



## PĀRSKATS

par Meža attīstības fonda atbalstīto pētījumu

PĒTĪJUMA NOSAUKUMS:

**Vadlīniju dabai tuvai  
mežsaimniecībai projekta izstrāde  
atbilstoši Latvijas apstākļiem**

LĪGUMA NR.: 24-00-SOMF01-000004

IZPILDES LAIKS: 10.05.2024.–30.12.2024.

Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”

PĒTĪJUMA VADĪTĀJS:

\_\_\_\_\_  
Jānis Donis

Salaspils, 2024

## Saturs

Ievads .....	6
1. Eiropas Komisijas sagatavoto brīvprātīgo vadlīniju dabai tuvākai mežsaimniecībai, tostarp vadlīnijas boreālajiem mežiem, zinātnisks izvērtējums .....	7
1.1. Vispārējais politiskais konteksts .....	7
1.2. Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas” .....	8
1.2.1. Vispārējās Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas” .....	8
1.2.2. Vadlīnijas boreālajiem mežiem.....	11
1.3. Priekšlikumu izvērtējums.....	12
1.3.1. Latvija Eiropas klimatisko zonu kontekstā.....	12
1.3.2. Stāvokļa novērtējums Latvijā .....	14
1.3.3. Latvijas meža tipoloģija.....	16
1.3.4. Sukcesija un traucējums.....	17
1.3.5. Atsevišķu koku sugu ekoloģiskās īpašības .....	27
1.3.6. Dabisko traucējumu režīms un kokaudzes struktūru dažāda tipa biotopos .....	31
1.3.7. Dabiskā traucējuma režīms kā meža apsaimniekošanas prototips.....	33
1.3.8. Meža apsaimniekošanas/mežkopības sistēmu apraksts .....	36
1.3.9. Vērtēšanas kritēriji (aspekti) .....	43
1.4. Zinātniski pamatotu priekšlikumu vadlīniju piemērošanai Latvijas mežos bez saimnieciskās darbības aprobežojumiem sagatavošana.....	45
1.4.1. Esošais normatīvais regulējums.....	45
1.4.2. Priekšlikumi diskusijām.....	47
1.5. Priekšlikumi meža apsaimniekošanas principiem mežos ar aprobežotu saimniecisko darbību, tostarp pilsētu mežos, vides un dabas resursu aizsargjoslās u.c. ....	49
1.5.1. Esošais normatīvais regulējums.....	49
1.5.2. Joma – Ūdens aizsardzība .....	54
1.5.3. Joma – Augsnes aizsardzība (erozijas novēršana) .....	62
1.5.4. Joma – Gaisa aizsardzība (pilsētas nelabvēlīgās ietekmes mazināšana) .....	67
1.5.5. Joma – Dabas daudzveidības aizsardzība .....	70
1.5.6. Joma – Rekreācija un tūrisms .....	76
1.5.7. Joma – Oglekļa uzkrājums kokaudzē .....	80
2. Priekšlikumu sociālekonomisks izvērtējums .....	85
2.1. Meža nozare Latvijā.....	85
2.1.1. Meža īpašnieki .....	86
2.1.2. Pakalpojumu sniedzēji meža īpašniekiem/apsaimniekotājiem .....	86
2.2. Dabai tuvākas mežsaimniecības ietekmes izvērtējums, balstoties uz meža inventarizācijas datiem.....	87

2.3. Sabiedrības viedoklis par dabai tuvāku apsaimniekošanas metožu ieviešanu Latvijā .	89
2.3.1. Materiāls un metodika.....	89
2.3.2. Rezultāti .....	90
Nobeiguma jautājumi.....	92
Literatūras saraksts.....	94

## Kopsavilkums

Zinātniskais pētījums: **Vadlīniju dabai tuvai mežsaimniecībai projekta izstrāde atbilstoši Latvijas apstākļiem**.

Izpildes laiks: 10.05.2024.–30.12.2024.

Izpildītājs: Latvijas Valsts mežzinātnes institūts "Silava".

Pētījuma zinātniskais vadītājs: Jānis 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. gada 20. maijā EK nāca klajā ar paziņojumu par "ES biodaudzveidības stratēģiju 2030. gadam".

Pētījuma mērķis ir dot ieguldījumu "Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030" ieviešanai un Eiropas Komisijas (EK) piedāvāto "Brīvprātīgo vadlīniju dabai tuvākai mežsaimniecībai" piemērošanai Latvijas apstākļiem.

### Pētījuma uzdevumi:

Zemkopības ministrija ir izvirzījusi zemāk norādītos darba uzdevumus:

1. Balstoties uz 2023. gada pētījuma "Vadlīniju dabai tuvai mežsaimniecībai projekta izstrāde atbilstoši Latvijas apstākļiem" rezultātiem turpināt darbu pie:

1.1. zinātniski pamatotu priekšlikumu izstrādes EK vadlīniju piemērošanai Latvijas mežos bez saimnieciskās darbības aprobežojumiem un mežos ar aprobežotu saimniecisko darbību, tostarp pilsētu mežos, vides un dabas resursu aizsargjoslās u.c.

1.2. dabai tuvākas mežsaimniecības priekšlikumu sociālekonomiskā izvērtējuma, tostarp, veikt sabiedrības viedokļa izpēti un novērtējumu.

### Rezultāti:

1. Zinātniski pamatotu priekšlikumu izstrādes EK vadlīniju piemērošanai Latvijas mežos bez saimnieciskās darbības aprobežojumiem un mežos ar aprobežotu saimniecisko darbību, tostarp pilsētu mežos, vides un dabas resursu aizsargjoslās u.c.

