

PĀRSKATS

par Meža attīstības fonda pasūtīto pētījumu

Pētījuma nosaukums: **„Atbalsts Latvijas meža nozares
interēšu pamatojumam Eiropas
Savienības bioloģiskās daudzveidības
stratēģijas 2030 ieviešanai”**

LĪGUMA NR.: Nr. 22-00-S0MF01-000002

IZPILDES LAIKS: 11.07.2022 – 15.11.2022

IZPILDĪTĀJS: Latvijas Valsts mežzinātnes institūts „Silava”

Pētījuma vadītājs: _____
Jānis Donis

Salaspils, 2022

Saturs

Ievads	5
1. ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijā iekļauto mērķu ietekme uz meža nozari, pamatojoties uz statistiskās meža inventarizācijas datiem	6
1.1. Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 mērķi	6
1.2. Meža biotopi Latvijā	7
1.3. Meža nozare Latvijā	10
1.4. Zaļās vienošanās ietekmes izvērtējums uz meža nozari, balstoties uz meža inventarizācijas datiem	14
1.4.1. Salīdzināmie scenāriji	14
1.4.2. Modelēšanā izmantotie dati un metodes	15
1.4.3. Modelēšanā rezultāti	17
2. Izvērtēt Eiropas komisijas izstrādātos priekšlikumus bioloģiskās daudzveidības aizsardzības mērķu iekļaušanai mežsaimniecības praksē (dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas), tostarp bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanai un atjaunošanai, kā arī ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanai	24
2.1. Eiropas komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”	24
2.2. Eiropas komisijas “Bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšana un atjaunošanas vadlīnijas”	25
2.3. Eiropas komisijas “Ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanas vadlīnijas”	25
3. Sniegt uz datiem pamatotu atbalstu, lai nodrošinātu meža apsaimniekošanas un meža nozares attīstības ieguldījumu virzību Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 nosacījumu ieviešanai	26
3.1. Latvija Eiropas klimatisko zonu kontekstā	26
3.2. Latvijas meža tipoloģija	26
3.3. Sukcesija un traucējums	27
3.3.1. Sukcesija	27
3.3.2. Traucējumi (disturbance)	28
3.4. Dabiskā traucējuma aģenti hemiboreālajos mežos	28
3.4.1. Uguns	28
3.4.2. Vējš	33
3.4.3. Sasalstošs ledus un sniegs	34
3.4.4. Citi abiotiskie traucējumi	35
3.4.5. Sēnes u.c. patogēni	35
3.4.6. Insekti	35
3.4.7. Zidītāji	35
3.5. Dabisko traucējumu režīms un kokaudzes struktūru dažāda tipa biotopos	36
3.6. Dabiskā traucējuma režīms kā meža apsaimniekošanas prototips	37
4. Konsultējoties ar Zemkopības ministrijas un Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijas pārstāvjiem, sagatavot skaidrojumus un pamatojumus Latvijas nostājas sagatavošanai un pamatojumam Eiropas Komisijas darba grupās par ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 mērķu sasniegšanas nosacījumiem meža ekosistēmās	40
Literatūras saraksts	41

Kopsavilkums

Zinātniskais pētījums: „Atbalsts Latvijas meža nozares interešu pamatojumam Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 ieviešanai”.

Izpildes laiks: 12.07.2022. – 15.11.2022.

Izpildītājs: Latvijas Valsts mežzinātnes institūts „Silva”.

Pētījuma zinātniskais vadītājs: J. Donis.

2019. gada 11. decembrī Eiropas komisija (EK) nāca klajā ar paziņojumu “Eiropas zaļā vienošanās” jeb “Eiropas zaļais kurss” (“European green deal”). Balstoties uz Eiropas zaļo kursu, 2020. g. 20. maijā EK nāca klajā ar paziņojumu par “ES biodaudzveidības stratēģiju 2030. gadam”.

Pētījuma mērķis ir nodrošināt zinātnisko atbalstu zemkopības ministrijai diskusijām ar Eiropas Komisiju vai citām ieinteresētajām pusēm Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 ieviešanas alternatīvu ietekmes uz meža nozari izvērtējumam.

Pētījuma uzdevumi:

Zemkopības ministrija ir izvirzījusi zemāk norādītos darba uzdevumus:

1. Izvērtēt ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijā iekļauto mērķu ietekmi uz meža nozari, pamatojoties uz statistiskās meža inventarizācijas datiem.
2. Izvērtēt Eiropas komisijas izstrādātos priekšlikumus bioloģiskās daudzveidības aizsardzības mērķu iekļaušanai mežsaimniecības praksē (dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas), tostarp bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanai un atjaunošanai, kā arī ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanai.
3. Sniegt uz datiem pamatotu atbalstu, lai nodrošinātu meža apsaimniekošanas un meža nozares attīstības ieguldījumu virzību Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 nosacījumu ieviešanai.
4. Konsultējoties ar Zemkopības ministrijas un Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijas pārstāvjiem, sagatavot skaidrojumus un pamatojumus Latvijas nostājas sagatavošanai un pamatojumam Eiropas Komisijas darba grupās par ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 mērķu sasniegšanas nosacījumiem meža ekosistēmās.

Rezultāti

1. Izvērtēt ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijā iekļauto mērķu ietekmi uz meža nozari, pamatojoties uz statistiskās meža inventarizācijas datiem.

Stratēģijā izvirzīts mērķis aizsargāt 30 % no sauszemes teritorijas, t.sk. stingri aizsargāt 10 % no sauszemes, tajā skaitā stingri aizsargāt visus atlikušos ES pirmatnējos un senos mežus. Izvērtētas dažādas iespējamās aizsargājamo teritoriju izvēles kombinācijas, balstot uz informāciju par mežaudžu u.c. zemju kategoriju īpatsvaru MSI datu bāzē. Iespējamie scenāriji izvērtēti, ņemot vērā mežaudžu un iznīkušu audžu aizņemto platību, kā arī citu potenciāli aizsargājamu vai stingri aizsargājamu zemes kategoriju platību Latvijas teritorijā. Tādējādi var pieņemt, ka stingrai aizsardzībai būtu pakļauti ~ 10 – 15 % no Latvijas mežaudzēm un aizsardzībai jeb apsaimniekošanai ar bezizcirtumu mežkopības metodēm 30 - 50% no mežaudzēm Latvijā.

Detāla ES bioloģiskās daudzveidības stratēģijā iekļauto mērķu ietekme uz meža nozari analizēta cita pētījuma (G.Šņepsts, 2022 “ Klimata scenāriju sociālekonomiskās ietekmes aprēķini”) ietvarā, kurā cita starpā salīdzināti 7 dažādi scenāriji.

Šajā pētījumā papildu augstāk minētajiem scenārijiem analizēts arī scenārijs, kurā paredz zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību (ZV50), kurš salīdzināts ar ikdienišķo scenāriju un scenāriju, kurā paredz Zaļās vienošanās ietvarā 30 % mežu aizsardzību.

Iepriekšējos pētījumos metodiski bija uzstādījums saglabāt galvenajā cirtē nocērtamo apjomu esošajā līmenī. Tas nozīmē, ka nocirstais koksnes apjoms (koksnes pieejamība) visos scenārijos ir līdzīgs. No salīdzinātajiem 3 scenārijiem vislielākā ietekme uz nodarbinātību mežsaimniecībā ir scenārijam ZV50, kā rezultātā nodarbinātība mežsaimniecībā varētu samazināties par 15 %.

2. Izvērtēt Eiropas komisijas izstrādātos priekšlikumus bioloģiskās daudzveidības aizsardzības mērķu iekļaušanai mežsaimniecības praksē (dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas), tostarp bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanai un atjaunošanai, kā arī ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanai.

Analizētas EK sagatavotās “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”. Pašreizējā stadijā EK paredz, ka to izmantošana komerciālajos mežos būs brīvprātīga. Analizēti iespējamie izaicinājumi saistībā uz pāreju no pašreizējās mežkopības prakses uz dabai tuvāku mežsaimniecību. Pāreja uz “dabai tuvāku mežsaimniecību” var apgrūtināt gaismas prasīgo sugu atjaunošanos un vismaz īstermiņā var samazināt ekonomisko efektivitāti. Konstatēts, ka daļa no rekomendācijām jau ir ieviestas Latvijas normatīvajos aktos kā prasība.

Izvērtējot “Ilgstoši neskarto un “dabisko mežu” izdalīšanas darba dokumentu, konstatēts, ka pašlaik nav strikti noteiktas definīcijas un dokumenta melnraksts paredz vienotus principus primāro un veco mežu definīcijai, tomēr konkrētas indikatoru vērtības atstājot katras valsts ziņā.

EFI dokuments par Closer-to-Nature Forest Management norādīts uz t.s. TRIAD principu. Konstatēts, ka arī apmežošanas vadlīnijās (DRAFT GUIDELINES ON BIODIVERSITY-FRIENDLY AFFORESTATION, REFORESTATION AND TREE PLANTING) ir relatīvi vispārīgas, tomēr daļu, kas attiecas uz meža atjaunošanu, vajadzētu attiecināt tikai uz “Closer to Nature Forests” zonu, kaut gan daļu no tām varētu attiecināt arī uz plantāciju zonu.

3. Sniegt uz datiem pamatotu atbalstu, lai nodrošinātu meža apsaimniekošanas un meža nozares attīstības ieguldījumu virzību Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 nosacījumu ieviešanai.

Izvērtēti pašreizējās mežkopības prakses (vienlaidus atjaunošanas cirtes, pakāpeniskās un izlases ciršu (bezizcirtumu mežsaimniecības)) iespējas un izaicinājumi saistībā ar ES bioloģiskās daudzveidības stratēģijā minētajiem pasākumiem mežsaimniecībā. Sagatavots literatūras apskats par dabiskajiem traucējumiem kā mežkopības metožu prototipu.

4. Konsultējoties ar Zemkopības ministrijas un Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijas pārstāvjiem, sagatavot skaidrojumus un pamatojumus Latvijas nostājas sagatavošanai un pamatojumam Eiropas Komisijas darba grupās par ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 mērķu sasniegšanas nosacījumiem meža ekosistēmās.

Sadarbībā ar Zemkopības ministriju analizētas uz “Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas pamata izstrādātās dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas, vadlīnijas bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanai un atjaunošanai, un vadlīnijas ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanai. Konstatēta virkne neskaidrību, par kurām attiecīgi sagatavota informācija darba sanāksmēm, kurā ministrijas pārstāvji piedalās.

Ievads

Eiropas komisija (EK) 2019. gada 11. decembrī nāca klajā ar paziņojumu “Eiropas zaļā vienošanās” jeb “Eiropas zaļais kurss” (“European green deal”). Balstoties uz Eiropas zaļo kursu, 2020. g. 20. maijā EK nāca klajā ar paziņojumu par “ES biodaudzveidības stratēģiju 2030. gadam”. Lai līdz 2030. gadam biodaudzveidība nostātos uz atlabšanas ceļa, EK uzskata, ka ciešāk jāpievēršas dabas aizsargāšanai un atjaunošanai. Tas būtu jādara, pilnveidojot un paplašinot aizsargājamo teritoriju tīklu un izstrādājot tālejošu ES Dabas atjaunošanas plānu. EK uzskata, ka par aizsargājamiem būtu jānosaka vismaz 30 % ES sauszemes, bet no tā vismaz 1/3 būtu stingri jāaizsargā. Šādas stingras aizsardzības sakarībā ļoti svarīgi būs definēt, kartēt, monitrēt un stingri aizsargāt visus atlikušos ES pirmatnējos un senos mežus. Papildu stingrai visu atlikušo ES pirmatnējo un seno mežu aizsardzībai ES ir jāpalielina savu mežu platība, kvalitāte un izturēspēja, jo īpaši pret ugunsgrēkiem, sausumu, kaitēkļiem, slimībām un citiem apdraudējumiem, kuri varētu pieaugt klimata pārmaiņu ietekmē. Savukārt 2021. g. 16. jūlijā EK nāca klajā ar paziņojumu COM(2021) 572 par “Jaunu ES mežu stratēģiju 2030. gadam”. Tā sakņojas Eiropas “zaļajā kursā” un ES Biodaudzveidības stratēģijā 2030. gadam, un tajā ir atzīta mežu svarīgā un daudzfunkcionālā loma un mežsaimnieku un visas meža resursu vērtības ķēdes devums ilgtspējīgas un klimatneitrālas ekonomikas izveidē līdz 2050. gadam. Šāda mēroga izmaiņas atstās ietekmi gan uz sabiedrību kopumā, gan arī tajā skaitā uz meža nozari.

Virkne no augstākminēto dokumentu precizējošajām vadlīnijām un regulu melnrakstiem jau ir publiski pieejami, bet par daļu no tiem vēl notiek diskusijas dažādās darba grupās. Pētījuma mērķis ir nodrošināt zinātnisko atbalstu zemkopības ministrijai diskusijām ar Eiropas Komisiju vai citām ieinteresētajām pusēm Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 ieviešanas alternatīvu ietekmes uz meža nozari izvērtējumam.

Tādēļ Zemkopības ministrija ir izvirzījusi zemāk norādītos darba uzdevumus:

1. Izvērtēt ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijā iekļauto mērķu ietekmi uz meža nozari, pamatojoties uz statistiskās meža inventarizācijas datiem.
2. Izvērtēt Eiropas komisijas izstrādātos priekšlikumus bioloģiskās daudzveidības aizsardzības mērķu iekļaušanai mežsaimniecības praksē (dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas), tostarp bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanai un atjaunošanai, kā arī ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanai.
3. Sniegt uz datiem pamatotu atbalstu, lai nodrošinātu meža apsaimniekošanas un meža nozares attīstības ieguldījumu virzību Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 nosacījumu ieviešanai.
4. Konsultējoties ar Zemkopības ministrijas un Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijas pārstāvjiem, sagatavot skaidrojumus un pamatojumus Latvijas nostājas sagatavošanai un pamatojumam Eiropas Komisijas darba grupās par ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 mērķu sasniegšanas nosacījumiem meža ekosistēmās.

1. ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijā iekļauto mērķu ietekme uz meža nozari, pamatojoties uz statistiskās meža inventarizācijas datiem

1.1. Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 mērķi

2020. g. 20. maijā EK nāca klajā ar paziņojumu par “ES biodaudzveidības stratēģiju 2030. gadam”. Stratēģija paredz, ka, lai līdz 2030. gadam biodaudzveidība nostātos uz atlabšanas ceļa, nepieciešams ciešāk pievērsties dabas aizsargāšanai un atjaunošanai. Tas būtu jādara, pilnveidojot un paplašinot aizsargājamo teritoriju tīklu un izstrādājot tālejošu ES Dabas atjaunošanas plānu. Stratēģija paredz, ka Eiropas Savienības dabas aizsardzībai un atjaunošanai nepieciešams izstrādāt vienotu aizsargājamo teritoriju tīklu. Par aizsargājamiem, cita starpā, būtu jānosaka **vismaz 30 % ES sauszemes**, savukārt stingri jāaizsargā būtu vismaz viena trešdaļa aizsargājamo teritoriju, proti, **10 % ES sauszemes**. Stingras aizsardzības sakarībā ļoti svarīgi būs definēt, kartēt, monitorēt un stingri aizsargāt **visus atlikušos ES pirmatnējos un senos mežus**. Lai Eiropas dabas tīkls kļūtu patiesi vienots un izturēspējīgs, svarīgi būs izveidot ekoloģiskos koridorus.

Stratēģijā paredzēts, ka tiks noteikti ES dabas atjaunošanas mērķrādītāji, kā arī ES metodika par to, kā kartēt, novērtēt un panākt labu ekosistēmisko stāvokli, kurš ļautu nodrošināt tādus ieguvumus kā klimata regulēšana, ūdensrežīma regulēšana, augsnes veselība, apputeksnēšana un katastrofu novēršana un aizsardzība pret tām.

Stratēģija paredz, ka vismaz 10 % lauksaimniecības platību steidzami atkal jāpadara par tādām, kurās ir daudzveidības ziņā augstvērtīgi ainavas elementi.

Dalībvalstīm vajadzētu līdz 2030. gadam nodrošināt, ka neviena aizsargājamā biotopa un sugas saglabāšanās tendences un stāvoklis nepasliktinās. Turklāt dalībvalstīm būs jānodrošina, ka vismaz **30 % sugu un biotopu, kuru stāvoklis patlaban nav labvēlīgs, nonāk labvēlīgā stāvoklī vai uzrāda ļoti pārliecinošu virzību uz to**. 2020. gadā Komisija un Eiropas Vides aģentūra dos dalībvalstīm metodiskus norādījumus par to, kā sugas un biotopus atlasīt un prioritizēt.

Stratēģija paredz, ka jāsakārto zemes aizņemšanas jautājums un jāatjauno augsnes ekosistēmas, kā arī **jāpalielina mežu platība** un jāuzlabo to veselība un izturēspēja.

Papildu stingrai visu atlikušo ES pirmatnējo un seno mežu aizsardzībai ES ir jāpalielina savu mežu platība, kvalitāte un izturēspēja, jo īpaši pret ugunsgrēkiem, sausumu, kaitēkļiem, slimībām un citiem apdraudējumiem, kuri varētu pieaugt klimata pārmaiņu ietekmē. Lai meži saglabātu savu funkciju gan biodaudzveidības, gan klimata ziņā, tie visi jāuztur pie labas veselības. Izturēspējīgāki meži balsta noturīgāku ekonomiku. Turklāt tie ir nozīmīgi aprites bioekonomikai vajadzīgo materiālu, produktu un pakalpojumu nodrošinātāji.

Meža platībām, kam ir apsaimniekošanas plāni, būtu jāaptver visi apsaimniekotie publiskie meži un augošs skaits privāto mežu un būtu jāturpina un tālāk jāattīsta biodaudzveidībai labvēlīga prakse, piemēram, dabai tuvāka mežsaimniecība.

Saskaņā ar Atjaunojamo energoresursu direktīvu Komisijai 2021. gadā vajadzēja izstrādāt arī operacionālus norādījumus par jaunajiem ilgtspējas kritērijiem attiecībā uz meža biomasas izmantošanu enerģijas ražošanai (2022. g. vasarā ir pieejams šī dokumenta melnraksts).

Lai pilsētās atgrieztu dabu un atalgotu vietējo kopienu rīcību, Komisija aicināja Eiropas pilsētas, kurās ir vismaz 20 000 iedzīvotāju, līdz 2021. gada beigām izstrādāt tālejošus pilsētas zaļināšanas plānus. Tiem būtu jāietver pasākumi, kuru mērķis ir radīt biodaudzveidīgus un pieejamus pilsētas mežus, parkus un

dārzus, pilsētsaimniecības, zaļos jumtus un zaļās sienas, alejas, pilsētplāvas un pilsētas dzīvžogus. Turklāt tiem būtu jāpalīdz uzlabot zaļo zonu savienotību, izskaust pesticīdu izmantošanu, ierobežot pilsētu zaļo zonu pārmērīgu pļaušanu un citu biodaudzveidībai kaitīgu praksi. Šādu plānu izstrādē varētu likt lietā rīcībpolitiskus, regulatīvus un finansiālus instrumentus (2022. g. rudenī ir pieejams Urban Greening Plan Guidance draft).

1.2. Meža biotopi Latvijā

Mežaudzes, iznīkušas audzes, degumi, vējgāzes, izcirtumi atbilstoši LVMI Silava veiktā nacionālā meža monitoringa datiem aizņem 50,2 % no valsts teritorijas (3,299 milj. ha), tajā skaitā mežaudzes – 3,238 milj. ha. Purvi aizņem 1,84 %, savukārt lauksaimniecībā izmantojamās zemes aizņem 35,08 % no valsts teritorijas. Mežaudžu platību sadalījums pa valdošajām sugām un vecumgrupām atbilstoši MSI datiem atspoguļots 1.1.tabulā.

1.1 tabula

Mežaudžu platība pa valdošajām koku sugām un vecuma desmitgadēm, tūkst. ha

Valdošā suga	1_0	11_20	21_30	31_40	41_50	51_60	61_70	71_80	81_90	91_100	101_110	111_120	121_130	131_140	141_150	151_160	>160	Kopā
Priede	39.19	61.03	43.71	24.47	31.49	55.86	83.96	102.72	107.33	93.75	60.13	41.59	29.96	22.72	15.53	9.94	14.81	838.21
Egļe	57.94	82.01	60.31	79.63	99.41	74.74	43.25	39.78	33.74	21.21	14.54	9.28	6.10	2.37	1.23	0.75	2.40	628.69
Bērzs	125.40	145.70	108.75	68.44	78.52	119.87	111.14	72.77	29.27	14.42	4.43	1.79	0.29	0.40	0.17			881.35
Melnalksnis	34.85	30.19	14.43	20.72	27.20	32.80	23.18	15.98	3.30	3.26								205.93
Apse	68.37	49.51	31.81	14.70	20.07	24.88	25.29	14.75	8.05	4.11	0.86	0.40						262.79
Baltalksnis	96.12	64.59	43.25	46.33	49.30	18.05	4.41	1.25										323.31
Ozols	1.74	3.67	1.04	0.86	2.31	2.22	1.33	1.79	0.91	2.40	1.70	0.22		0.40	0.34		1.88	22.81
Osis	2.38	1.57	0.58	0.67	0.65	0.21	1.00	0.89	1.31								0.40	9.65
Citas sugas	7.15	13.71	12.46	8.11	9.77	3.39	3.87	2.77	1.60	0.80	1.20		0.75					65.58
Visas sugas	433.14	451.97	316.33	263.93	318.72	332.04	297.44	252.70	185.52	139.94	82.86	53.27	37.10	25.89	17.27	10.69	19.49	3238.32

Pieaugušas un pāraugušas audzes aizņem ap 586 tūkst. ha, jeb 9,08 % no Latvijas teritorijas (skat. 1.2 tabula).

1.2. tabula

Pieaugšu un pāraugušu mežaudžu platība un īpatsvars Latvijas teritorijā, tūkst. ha

Valdošā suga	Pāraudzis	Pieaudzis	Pieaugušas un pāraugušas kopā
Priede	40.28	101.72	142
Egļe	12.85	54.95	67.8
Bērzs	21.5	102.04	123.54
Melnalksnis	3.26	19.28	22.54
Apse	53.46	44.95	98.41
Baltalksnis*	73.01	46.33	119.34
Ozols	2.22	1.92	4.14
Osis	0.4	1.31	1.71
Citas sugas**	2.75	4.37	7.12
Visas sugas	209.73	376.87	586.6

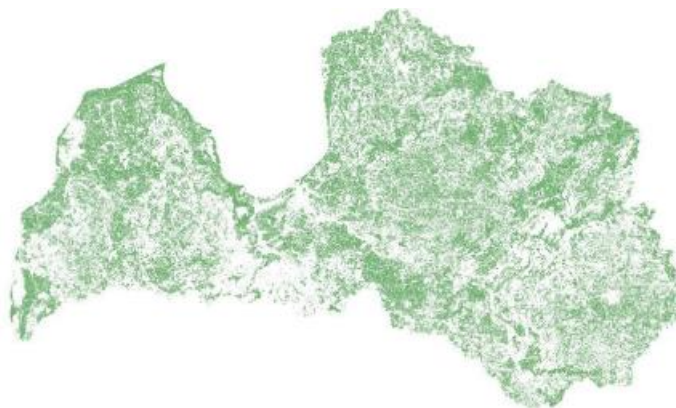
*Pieņemts, ka pieaugušas ir 31-40 g.v. audzes, bet pāraugušas -vecākas par 40 g.

**Pieņemts, ka pieaugušas ir 71-90 g.v. audzes, bet pāraugušas -vecākas par 90 g.

Atbilstoši MSI datiem Latvijā varētu runāt par 209 tūkst. ha mežu, kas būtu uzskatāmi par potenciāli veciem.

Mežaudžu, kas augstākas par 5m, telpiskais izvietojums atbilstoši Meža bioloģiskās daudzveidības monitoringa datiem

Mežaudžu, kuru kokaudžu augstums ir 5 m vai vairāk, karte ar 20 m pikseļu lielumu, atspoguļota 1.1. attēlā. To platība aizņem 2742 tūkst. ha. Ja izvēlas 100 m pikseļa lielumu, tad šādu mežaudžu platība ir 2768 tūkst. ha (skat. 1.3.tabula).



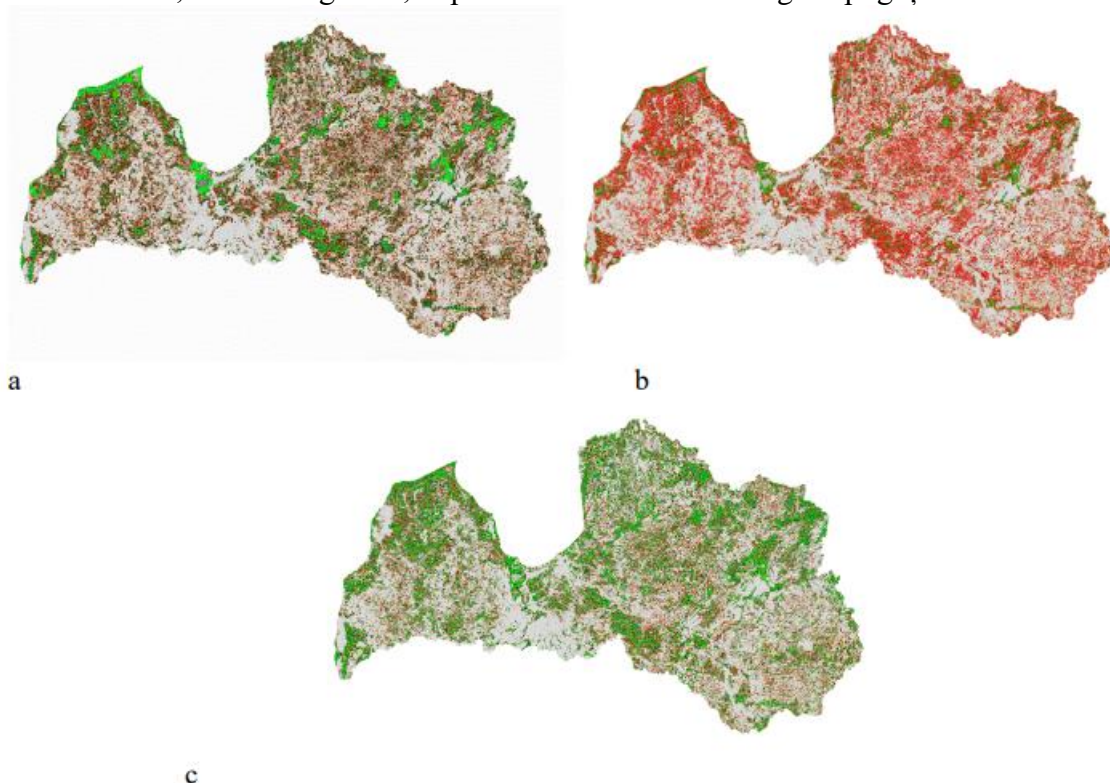
1.1. attēls. Mežaudžu, 5m un augstāku, platību karte (20×20m pikselis) 2020.g.

1.3.tabula.

Mežaudžu (5 m un augstāku) platību iedalījums telpiskā raksta klasēs 2020. g., izmantojot dažāda izmēra minimālās kartēšanas vienības un malas platumu, ha

Ainavas raksta klase	MSPA-klase	100×100 m & 100m mala		20×20m & 100m mala		20×20m & 40m mala	
		Platība	Skaits	Platība	Skaits	Platība	Skaits
Kodola zona	CORE	937677	34355	427754	67624	1189759	176264
Sala	ISLET	141980	36994	239926	328345	100632	310619
Iekšējā mala	PERFORATION	48157	2459	13436	1586	60598	22368
Ārējā mala	EDGE	944596	18011	892525	40462	917477	93246
Cilpa	LOOP	48987	9781	60598	13168	54292	85927
Tilts	BRIDGE	324644	37829	949559	103715	246507	248136
Zars	BRANCH	321323	114534	157940	327233	172747	799136
Kopā		2767642		2742013		2742013	

Mežaudžu, 5 m un augstāku, telpiskā raksta klases 2020. g. atspoguļotas 1.2.attēlā.



1.2. attēls. Mežaudžu, 5 m un augstāku, telpiskā raksta klases 2020. g. (zaļš – kodols, brūns – sala, dzeltens – cilpa, sarkans – tilts, zils- iekšējā mala, melns – ārējā mala, oranžs - zars). a) pikselis 100²m un 100 m mala, b) 20²m pikselis un 100 m mala c) 20²m pikselis un 40 m mala.

Meža platību sadalījums pa ES nozīmes mežu biotopu veidiem

Izmantojot datu bāzes “Ozols” publiski pieejamo informāciju, Eiropas nozīmes meža biotopi atbilstoši “dabas skaitīšanas” datiem konstatēti 275874 ha platībā jeb 4,27 % no Latvijas teritorijas (skat. tabula 1.4).

1.4. tabula

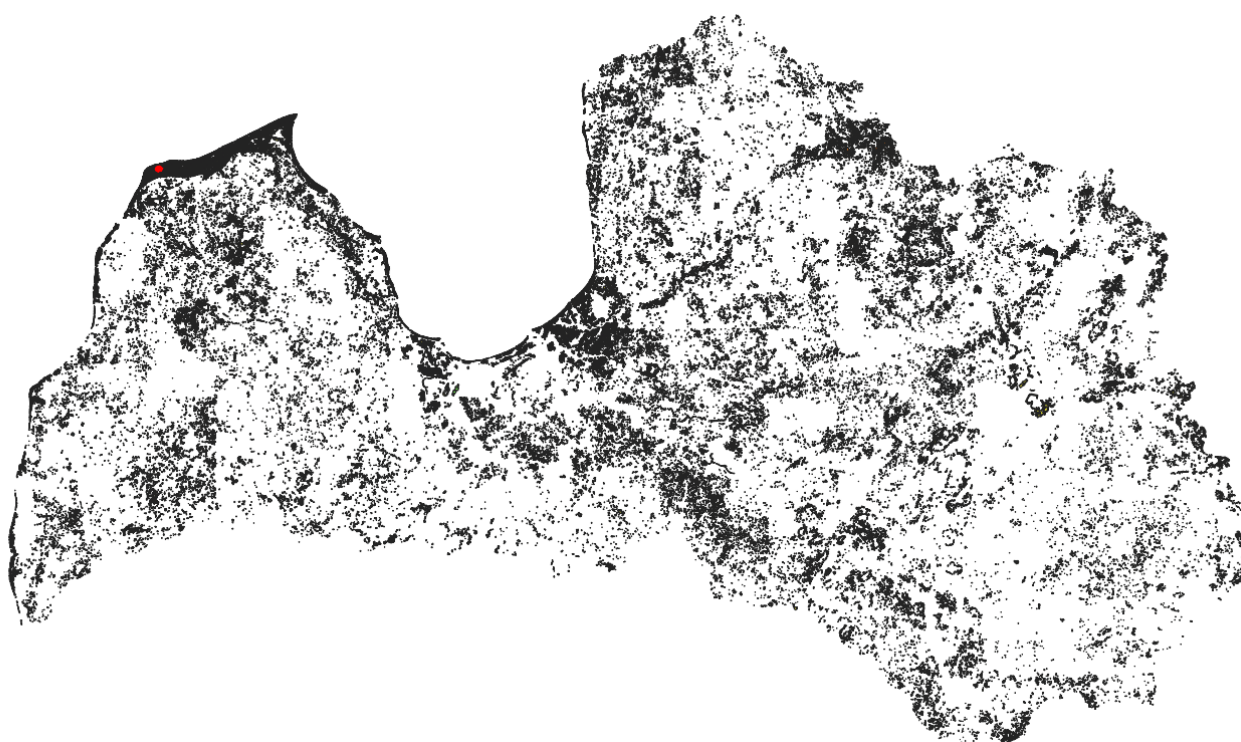
Eiropas nozīmes meža biotopu platības atbilstoši biotopu veidiem (kods) pēc datu bāzes “Ozols” datiem (2022)

Kods	Nosaukums	Platība, ha	Īpatsvars, % no LV	skaits	Vid. platība, ha
2180	Mežainas piejūras kāpas	54261	0.84	13110	4.14
9010*	Veci vai dabiski boreāli meži	74151	1.15	31532	2.35
9020*	Veci jaukti platlapju meži	13859	0.21	4852	2.86
9050	Lakstaugiem bagāti egļu meži	18474	0.29	7895	2.34
9060	Skujkoku meži uz osveida reljefa formām	1713	0.03	478	3.58
9070	Meža ganības	263	0.004	110	2.39
9080*	Staignāju meži	25581	0.40	13300	1.92
9160	Ozolu meži (ozolu, liepu un skābaržu meži)	2629	0.04	1210	2.17
9180*	Nogāžu un gravu meži	6039	0.09	2797	2.16
91D0*	Purvaini meži	65978	1.02	18340	3.60
91E0*	Aluviāli meži (aluviāli krastmalu un palieņu meži)	11970	0.18	5675	2.11

Kods	Nosaukums	Platība, ha	Īpatsvars, % no LV	skaits	Vid. platība, ha
91F0	Jaukti ozolu, gobu, ošu meži gar lielām upēm	599	0.009	356	1.68
KOMM1	Platlapju meži gar upēm	329	0.005	142	2.32
KOMM2	Aluvialie platlapju meži	14	0.0002	10	1.38
KOMM5	Nogāžu palieņu meži	13	0.0002	2	6.54

Papildus tam ar meža apsaimniekošanu cieši saistīti ir arī biotopi - Aktīvi augstie purvi (7110*), kas reģistrēti 107020 ha platībā (1,66 % no Latvijas teritorijas) un Degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās (7120), kas reģistrēti 12911 ha platībā (0,20 % no Latvijas teritorijas).

Īpaši aizsargājamo meža biotopu telpiskais izvietojums (MVR dati, OZOLS) atspoguļots 1.3. attēlā.



1.3. attēls. Eiropas nozīmes īpaši aizsargājamo meža biotopu izvietojums Latvijā (“Dabas skaitīšanas” dati)

1.3. Meža nozare Latvijā

Par meža nozari Latvijā tiek uzskatītas mežsaimniecība, kokrūpniecība un mēbeļu ražošana. To daļa iekšzemes kopproduktā 2020. gadā veidoja 5,3 %, savukārt eksporta apjoms sasniedza 2,6 miljardus eiro – 19 % no valsts kopējā eksporta.

Atbilstoši “Saimniecisko darbību statistiskā klasifikācija Eiropas Kopienā, 2. redakcija” (Statistical classification of economic activities in the European Community) klasifikatoram NACE2 sadaļā A LAUKSAIMNIECĪBA, MEŽSAIMNIECĪBA UN ZIVSAIMNIECĪBA aprakstīta nodaļa 02 Mežsaimniecība un mežizstrāde. Iedalot atbilstošās nodaļas saimnieciskās darbības klasēs, klasifikatorā ir noteiktas sekojošas klases:

02.10 Mežkopība un citas mežsaimniecības darbības;

02.20 Mežizstrāde;

02.30 Meža produktu vākšana;

02.40 Mežsaimniecības palīgdarbības.

Klasifikatorā norādīts, ka šīs darbības var veikt dabiskajos vai antropogēni atjaunos / stādītajos mežos.

Tiešā veidā citi saimnieciskās darbības veidi, kuri notiek meža zemēs (Meža likuma izpratnē):

- Ceļu un maģistrāļu būvniecība (klase 42.11);
- Klasē “Būvlaukumu sagatavošana” iekļauto lauksaimniecības vai mežsaimniecības zemes nosusināšana (meliorācija) (klase 43.12);
- Klasē “Transports un uzglabāšana” iekļauto kokmateriālu pārvadājumi pa autoceļiem (klase 49.41).

Ar meža apsaimniekošanu tieši nesaistītas, bet meža apsaimniekošanu ietekmējošas ir NACE 2 klasifikatorā uzskaitītās:

- Kūdras ieguve (klase 08.92);
- Elektroenerģijas ražošana (35.11);
- Telpu un aprīkojuma nodrošināšana apmeklētāju īslaicīgas uzturēšanās mērķiem atpūtas parkos, mežos un nometnēs (klase 55.30);
- Kempingi, autopiķabju laukumi, atpūtas nometnes, makšķerēšanas un medību bāzes (klase 55.30);
- Pārējo pētījumu un eksperimentālo izstrāžu veikšana dabaszinātnēs un inženierzinātnēs (klase 72.19);
- Tūrisma operatoru pakalpojumi (klase 79.12);
- Dabas rezervātu darbība, ieskaitot dzīvās dabas aizsardzību (klase 91.04);
- Citas sporta nodarbības (sporta zvejas un medību rezervātu darbība, sporta vai amatieru medību un zvejas atbalsta pakalpojumi, medības kā sporta vai izklaides pasākumi un ar tām saistītie pakalpojumi) (klase 93.19);
- Atpūtas parku darbība (bez izmitināšanas) (klase 93.29);
- Profesionālu organizāciju darbība (klase 94.12);
- Citur neklasificētu organizāciju darbība (klase 94.99);
- Pašpatēriņa preču ražošana individuālajās mājsaimniecībās (klase 98.10)

NACE sadaļā C APSTRĀDES RŪPNIECĪBA ietilpst nodaļa 16 - Koksnes, koka un korķa izstrādājumu ražošana, izņemot mēbeles; salmu un pīto izstrādājumu ražošana, kā arī nodaļa 31 - Mēbeļu ražošana.

Nodaļā 16 tiek iedalītas klasē 16.10 Zāģēšana, ēvelēšana un impregnēšana un klase 16.20 koka, korķa, salmu un pīto izstrādājumu ražošana.

1.3.1.Meža īpašnieki

Apmēram puse (49 %) Latvijas mežu pieder valstij, pašvaldībām – 3 %, privātā īpašumā - 48 %. Privāto zemju īpašniekiem, kuru kopējais skaits ir aptuveni 113,6 tūkstoši, t.sk. juridiskās personas, fiziskās personas un kopīpašumā (Donis, 2018).

Privāto īpašumu sadalījums pa lielumu grupām un īpašnieku skaits.

Pēc Valsts zemes dienesta (VZD) datu bāzes datiem privāto personu īpašumā, īpašumos, kuru lietošanas mērķis ir lauksaimniecība vai mežsaimniecības zeme, un īpaši aizsargājamās dabas teritorijas, kurās saimnieciskā darbība ir aizliegta ar normatīvo aktu, ir 1,53 milj. ha mežu, bet pēc VMD datu bāzes ir 1,51 milj. ha mežu (VMD datu bāzē nav informācijas par zemes lietošanas mērķi). Šie skaitļi nav tieši salīdzināmi, jo VMD datu bāzē ir atspoguļoti tikai tie īpašumi, kuros ir veikta meža inventarizācija, savukārt VZD datu bāzē ir atspoguļota informācija pēc zemes uzmērīšanas/ ierādīšanas datiem par zemes lietošanas veidu. Pēc VZD datu bāzēm lielākā daļa no privāto personu (fizisko, kopīpašumā un juridisko personu) esošajām mežu platībām ir īpašumu grupās no “10-20 ha”, ”20-50 ha” un “virs 1000 ha”. (skat. 1.5. tabula).

1.5. tabula

Fizisko, kopīpašumā un juridisko personu meža īpašumu sadalījums platības grupās, ha.

Grupa	Meža platība pēc VZD (2020)	Procenti (VZD)	Meža platība pēc VMD (2018)	Procenti (VMD)
<5.0 ha	135187.4	8.8	105504.5	7.0
5.01 - 10.0 ha	157531.0	10.2	148564.6	9.8
10.01 - 20.0 ha	219072.6	14.2	223729.7	14.8
20.01 - 50.0 ha	272316.4	17.7	305774.2	20.2
50.01 - 100.0 ha	124071.4	8.1	148426.2	9.8
100.01 - 200.0 ha	70100.7	4.6	82004.3	5.4
200.01 - 500.0 ha	75235.3	4.9	84775.6	5.6
500.01 -1000.0 ha	58537.1	3.8	58420.9	3.9
virs 1000.01 ha	425394	27.7	358248.5	23.6
Kopā	1537446	100.0	1515448.6	100.0

Pēc VMD datiem 2018. g. bija 113,6 tūkst. īpašnieku meži, no kuriem mazāk nekā 5 ha ir 50 % meža īpašnieku. Vairāk par 1000 ha mežu ir 84 īpašniekiem (skat. 1.6. tabula). Ņemot vērā uzņēmumu konsolidāciju u.c. darījumus ar meža īpašumiem, ticamākais, ka meža īpašnieku skaits 2022. g. ir samazinājies un arī turpinās samazināties.

1.6. tabula

Fizisko personu un juridisko personu skaits sadalījumā pa īpašuma lieluma grupām

Grupa	Īpašnieku skaits (VMD)	Procenti (VMD)
<5.0 ha	56305	49.6
5.01 - 10.0 ha	23553	20.7
10.01 - 20.0 ha	18297	16.1
20.01 - 50.0 ha	11713	10.3
50.01 - 100.0 ha	2577	2.3
100.01 - 200.0 ha	655	0.6
200.01 - 500.0 ha	288	0.3
500.01 -1000.0 ha	89	0.1
virs 1000.01 ha	84	0.1
Kopā	113561	100.0

2018. g. nekustamajos īpašumos ar lietošanas mērķi lauksaimniecība, kopumā bija vairāk nekā 1,34 milj. ha meža (VZD) dati. Savukārt LIZ tajos aizņēma attiecīgi 1,31 milj. ha. Savukārt nekustamajos īpašumos ar lietošanas mērķi mežsaimniecība, kopumā ir 0,47 milj. ha meža (VZD) LIZ šajos īpašumos ir vien 38,3 tūkst. ha, jeb gandrīz 10 reizes mazāk nekā mežs. Nekustāmie īpašumi ar lietošanas mērķi "Īpaši aizsargājamās dabas teritorijas, kurās saimnieciskā darbība ir aizliegta ar normatīvo aktu" NĪLM 0202 bija noteikta 698 ha mežu.

Platību sadalījums pēc saimnieciskās darbības režīma dažādas īpašuma lieluma grupās (VMD dati 2018), ha atspoguļots 1.7.tabulā.

Platību sadalījums pēc saimnieciskās darbības režīma dažādas īpašuma lieluma grupās (VMD dati 2018), ha

Īpašumu lieluma grupa	Aizl. mežsaimn. darbība	Aizl. kopšanas cirte	Aizl. galvenā cirte	Aizl. kailcirte	Bez saimn. darb.ierob.	Kopā
<5.0 ha	367.2	441.8	814.6	8639.4	95241.5	105504.5
5.01 - 10.0 ha	643.9	943.2	740.2	9550.9	136686.4	148564.6
10.01 - 20.0 ha	828.1	1348.2	1340.1	14304.0	205909.2	223729.7
20.01 - 50.0 ha	1597.3	2290.0	1823.6	19968.2	280095.1	305774.2
50.01 - 100.0 ha	823.7	1537.8	1069.1	10013.6	134982.0	148426.2
100.01 - 200.0 ha	902.8	711.2	525.9	4517.9	75346.5	82004.3
200.01 - 500.0 ha	691.8	598.3	857.9	4362.5	78265.2	84775.6
500.01 -1000.0 ha	509.0	388.9	384.7	3140.9	53997.3	58420.9
virs 1000.01 ha	2695.0	2015.3	1975.5	15743.4	335819.3	358248.5
Kopā	9058.9	10274.7	9531.7	90240.9	1396342.5	1515448.6

Dabas aizsardzības mērķu vārdā ir būtiski ierobežota mežsaimnieciskā darbība (aizliegta mežsaimnieciskā darbība, aizliegta kopšanas cirte un galvenā cirte, aizliegta galvenā cirte) 29,4 tūkst. ha, jeb 1,9 % no kopējās meža platības privātajos mežos. Kailcirte ir aizliegta 90,2 tūkst. ha jeb 5,95 % no mežu platības. Dati par 2022.g. sadalījumā pa īpašumu lielumiem nav pieejami.

1.3.2. Pakalpojumu sniedzēji meža īpašniekiem/apsaimniekotājiem

Meža inventarizācijas veicēji

Latvijā VMD ir sertificēti ap 550 meža inventarizācijas veicēji.¹

Tā kā meža inventarizācija ir jāveic reizi 20 gados, var pieņemt, ka ik gadus inventarizācija tiek veikta 5 % no platības, jeb 150 tūkst. ha.

Biotopu un sugu eksperti

Virknē īpaši aizsargājamo dabas teritoriju, piem., nacionālie parki, meža apsaimniekošanas plāna izstrādē nepieciešams veikt Dabas vērtību inventarizāciju. To var veikt meža biotopu jomā sertificēts eksperts. DAP reģistrēti 101 meža un virsāju biotopu eksperts².

Mežsaimniecisko darbu veicēji

Uzņēmumu, kuriem Lursoft datu bāzē pieejama informācija par reģistrēto NACES kodu, sarakstā tiek rādīti uzņēmumam aktuālajā gadā reģistrētie NACE dati.

NACE 2.10 Lursoft datu bāzē 2022. g. reģistrēti 1172 Latvijas uzņēmumi. Tomēr jānorāda, ka daļā gadījumu mežizstrādi veic arī mājsaimniecībās pašnodarbinātie (meža īpašnieki).

Mežizstrādes pakalpojumi

NACE 02.20 |Lursoft datu bāzē reģistrēti 1635 Latvijas uzņēmumi. Daļā gadījumu mežizstrādi veic arī mājsaimniecībās pašnodarbinātie (meža īpašnieki).

Meža produktu vākšana

NACE 02.30. Lursoft datu bāzē 2022. g. reģistrēti 18 Latvijas uzņēmumi. Tomēr jānorāda, ka meža produktu vākšanu veic arī mājsaimniecībās pašnodarbinātie.

¹ [Meža inventarizācijas veicēju saraksts \(vmd.gov.lv\)](http://vmd.gov.lv)

² [Katalogs | Dabas aizsardzības pārvalde](#)

Mežsaimniecības palīgdarbības

NACE 02.40 Lursoft datu bāzē 2022. g. reģistrēti 480 Latvijas uzņēmumi.

1.3.3.Kokrūpniecība

NACE 16 |KOKSNES, KOKA UN KORĶA IZSTRĀDĀJUMU RAŽOŠANA, IZŅEMOT MĒBELES; SALMU UN PĪTO IZSTRĀDĀJUMU RAŽOŠANA

NACE 16.1 Zāģēšana, ēvelēšana un impregnēšana. Lursoft datu bāzē 2022. g. reģistrēti 933 Latvijas uzņēmumi.

NACE 16.2 koka, korķa, salmu un pīto izstrādājumu ražošana. Lursoft datu bāzē 2022. g. reģistrēti 1438 Latvijas uzņēmumi.

Tajā skaitā

16.21 Finiera lokšņu un koka paneļu ražošana reģistrēti 72 uzņēmumi

16.22 Parketa paneļu ražošana reģistrēti 6 uzņēmumi

16.23 Namdaru un galdniecības izstrādājumu ražošana – reģistrēti 683 uzņēmumi

16.24 Koka taras ražošana – reģistrēti 190 uzņēmumi

16.29 Pārējo koka izstrādājumu ražošana, korķa, salmu un pīto izstrādājumu ražošana – reģistrēti 487 uzņēmumi.

Mēbeļu ražošana NACE - 31.0 . Lursoft datu bāzē 2022. g. reģistrēti 1106 Latvijas uzņēmumi.

1.4. Zaļās vienošanās ietekmes izvērtējums uz meža nozari, balstoties uz meža inventarizācijas datiem

1.4.1. Salīdzināmie scenāriji

Pašreiz konkrēta aizsargājamo platību izvēle valsts līmenī nav veikta, bet VARAM finansēta pētījumu ietvaros tiek noteiktas potenciālās aizsargājamo teritoriju prioritārās vietas. Tādēļ iespējamie scenāriji izvērtēti: 1) pieņemot, ka meža aizsardzībai tiek atvēlēti 30 % no meža teritorijas, t.sk. 10 % stingri aizsargāti un 2) aizsargāti 50 % mežu t.sk. stingri aizsargāti 16,7 % mežu. Šādu scenāriju pamatojums balstīts uz faktu, ka citi iespējamie scenāriji (piem., galvenās cirtes apjoma samazināšana līdz 70 %, 30 % aizsardzība kombinācijā ar intensīvu mežsaimniecību pārējos mežos un neizmantoto lauksaimniecības zemju apmežošanu), ir analizēti pētījumā “Klimata scenāriju sociālekonomiskās ietekmes aprēķini” (G.Šņepsts, 2022). Savukārt ņemot vērā, ka mežaudzes un iznīkušas audzes aizņem 50,2% no Latvijas teritorijas, bet purvi aizņem 1,84%, lauksaimniecībā izmantojamās zemes aizņem 35,08%. Tā kā ES zaļā vienošanās paredz, ka vismaz 10 % lauksaimniecības platību steidzami atkal jāpadara par tādām, kurās ir daudzveidības ziņā augstvērtīgi ainavas elementi, tad var pieņemt, ka būtu jāaizsargā lauksaimniecībā izmantojamā zeme 3,5% platībā no Latvijas teritorijas. Savukārt pieņemot, ka stingri aizsargā 95% purvu jeb 1,7 % no Latvijas teritorijas, savukārt citos (ne meža) aizsargājamajos biotopos to uzturēšanai būs nepieciešama saimnieciskā darbība, un tādēļ tie nebūs pieskaitāmi pie stingri aizsargātiem, pieņemts, ka stingrai aizsardzībai būtu pakļauti meži ~8,3% platībā no Latvijas teritorijas jeb ~ 16,7% no Latvijas mežaudzēm un aizsardzībai jeb apsaimniekošanai ar dabai tuvākām mežkopības metodēm ~ 33,3% no meža platības.

Meža resursu modelēšanas metodika izstrādāta pētījumā “Latvijas mežu resursu ilgtermiņa izmaiņas Eiropas zaļās vienošanās kursa ietekmē” (Šņepsts, 2021). Savukārt ietekme uz resursu pieejamību un vērtību aprēķināta atbilstoši metodikai “Klimata scenāriju sociālekonomiskās ietekmes aprēķini” (G.Šņepsts, 2022).

Šajā pētījumā salīdzināti 3 scenāriji:

Ikdienišķa mežsaimniecība (IKD)

Zaļā vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību (ZV30)
Zaļā vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību (ZV50).

Ikdienišķa mežsaimniecība (IKD)

Ikdienišķa mežsaimniecība modelēta atbilstoši šī brīža mežsaimniecības praksei un meža īpašnieku uzvedībai un pie tā brīža (2021. gada) normatīvā regulējuma. Šajā scenārijā netiek modelēta saimnieciskās darbības ierobežojumu maiņa un meža platību palielināšanās vai samazināšanās. ZV pētījumā (Šņepsts, 2021) pieņemts, ka saglabājas galvenajā cirtē piec gadē nocirstais apjoms ± 2 milj.m³ no 2016 - 2020. gadā nocirstā apjoma.

Zaļā vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību (ZV30)

ZV pētījumā modelētais mežsaimniecības scenārijs. Šajā scenārijā meža resursu modelēšana pamatā veikta atbilstoši šī brīža mežsaimniecības praksei un meža īpašnieku uzvedībai un pie līdzšinējā normatīvā regulējuma. Bet tiek modelēts, ka 30 % no mežiem ir aizsargājami meži, no kuriem trešā daļa ir stingri aizsargāti meži. Tas nozīmē, ka 10 % no mežiem netiek modelēta saimnieciskā darbība, 20 % no mežiem tiek modelēta bezizcirtumu mežsaimniecība, bet 70 % no mežiem tiek modelēta ikdienišķa mežsaimniecība. Šajā scenārijā netiek modelētas meža platību izmaiņas.

Salīdzinājumam, šobrīd modelēšanā izmantotajos datos ir 13,8 % aizsargājamo mežu, tajā skaitā 7,6 % ir stingri aizsargāti (nedrīkst veikt mežsaimniecisko darbību, nedrīkst veikt galveno cirti un/vai kopšanas cirti), bet 6,2 % mežu nav atļauts veikt vienlaidus atjaunošanās cirti.

Zaļā vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību

Šajā scenārijā meža resursu modelēšana pamatā veikta atbilstoši šī brīža mežsaimniecības praksei un meža īpašnieku uzvedībai un pie līdzšinējā normatīvā regulējuma. Bet tiek modelēts, ka 50 % no mežiem ir aizsargājami meži, no kuriem trešā daļa ir stingri aizsargāti meži. Tas nozīmē, ka 16,7 % no mežiem netiek modelēta saimnieciskā darbība, 33,3 % no mežiem tiek modelēta bezizcirtumu mežsaimniecība, bet 50 % no mežiem tiek modelēta ikdienišķa mežsaimniecība. Šajā scenārijā netiek modelētas meža platību izmaiņas.

1.4.2. Modelēšanā izmantotie dati un metodes

Izmantoti Latvijas meža statistiskās inventarizācijas (MSI) pēdējā piec gadē uzmērīto mežaudžu dati. No MSI datiem atlasīti tikai tie parauglaukumus (PL) un PL sektori, kuros zemju kategorija ir mežaudze, iznīkusi audze, vējgāze, izcirtums vai mežs lauksaimniecības zemē. Tāpat modelēšanā izmantoti tikai tie PL un PL sektori, kuru platība ir vismaz 400 m², jo pieņemts, ka šādas platības sektoros ir pieejams adekvāts koku sadalījums. Šiem kritērijiem MSI datu bāzē atbilst 6633 PL un PL sektori (3197 valsts meži, 3436 pārējie meži). Modelēšanā izmantotajiem sektoriem 1 m² reprezentatīvā platība mainīta tā, lai kopējā reprezentatīvā platība sakristu ar MSI pēdējā piec gadē šajās zemju kategorijās uzmērīto reprezentatīvo platību (3295 tūkst. ha). Šobrīd modelēšanā izmantotajos datos ir 13,8 % aizsargājamo mežu, tajā skaitā 7,6 % ir stingri aizsargāti (nedrīkst veikt mežsaimniecisko darbību, nedrīkst veikt galveno cirti un/vai kopšanas cirti), bet 6,2 % mežu nav atļauts veikt vienlaidus atjaunošanās cirti. Šo saimnieciski aprobežoto platību īpatsvars modelēšanā izmantotajos datos nav identisks, bet ir ļoti līdzīgs ar VMD norādīto saimnieciskās darbības aprobežoto mežu platību.

Zaļās vienošanās scenārijos tiek modelēta mežsaimnieciskās darbības aprobežojumu maiņa (Šņepsts, 2021). No saimnieciskajiem mežiem izņem mežus (MSI PL vai PL sektorus) pēc sekojoša algoritma:

1. zaļā vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību:

1.1. stingri aizsargātie meži jeb meži bez saimnieciskās darbības (10 %):

1.1.1. visi meži, kuros jau šobrīd ir aizliegta mežsaimnieciskā darbība un aizliegta galvenā cirte un/vai kopšanas cirte,

1.1.2. visas vecās pāraugušās audzes (P > 140 gadi, E > 120 gadi, B un M > 90 gadi, A > 70, Ba un citi lapu koki > 60 gadi, platlapji > 120 gadi);

- 1.2. aizsargājami meži jeb meži ar bezizcirtumu mežsaimniecību (20 %):
 - 1.2.1. visi meži, kuros jau šobrīd ir aizliegts veikt vienlaidus atjaunošanās cirti,
 - 1.2.2. 75 % no pieaugušām audzēm (P > 100 gadi, E > 80 gadi, B un M > 70 gadi, A > 40, Ba un citi lapu koki > 30 gadi, platlapji > 80 gadi),
 - 1.2.3. visi platlapju meži,
 - 1.2.4. atlikušo platību ģenerē nejauši;
2. zaļā vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību:
 - 2.1. stingri aizsargātie meži jeb meži bez saimnieciskās darbības (16,7 %):
 - 2.1.1. visi meži, kuros jau šobrīd ir aizliegta mežsaimnieciskā darbība un aizliegta galvenā cirte un/vai kopšanas cirte,
 - 2.1.2. visas vecās pāraugušās audzes (P > 140 gadi, E > 120 gadi, B un M > 90 gadi, A > 70, Ba un citi lapu koki > 60 gadi, platlapji > 120 gadi),
 - 2.1.3. 47,5 % no pieaugušām audzēm (P > 100 gadi, E > 80 gadi, B un M > 70 gadi, A > 40, Ba un citi lapu koki > 30 gadi, platlapji > 80 gadi);
 - 2.2. aizsargājami meži jeb meži ar bezizcirtumu mežsaimniecību (33,3 %):
 - 2.2.1. visi meži, kuros jau šobrīd ir aizliegts veikt vienlaidus atjaunošanās cirti,
 - 2.2.2. 66,7 % no atlikušajām pieaugušām audzēm (P > 100 gadi, E > 80 gadi, B un M > 70 gadi, A > 40, Ba un citi lapu koki > 30 gadi, platlapji > 80 gadi) un briestaudzēm (P > 80 gadi, E > 60 gadi, B un M > 50 gadi, A > 30, Ba un citi lapu koki > 25 gadi, platlapji > 60 gadi),
 - 2.2.3. visi platlapju meži,
 - 2.2.4. atlikušo platību ģenerē nejauši.

Katrā no scenārijiem meža ierobežojumu maiņa notiek secīgi pa aprakstītajiem soļiem. Tas nozīmē, ka pāraugušās audzes, kurās šobrīd ir aizliegts veikt vienlaidus atjaunošanās cirti, 38 paliek nevis bezizcirtumu mežsaimniecības kategorijā, bet pāriet uz stingri aizsargāto mežu kategoriju.

Augšanas gaitas modeļi detāli aprakstīti pētījumā "Latvijas mežu resursu ilgtermiņa izmaiņas Eiropas zaļās vienošanās kursa ietekmē" (Šņepsts, 2021).

Savukārt ietekme uz meža nozari aprēķināta tikai mežsaimniecībai (NACE 2). Nodarbinātības izmaiņas kokapstrādes nozarē un mēbeļu ražošanā, lai gan ir cieši saistītas, bet nav proporcionāli atkarīgas no mežsaimniecības (nocirstās koksnes apjoma) izmaiņām. Lai korekti vērtētu nodarbinātības izmaiņas kokapstrādes nozarē, būtu nepieciešams daudz plašāks ekonomisks pētījums, kurā būtu jāaplūko ne tikai mežsaimniecības izmaiņas, bet arī koksnes importa-eksporta izmaiņas, un jāvērtē kokapstrādes uzņēmumu uzvedības ekonomika.

Šajā pētījumā nodarbinātība un tās izmaiņas dažādos mežsaimniecības scenārijos analizētas tikai mežsaimniecības darbiem:

- I. meža atjaunošana un sākotnējā kopšana:
 - a. augsnes gatavošana,
 - b. koku meža stādīšana,
 - c. agrotehniskā kopšana,
 - d. jaunaudžu kopšana;
- II. koku komerciāla ciršana:
 - a. krājas kopšanas cirtes,
 - b. galvenā izmantošana,
 - c. sanitārās un citas cirtes.

Metodika detāli aprakstīta pētījuma "Klimata scenāriju sociālekonomiskās ietekmes aprēķini" (G.Šņepsts, 2022).

1.4.3. Modelēšanā rezultāti

1.4.3.1. Nodarbinātība augsnes gatavošanā

Rēķinot nodarbinātību, pieņem, ka augsnes gatavošanas darba ražīgums ir 0,9 ha stundā, un augsnes gatavošanu veic visās platībās, kur modelēta meža atjaunošana (stādīšana).

Ikdienišķas mežsaimniecības scenārijā līdz 2050. gadam nodarbinātība vidēji gadā augsnes sagatavošanai meža atjaunošanā tiek modelēta $15,96 \pm 0,62$ tūkst. stundas, savukārt līdz 2100. gadam $14,61 \pm 0,44$ tūkst. stundas (1.8. tabula).

1.8. tabula

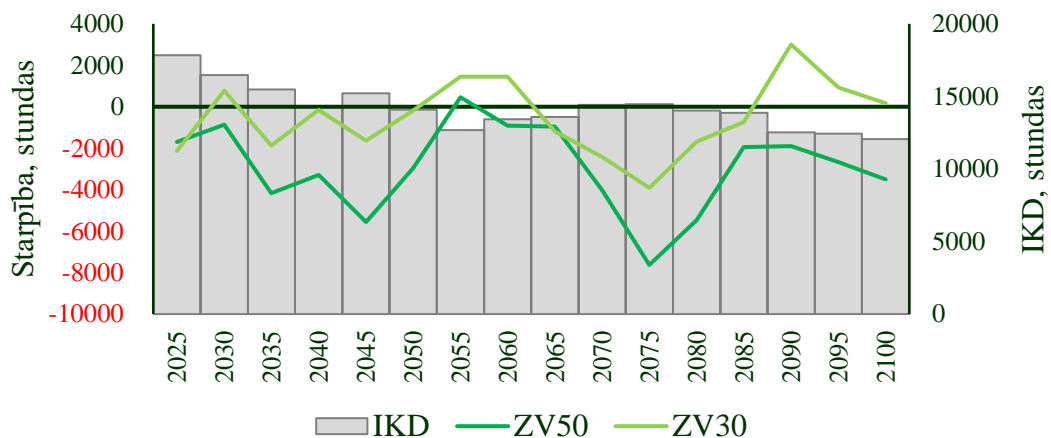
Modelētā nodarbinātība augsnes sagatavošanai meža atjaunošanā, tūkst. stundas gadā

Mežsaimniecības scenārijs	2020. - 2050. gads		2020. - 2100. gads	
	vidēji gadā	standartklūda	vidēji gadā	standartklūda
IKD	15.96	0.62	14.61	0.44
ZV30	15.09	0.53	14.10	0.34
ZV50	12.87	1.02	11.67	0.54

IKD- ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

ZV30 scenārijā meža atjaunošanā augsnes sagatavošanā nodarbinātība līdz 2100. gadam tiek modelēta vidēji par $0,51 \pm 0,44$ tūkst. stundām gadā jeb par 3 % mazāka nekā ikdienišķas mežsaimniecības scenārijā. Samazinājums pret ikdienišķu mežsaimniecību ir salīdzinoši neliels, jo modelētā platība, kas gada laikā tiek nocirsta vienlaidus atjaunošanas cirtē, samazinās par $1,97 \pm 0,33$ tūkst. ha.

ZV50 scenārijā meža atjaunošanā augsnes sagatavošanā nodarbinātība līdz 2100. gadam tiek prognozēta vidēji par $2,94 \pm 0,1$ tūkst. stundām gadā jeb par 20 % mazāka nekā ikdienišķas mežsaimniecības scenārijā.



1.4. attēls. Modelētā vidējā nodarbinātība (stundas gadā) augsnes sagatavošanā ikdienišķā mežsaimniecības scenārijā un tās izmaiņas dažādos alternatīvos mežsaimniecības scenārijos.

IKD- ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

1.4.3.2. Meža stādīšana

Metodika

Iepriekš veiktajos pētījumos mežu resursu modelēšana ir veikta pa piecgadēm un modelēšanā bija uzstādījums, ka meža atjaunošanu modelē nākamajā piecgadē pēc vienlaidus atjaunošanas cirtes. Tas nozīmē, ka mežsaimniecības alternatīvu izmaiņas meža atjaunošanā ir ar 5 gadu nobīdi.

Rēķinot nodarbinātību, pieņem, ka meža stādīšanā darba ražīgums ir atkarīgs no iestādīto koku skaita:

$$R = -0.01 \cdot \frac{N}{1000} + 0.11, \quad (1.1)$$

kur

- R – darba ražīgums, ha · h⁻¹;
- N – atjaunoto koku skaits, gab · ha⁻¹.

Rezultāti

Meža stādīšanā ikdienišķas mežsaimniecības scenārijā līdz 2050. gadam nodarbinātība vidēji gadā tiek modelēta 179,41 ± 7,0 tūkst. stundas, savukārt līdz 2100. gadam 164,22 ± 4,91 tūkst. stundas (1.9. tabula). ZV30 scenārijā tiek modelēta meža stādīšana 170,69 tūkst. stundas gadā, bet ZV50 scenārijā 144,74 tūkst. stundas gadā. Laika periodā līdz 2100. g. atbilstošajos scenārijos nodarbinātība meža stādīšanā ir 158,58 tūkst. stundas un 130,92 tūkst. stundas. ZV50 scenārija gadījumā nodarbinātība meža stādīšanā ir par 20 % mazāka nekā ikdienišķā scenārijā.

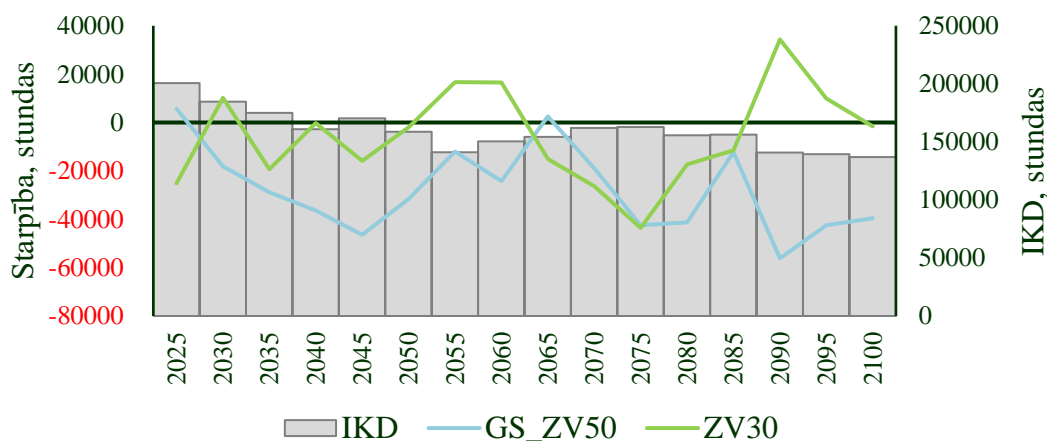
1.9. tabula

Modelētā nodarbinātība meža stādīšanā, tūkst. stundas gadā

Mežsaimniecības scenārijs	2020. - 2050. gads		2020. - 2100. gads	
	vidēji gadā	standartklūda	vidēji gadā	standartklūda
IKD	179.41	7.00	164.22	4.91
ZV30	170.69	6.01	158.58	3.97
ZV50	144.74	11.70	130.92	6.26

IKD - ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

Ar laiku nodarbinātība meža stādīšanā samazinās (1.5. attēls), jo tiek modelēts, ka samazināsies galvenajā cirtē nocirstā platība. Tas tamdēļ, ka šobrīd ir uzkrātas pieaugušas un pāraugušas audzes, bet pētījumos galvenās cirtes apjoma aprēķināšanā izmanto I vai II cirsma pēc vecuma algoritmu. Vēl cits iemesls atjaunošanas ciršu platības samazinājumam ir tas, ka pētījumos ir uzstādījums, ka nocirstais apjoms saglabājas esošajā līmenī, bet šibrīža mežsaimniecība nodrošina, ka mežaudzes kļūst ražīgākas, kādēļ galvenās cirtes brīdī mežaudzēs krāja ar laiku kļūst lielāka.



1.5. attēls. Modelētā vidējā nodarbinātība (stundas gadā) meža stādīšanā ikdienišķā mežsaimniecības scenārijā un tās izmaiņas dažādos alternatīvos mežsaimniecības scenārijos: IKD - ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

1.4.3.3. Meža agrotehniskā kopšana

Metodika

Rēķinot nodarbinātību, pieņem, ka meža agrotehniskās kopšanas darba ražīgums ir atkarīgs no meža tipa (Zimelis et al., 2011):

$$R = 0.06 \cdot Bon + 0.11, \quad (1.2)$$

kur

R – darba ražīgums, ha · h⁻¹;

Bon – meža tipam raksturīgā vidējā bonitāte.

Aprēķinos pieņemts, ka agrotehniskās kopšanas reižu skaits, ja audze atjaunota stādot, auglīgākajos meža tipos ir lielāks nekā mazāk auglīgos meža tipos. Bet mežaudzēs, kas atjaunojušās, agrotehniskā kopšana tiek modelēta vienu reizi.

Lai vienkāršotu aprēķinus, visas paredzētās agrotehniskās kopšanas reizes tiek modelētas (aprēķinos pieskaitītas) tajā piecgadē, kad modelēta meža atjaunošana vai atjaunošanās.

Rezultāti

Ikdienišķas mežsaimniecības scenārijā nodarbinātība agrotehniskajā kopšanā līdz 2050. gadam vidēji gadā ir 557,15 ± 18,08 tūkst. stundas, savukārt līdz 2100. gadam 515,99 ± 11,09 tūkst. stundas (1.10. tabula). ZV30 scenārijā tā ir attiecīgi par 28,55 tūkst. stundu (8 %) mazāka, bet ZV50, par 66,85 tūkst. stundu gadā (18 %) mazāka nekā IKD scenārijā.

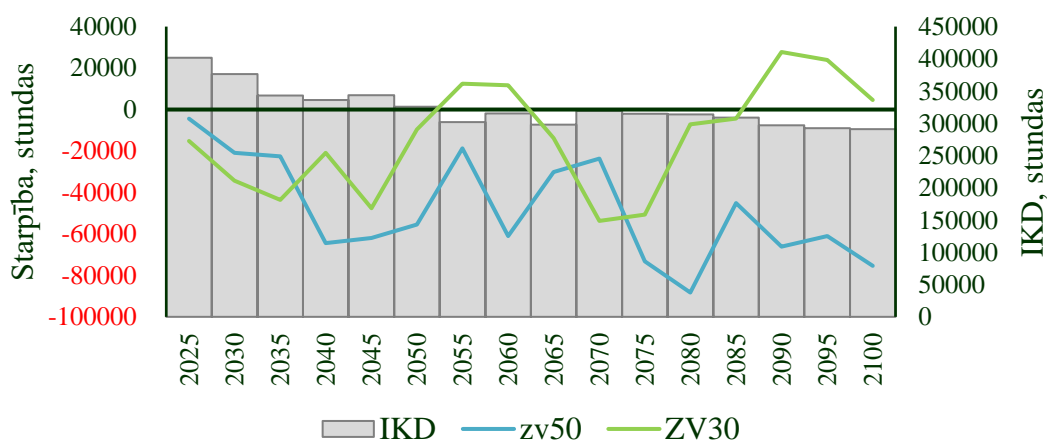
1.10. tabula

Modelētā nodarbinātība agrotehniskajā kopšanā, tūkst. stundas gadā

Mežsaimniecības scenārijs	2020. - 2050. gads		2020. - 2100. gads	
	vidēji gadā	standartklūda	vidēji gadā	standartklūda
IKD2	557.15	18.08	515.99	11.09
ZV30	513.69	19.70	495.41	9.26
ZV50	295.73	21.58	272.90	9.90

IKD – ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV350 – zaļās vienošanās ar 35 % aizsargājamo mežu platību.

Līdzīgi kā meža stādīšanā, arī agrotehniskajā kopšanā ar laiku samazinās nodarbinātība (1.6. attēls). Iemesli ir tie paši – ar laiku samazinās modelētā galvenajā cirtē nocirstā platība (aprēķinos izmantoto galvenās cirtes pieņēmumu - algoritma, audžu vecumstruktūras un audžu produktivitātes palielinājuma dēļ).



1.6. attēls. Modelētā vidējā nodarbinātība (stundas gadā) meža agrotehniskajā kopšanā ikdienišķā mežsaimniecības scenārijā un tās izmaiņas dažādos alternatīvos mežsaimniecības scenārijos:

IKD- ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

1.4.3.5. Meža jaunaudžu kopšana

Metodika

Rēķinot nodarbinātību, pieņem, ka meža jaunaudžu kopšanas darba ražīgums ir atkarīgs no nocirsto koku vidējā augstuma un nocirsto koku skaita (Zimelis et al., 2011):

$$R = 0.473 - 0.032 \cdot \ln(H) - 0.052 \cdot \ln(N), \quad (1.3)$$

kur

- R – darba ražīgums, ha · h⁻¹;
- H – nocirsto koku vidējais augstums, m;
- Bon – nocirsto koku skaits, gab · ha⁻¹.

Modelētajos datos jaunaudžu kopšanā katram meža elementam zināms nocirsto koku vidējās dimensijas un to skaits. Tādēļ jaunaudžu kopšanas darba ražīgums tiek rēķināts kā summa no katra meža elementa darba ražīguma.

Rezultāti

Ikdienišķas mežsaimniecības scenārijā nodarbinātība jaunaudžu kopšanā vidēji gadā līdz 2050. gadam ir 224,90 ± 17,60 tūkst. stundas, savukārt līdz 2100. gadam 223,9 ± 7,09 tūkst. stundas (1.11. tabula).

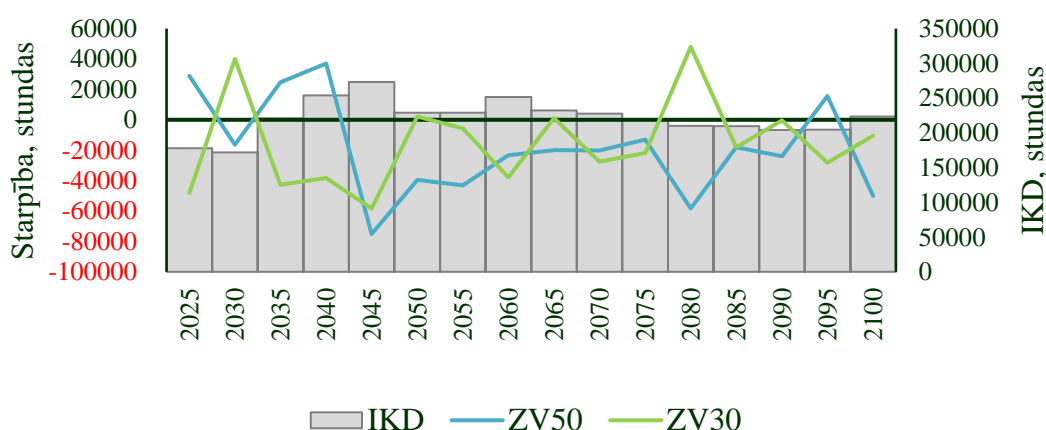
1.11. tabula

Modelētā nodarbinātība jaunaudžu kopšanā, tūkst. stundas gadā

Mežsaimniecības scenārijs	2020. - 2050. gads		2020. - 2100. gads	
	vidēji gadā	standartklūda	vidēji gadā	standartklūda
IKD2	224.90	17.60	223.90	7.09
ZV30	200.65	14.22	208.49	6.36
ZV50	193.88	12.24	190.06	5.05

IKD- ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

Kopumā ikdienišķas mežsaimniecības scenārijā modelētā nodarbinātība jaunaudžu kopšanā ir stabila un svārstās robežās ap 220 tūkst. stundām gadā (1.7. attēls).



1.7. attēls. Modelētā vidējā nodarbinātība (stundas gadā) meža jaunaudžu kopšanā ikdienišķā mežsaimniecības scenārijā un tās izmaiņas dažādos alternatīvos mežsaimniecības scenārijos: IKD- ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

1.4.3.6. Meža starpcirte un galvenās cirte

Metodika

Rēķinot nodarbību starpcirtēs un galvenajā cirtē, iekļauj pameža zāģēšanu, sortimentu sagatavošanu un sortimentu pievešanu. Rēķinot nodarbinātību pameža zāģēšanā, darba ražīgumu rēķina līdzīgi kā jaunaudžu kopšanā (1.3. formula), pieņemot, ka nozāģēti tiek 1000 koki un to vidējais augstums ir 4 m. Pameža zāģēšana modelēta katrā audzē, kur modelēta koku komerciāla ciršana (galvenā cirte un starpcirte).

Darba ražīguma raksturošanai ar harvesteru un forvarderu izmanto AS “Latvijas valsts meži” publiski pieejamos datus³. Harvestera darba ražīgums atkarīgs no cirtes veida, koku sugas un vidējā nozāģētā koka (1.12. tabula), bet forvarderam atkarībā no cirtes veida – galvenajā cirtē 13,46 m³ stundā, starpcirtē 6,45 m³ stundā. Koku sagatavošanai pakāpeniskajā cirtē darba ražīgumu rēķina par 25 % mazāku nekā galvenajā cirtē, bet sanitārās izlases cirtēs - par 25 % mazāku nekā starpcirtēs.

1.12. tabula

Harvestera darba ražīgums, m³·h⁻¹

Cirtes veids	Vid. Koka tilpums, m ³	Priede	Egle	Lapu koki
Galvenā cirte *	≤ 0.250	13.22	13.22	10.71
	0.251-0.300	14.95	14.95	12.11
	0.301-0.350	16.58	16.58	13.44
	0.351-0.400	18.2	18.2	14.74
	0.401-0.500	19.2	19.2	15.56
	0.501-0.600	19.79	19.79	16.03
	≥ 0.601	20.12	20.12	16.3
Starpcirte **	≤ 0.050	2.53	2.53	2.53
	0.051-0.060	3.72	3.72	3.72
	0.061-0.080	4.94	4.94	4.94
	0.081-0.100	6.15	6.15	6.15
	0.101-0.150	7.39	7.39	7.39
	0.151-0.200	8.6	8.6	8.6
	0.201-0.250	9.85	9.85	9.85
	≥ 0.251	11.19	11.19	11.19

* vienlaidus atjaunošanas cirte, izlases un pakāpeniskajās cirtēs par 25 % mazāks; ** - krājas kopšanas cirtēs, sanitārās izlases cirtēs par 25 % mazāks.

Sortimentu sagatavošanai ar benzīna motorzāģiem pieņem, ka darba ražīgums galvenajā vienlaidus cirtē ir 3 m³ stundā, izlases jeb pakāpeniskajā cirtē 2 m³ stundā un starpcirtēs (krājas kopšanas cirtēs un sanitārās izlases cirtēs) 1 m³ stundā. Sortimentu sagatavošanā pieņem, ka valsts mežos tie 100 % tiek sagatavoti ar harvesteru, bet pārējos mežos 50 % ar harvesteru un 50 % ar benzīna motorzāģiem. Šajā pētījumā nevērtējam nodarbinātības izmaiņas saistībā ar sagatavoto sortimentu tālāko transportēšanu. Uzskatām, ka nodarbinātības izmaiņas ir tieši proporcionālas likvidās koksnes izmaiņām, kas aprakstītas jau iepriekš.

Rezultāti

Ikdienišķās mežsaimniecības scenārijā galvenajā cirtē un starpcirtēs laika posmā līdz 2100. gadam nodarbinātība pameža nociršanai tiek modelēta 462,9 ± 5,9 tūkst. stundas, sortimentu sagatavošanā 2605 ± 28 tūkst. stundas un sortimentu pievešanā 1245 ± 18 tūkst. stundas (1.13. tabula). Visos šajos darbos tiek modelēts, ka ar laiku ikdienišķās mežsaimniecības scenārijā nodarbinātība nedaudz

³ <https://www.lvm.lv/biznesa-partneriem/iepirkumi/liguma-pielikumi/contractadd/19>

samazinās. Tāda tendence ir tādēļ, ka šī brīža mežsaimniecība, jo īpaši valsts mežos, veicina ražīgāku audžu veidošanos, kas samazina modelēto platību, ko nocērt galvenajā cirtē (proporcionāli samazinās arī pameža zāģēšanas nodarbinātība) un resnāku koku zāģēšana paaugstina ražīgumu.

ZV30 scenārijos nodarbinātība ar laiku ir ļoti līdzīga ikdienišķas mežsaimniecības scenārijam, jo šajos scenārijos definēts, ka galvenās cirtes apjoms ir nemainīgs un līdzīgs ikdienišķas mežsaimniecības scenārijam.

Modelētā nodarbinātība koku ciršanā un pievešanā galvenajā un starpcirtē, tūkst. stundas gadā

Darbības veids	Mežsaimniecības scenārijs	2020. - 2050. gads		2020. - 2100. gads	
		vidēji gadā	standartklūda	vidēji gadā	standartklūda
Pameža zāģēšana	IKD	481.3	4.5	479.8	4.5
	ZV30	476.7	11.6	473.2	5.8
	ZV50	515	10	522	7
Sortimentu sagatavošana	IKD	2 757	36	2 725	21
	ZV30	2 713	16	2 649	22
	ZV50	2737	35	2695	28
Sortimentu pievešana	IKD	1 313	8	1 277	10
	ZV30	1 285	12	1 255	10
	ZV50	1246	18	1203	14

IKD- ikdienišķa mežsaimniecība ZV pētījumā; ZV30 – zaļās vienošanās ar 30 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību; ZV50 – zaļās vienošanās ar 50 % aizsargājamo mežu platību un ikdienišķu mežsaimniecību.

1.4.3.7. Kopsavilkums par nodarbinātības izmaiņām meža audzēšanā

Vēlreiz jāuzsver, ka nodarbinātība rēķināta tieši veicamajam mežsaimniecības darbam, ņemot vērā īsās atpūtas, ikdienišķās tehnikas apkopes utt., bet neņemot vērā atvaļinājumus, svētku dienas, tehnikas ilgstošās apkopes un remontdarbus, slimības, administratīvo darbu utt.

Šajā kopsavilkumā esam pārrēķinājuši stundas uz cilvēkmēnesiem, pieņemot, ka viens cilvēkmēnesis ir 166 darba stundas.

Kopā pētījumā iekļautajos mežsaimniecības darbos attiecībā pret ikdienišķas mežsaimniecības scenāriju lielākais nodarbinātības samazinājums ir ZV50 scenārijā, kur nodarbinātība laika posmā līdz 2100. gadam vidēji samazinās par 15,5 % (1.14. tabula).

Modelētā nodarbinātība meža audzēšanā vidēji laika posmā līdz 2100. gadam

Mežsaimniecības darbu veids	Rādītājs	IKD	ZV30	ZV50
Augsnes gatavošana	cilv. mēn	85	85	70
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	-0.6	-17.7
Meža stādīšana	cilv. mēn	960	955	789
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	-0.5	-17.8
Agrotehniskā kopšana	cilv. mēn	1951	1935	1644
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	-0.8	-15.7
Jaunaudžu aizsardzība	cilv. mēn	555	544	447
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	-2.1	-19.5
Jaunaudžu kopšana	cilv. mēn	1332	1256	1145
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	-5.7	-14.1
KKC GC zāģēšana	cilv. mēn	15693	15961	16233
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	1.7	3.4
KKC GC pievešana	cilv. mēn	7501	7562	7248
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	0.8	-3.4
KKC GC pamezs	cilv. mēn	8277	8643	3143
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	4.4	-62.0
Kopā meža atjaunošanā un sākotnējā kopšanā	cilv. mēn	4883	4775	4095
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	-2.2	-16.1
Kopā starpcirtēs un galvenajā cirtē	cilv. mēn	31471	32166	26624
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	2.2	-15.4
Kopā	cilv. mēn	36354	36941	30719
	<i>izmaiņas pret IKD, %</i>	0.0	1.6	-15.5

2. Izvērtēt Eiropas komisijas izstrādātos priekšlikumus bioloģiskās daudzveidības aizsardzības mērķu iekļaušanai mežsaimniecības praksē (dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas), tostarp bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanai un atjaunošanai, kā arī ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanai

2.1. Eiropas komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”

Analizētas EK sagatavotās “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”. Pašreizējā stadijā EK paredz, ka to izmantošana komerciālajos mežos būs brīvprātīga. Pāreja uz “dabai tuvāku mežsaimniecību” var apgrūtināt gaismas prasīgo sugu atjaunošanos un vismaz īstermiņā var samazināt ekonomisko efektivitāti. Konstatēts, ka daļa no rekomendācijām, jau ir ieviestas Latvijas normatīvajos aktos kā prasība.

Vadlīnijās izteikts apgalvojums, ka bioloģiskā daudzveidība veicina cita starpā arī oglekļa piesaisti. Tas gan ir pretrunā ar pētījumiem, kuri norāda, ka veci (bioloģiski daudzveidīgi) meži var būt arī oglekļa neitrāli vai oglekļa emitētāji.

Vadlīnijas tiek apgalvots, ka dabai tuvākas mežsaimniecības metodes ir arī ekonomiski izdevīgākas. Mūsu pētījumi rāda, ka ekonomiski izdevīgākas izlases ciršu saimniecība ir priežu audzēs ir gadījumos, ja transformāciju no vienvecuma audzēm uz dažādvecuma audzēm uzsāk pirms galvenās cirtes vecuma sasniegšanas (Donis et al., 2011). Būtisks faktors ir, ka aprēķinos izmantoti tikai ieņēmumi no koksnes ražošanas, bet nav ņemti vērā citi sabiedriskie labumi, kuri pašreiz netiek apmaksāti.

Dabai tuvākas mežsaimniecības koncepts tiek balstīts uz dabisko procesu atdarināšanu. Detālāka informācija par situāciju Latvijā ir atspoguļota 3. nodaļā. Būtiski norādīt, ka Latvijā dabiskā traucējuma režīms lielā mērā balstīts uz pieņēmumiem un informāciju par vēsturisko traucējuma režīmu, jo, lai arī Latvijā ir sastopamas relatīvi vecas (mežsaimnieciskā aspektā pāraugušas mežaudzes), tomēr to attīstību ir ietekmējusi vēsturiskā saimnieciskā darbība, gan attiecīgajās audzēs, gan tām tuvumā esošajās audzēs veiktā saimnieciskā darbība. Vēl pagājušā gadsimta 20 gados, mežainums Latvijā bija 23 %, kas ir ievērojami zemāks par “dabisko” - ~ 80 %.

Vadlīnijās tiek ieteikts veicināt dabisko atjaunošanos, taču mūsu pētījumi rāda, ka gaismas prasīgo sugu (piem., priedes) dabiskā atjaunošanās izlases/pakāpenisko ciršu saimniecības gadījumā var tikt kavēta (Zdors et al., 2017).

Pētījumi rāda, ka piem., egļu provenienču ģenētiskā daudzveidība sēkļu plantācijās ir salīdzināma ar dabiski atjaunojušamies audzēm (Ruņģis et al., 2019; Sønstebo et al., 2018). Parastās priedes un parastās egles pirmās pakāpes sēkļu plantācijas, kas ierīkotas ar neradniecīgiem vecāku kokiem, ģenētiskās daudzveidības zudums nav liela problēma, un mērēns vecāku skaits ir spējīgs nodrošināt ģenētisko daudzveidību (Heuchel et al., 2022). Pat klonu plantācijas, ja tās ir rūpīgi plānotas un ir ierobežotā mērogā ainavā, neapdraud dabiskās vēja apputeksnētās sugas (Ingvarsson and Dahlberg, 2019). Homogēni augšanas apstākļi un intensīva, standartizēta mežsaimniecībā ir faktors, kas rada vienveidību klonu plantācijās un sekojoši samazina mežu dzīvotņu skaitu un ar to saistīto sugu daudzveidību. Tomēr negatīvo ietekmi uz daudzveidību var mazināt, veidojot mazas plantācijas (2 - 20 ha) un izvietojot šīs plantācijas starp citu sugu audzēm un audzēm ar citu apsaimniekošanas mērķi (Bradshaw et al., 2019). Boreālajos apstākļos dabiskā egles un bērza atjaunošanās klonu plantācijām ir neliela ietekme uz kopējo gēnu daudzumu, ja vien šīs plantācijas neveido vairumu no mežaudzēm ainavā un tām ir dažādas gēnu kopas (Rosvall, 2019).

Latvijā ekoloģisko koku saglabāšana uzsākta jau 1997.g. Līdzīgi arī buferzonu (aizsargjoslu atstāšana gar ūdenstecēm, purviem), īpaši bioloģiskajai daudzveidībai nozīmīgu struktūru un audžu saglabāšana tiek reglamentēta ar spēkā esošiem normatīvajiem aktiem. Tādēļ šādu rekomendāciju ieviešana būtiski neietekmē meža nozari Latvijā.

Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijās norādīts, ka vajadzētu izvairīties no augsne apstrādes, tomēr šī rekomendācija nonāk pretrunā ar dabiskā traucējuma uguns un vēja radīto ietekmi – augsnes minerālā slāņa atsegšanu pēc ugunsgrēkiem un vējgāzēm. Kā izvērtējams boreālās zonas mežos būtu jāuzskata priekšlikums centrālās Eiropas mežos, ka atmirusī koksne saglabājama nevis nelielos daudzumos visās audzēs, bet gan daļā audžu ievērojami lielākā apjomā (20 – 50 m³ ha⁻¹), veidojot šādu audžu ekoloģisko tīklu.

2.2. Eiropas komisijas “Bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšana un atjaunošanas vadlīnijas”

Pētījuma ietvarā sniegti komentāri par vadlīniju melnrakstu, kuru saņēmām no ZM.

Izvērtējot “Bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanas un atjaunošanas vadlīniju” darba dokumentu, konstatēts, ka šīs vadlīnijas ir ar rekomendējošu raksturu un nav paredzams, ka saistošas ES atbalsta saņemšanai. Vadlīniju mērķis ir veicināt koku stādīšanu, kas atbalstītu bioloģisko daudzveidību, klimata ietekmes mazināšanu un noturību, ņemot vērā socio-ekonomiskos labumus.

Vadlīnijas tiek attiecinātas uz 3 situācijām – atjaunošana mežā, urbānās vides re-naturalizācija, meža stādīšana agro-ekosistēmās. Vadlīnijas ir tik vispārējas, ka konceptuāli nekas nav iebilstams. Diskutēt varētu par rekomendācijām, ka būtu jāizvairās no mitrzemju (wetlands) apmežošanas, jo to atstāšana neapmežotu nodrošināšot vairāk ekosistēmu pakalpojumus, kā arī augstāku bioloģisko daudzveidību. Pie mitrzemēm tiek pieskaitīti ne tikai purvi, bet arī ar teritorijas ar kūdras augsnēm. Latvijas gadījumā tā varētu būt nozīmīga teritorija, kur varētu veicināt oglekļa piesaisti, stādot kokus. Salīdzinot ar EFI dokumentu par “Closer-to-Nature Forest Management”, kurā norādīts uz t.s. TRIAD principu. Konstatēts, ka arī apmežošanas vadlīnijās (DRAFT GUIDELINES ON BIODIVERSITY-FRIENDLY AFFORESTATION, REFORESTATION AND TREE PLANTING) ir relatīvi vispārīgas, tomēr daļu, kas attiecas uz meža atjaunošanu vajadzētu attiecināt tikai uz “Closer to Nature Forests” zonu, kaut gan daļu no tām varētu attiecināt arī uz plantāciju zonu.

Detālāks pamatojums dots 3. nodaļā.

2.3. Eiropas komisijas “Ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanas vadlīnijas”

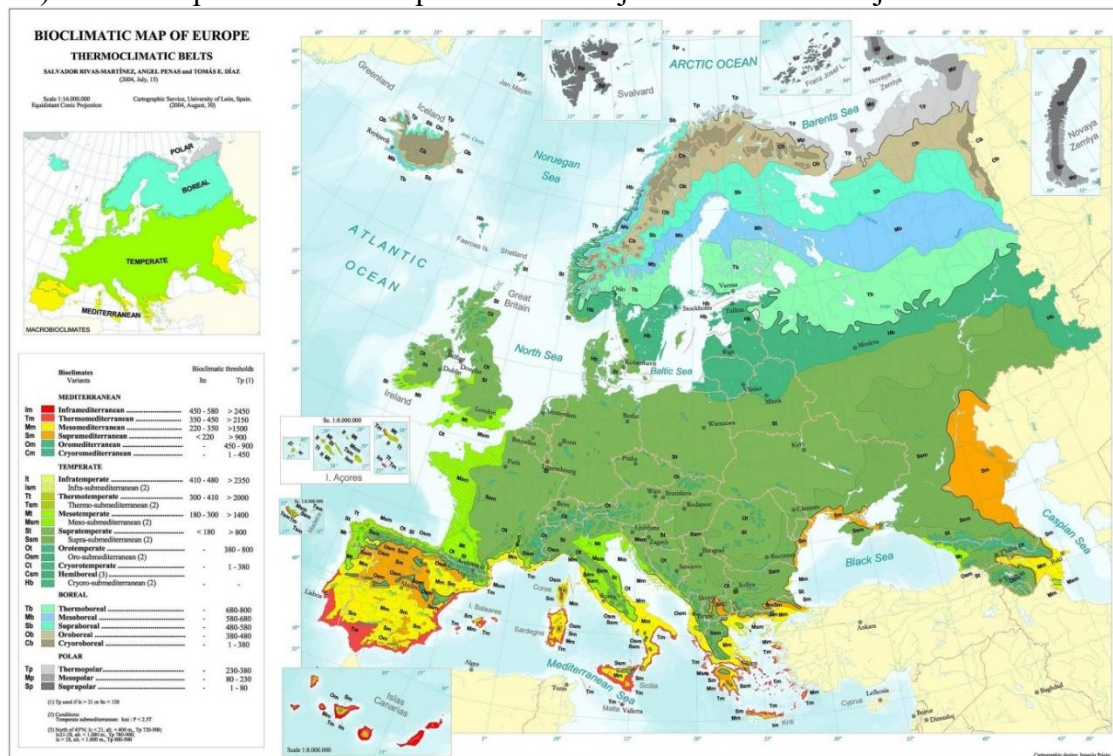
Pētījuma ietvarā sniegti komentāri par vadlīniju melnrakstu, kuru saņēmām no ZM.

Atbilstoši uzskatām, ka Latvijā primārie meži nav saglabājušies, tad uzsvars būtu liekams uz ES nozīmes meža biotopu aizsardzības līdzsvarotu novērtēšanu. Tomēr diskusija nepieciešama par t.s. veco mežu definējumu. Pētījumi Silavā (Jansons et al. 2020) norāda, ka dabisko traucējumu un sukcesijas rezultātā virknē gadījumu arī ilgstoši neapsaimniekotos mežos – mežaudzē sastopama relatīvi jauna vai dažādvecuma kokaudze. Detālāka informācija sniegta šī pētījuma 3. nodaļā. Vadlīnijās norādīts, ka pie veciem mežiem (old-growth forests) nav pieskaitāmi mežaudzes, kurās notiek aktīvā ražošanas darbība (active productive management), pat ja tā ir zemas intensitātes mežkopības režīmā. Šajā gadījumā diskutējams par to, ko nozīme aktīva ražošanas darbība zemas intensitātes mežkopības režīmā.

3. Sniegt uz datiem pamatotu atbalstu, lai nodrošinātu meža apsaimniekošanas un meža nozares attīstības ieguldījumu virzību Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 nosacījumu ieviešanai

3.1. Latvija Eiropas klimatisko zonu kontekstā

Latvija atrodas hemiboreālajā zonā, t.i., pārejas zonā starp boreālajiem un mērenās zonas mežiem. Atbilstoši termoklimatiskajam iedalījumam, Eiropas hemiboreālajā zonā ieskaitītas Latvija, Lietuva, Igaunija, daļa Baltkrievija, Krievijas, Polijas, Somijas, Zviedrijas, Norvēģijas, Lielbritānijas un Īrijas (3.1. attēls). Šo valstu pieredze arī būtu pamatā izmantojama dabisko traucējumu novērtēšanai.



3.1.attēls. Eiropas bioklimatiskā zonējuma karte. http://www.globalbioclimatics.org/form/tb_med.htm

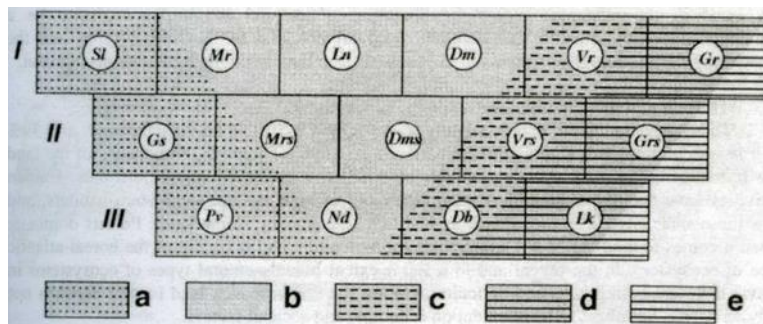
3.2. Latvijas meža tipoloģija

Latvijā izstrādātas vairākas meža klasifikācijas (Priedītis, 1999). Praktiskajā mežsaimniecībā tiek izmantota K.Buša (1976, 1981) izstrādātā meža tipoloģija (Zālītis, Jansons, 2013). K. Buša meža tipoloģija ir arī par pamatu Latvijas meža biotopu klasifikatoram (Kabucis, 2001). Parastā priede kā dominējošā koku suga dabiski sastopama sekojošos cilvēka būtiski neietekmētu edafisko rindu meža tipos – Sl, Mr, Ln, Dm, Gs, Mrs, Dms, Pv, Nd. Pārējos meža tipos dominē parastā egļe vai lapu koki, lai gan šīs sugas var dominēt arī Dm, Dms un Nd.

Ā. Krauklis (2001) K. Buša izstrādātos meža tipus pēc to klimaksa stadijas līdzības iedalījis boreālajos mežos ar viršiem, boreālajos mežos, boreālajos mežos ar nemorālajām sugām veģetācijas zemākajos stratos, boreonemorālajos un nemorālajos mežos (3.2. attēls). Atbilstoši šim iedalījumam var uzskatīt, ka priede ir dominējošā suga boreālajos mežos ar viršiem un boreālajos mežos.

Atšķirīgu pieeju meža biotopu klasifikācijā ir izmantojis M. Laiviņš (2014), to balstot uz meža augu sabiedrību fitosocioloģiskajiem parametriem. Latvijas meža un krūmāju augu sabiedrības pēc sugu sastāva, ekoloģiskajiem apstākļiem, to veidola (dzīves formas), kā arī ģeogrāfiskā izvietojuma ir piederīgas piecām augu sabiedrību klasēm: 1. Eirāzijas boreālie un kalnu skuju koku meži (klase Vaccinio-Piceetea); 2. subkontinentālie sausie (mežastepes) priežu meži (klase Pulsatillo-Pinetea); 3. Eirāzijas vasarzaļie ozolu un dižskābaržu meži (klase Quercus-Fagetea); 4. Eiropas pārmitrie melnalkšņu un bērzu meži (klase Alnetea glutinosae); 5. Eirosibīrijas kārkļu un vītulu krūmāji un meži (klase Salicetea purpureae) (Laiviņš, 2014). Klases iedalītas 31 asociācijā. Šajā klasifikācijā priedes kā dominējošā suga

ir iederīga ne tikai boreālajos skujkoku mežu klasē, bet arī subkontinentālo sauso (mežastepes) priežu mežu klasē.



3.2. attēls. Zonāli – reģionālie klimaksa ekosistēmu tipi: a – boreālie meži ar viršiem (boreo – atlantic affinity)); b – boreālie meži; c – boreālie meži ar nemorālajām sugām zemākajos veģetācijas stratos; d – boreonemorālie meži (ar boreālajām un nemorālajām sugām koku stāvā); e – nemorālie meži.

Dzīvotņu tipi [Bušs 1981]: I – minerālaugsnes (SI – Cladinoso-callunosa, Mr – Vacciniosa, Ln – Myrtillosa, Dm – Hylocomiosa, Vr – Oxalidosa, Gr – Aegopodiosa); II – 31Slapjas minerālaugsnes (Gs – Callunoso-sphagnosa, Mrs – Vaccinioso-sphagnosa, Dms – Myrtilloso-sphagnosa, Vrs – Myrtilloso-polytrichosa, Grs – Dryopteriosa); III – Meži slapjās kūdras augsnēs (Pv – Sphagnosa, Nd – Caricoso-phragmitosa, Db – Dryopterioso-caricosa, Lk – Filipendulosa) (pēc A.Krauklis, 2000).

3.3. Sukcesija un traucējums

3.3.1. Sukcesija

Sukcesija ir pakāpeniska biotisko sabiedrību (augu, dzīvnieku un mikroorganismu sugu) aizvietošana (nomaiņa), kā rezultātā tiek mainīta arī fizikālā vide. Klasiskajā sukcesijas izpratnes variantā tiek runāts par iniciālo, seriālo un terminālo jeb klimaksa stadiju (Liepa et al., 1991). Katrai no stadijām raksturīgs atšķirīgs sugu sastāvs un to vairošanās stratēģija. Jau pagājušā gadsimta sākuma tika radīta monoklimaksa teorija (Clements, 1916), atbilstoši kurai klimaksa biocenozes sugu kompozīciju un struktūru nosaka reģionālais makroklimats. Šo teoriju vēlāk nomainīja poliklimaksa teorija (Tansley, 1935, citēts pēc Kimmins, 1997), atbilstoši kurai vienā klimatiskajā klimaksā ir, piem., vairāki edafiskie klimaksi (Kimmins, 1997). Tomēr jaunākās teorijas norāda uz atsevišķu sugu, sākotnējās floristiskās kompozīcijas, augu stratēģiju, izmaiņu resursu līmeņos, koakciju, piem., alelopātijas ietekmi uz sukcesijas procesu nozīmi (Wittaker, 1953, citēts pēc Kimmins, 1997). Sukcesijas (veģetāciju dinamiku) nosaka autogēnie (biogēni), kā arī alogēnie (abiotiskie) procesi un to kombinācijas. Autogēnos procesus nosaka (1) kolonizācija (invāzija un izdzīvošana) (2) vietas fizikālās vides izmaiņa un (3) sugu aizvietošana konkurences rezultātā. Citi pētnieki uzskata, ka augu sabiedrības neseko cita citai, bet gan augu asociāciju esamību konkrētā teritorijā lielā mērā nosaka nejauši faktori (Gleason, 1926).

Vienas audzes attīstības gaitā var tikt izdalītas sekojošas stadijas (Bell, 1999):

(1) audzes iniciācijas stadija, (2) pašizretināšanās stadija, (3) pašatjaunošanās stadija (4) vairākstāvu jauns mežs (5) vairāk stāvu vecs mežs (6) vienkārtveidīgs mežs.

P. Angelstams (Angelstam, 1998) iesaka pēc sukcesionālās attīstības audzes iedalīt – (1) jauns mežs, (2) vidēja vecuma mežs, (3) vecs mežs, (4) pāraudzis mežs.

Olivers un Larsons (Oliver, Larson, 1996) piedāvā sekojošu audžu attīstības modeli pēc traucējuma jeb primārā sukcesijas: (1) audzes iniciācija (2) pašizretināšanās (3) paaugas veidošanās (4) veci meži. Tādējādi vairumā gadījumu tiek runāts par 4 ekoloģiski atšķirīgām stadijām. No mežsaimniecības viedokļa šīs stadijas atbilst attiecīgi 1) izcirtuma un jaunaudžu, 2) vidēja vecuma, 3) briestaudžu un pieaugušu audžu, kā arī 4) pāraugušu audžu vecumgrupām.

3.3.2. Traucējumi (disturbance)

Pēc Pickett et al., (1985) traucējums ir jebkurš laikā relatīvi nošķirts notikums, kas sagrauj ekosistēmu, sabiedrību vai populācijas struktūru un izmaina resursus, substrāta pieejamību vai fizisko vidi. Tādējādi traucējums (disturbance) ir relatīvi īslaicīgs notikums, kas rada būtiskas izmaiņas ekoloģiskajā sistēmā. Traucējumi raksturīgi visām meža ekosistēmām.

Dabiskā traucējuma tipi, traucējuma aģenti tiek iedalīti sekojošās grupās:

1. Abiotiskie:
Augsnes un grunts kustība; ūdens; vējš; uguns u.c. (Sousa, 1984, Bell, 1999,)
2. Biotiskie:
Patogēni, ieskaitot sēnes un baktērijas.
Dzīvnieki, t.sk. insekti. ((Sousa, 1984, Bell, 1999,))
3. Antropogēnie traucējumi
koku izciršana; meža nosusināšana; piesārņojums; sinatropizācija (Priedītis, 1999).

Traucējuma režīma raksturošanai izmanto sekojošus mērus (Sousa, 1984):

1. Aptvertā platība – traucētās platības izmēri;
2. Nozīmīgums (angļu val. magnitude):
 - a. intensitāte – traucējošā aģenta spēks (vēja ātrums, uguns temperatūra utt.);
 - b. smagums (angļu val. severity) – traucējošā aģenta nodarītais bojājums.
3. Frekvence – traucējumu skaits laika vienībā;
 - a. frekvence nejaušā punktā – vidējais traucējumu skaits laika vienībā reģiona nejaušā punktā - atgriešanās intervāls;
 - b. reģionālā frekvence – kopējais traucējumu skaits ģeogrāfiskā platībā laika vienībā;
4. Prognozējamība – vidējā laika posma garuma starp diviem traucējumiem mainība;
5. Rotācijas periods – vidējais laiks, kas nepieciešams, lai traucējums skartu visu apskatāmo platību.

3.4. Dabiskā traucējuma aģenti hemiboreālajos mežos

Dabiskajos hemiboreālajos mežos nozīmīgus traucējumus var izraisīt uguns, vējš, plūdi, apledojs un sniegs, insekti, patogēni, zīdītāji. Traucējumi un tiem sekojošie sukcesionālie procesi veido dabisko mežu struktūru un sugu sastāvu (Kuuluvainen, 2002).

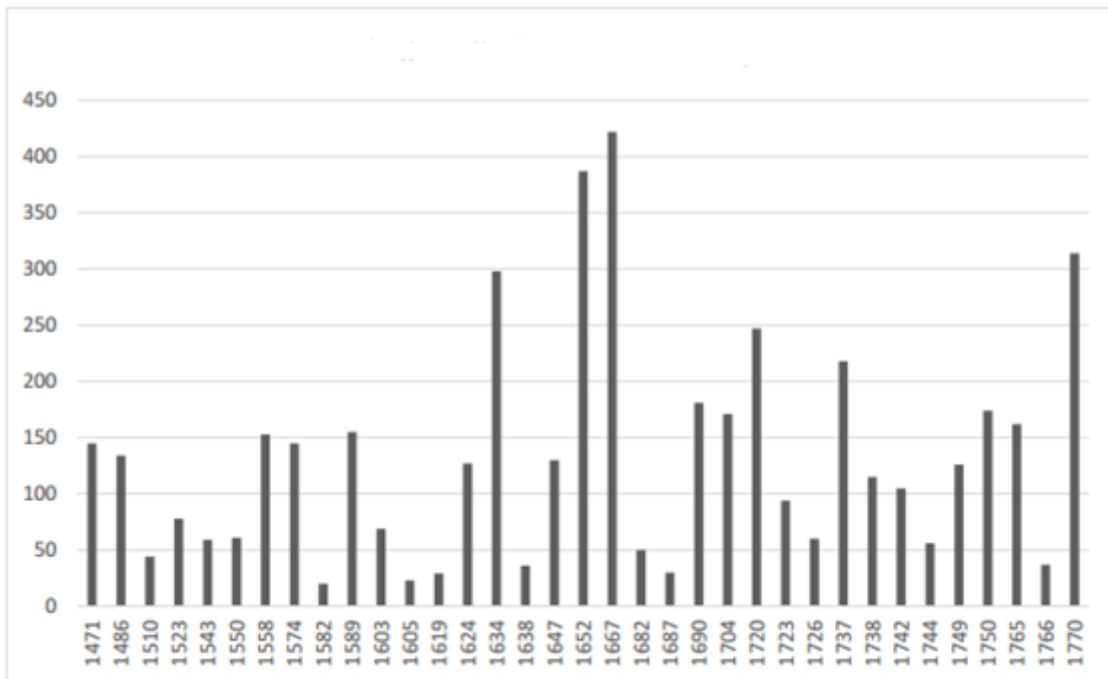
3.4.1. Uguns

Būtisks dabiskais traucējums boreālajos priežu mežos ir ugunsgrēki (Angelstam un Kuuluvainen, 2004; Granström, 2001; Niklasson un Drakenberg, 2001; Granström un Niklasson, 2008). Līdzīgi nozīmīga ugunsgrēku loma meža ekoloģiskajos procesos un atjaunošanās dinamikā atzīta arī nemorālajos mežos (Hannon et al., 2000). Tomēr citi autori uzskata, ka boreo-nemorālajā zonā uguns galvenokārt ir antropogēnas izcelsmes traucējums (Ollson et al., 2010). Meža ugunsgrēku ietekmes smagums mainās laikā un telpā atkarībā no veģetācijas struktūras, reljefa un laika apstākļiem (Ryan, 2002). Ugunsgrēku biežums ir nozīmīgs rādītājs, jo nosaka veģetācijas sukcesijas ilgumu un sastāvu (Granström, 2001). Meža ugunsgrēki veicina priežu audžu dabisko atjaunošanos un aizkavē gaismas prasīgu sugu (piem., priedes) aizstāšanu ar ēncietīgām sugām (piem., egli) (Gromtsev, 2002).

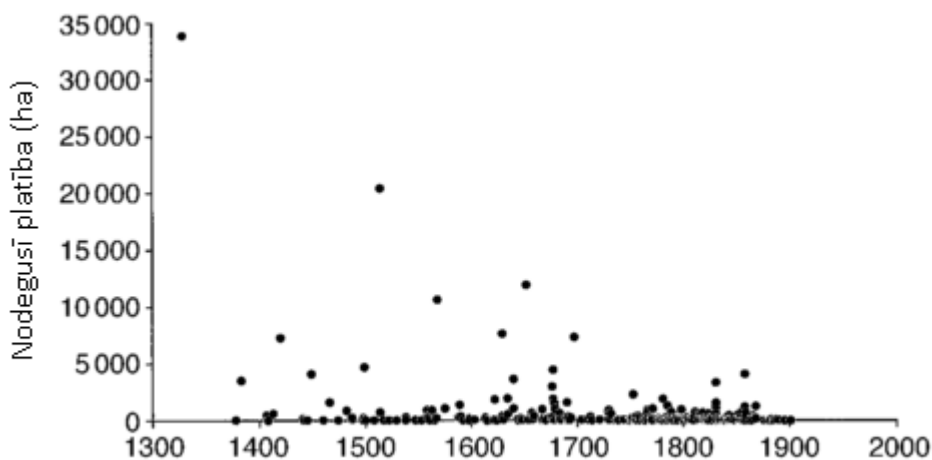
Dabiskiem boreālajiem priežu mežiem raksturīga kohorta struktūra, kas veidojas ilgākā laika posmā pēc vairākkārtējiem zemas līdz vidējas intensitātes meža ugunsgrēkiem. Savukārt pašizrobošanās dinamika ar nelieliem atvērumiem (~ 200 m²) audzē raksturīga egļu mežiem (Kuuluvainen un Aakala, 2011).

Pēdējos divos gadsimtos gan boreālajos, gan nemorālajos mežos novērota būtiska meža ugunsgrēku skaita un skartās platības samazināšanās (3.3., 3.4. attēls), ko saista galvenokārt ar cilvēka mērķtiecīgu darbību uguns apsardzībā, palielinoties cilvēku skaitam šajā reģionā un meža kļūstot par nozīmīgu ekonomisko resursu (Niklasson & Granström 2000; Zin et al. 2013). Kanādā boreālo mežu zonā konstatēts, ka 20. gadsimtā lielākā daļa mežu ugunsgrēku ir mazāka izmēra, bet lielāko daļu no

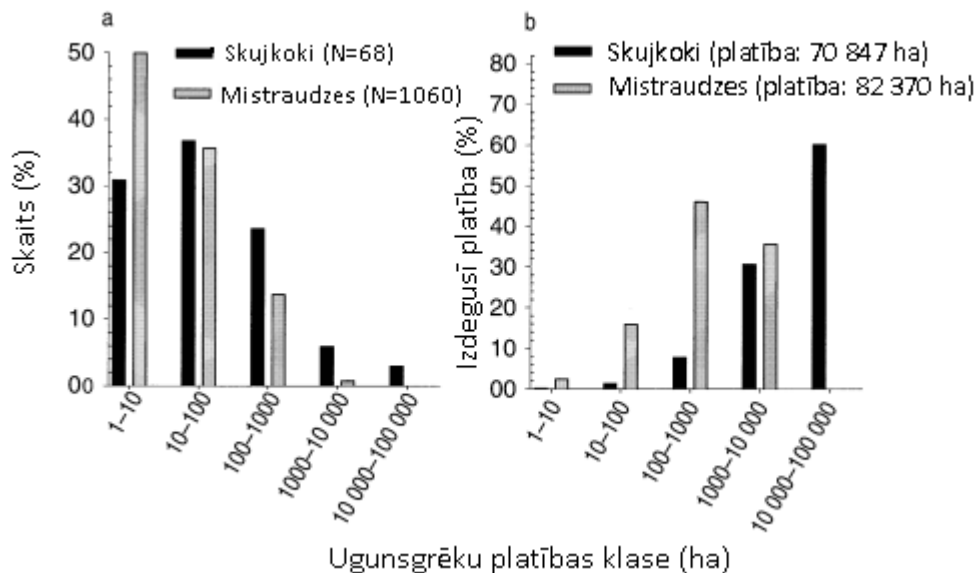
nodegušās platības procentuāli veido atsevišķi lieli meža ugunsgrēki (Bergeron et al., 2004) (3.5. attēls). Arī citos pētījumos Kanādā konstatētas līdzīgas sakarības, ka dabiskajam meža ugunsgrēku platību sadalījumam atbilst negatīvi eksponenciālu sadalījumam, t.i. daudz mazu ugunsgrēku un atsevišķi lieli ugunsgrēki (Perera et al., 2001).



3.3.attēls. Individuālu meža ugunsgrēku minimālās platības Norra Kvills Nacionālā Parkā, Zviedrijā (Borehag un Niklasson, 2015).

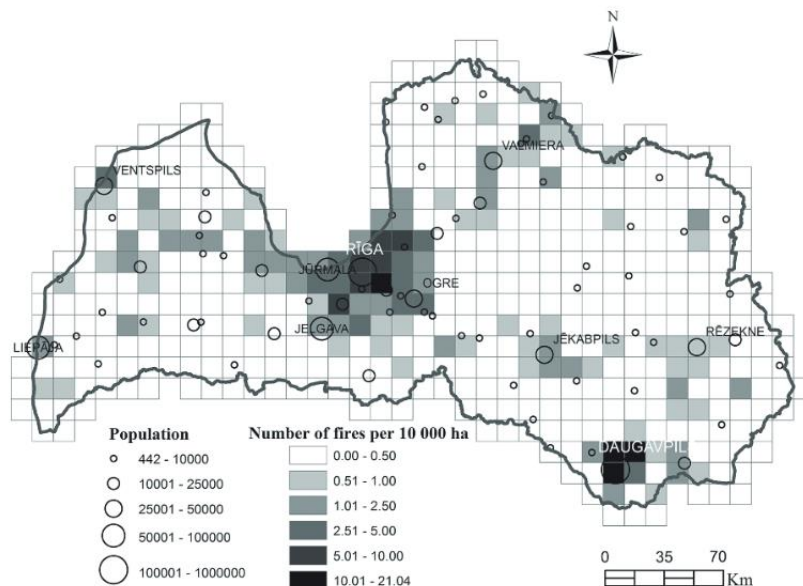


3.4. attēls. Individuālu meža ugunsgrēku platību dinamika 13 gs. – 19.gs. boreālo mežu zonā, Zviedrijā (Niklasson & Granström 2000)



3.5.attēls. Meža ugunsgrēku sadalījums a) ugunsgrēku izcelšanās procentuālais skaits pa ugunsgrēku platības klasēm, b) deguma platību procentuālais sadalījums pa ugunsgrēku platības klasēm (Bergeron et al., 2004).

Antropogēnās darbības ietekmē ir samazinājušās vidējās meža ugunsgrēku platības ne tikai Skandināvijas boreālajos mežos (Granström, 2001), bet arī nemorālajos mežos Centrāleiropā (Zin et al. 2013). Tāpat antropogēnā ietekme šobrīd lielā mērā nosaka ugunsgrēku izcelšanos. Piemēram, 2014. gadā vairāk nekā 90 % gadījumu mežu ugunsgrēku izraisīja cilvēka neapdomīga rīcība, ne tikai Latvijā, bet arī kaimiņvalstīs – Igaunijā, Lietuvā, Polijā, Somijā (Schmuck et al., 2011. Par antropogēno faktoru ietekmi liecina arī meža ugunsgrēku telpiskais sadalījums (3.6. attēls), lielākā daļa meža ugunsgrēku no 2007 - 2014. gadam izceļas divu lielāko Latvijas pilsētu – Rīgas un Daugavpils – apkārtnē. Tomēr to, vai no nomesta sērkokciņa vai atstāta ugunsкура radīsies meža ugunsgrēks un kāda būs tā skartā platība, joprojām lielā mērā nosaka meteoroloģiskie apstākļi.

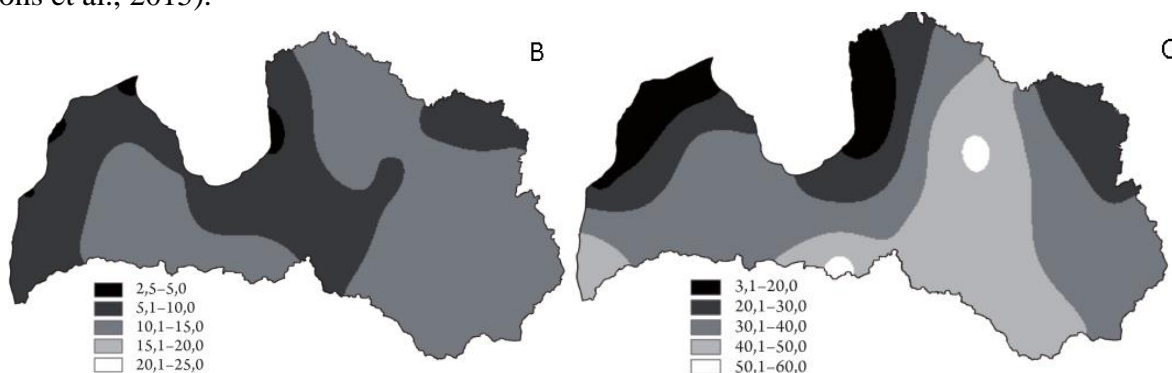


3.6.attēls. Meža ugunsgrēku skaits uz 10 000 ha gadā no 2007 līdz 2014. (Donis et al., 2017)

Ar meteoroloģiskajiem apstākļiem saistīto ugunsbīstamību raksturo ugunsbīstamības indeksi, kuri raksturo degmateriāla mitrumu daudzumu. Latvijā līdz šim ir tikuši izvērtēti Nesterova indekss (NI), modificētais Nesterova indekss (MNI) un Kanādas uguns laika apstākļu indekss (FWI). FWI indeksam ir atrastas visciešākās korelācijas ar nobiru slāņa, daļēji sadalījušos nobiru slāņa un „trūdzemes” slāņa

mitrumu. Ir noskaidrots, ka ar augstu FWI ugunsbīstamību ir 4,2 % dienas ugunsbīstamajā laikā, un šajā laikā izceļas 30 % no ugunsgrēkiem. Salīdzinājumā lielākā dienu daļa ugunsbīstamajā laikā atbilst zemas ugunsbīstamības klasei 68 %, šajā laikā izceļas 10,9 % no visiem ugunsgrēkiem, laikposmā no 2007 - 2014. gadam (Donis et al., 2017).

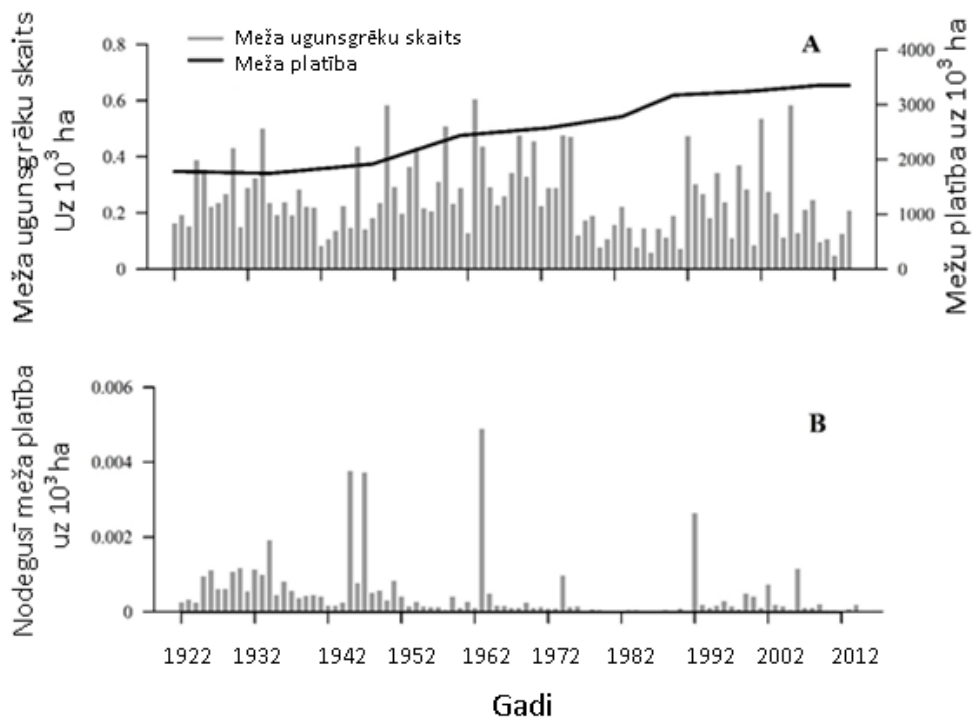
Latvijā 20. gadsimta laikā novērots vidējās gaisa temperatūras pieaugums pavasarī un ziemas pirmajos mēnešos. Turpinoties globālai sasilšanai, tiek prognozēta pakāpeniska vidējās gaisa temperatūras paaugstināšanās, regulārāki un garāki sausuma periodi (Āboliņa et al., 2008). Klimata pārmaiņu rezultātā Eiropā tiek prognozēts, ka pieaugs meža ugunsgrēku biežums un to skartā platība (Bedia et al., 2015; Venalainen et al., 2014). Latvijā veiktie pētījumi norāda, ka klimata pārmaiņu rezultātā tuvākā nākotnē pieaugs dienu skaits ar sevišķi augstu ugunsbīstamību (3.7. attēls) (Jansons et al., 2015).



3.7.attēls. Dienu skaits gadā ar sevišķi augstu ugunsbīstamību (FWI > 17). B - no 1980. līdz 2009. gadam, C – prognozētais no 2031. līdz 2060. gadam (Jansons et al., 2015)

Dabiskos apstākļos visbiežāk meža ugunsgrēki izceļas pēc ilgākiem sausuma periodiem, vasaras otrā pusē. Šādos apstākļos nobiru, kā arī augsnes organiskā slāņa mitrums ir zems, kā rezultātā labvēlīgos laikapstākļos uguns var attīstīt augstu intensitāti un skart plašas teritorijas (Granström 2001). Līdz ar to var secināt, ka periodos ar augstu ugunsbīstamību, ko nosaka meteoroloģiskie apstākļi, ir augstāka gan ugunsgrēku izcelšanās varbūtība, gan degšanas intensitāte (Drobyshev et al. 2012).

Saskaņā ar Valsts meža dienesta publisko pārskatu, vidējā meža ugunsgrēka platība Latvijā svārstās no 0,3 ha (2011. gadā) līdz 0,8 ha (2014. gadā). Latvijā veiktajos pētījumos novērota vidējās meža ugunsgrēka platības samazināšanās no 1922 līdz 2014. gadam (Donis et al., 2017) (3.8. attēls). Līdzīga statistika konstatēta arī Polijā, no 1951. līdz 1960. gadam vidējā ugunsgrēka platība ir 2,35 ha, savukārt no 1990. līdz 2013. gadam 0,93 ha (Zin et al., 2013; Szczygieł et al., 2008). Līdzīgi kā Latvijā arī Polijā ugunsbīstamais periods ilgst no marta līdz septembrim, kuru galvenokārt nosaka meteoroloģiskie apstākļi un nobiru mitrums, galvenais uguns izcelšanās iemesls ir cilvēku neapdomīga rīcība (Zin et al., 2013).



3.8.attēls. Meža zemes platība un meža ugunsgrēku skaits (A), meža ugunsgrēku platība (B) vidējā meža ugunsgrēku platība (C) dinamika pa gadiem Latvijā, laika periodā no 1922 – 2014. (Donis et al. 2017)

Kaut arī labvēlīgu meteoroloģisko apstākļu (augstas ugunsbīstamības) laikā nozīmīgas pūles tiek veltītas ugunsapsardzībai, atsevišķi meža ugunsgrēki tomēr skar ievērojamas platības. Nesenākais lielais meža ugunsgrēks Latvijā izcēlās Slīterē 1992. gadā, kad tika ietekmēti vairāk nekā 3000 ha meža zemju, t.sk. vairāk nekā 1000 ha mežu. Šajā pašā gadā izcēlās līdzīga apmēra ugunsgrēks Polijā, ietekmējot mežu 2000 ha platībā (Szczygieł et al., 2008). Savukārt, Zviedrijā nesenākais lielais meža ugunsgrēka izcēlās 2014. gadā Västmanlandā, kad nodega 15 000 ha (https://en.wikipedia.org/wiki/2014_V%C3%A4stmanland_wildfire).

Pēc ugunsgrēku ietekmes uz dažādām ekosistēmas komponentēm tiek izdalīti sekojoši ugunsgrēku veidi: vainaguguns, skrejuguns un zemdega. Latvijā ir veikti pētījumi par koku izdzīvošanas varbūtību pēc dažādas intensitātes un veida ugunsgrēkiem kā tiešā, tā arī netiešā (kukaiņi bojājumi) ugunsgrēku ietekmē (Donis et al. 2010). Augstāka degšanas intensitāte rada nozīmīgākus bojājumus un biežāk izraisa audzes bojāeju. Pētījumos Latvijā konstatēts, ka priedes izdzīvošanas varbūtība ir atkarīga no bojājuma vietas (saknes, stumbrs, vainags) un pakāpes kombinācijas. Pēc ugunsgrēka tajā pašā gadā kaitēklī (koksngrauzi) spēj invadēt 31,6 % priedes. Izdzīvot vairākus gadus vai pat atveseļoties no sākotnēji šķietami sekmīgi invadētiem kokiem spēj tikai līdz 10 %, taču lielākā daļa priežu iet bojā 1 līdz 2 gadu laikā pēc ugunsgrēka, ja kukaiņi invadējuši deguma gadā vai nākamajā gadā pēc ugunsgrēka. Lielāku dimensiju kokiem izdzīvošanas varbūtība pēc ugunsgrēka ir augstāka, 24 un 28 cm caurmēra klases priedēm, izdzīvošanas varbūtība ir 80 %, bet 16 un 20 cm caurmēram – 65 % (Donis et al., 2010). Līdzīgi arī Polijā, nemorālos mežos veiktie pētījumu liecina, ka pēc augstas intensitātes meža ugunsgrēkiem iet bojā lielākā daļa priežu audzes, un to vietā dabiski atjaunojoties veidojas viena vecuma priežu jaunaudzes, šāds ugunsgrēks konstatēts vienu reizi laika posmā no 1656 - 2010. gadam. Lielākā daļa meža ugunsgrēku šajā laika posmā ir zemas intensitātes, ar vidējo uguns atgriešanās intervālu 9 ± 7.8 gadi (Zin et al., 2015). Līdzīgi kā Polijā konstatēts, arī boreālajā mežu zonā augstas intensitātes meža ugunsgrēki, kuros iet bojā lielākā daļa kokaudzes, ir samērā reti, biežāk ir zemas intensitātes meža ugunsgrēki, kas veido kohortu audzes uzbūvi priežu mežos (Angelstam un Kuuluvainen, 2004; Kuuluvainen un Aakala, 2011).

Belovežas gāršā zemas intensitātes mežu ugunsgrēku atgriešanās intervāli ir ievērojami īsāki nekā Skandināvijā (Niklasson et al. 2010), kas sakrīt ar dabisko gradientu, ka īsāki uguns atgriešanās intervāli

sagaidāmi siltākos klimatiskos apstākļos, ja pietiekamā daudzumā ir degmateriāls (Sannikov un Goldammer, 1996).

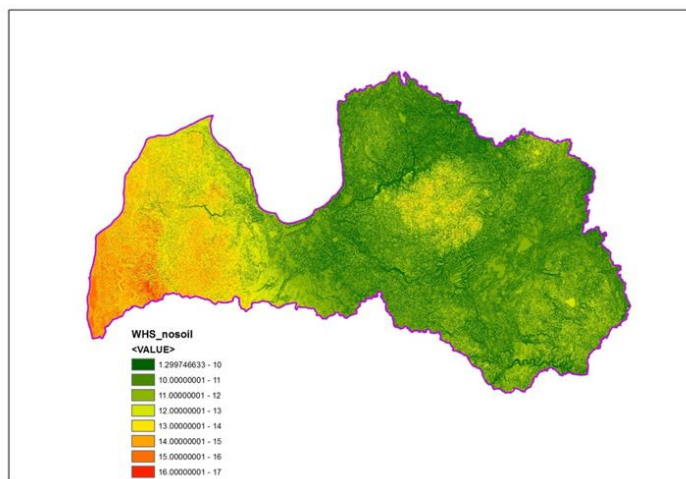
3.4.2. Vējš

Vēl viens nozīmīgs dabiskā traucējuma aģents hemiboreālajos mežos ir vējš. Galvenie ekstrēmu ātrumu vēju veidi mūsu platumu grādos ir: ārpustropiskās zonas cikloni, negaisa vētras un virpuļviesuļi.

Skujkoku (pārsvarā egļu) audzes cieš no vējgāzēm, ja vēja ātrums sasniedz 20 - 25 ms⁻¹. Pie mazākiem vēja ātrumiem tiek izgāzti atsevišķi, parasti novājināti koki. Vienā un tajā pašā vietā vējgāze vidēji atkārtojas reizi katros 150 - 300 gados. Egļu mežos izgāztās platības („robi”) atjaunojas ar lapkoku sugām, pārsvarā bērzu. Vējgāzes rada mozaīkveida struktūru, tādējādi palielinot zemesaugu sugu daudzveidību fitocenozē un veidojot dažādvecuma kokaudzi (Gromtsev, 2002). Vējgāzēs un vējlauzēs cieš arī priežu audzes. Pēc 2005. g. vētras sanitārās cirtes valsts mežos veiktas 66824 ha priežu audžu, t.sk. 20927 ha pieaugušu un pāraugušu audžu. Sanitārajās kailcirtēs tika nocirsti 996 ha pieaugušu un pāraugušu priežu audžu. Arī pēc 1969. gada vētrām Vidzemes jūrmalā 1 km zonā vairāk nekā 75 % no krājas izgāzti 17 % no pieaugušu un vecāku audžu Dm meža tipā (Buša, 1971), savukārt Ziemeļkurzemē pēc 1969. g. vētras masveidā (vairāk nekā 60 % no nogabala krājas) izgāztas 7,1 % priežu audžu (Jaunbērziņa, 1975).

Koku augstuma saikne ar vēja bojājumiem izpaužas tādējādi, ka, palielinoties vēja spēka pielikšanas punkta augstumam, palielinās spēka plecs un tādējādi arī spēka moments. Lielāku vainagu gadījumā ir lielāka uztverošā virsma un tādējādi arī lielāks pieliktais spēks. Būtiski atzīmēt, ka koka vainags atšķirībā no monolītām būvēm vēja ietekmē var mainīt savu formu, tādējādi pazeminot „efektīvo” virsmu (Hedden, et al., 1995; Wood, 1995; Quine et al., 1995). Pētījumi liecina, ka lielākie koki saliktās audzēs uztver 7 - 15 reizes lielāku slodzi nekā vidējie koki, kas ir pretēji pieņēmumiem, ka „dabiskā” mežā koki mazāk pakļauti vēja slodzēm (Quine, Gardiner, 2007). Audzes augstums virs apkārtējās zemes virsmas ir būtisks faktors, kas ietekmē noturību, jo, radot pārrāvumu aerodinamiskajā virsmā, tiek radītas izmaiņas gaisa plūsmā, veicinot tās turbulenci (Gardiner, Stacey, 1996; Quine, Gardiner, 2007). Līdzīgi arī sugu sastāvs un mistrojums ietekmē koka/audzes izturību, jo katrai sugai ir atšķirīgi aerodinamiskie parametri, kas var radīt papildu turbulenci un tādējādi arī vējgāžu risku. Pētījumi rāda, ka atsevišķos gadījumos mistrotas audzes ir mazāk noturīgas nekā tīraudzes (Ērglis, 1977). Latvijā veikti virkne pētījumu (Ērglis, Matuzānis, 1973, Donis, 2005-2007), lai noskaidrotu dažāda sugu sastāva un dažāda vecuma audžu, kā arī dažādas saimnieciskās darbības rezultātā ietekmētu audžu noturību pret vēja radītiem bojājumiem.

Pētījumos konstatēts, ka vētru varbūtība dažādās Latvijas daļās ir atšķirīga. Lielāka varbūtība ir Kurzemē (3.9. attēls). Savukārt līdzīgos meteoroloģiskajos apstākļos visapdraudētākā ir egle, kurai seko priede, tad lapu koki. Būtiska ietekme uz audžu noturību ir nesenai izcirtumu izveidei spēcīgo vēju pusē. Arī kopšanas cirtes audzes attīstības vēlākajās stadijās (vidēja vecuma un briestaudžu vecumā) īslaicīgi (līdz 5 gadiem) samazina to vēja noturību.



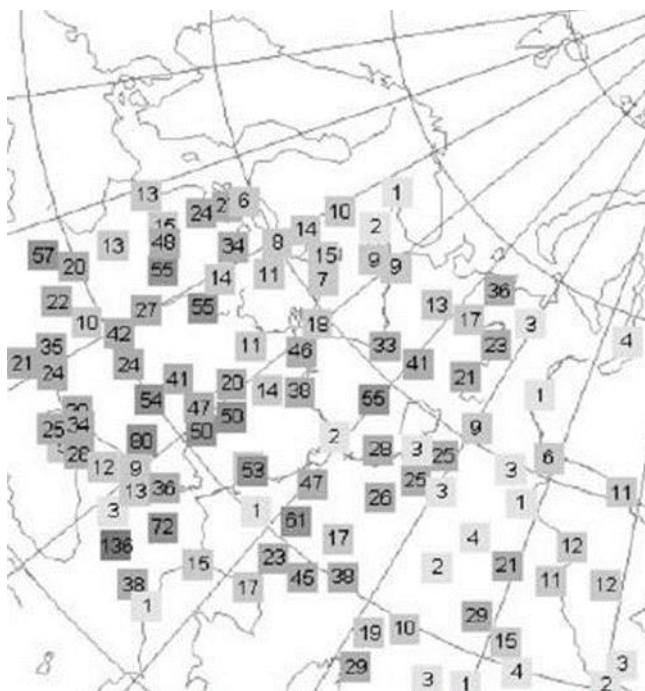
3.9.attēls. Vēja bojājumu draudu klase

3.4.3. Sasalstošs ledus un sniegs

Sasalstošs lietus var radīt ļoti nozīmīgus koku mehāniskos bojājumus, izraisot to bojāeju vai ievērojami samazinot virszemes biomasas apjomu un fotosintezējošo auga daļu kopējās virsmas laukumu (Irland, 2000; Olthof et al., 2003; Goodnow et al., 2008). Virsmas apledošana jeb atkalas veidošanās parasti ir saistīta ar salīdzinoši specifiskiem atmosfēras apstākļiem, un tā veidošanās norit aukstajā gadalaikā, miglas laikā, kā arī apstākļos, kad nokrišņi lietus pilienu veidā krīt cauri augstajam piezemes slānim un, sasniedzot Zemes virsmu, sasilst (Drage, 2005). Šāds process norisinās krasi atšķirīgas temperatūras gaisa masu saskares joslā, kur siltā gaisa masa atrodas virs aukstajām, kas veido 300 līdz 1200 m biezu piezemes aukstā gaisa slāni. Šādā gadījumā no siltā slāņa izkritušie ūdens pilieni Zemes virsmu sasniedz sīku, cietu, pilnīgi caurspīdīgu lodīšu veidā, kuru diametrs ir 1 - 3 mm (Zirnītis, 1968). Dažreiz lodītes centrā ir nenasalis ūdens – tādējādi, atsitoties pret cietu virsmu, tā sašķīst un veido apledojumu (Zirnītis, 1968; Fikke et al., 2005). Dažādās Eiropās dažās sasalstošu lietus notikumu daudzums ir atšķirīgs (skat. 3.10. attēlu).

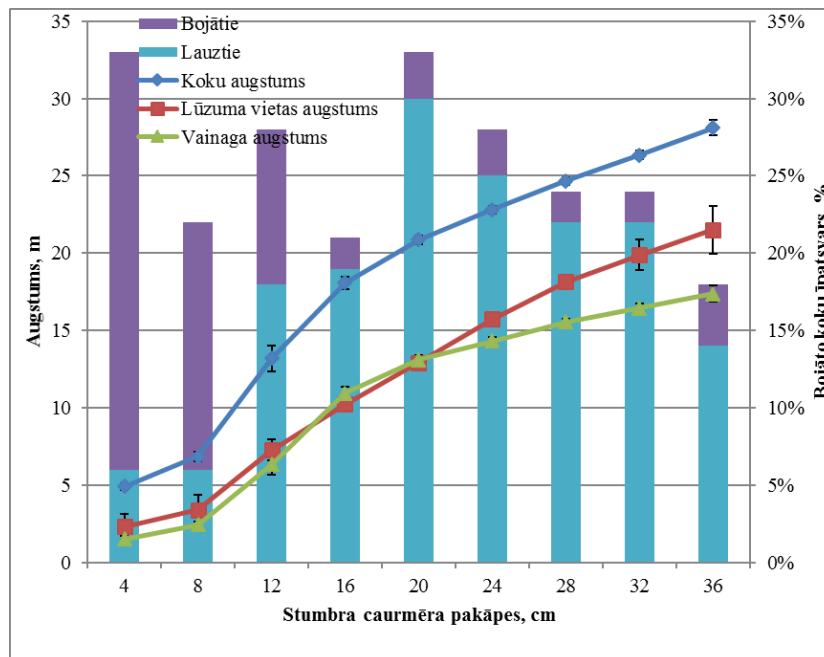
Galvenais laikapstākļu ietekmējošais faktors Latvijas teritorijā ir valdošie rietumu vēji, kuru ietekmē pārvietojas Ziemeļatlantijas cikloni. Konverģentajā gaisa masu kustībā tiek iesaistītas pēc ģenēzes un īpašībām atšķirīgas gaisa masas, kuru savstarpējās mijiedarbības veido atmosfēras frontes. Sasalstoša lietus veidošanos nosaka arī atmosfēras fronšu pārvietošanās raksturs. Sasalstoša lietus lokalizāciju Latvijas teritorijā nosaka tiešais Baltijas jūras tuvums un tās krasta līnijas morfoloģija, respektīvi, ziemas sezonas sākumā ieplūstošo auksto gaisa masu izraisītā Rīgas līča iztvaikojuma kondensācija un vēlāka nokrišņu izkrišana uz sauszemes.

Potenciāli sasalstošu lietus izraisošā apstākļi Latvijas teritorijā bieži ir novērojami, ieplūstot siltajām vidusplatumu vai tropiskajām gaisa masām, kas cikloniskās darbības gaitā var izveidot siltās atmosfēras frontes.



3.10. att. Kopējais sasalstošo nokrišņu notikumu* skaits Eiropas austrumos laika posmā no 1971. līdz 1990. gadam (Bezrukova et al., 2006). *notikums - viens sasalstoša lietus gadījums saskaņā ar standartu WMO (1992).

Dažādvecuma dabiskajos egļu mežos snieglauzes parasti bojā ne vairāk kā 2 – 3 % koku (Gromtsev, 2002). Savukārt Latvijā konstatēts, ka sasalstoša lietus un sniega bojāto priežu īpatsvars ir atkarīgs no koku dimensijām. Vidēji tiek nolauzti 15 līdz 30 % koku. (3.11.attēls)



3.11. attēls. Priežu bojājuma pakāpe atkarībā no vidējā caurmēra pēc 2012. g decembra sasalstošā lietus Ziemeļlatgalē.

3.4.4. Citi abiotiskie traucējumi

Potenciāli dabiskā traucējuma aģenti ir sausums un plūdi. Literatūrā atrodami dati par egļu audžu bojāeju sausuma dēļ Krievijas līdzenumos (Gromtsev, 2002), Norvēģijā (Allen et al., 2010). Taču informācijas, ka meži ietu bojā plūdu dēļ mūsu rīcībā nav. Kaut gan 2017. g. pēc augusta plūdiem Ziemeļlatgalē atsevišķas audzes gāja bojā.

3.4.5. Sēnes u.c. patogēni

Izvērtējot dažādu patogēnu kā dabiskā traucējuma aģentus, literatūrā minēts, ka kodoltrupe (*Onnia leporina*) un sakņu trupe (*Heterobasidion annosum*) var padarīt egļu audzes uzņēmīgākas pret vējgāzēm, tādējādi veicinot šo dabisko traucējumu aģentu (Gromtsev, 2002). Līdzīgi arī priežu audzēs sakņu trupe (*Heterobasidion* spp.) un celmenes (*Armillaria* spp.) var radīt atvērumus pat 50 m diametrā, vidēji 15 – 20 m. Taču jānorāda, ka jaunie koki ir uzņēmīgāki pret sakņu trupī nekā vecākie koki, un izveidojušies atvērumi atjaunojas ar lapu kokiem.

3.4.6. Insekti

Iespējams, ka daži kaitēkļi, pārsvarā dažādu sugu mizgrauži, spēj invadēt veselus kokus un izraisīt to bojāeju, tomēr pētījumi neliecina, ka tas būtu noticis pietiekami lielā mērogā, lai kaitēkļu uzbrukumu varētu uzskatīt par dabisko traucējumu aģentu (Gromtsev, 2002). Atšķirīgs viedoklis ir Kanādas pētniekiem, kuri kukaiņu radītos bojājumus uzskata par visai nozīmīgu dabiskā traucējuma faktoru (Bergeron et al. 1999, Jonhson&Miyanashi, 2007). Latvijā konstatēts, ka priežu audzēs bojājumus tādos apjomos, ka audzes nocērtamas sanitārajās kailcirtēs, var radīt galotņu sešzobu mizgrauzis *Ips acuminatus* Gyllenhal, priežu audžu tīklapsene *Acantholyda posticalis* Mats., lūksngrauži *Tomicus* spp. Savukārt egļu audzēs egļu astonzobu mizgrauzis *Ips typographus* L, egļu bruņuts *Physokermes piceae* Shrnk, smecernieki-sveķotāji *Pissodes* spp.

3.4.7. Ziditāji

Mūsu rīcībā nav informācijas, ka pārnadži bojātu pieaugušas un pāraugušas audzes kokus, kā rezultātā tie radītu jaunu sukcesiju, lai arī tie var būtiski bojāt tieši jaunaudzes kokus. Savukārt bebru darbības rezultātā, tai skaitā appludinot platības, atsevišķos gadījumos iespējama jaunas sukcesijas sākšanās.

3.5. Dabisko traucējumu režīms un kokaudzes struktūru dažāda tipa biotopos

Angelstam un Andersson (2001) izšķir piecus meža ainavas traucējumu režīmus:

A. Sukcesionāla attīstība pēc liela mēroga traucējuma. Liela mēroga traucējumi, piemēram, uguns vai vējš, uzsāk sukcesiju un padara iespējamu meža atjaunošanos vienlaicīgi lielā platībā. Dažādu sukcesijas pakāpju piemēri ir nesenī degumi, jauktas skuju un/vai lapu koku jaunaudzes, pieaugušas un pāraugušas mežaudzes. Tā kā traucējumi ir heterogēni gan laikā, gan telpā, vecumklatu strukturālā sarežģītība ainavā palielinās līdz ar vecumu. Kailcirte ar atstājamiem kokiem var līdzināties ekoloģiskajiem apstākļiem jaunākajās sukcesijas fāzēs, bet vecākās sukcesijas fāzes nav savienojamas ar meža apsaimniekošanu.

B. Kohortu dinamika. Dabiskajiem priežu mežiem boreālajā zonā raksturīgi bieži zemas intensitātes ugunsgrēki, kuru rezultātā veidojas kokaudzes ar vairākām vecumklasēm un mirušo koksni dažādās sadalīšanās pakāpēs. Šo attīstības veidu lielā mērā iespējams atdarināt meža apsaimniekošanā, atkārtoti saglabājot atsevišķus kokus un mirušo koksni un izmantojot uguni bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanai.

C. Pašizrobošanās (Gap-phase) dinamika. Iztrūkstot liela mēroga traucējumiem (ugunij, vējam, kaitēkļiem), jauni ēncietīgu sugu koki atjaunojas nelielos atvērumos un veidojas robi, ejot bojā atsevišķiem lieliem kokiem vai nelielām to grupām. Dabiskajās ainavās šāda veida audzes parasti veidojas kā koridori vai puduri mitrās un slapjās vietās. Šādos mežos ir relatīvi mitrs un stabils mikroklimats un pastāvīga apgāde ar mirušo koksni dažādās sadalīšanās pakāpēs. Šāda tipa mežaudžu attīstību ir grūti atdarināt meža apsaimniekošanā.

D. Meža vide, ko nosaka lokāli abiotiski faktori. Ar kaļķi bagātas augsnes, augsts gruntsūdens līmenis, gravas un stāvas nogāzes bieži veido unikālu un stabilu mikroklimatu.

E. Kultūras nosacīti traucējumi. Cilvēku darbība ir izraisījusi dramatiskas izmaiņas kādreiz dabiskajos mežos. Lai nodrošinātu iedzīvotāju eksistenci un mājlopus ar barību, zeme tikusi apstrādāta, izmantojot dedzināšanu, pļaušanu, appludināšanu. Intensificējoties lauksaimniecībai, bioloģiskā daudzveidība meža pļāvās un ganībās samazinājās strukturālās daudzveidības trūkuma dēļ.

Šāds iedalījums varētu būt pieņemams mežsaimnieciskās darbības plānošanai, lai arī no loģikas viedokļa, tas nav korekts, jo A, B, C grupu izdalīšanai kā pamatkritērijs, šķiet, ir audzes struktūra, bet D un E - novietojums vai iepriekšējā saimnieciskā darbība.

Dabiskajos hemiboreālajos mežos mozaikveida struktūru pamatā rada uguns, tomēr atsevišķas audzes atšķiras pēc savas uzņēmības pret degšanu. Skandināvu zinātnieki šo koncepciju apvienojuši tā sauktajā ASIO modelī (Absent – nav, Seldom – reti, Infrequent – ne bieži, Often – bieži). Saskaņā ar šo modeli, nogabaliem tiek piešķirta viena no šīm kategorijām, novērtējot iespējamo degšanas biežumu. Novērtēšanai tiek izmantoti tādi rādītāji kā attālums līdz ūdenim, novietojums u.c.

Latvijas apstākļos kā vienkāršākais rādītājs, kas izmantojams traucējuma veida raksturošanai, varētu būt meža tips (skat. 3.12. attēls), tomēr nevar izslēgt, ka var būt gan būtiskas reģionālas īpatnības, gan nozīmīgs ainavas „konteksts“ (Mönkkönen, 1999, Bergeron et al. 1999), kā arī dažādu dabiskā traucējumu avotu mijiedarbība, piem., vējš – kukaiņi, vējš – uguns, vējš-uguns-kukaiņi utt.

Meža tipu sadalījums pa edafiskajām rindām un trofiskuma grupām (Laiviņš 1997)

	Oligotrofs		Mezotrofs		Eitrofs	
Sausieņi	Sl	Mr	Ln	Dm	Vr	Gr Platlapji
Slapjaini	Gs	Mrs	Dms		Vrs	Grs Egle
Purvaini	Pv		Nd	Db Egle	Lk Alkšņi, Oši	

Kohortu dinamika

Sukcesija

Pašizrobošanās

3.12.attēls. Meža tipu sadalījums pa dominējošajām dabiskā traucējuma grupām (Angelstam, 1998).

3.6. Dabiskā traucējuma režīms kā meža apsaimniekošanas prototips

Mežsaimniecisko darbību efekta prognozēšanai būtu jābalstās uz meža reakciju laikā un telpā, ko rada dažāda veida, lieluma, intensitātes un biežuma dabiskie (vējš, ugunsgrēki u.c.) traucējumi (Coates, Burton, 1997). Dažādojot ciršanas intensitāti, var nodrošināt pietiekošā mērā dabiskās atjaunošanas parādīšanos un augšanu (Erefur, 2010). Priežu mežu vecumstruktūru un telpisko sadalījumu ietekmē gan ārpustropiskās zonas ciklonu vētras (it īpaši piekrastē, kur vēja ātrumi brāzmās ir visaugstākie un augsti vēja ātrumi novērojami biežāk), gan negaisu vētras, kā arī sasalstoša lietus izraisīti bojājumi (galvenokārt Latvijas austrumu daļā, kur biežāk veidojas to ģenēzei raksturīga gaisa masu kombinācija). Savukārt ugunsgrēku dabiskā izplatība vairāk būtu saistāma ar sausieņu mežu izplatību. Arī Fenoskandijā augstas intensitātes meža ugunsgrēki un vētras limitē mežaudzes vecumu (Angelstam un Kuuluvainen 2004).

Zinātnieki, kuri pēta audzes atvēruma malas ietekmi uz atvērumiem vainagu klājā, parasti pievēršas galvenokārt problēmām, kas saistītas ar sugu daudzveidību vai dabiskās atjaunošanās norisi, atvērumus vērtējot dabisko traucējumu kontekstā (Sipe, Bazzaz, 1994; Gray, Spies, 1996). Lai gan šo pētījumu rezultāti palīdz mežkopjiem pilnveidot dabiskus traucējumus imitējošas metodes, tomēr tie sniedz tikai nelielu daļu no informācijas par malas ietekmi uz atjaunošanās norisi mākslīgi veidotos audzes atvērumos, kādi rodas pēc grupu pakāpeniskās cirtes veikšanas. Mala ir robeža starp atvērumu, kurš radies izcērtot koku grupu, un neskarto audzes daļu, kas piekļaujas atvērūmam. Savukārt malas ietekme - kā ar vides gradientu saistīts ekoloģisks fenomens, kas rodas gar atvēruma robežu un iestiepjas pieguļošajās ekosistēmās (neskartajā un izcirstajā audzes daļā) (atbilstoši Chen et al., 1992).

Šajā ziņā viens no lielākajiem nezināmajiem ir zaudējumu apjoms, kas rodas, samazinoties koku augšanai saistībā ar malas ietekmi nelielos audzes atvērumos (Laacke, Fiske, 1983; Dale et al., 1995). Šīs problēmas risināšanai daudzi pētījumi, kas balstīti uz mākslīgi izveidotiem audzes atvērumiem, ir orientēti piemērotā (parasti minimālā) atvēruma lieluma noteikšanai, lai sasniegtu meža apsaimniekošanas mērķus – sekmīgu dabisko atjaunošanos un vēlamo koku sugu augšanu atvērumos (McDonald, Abbot, 1994, Gray, Spies, 1996; Malcolm et al., 2001; Page, Cameron, 2006; Donis, 2007; Donis, 2008; Rouvinen, Kouki, 2011). Intensīvāk apsaimniekotos mežos pētījumi veikti, lai noskaidrotu atvēruma lieluma un stādīto koku atrašanās vietas atvērūmā ietekmi uz to izdzīvošanu un augšanu (Palik et al., 1997; Coates, 2000; Gagnon et al., 2003; York et al., 2003; York et al., 2004; Donis, 2008; Kern et al., 2012). Tomēr joprojām nav skaidrs jautājums par optimālo atvēruma lielumu dažādām koku sugām, tostarp eglei, grupu pakāpeniskajās cirtēs dažādmērķu mežkopībā pat šķietami daudz pētītās mežu ekosistēmās (York et al., 2004). Ideālā gadījumā mežkopis varētu izvēlēties audzes atvēruma lielumu, zinot optimālos augšanas apstākļus konkrētajai koku sugai un tādējādi ietekmējot turpmāko audzes sugu sastāvu (Messier et al., 1999). J. Donis (2007), pētot dabisko atjaunošanos dažādu konfigurāciju audzes atvērumos ar platību no 0,15 ha līdz pat 0,4 ha priežu audzēs mētrājā, konstatējis, ka tuvāk par 5 m no audzes malas pašsējas priedes ir būtiski īsākas. Savukārt tālāk no malas kociņu augstums ir lielāks, tomēr būtiski neatšķiras.

Gaismas režīms zem koku vainagu klāja, kas ievērojami variē laikā un telpā (Rich et al., 1993), ir galvenais dabisko atjaunošanos un zemsedzes augu parādīšanos, nostiprināšanos, izdzīvošanu un augšanu stimulējošais faktors (Gray, Spies, 1996; Lieffers et al., 1999). Koku vainagu klāja gaismas caurlaides spēju nosaka atsevišķu koku vainagu izmērs, izvietojums un blīvums (Jennings et al., 1999). Manipulējot ar audzes parametriem, ir iespējams regulēt gaismas režīmu, lai sasniegtu audzes apsaimniekošanas mērķus, kas īstenojami, kontrolējot aizzēlumu un atjaunojušos koku augšanu.

Audzes atvērumi rada daudzveidīgus gaismas režīma apstākļus gan pašos atvērumos, gan to malās atkarībā no saules leņķa un apkārtējo koku augstuma (Canham et al., 1990, 1994). Atvērūmam palielinoties, gaismas daudzums tā centrā palielinās kā funkcija no audzes atvēruma diametra un apkārtējās audzes koku augstuma (Lieffers et al., 1999). Citi autori (Hale, 2004; Hale et al., 2009) norāda, ka dažāda vecuma audzēs, kas izveidojušās mērķtiecīgas rīcības rezultātā vai nejaušu faktoru ietekmē, zūd iespēja izmantot audzes šķērslaukumu kā iespējamo apgaisojumu raksturojošo rādītāju, tomēr, pirms audze sasniegusi dažādvecuma stadiju, šķērslaukums izmantojams kā rādītājs plānošanai, līdz kādam šķērslaukumam izretināma audze, lai veicinātu dabisko atjaunošanos.

Somijā, 1994) konstatējis, ka šķērslaukums izskaidro 75 % no gaismas caurlaidības priežu un egļu audzēs ar šķērslaukumu no 14 līdz 37 m². Korhonen et al. (2007) konstatējis, ka, iekļaujot beta regresijas modeli kā papildu rādītājus koku augstumu un koku sugām individuālu parametrus (priedei – augsnes auglību; eglei – lapu koku īpatsvaru), tas izskaidro priedei 91 %, bet eglei 87 % no vainagu klāja projekcijas. Kanādā Comeau (2001) atklājis logaritmisku sakarību starp šķērslaukumu un gaismas caurlaidību jaunā apšu audzē (šķērslaukums 5 – 40 m²), kas izskaidro 88 % no variācijas. Francijā Sonohat (2004) konstatējusi negatīvu eksponenciālu sakarību starp gaismas caurlaidību un audzes šķērslaukumu, kas izskaidro 56 % līdz 80 % no variācijas priedei, eglei, duglāzijai un lapeglei (šķērslaukums 4 – 66 m²).

Salīdzinot vainagu klāja atvērumu un fotosintētiski aktīvo radiāciju zem vainagu klāja (*FAR* kopzv) vidējās vērtības 40 × 40 m izcirsto logu Z un D malu vidū, novērota tendence, ka tas abos gadījumos ir samērā līdzīgs (apmēram 28,5 %), savukārt D malā *FAR* kopzv ir vairāk nekā trīs reizi mazāks, salīdzinot ar Z malu, attiecīgi 9,7 ± 0,2 un 30,7 ± 0,6 Mol m⁻². ASV konstatēts, ka vainagu klāja gaismas caurlaidība dažāda lieluma (0,1 – 1 ha) izcirsto logu D daļā vidēji ir 60 %, salīdzinot ar izcirsto logu vidu, savukārt Z daļā tā ir par 80 % lielāka (York et al., 2003).

Koku vainagu gaismas caurlaidība un vainagu klāja atvērums samazinās, palielinoties laikam pēc audzes izretināšanas (Beudet, Messier, 2002; Sonohat et al., 2004).

Vietās, kur to vai citu apsvērumu dēļ netiek pieļauta kailcirte, lai nodrošinātu meža atjaunošanu ar priedi, Ž. Sūna (1973) rekomendējis sākotnēji izcirst atvērumus, kuru diametrs līdzīgs koku augstumam (aptuveni 25 m). Savukārt A. Zviedris (1949) ieteicis 30 × 30 m atvērumus. Zviedrijā veiktā pētījumā ieteikts veidot 20–40×30–60 m atvērumus (Erefur et al., 2011). Lielbritānijā, lai sasniegtu apmierinošu priedes kociņu augšanu, ieteikts veidot atvērumus ne mazākus kā 0,2 ha, vai ar diametru, kurš būtu līdzīgs divu koku augstumam (Malcolm et al., 2001). Ziemeļamerikas mērenās joslas ziemeļu daļas mežos (Coates, 2000) konstatēts, ka audzes atvērums nav jābūt ļoti lielam (0,1 – 0,2 ha), lai koku attīstības gaita būtu līdzvērtīga tai, kāda tā ir kailcirtēs augošiem kociņiem. Plānojot atvērumu lielumu, paredzot platības atjaunot dabiski, nedrīkst aizmirst arī par priedes sēklu lidošanas attālumu. Lai gan priedes sēklu lidošanas attālums ir līdz pat 250 m (Атрохин, Кузнецов, 1989). A. Zviedris (1949) norāda, ka sēklas aizlido līdz 50 m, bet A. Kundziņš (1949) konstatējis, ka sēklas aizlido līdz 50 – 75 m. E. Bākūzis un R. Markus (1969) konstatējuši, ka vislabāk priedes ir atjaunojušās 45 – 60 m platos izcirtumos. A. Eglīte (1950) atzīmē, ka atjaunošanās ar priedi notiek sekmīgi līdz 40 – 45 m attālumā no izcirtumam pieguļošajām R, DR, ZR sienām. K. Brīvība (1960) secina, ka skuju koku dabiskai atjaunošanai optimālais cirsma platums ir līdz 60 m. Arī Polijā dabiskās atjaunošanās nodrošināšanai cērt 50 – 60 m platas cirsmas (Puchalski, 2000, citēts no Mackowiak, 2013).

Pēc M. Laiviņa (1998) datiem priedes dabiski atjaunojas tikai 1 % no priežu mežu kopplatības. 77 % priedes paaugas sastop oligotrofās, 22 % mezotrofās, bet pavisam nedaudz (1 %) eitrofās augtenēs. Priede atjaunojas gandrīz tikai zem priežu klāja (97 % paaugas), kā arī nedaudz bērzu mežos (2,5 %). Vislabāk priede atjaunojas priežu silā (8 % no silu kopplatības) un priežu mētrājā (3 %), pārējos meža tipos ļoti maz.

Dažādu koku sugu paauga (vismaz 500 gabali līdz 6 m augstu īpatņu uz ha) priežu mežos sastopama 18 % no kopējās priežu mežu platības. Paaugā dominē egļu (88 % paaugas), bet priede sastāda tikai 5 % no paaugas. Paaugas sastāvs ir atkarīgs no substrāta auglības. Priede atjaunojas galvenokārt nabadzīgās augtenēs, ar kurām ir saistīti 77 % no priedes paaugas (Laiviņš, 1998).

Uz sekmīgu priedes pirmsatjaunošanās iespējamību mazāk auglīgos meža tipos (silā, mētrājā, lānā) norāda I. Mangalis (2004).

Izcirtumos sagaidāmā atjaunošanās atkarībā no meža tipa, kurā priede var veidot audzi, tiek vērtēta sekojoši (Bušs, 1981; Skudra, Dreimanis, 1993):

- Sils – priede atjaunojas lēni – desmit gadu laikā dabiski apmežojas tikai 40 % no izcirtumu kopplatības. Izcirtumi ar lakstaugiem blīvi neaizzeļ.
- Mētrājs – šauros izcirtumos priede atjaunojas 5 – 10 gadu laikā, bet 40 % no kopējās platības par valdošo sugu kļūst bērzs. Izcirtumi blīvi neaizzeļ un meža atjaunošanos pārāk neietekmē.

- Lāns – priede atjaunojas lēni un nevienmērīgi, izcirtumos intensīvi ieviešas bērzs, kas kļūst par valdošo sugu 50 % no kopējās platības. Var blīvi aizzelt.
- Damaksnis – lielākā daļa (66 %) atjaunojas ar bērzu, bet priede atjaunojas tikai 7 % gadījumu. Strauji aizzeļ ar dažādiem lakstaugiem, kas veido vidēji blīvu aizzēlumu.
- Grīnis – priedes dabiskā atjaunošanās notiek ļoti lēni. Aizzelšana ar viršiem stipri kavē meža atjaunošanos.
- Slapjais mētrājs un slapjais damaksnis – priede atjaunojas nevienmērīgi un lēni, jo to traucē aizzēlums ar zemsedzes augiem un mitrums. Diezgan strauji ieviešas purva bērzs.
- Purvājs – 76 % no izcirtumiem atjaunojas ar priedi, taču ļoti lēni un nevienmērīgi. Strauji ieviešas virši.
- Niedrājs – 71 % no izcirtumiem strauji atjaunojas bērzs, bet priede tikai 27 %. Aizzeļ ar graudzālēm.
- Viršu ārenis – priede atjaunojas lēni un nevienmērīgi. Dabiskā atjaunošanās visintensīvāk notiek ar bērzu. Strauji aizzeļ.
- Mētru ārenis – priede atjaunojas lēni un nevienmērīgi, 53 % no izcirtumu platības ieviešas bērzs. Blīvi aizzeļ.
- Šaurlapju ārenis – priede atjaunojas lēni un nevienmērīgi. Strauji atjaunojas bērzs 70 % no izcirtumu platības. Blīvi aizzeļ.
- Viršu kūdrenis – priede atjaunojas lēni (izņemot dažus gadījumus), 24 % gadījumu iesējas purva bērzs. Blīvi neaizzeļ.
- Mētru kūdrenis – priede atjaunojas lēni un nevienmērīgi, 46 % gadījumu atjaunojas bērzs. Veidojas blīvs aizzēlums.
- Šaurlapju kūdrenis – priede atjaunojas lēni un nevienmērīgi, 70 % gadījumu atjaunojas bērzs. Strauji aizzeļ.

Arī M. Laiviņš (1998) norāda, ka priede izcirtumos atjaunojas vāji un tam par iemeslu ir izcirtumu aizzelšana ar lakstaugiem, kā arī lapukoku jauno īpatņu straujā masveidīgā ieviešanās tajos, neļaujot attīstīties priedes sējeņiem.

E. Bākūzis un R. Markus (1969) konstatējuši, ka 1 – 5 gadus pēc kailcirtes tikai 6 % no izcirtumiem dabiski atjaunojušies ar priedi. 11 – 15 gadus pēc kailcirtes ar priedi atjaunojušies 15 % izcirtumu.

Ņemot vērā apkopoto informāciju par dabiskajiem traucējumiem priežu mežos hemiboreālajā zonā, kas ir nozīmīgi (izraisa) šīs koku sugas audžu dabisko sukcesiju, nodrošinot piemērotu vidi, lai veidotos un augtu nākamās paaudzes priežu grupas (kohortu dinamika), var uzskatīt, ka dabiskajiem traucējumiem oligotrofajos un mezotrofajos mežos Latvijā atbilst vienlaidus platības bez kokiem 0,4 (vai mazāka 0,2 ha, ja pārējā audzē arī konstatējami nozīmīgi bojājumi) līdz 1 - 2 ha platības ar koku grupām un ekoloģiskajiem kokiem.

4. Konsultējoties ar Zemkopības ministrijas un Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijas pārstāvjiem, sagatavot skaidrojumus un pamatojumus Latvijas nostājas sagatavošanai un pamatojumam Eiropas Komisijas darba grupās par ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 mērķu sasniegšanas nosacījumiem meža ekosistēmās.

Sadarbībā ar Zemkopības ministriju analizētas uz Bioloģiskās daudzveidības stratēģijas pamata izstrādātās dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas, vadlīnijas bioloģiski daudzveidīga meža ieaudzēšanai un atjaunošanai, un vadlīnijas ilgstoši neskarto un “dabisko” mežu izdalīšanai. Konstatēta virkne neskaidrību, par kurām attiecīgi sagatavota informācija darba sanāksmēm, kurās ministrijas pārstāvji piedalās.

Silvas pārstāvji piedalās ekspertu sanāksmēs par meža novērtēšanu ar attālās izpētes metodēm un MSI datu izmantošanu meža resursu novērtēšanā pēc vienotas pieejas ES līmenī.

Literatūras saraksts

- Āboliņa, K., Andrušaitis, A., Blumberga, D., Briede, A., Bruņiniece, I., Grišule, G., Kļaviņš, M. (2008). Climate change and global warming. Riga: LU Academic publication, 174 pp.
- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N. (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests, *Forest Ecology and Management*, Volume 259, Issue 4, Pages 660-684
- Angelstam P., (1998) Towards a Logic for Assessing Biodiversity in Boreal Forest (In book: *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*) pp 301–313
- Angelstam P., Kuuluvainen T. (2004) Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective - *Ecological Bulletins*, 117-136
- Angelstam, P. & Andersson, L. (2001). Estimates of the needs for nature reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Supplement* 3, 38-51
- Angelstam, P., Kuuluvainen, T. (2004). Boreal forest disturbance regimes , successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological bulletins*, 51, pp.117–136.
- Bākūzis, E., Markus, R. (1969). Dabiskā atjaunošanās skujukoku mežu kailcirsma Latvijā. No: *Latvijai 1918.-1968. Brīvās pasaules latviešu mežkopju raksti. Čikāga*, 55.-72. lpp.
- Bedia, J., Herrera, S., Gutiérrez, J.M., Benali, A., Brands, S., Mota, B., Moreno, J.M. 2015. Global patterns in the sensitivity of burned area to fire-weather: Implications for climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214–215, 369–379.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., Gauthier, S., (1999). Basing forest management on natural disturbance: stand- and landscape-level considerations. *For. Chron.* 75 (1), 49–54
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan, and V. Kafka. (2004). Fire regimes at the transition between mixed-wood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* 85:1916–1932
- Borehag, M., Niklasson, M., (2015). Spatial Analysis of forest fires in Norra Kivill National Park. Master Thesis, Swedish University of Agricultural Science. 36 lpp. http://stud.epsilon.slu.se/8413/7/borehag_m_150827.pdf
- Bradshaw, R.H.W., Ingvarsson, P.K., Rosvall, O., (2019). The ecological consequences of using clones in forestry. *Scand. J. For. Res.* <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1557246>
- Brīvība, K. (1960). Par cirsmu platuma ietekmi uz meža dabisko atjaunošanos. *Jaunākais mežsaimniecībā*, 1, 45.-50.lpp.
- Bušs K. (1976). Latvijas PSR mežu klasifikācijas pamati, LRZTIPI Rīga.
- Bušs K., (1981) Meža ekoloģija un tipoloģija. Rīga, Zinātne, 68 lpp
- Canham, C.D., Denslow, J.S., Platt, W.J., Runkle, J.R., Spies, T.A., White, P.S. (1990). Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 620-631
- Canham, C.D., Finzi, A.C., Pacala, W., Burbank, D.H. (1994). Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Can. J. For. Res.*, 24, 337-359
- Chen, J., Franklin, J.F., and Spies, T.A. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2: 387–396.
- Clements F.E. (1916) *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Washington, DC (1916)
- Coates, D.K., Burton, P.J. (1997). A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management*, 99, 337-354.
- Coates, K.D. (2000). Conifer seedling response to northern temperate forest gaps. *Forest Ecology and Management*, 127, 249-269.

- Comeau, P.G. (2001). Relationships between stand parameters and understorey light in boreal aspen stands. *Journal of Ecosystems and Management*, 1, 1-8
- Dale, M.E., Smith, H.C., Percy, J.N. (1995). Size of clearcut opening affects species composition, growth rate, and stand characteristics. USDA Forest Service Research Paper NE-698. 21 p.
- Donis J.(2005-2007) Ekstrēmu vēja ātrumu ietekmes uz kokaudzes noturību novērtējums, lēmuma pieņemšanas atbalsta sistēmas izstrāde. LVMI Silava. Pārskats. MAF.
- Donis J., (2018) Privāto mežu apsaimniekošanas un meža īpašumu konsolidācijas un kooperācijas procesa monitorings. MAF pētījums. LVMI Silava.
- Donis J., Bičevskis M., Zdors L., Šņepsts G. (2010) Meža ugunsgrēka ietekmes uz koka dzīvotspēju novērtēšanas metodikas izstrāde. Gala atskaite. Latvijas Valsts mežzinātnes institūts 'Silava', Salaspils, 98. lpp.
- Donis, J. (2007). Nekailciršu meža apsaimniekošanas modeļu izstrāde. Pārskats. Pieejams: http://www.zm.gov.lv/doc_upl/27.pdf.
- Donis, J. (2008). Nekailciršu meža apsaimniekošanas modeļu izstrāde. Pārskats. Pieejams: http://www.zm.gov.lv/doc_upl/4_Silava_J.Donis.pdf.
- Donis, J., Kitenberga, M., Sņepsts, G., Matisons, R., Zarins, J., Jansons, A. (2017) Forest fire regime in Latvia during 1922–2014. *Silva fennica*. *Silva Fennica* vol. 51 no. 5
- Drage M.A. (2005). Atmospheric icing and meteorological variables: Full scale experiment and testing of models. Doctoral thesis, The University of Bergen. 134 p.
- Drobyshev, I., Niklasson, M., Linderholm, H.W., (2012). Forest fire activity in Sweden: Climatic controls and geographical patterns in 20th century. *Agricultural and Forest Meteorology*, 154–155, pp.174–186.
- Eglīte, A. (1950). Meža dabiskā atjaunošanās no meža sienām priežu pamattipos Latvijas PSR. Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas Vēstis, 1 (30), 115-124.
- Erefur, C. (2010). Regeneration in Continuous Cover Forestry Systems. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Umeå, 2010, 53 p.
- Erefur, C., Bergsten, U., Lundmark, T., de Chantal, M. (2011). Establishment of planted Norway spruce and Scots pine seedlings: effects of light environment, fertilisation, and orientation and distance with respect to shelter trees. *New Forests*, 42, 263-276.
- Ērglis, D. (1977) 1967. un 1969. gadu vētru sekas Latvijas PSR valsts mežos. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība*, 4. Rīga, 23 – 34.
- Ērglis, D., Matuzānis, J. (1973). Audžu noturība 1967. gada viesuļvētrā. *Jaunākais mežsaimniecībā*, 15. Rīgā, 1973, 53 – 60
- Fikke S., Ronsten G., Heimo A., Kunz S., Ostrozlik M., Persson P.E., Sabata J., Wareing B., Wichura B., Chum J., Laakso T., Sääntti K., Makkonen L. (2005). Minimum design loads for buildings and other structures. *Ice Loads – Atmospheric Icing*. American Society of Civil Engineers, C10. 99-108
- Gagnon, J.L., Jokela, E.J., Moser, W.K., Huber, D.A. (2003). Dynamics of artificial regeneration in gaps within a longleaf pine flatwoods ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 172, 133-144.
- Gardiner. B., Stacey. G., (1996) Designing Forest Edges to Improve Wind Stability. Forestry Commission. Technical paper 16. pp8
- Gleason, H.A. (1926), "The Individualistic Concept of the Plant Association", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53 (1): 7–26
- Goodnow R., Sullivan J., Amacher G.S. (2008). Ice damage and forest stand management. *Journal of Forest Economics*, 14(4): 268–288.
- Granström, A., (2001). Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, pp.62–69.
- Granström, A., Niklasson, M. (2008). Potentials and limitations for human control over historic fire regimes in the boreal forest. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 363(1501), pp.2353–2358.

- Gray, A.N., Spies, T.A. and Pabst, R.J. 2012. Canopy gaps affect long-term patterns of tree growth and mortality in mature and old-growth forests in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 281: 111–120.
- Gromtsev A. (2002). Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fennica* vol. 36 no. 1 article id 549. <https://doi.org/10.14214/sf.549>
- Hale, S. (2004). Managing light to enable natural regeneration in British conifer forest. Information Note. Forestry Commission, Edinburgh, 6 pp.
- Hale, S.E., Edwards, C., Mason, W.L., Price, M., Peace, A. (2009). Relationships between canopy transmittance and stand parameters in Sitka spruce and Scots pine stands in Britain. *Forestry*, 82, 503-513
- Hannon, G.E, Bradshaw, R., Emborg, J. (2000). 6000 years of forest dynamics in Suserup Skov, seminatural Danish woodland. *Global Ecology and Biogeography* 9, 101–114
- Hedden. R. L., Fredericksen. T. S., Williams. S. A. (1995). Modeling the effect of crown shedding and streamling on the survival of loblolly pine exposed to acute wind. 704-712 (1995)
- Heuchel, A., Hall, D., Zhao, W., Gao, J., Wennström, U., Wang, X.-R., (2022). Genetic diversity and background pollen contamination in Norway spruce and Scots pine seed orchard crops. *For. Res.* 2, 0–0. <https://doi.org/10.48130/fr-2022-0008>
- Ingvarsson, P.K., Dahlberg, H., (2019). The effects of clonal forestry on genetic diversity in wild and domesticated stands of forest trees. *Scand. J. For. Res.* 34, 370–379. <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1469665>
- Irland L.C. (2000). Ice storms and forest impacts. *The Science of the Total Environment*, 262: 231-242.
- Jansons Ā. Lazdiņš A., Donis J., Jansone B., Šēnhofa S., Jansone D., Zute D (2020) Siltumnīcefekta gāzu emisiju un CO2 piesaistes novērtējums vecās mežaudzēs
- Jansons et al., (2015) Klimata izmaiņu ietekmes uz mežsaimniecību pētījumi. Valsts pētījumu programma. LVMI Silava.
- Jennings, S.B., Brown, N.D., Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 7
- Johnson, Edward A.; Miyaniishi, Kiyoko (2007) *Plant disturbance ecology*. Academic Press 720 pp.
- Kabucis I. (red) (2001) *Latvijas biotopi. Klasifikators*. Rīga Latvijas dabas fonds. 96 lpp.
- Kern, C.C., Reich, B.P., Montgomery R.A., Strong, T.F. (2012). Do deer and shrubs override canopy gap size effects on growth and survival of yellow birch, northern red oak, eastern white pine, and eastern hemlock seedlings? *Forest Ecology and Management*, 267, 134-143.
- Kimmins J.P. (1997) *Forest Ecology: A Foundation for Sustainable Management*. Prentice Hall pp 596
- Korhonen L., Korhonen K. T., Stenberg P., Maltamo M., Rautiainen M. (2007). Local models for forest canopy cover with beta regression. *Silva Fennica* vol. 41 no. 4 article id 275. <https://doi.org/10.14214/sf.275>
- Krauklis, Ā. (2001) *Latvija mūsdienu ģeogrāfijas skatījumā / Ādolfs Krauklis // II Pasaules latviešu zinātnieku kongress, Rīga, 2001. gada 14.-15. augusts : tēzu krājums = The Second World Congress of Latvian Scientists, Riga, 14-15 August, 2001 : Congress Proceedings. - Rīga : Latvijas Zinātņu akadēmija, 2001. - 272.lpp.*
- Kundziņš, A. (1949). Pētījumi par priežu dabiskās atjaunošanās veicināšanas apstākļiem un paņēmieniem Latvijas PSR galvenajos meža tipos: Disertācija. Latvijas Lauksaimniecības Akadēmija. Jelgava. 159 lpp.
- Kuuluvainen T. (2002). Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* vol. 36 no. 1
- Kuuluvainen T., Aakala T. (2011). Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica* vol. 45 no. 5 article id 73. <https://doi.org/10.14214/sf.73>
- Kuusipalo, J. (1985). On the use of tree stand parameters in estimating light conditions below canopy. *Silva Fennica*, 19, 185–196.
- Laacke, R.J., Fiske, J.N. (1983). Sierra Nevada mixed conifers. In: *Silvicultural systems for the major forest types of the United States*. Edited by R.M. Burns. United States Department of Agriculture Forest Service Agriculture Handbook, 445, Washington, DC. 44-47.

- Laiviņš, M. (1998). Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eitrofikācija: Habilitācijas darba kopsavilkums. Latvijas Universitāte. Rīga. 71 lpp.
- Laiviņš, M., (2014). Latvijas meža un krūmāju augu sabiedrības un biotopi. *Mežzinātne* 28, 6-38.
- Lieffers, V.J., Messier, C., Stadt, K.J., Gendron, F., Comeau, P.G. (1999). Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 796-811.
- Liepa I., Mauriņš A., Vimba E., (1991). Ekoloģija un dabas aizsardzība. Rīga "Zvaigzne" 301. Lpp.
- Malcolm, D.C., Mason, W.L., Clarke, G.C. (2001). The transformation of conifer forests in Britain – regeneration, gap size and silvicultural systems. *Forest Ecology and Management*, 151, 7-23.
- Mangalis, I. (2004) Meža atjaunošana un ieaudzēšana. Rīga: Et Cetera , 455. lpp;
- McDonald, P.M., Abbot, C.S. (1994). Seedfall, regeneration, and seedling development in group-selection openings. *USDA For. Serv. Res. Pap. PSW-421*, 15p.
- Messier, C., Doucet, R., Ruel, J.C., Claveau, Y., Kelly, C., Lechowicz, M.J. (1999). Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 812-823.
- Mönkkönen M. (1999). Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. *Biodiversity and Conservation* 8: 85–99.
- Niklasson, M., Drakenberg, B. (2001). A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: Implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. *Biological Conservation*, 101(1), pp.63–71.
- Niklasson, M., Granström, A., (2000). Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81(6), pp.1484–1499.
- Niklasson, M., Zin, E., Zielonka, T., Feijen, M., Korczyk, A.F., Churski, M., Samojlik, T., Jędrzejewska, B., Gutowski, J.M. and Brzeziecki, B. (2010), A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology*, 98: 1319-1329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01710.x>
- Oliver, C.D. and Larson, B.C. (1996) *Forest stand dynamics*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Olsson, F., Gaillard, M.-J., Lemdahl, G., Greisman, A., Lanos, P., Marguerie, D., Marcoux, N., Skoglund, P., Wäglind, J., (2010). A continuous record of fire covering the last 10500 calendar years from southern Sweden—the role of climate and human activities, 2010. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 291, 128–141
- Olthof I., King D.J., Lautenschlager R.A. (2003). Overstory and understory leaf area index as indicators of forest response to ice storm damage. *Ecological Indicators*, 3(1): 49–64.
- Page, L.M., Cameron, A.D. (2006). Regeneration dynamics of Sitka spruce in artificially created forest gaps. *Forest Ecology and Management*, 221, pp. 260-266.
- Palik, B.J., Mitchell, R.J., Houseal, G., Pederson, N. (1997). Effects of canopy structure on resource availability and seedling responses in a longleaf pine ecosystem. *Can. J. For. Res.*, 27, pp. 1458-1464.
- Perera, A., Euler, D., Thompson I., (2001). *Ecology of a Managed Terrestrial Landscape: Patterns and Processes of Forest Landscapes in Ontario* . UBC Press 352 pages
- Pickett, S.T. Pickett, P. S. White (1985) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, 1985 - 472 pp.
- Priedītis, N. (1999). Latvijas mežs: daba un daudzveidība. Rīga. 209 lpp.
- Quine, C. P., and Gardiner, B. A. (2007). Understanding how the interaction of wind and trees results in windthrow, stem breakage and gap formation. in E. A. Johnson and K. Miyanishi, editors. *Plant disturbance ecology: the process and the response*. Academic Press (Elsevier), New York
- Quine. C., Coutts., Gardiner. B., Pyatt., 1995. *Forests and Wind: Management to Minimise Damage*. Forestry Commission. 114.
- Rich, P.M., Clark, D.B., Clark, D.A., Oberbauer, S.F. (1993). Long- term study of solar radiation regimes in a wet forest using quantum sensors and hemispherical photography. *Agricultural and forest meteorology*, 65, 107-127.
- Rosvall, O., (2019). Using Norway spruce clones in Swedish forestry: general overview and concepts. *Scand. J. For. Res.* 34, 336–341. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1614659>

- Rouvinen, S., Kouki, J. (2011). Tree regeneration in artificial canopy gaps established for restoring natural structural variability in a Scots pine stand. *Silva Fennica* 45, pp. 1079-1091.
- Ruņģis, D., Luguza, S., Baders, E., Šķipars, V., Jansons, A., (2019). Comparison of genetic diversity in naturally regenerated Norway spruce stands and seed orchard progeny trials. *Forests* 10. <https://doi.org/10.3390/f10100926>
- Ryan K. C. (2002). Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica* vol. 36 no. 1 article id 548. <https://doi.org/10.14214/sf.548>
- Sannikov S, Goldammer J.G. (1996) Fire Ecology of Pine Forests of Northern Eurasia, in I.G.Goldammer and V.V.Furyaev (eds.), *Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia*, Kluwer Academic Publishers 151-167.
- Schmuck, G., San-Miguel-Ayanz, J., Camia, A., Durrant, T. H., Santos de Oliveira, S., Boca, R., Whitmore, C., Giovando, C., Libertá, G., Corti, P. and Schulte, E. (2015) *Forest fires in Europe 2010* (Forest fires in Europe No. 11). Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- Sipe, T.W. and Bazzaz, F.A. 1994. Gap partitioning among maples (*Acer*) in central New England: shoot architecture and photosynthesis. *Ecology* 75: 2318–2332.
- Skudra, P., Dreimanis, A., (1993). *Mežsaimniecības pamati*. Rīga: Zvaigzne, 262. lpp.,
- Šņepsts G. (2021). Latvijas mežu resursu ilgtermiņa izmaiņas Eiropas zaļās vienošanās kursa ietekmē. Pētījuma pārskats 74 lpp. Pieejams: http://www.silava.lv/userfiles/file/Projektu%20parskati/2021_Snepsts_MAF_Zala_vienosanas.pdf
- Šņepsts G., (2022) “Klimata scenāriju sociālekonomiskās ietekmes aprēķini”. Pētījuma pārskats (G.Šņepsts, 2022).
- Sonohat, G., Balandier, P., Ruchaud, F. (2004). Predicting solar radiation transmittance in the understory of even-aged coniferous stands in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 61, 629-641
- Sønstebø, J.H., Tollefsrud, M.M., Myking, T., Steffenrem, A., Nilsen, A.E., Edvardsen, M., Johnskås, O.R., El-Kassaby, Y.A., (2018). Genetic diversity of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seed orchard crops: Effects of number of parents, seed year, and pollen contamination. *For. Ecol. Manag.* 411, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.009>
- Sousa, W.P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Sūna, Ž. (1973). Latvijas PSR pilsētu un pilsētciematu zaļās zonas. Apskats. Rīga: LatZTIZPI. 75 lpp.
- Szczygieł R., Ubysz B., Zawila-Niedzwiecki T. (2008). Spatial and temporal trends in distribution of forest fires in Central and Eastern Europe. *Wildland Fires and Air Pollution* 8: 233–245. [https://doi.org/10.1016/S1474-8177\(08\)00010-7](https://doi.org/10.1016/S1474-8177(08)00010-7).
- Timo Kuuluvainen (email)
- Venalainen A, Korhonen N, Hyvarinen O, Koutsias N, Xystrakis F, Urbietta IR, Moreno JM (2014) Temporal variations and change in forest fire danger in Europe for 1960-2012. *Nat Hazards Earth Syst Sci* 14:1477–1490
- Wood. J. C. (1995) Understanding wind forces on trees. In *Wind and trees*. H P Coutts, Grace. J., 133-164., 501 pages,
- York, R.A., Battles, J.J., Heald, R.C. (2003). Edge effects in mixed conifer group selection openings: tree height response to resource gradients. *Forest Ecology and Management*, 179, 107-121.
- York, R.A., Heald, R.C., Battles, J.J., York, J.D. (2004). Group selection management in Conifer forests: relationships between opening size and tree growth. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 630-641.
- Zālītis P., Jansons J. (2013). Latvijas meža tipoloģija un tās sākotne. *Salaspils: LVMI Silava, DU AA "Saule"*
- Zdors L., Šņepsts G., Donis J. (2017). Stem volume increment after group shelterwood cutting in Scots pine stands in Myrtillosa forest type. *Baltic Forestry*, 23(2), 463-470
- Zimelis A., Lazdāns V., Lazdiņa D., Donis J. (2011) Jaunaudžu kopšanas un agrotehniskās kopšanas darbu ražīguma un pašizmaksas. Pārskats. *LVMI Silava*.
- Zin, E., Drobyshev, I., Bernacki, D., Niklasson, M. (2015). Dendrochronological reconstruction reveals a mixed intensity fire regime in *Pinus sylvestris*-dominated stands of Bialowieza Forest, Belarus and Poland. *Journal of Vegetation Science*, 1-10 p.

- Zin, E., Niklasson, M., Szczygieł, R., (2013). Past and present fire regimes in temperate forest zone of lowland Central Europe. In *Advances in Forest Fire, Fire Ecology*. pp. 23–30.
- Zviedris, A. (1949). Regulētās izlases cirtes Latvijas PSR egļu mežos. *Mežsaimniecības problēmu institūta raksti*, 1, 68.-110. lpp.