Precizēts 2023. gada pētījumu vadlīniju projekts, balstoties uz jaunākajiem literatūras datiem un citos pētījumos veikto pētījumu datiem, kas attiecas uz dažādu mežsaimniecības sistēmu izmantošanu meža apsaimniekošanā un to ietekmi uz dažādiem meža bioloģiskās daudzveidības aspektiem, sociālo pieņemamību un meža produktivitātes saglabāšanu. Iepriekš tika izvērtētas EK sagatavotās vadlīnijas. Tās ir relatīvi vispārīgas un nav juridiski saistošas. Būtiski norādīt, ka galvenie ieteikumu principi jau ir ieviesti Latvijā, diskusija starp interešu grupām nepieciešama par apmēriem un pakāpi kādā tie tiek ieviesti.

Konstatēts, ka Latvijā faktiski nav tādu audžu, kurām nebūtu saimnieciskās darbības ierobežojumu. Latvijā normatīvi likumu un MK noteikumu līmenī tiek ierobežota (reglamentēta) gan koku ciršana, gan noteiktas vispārējās vides un dabas aizsardzības prasības. Sagatavota analīze par ieteikumiem dabai tuvākas mežsaimniecības iespējamo realizāciju vispārējā apsaimniekošanas režīma teritorijās. Tiek ieteikts izvērtēt iespēju ieviest dažādu dabai tuvāku apsaimniekošanas principu kombināciju Latvijas mežu apsaimniekošanā.

Precizēts situācijas apraksts attiecībā uz aizsargjoslām, noteikto ierobežojumu ietekmi uz normatīvajos aktos definēto mērķu sasniegšanu. Tomēr pašlaik nav skaidras situācija ne ar stingri aizsargājamo teritoriju izveidi, ne ar citu aizsargājamo (dabas aizsardzības vārdā ierobežoti apsaimniekojamo teritoriju platību un kvalitatīvajiem rādītājiem).

## 2. Veikt priekšlikumu sociālekonomisko izvērtējumu.

Iepriekšējā gadā tika pilnveidots modelis meža elementu dinamikai izlases ciršu un pakāpenisko ciršu apsaimniekošanas aproksimācijai. Tā kā nav zināms, kāds būs stingri aizsargājamo un ierobežoti izmantojamo platību kvalitatatīvais raksturojums (aizsargātie platību sadalījums pa meža tipiem, vecuma grupām utt.), aprēķini balstīti uz pieņēmumiem stingri aizsargātu un ierobežoti apsaimniekojamu platību raksturojošiem rādītājiem. Aprēķinātas izmaiņas nodarbinātībā dažādos mežsaimnieciskajos darbos, kā arī potenciālais saražojamās produkcijas apjoms. Aprēķini precizējami pēc tam, kad būs zināma stingri aizsargājamo un aizsargājamo platību telpiskais izvietojums Latvijā. Veikta socioloģiskā aptauja, lai noskaidrotu vai un cik pieņemamas sabiedrībai kopumā ir dažādas “dabai tuvinošas” saimnieciskās darbības, kā arī vēlme maksāt par dabas aizsardzību un dabai tuvākas mežsaimniecības ieviešanu Latvijā. Konstatēts, ka daļu no dabai tuvākai mežsaimniecībai (piem., ekoloģisko koku atstāšanu) respondenti nevērtē kā tuvināšanos dabai. Vairums respondentu neizrāda vēlmi maksāt no personīgajiem līdzekļiem par dabas aizsardzību vai dabai tuvākas mežsaimniecības izmaksu kompensēšanai.

## Ievads

2019. gada 11. decembrī Eiropas komisija nāca klajā ar paziņojumu “Eiropas zaļā vienošanās” jeb “Eiropas zaļais kurss” (*European green deal*). Balstoties uz Eiropas zaļo kursu, 2020. gada 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, monitorēt un stingri aizsargāt visus atlikušos ES pirmatnējos un senos mežus. Papildus stingrai visu atlikušo ES pirmatnējo un seno mežu aizsardzībai ES ir jāpalielina savu mežu platība, kvalitāte un izturētspēja, jo īpaši pret ugunsgrēkiem, sausumu, kaitēkļiem, slimībām un citiem apdraudējumiem, kuri varētu pieaugt klimata pārmaiņu ietekmē. 2021. gada 16. jūlijā Eiropas komisija 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. 2024. gada 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.

Zemkopības ministrija definējusi sekojošus darbā uzdevumus.

1. Zinātniski izvērtēt EK sagatavotās brīvprātīgās vadlīnijas dabai tuvākai mežsaimniecībai, tostarp vadlīnijas boreālajiem mežiem.
2. Sagatavot zinātniski pamatotus priekšlikumus vadlīniju piemērošanai Latvijas mežos bez saimnieciskās darbības aprobežojumiem.
3. Sniegt priekšlikumus meža apsaimniekošanas principiem mežos ar aprobežotu saimniecisko darbību, tostarp pilsētu mežos, vides un dabas resursu aizsargjoslās u.c.
4. Veikt priekšlikumu sociālekonomisko izvērtējumu.

# 1. Eiropas Komisijas sagatavoto brīvprātīgo vadlīniju dabai tuvākai mežsaimniecībai, tostarp vadlīnijas boreālajiem mežiem, zinātnisks izvērtējums

## 1.1. Vispārējais politiskais konteksts

2020. gada 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 jā dara, 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 izturētspējīgs, 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 tādas ieguvumus kā klimata regulēšana, ūdensrežīma regulēšana, augsnes veselība, apputeksnēšana un katastrofu novēršana un aizsardzība pret tām. Stratēģija paredz, ka arī 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 deva dalībvalstīm metodiskus norādījumus par to, kā sugas un biotopus atlasīt un prioritizēt.

Papildu stingrai visu atlikušo ES pirmatnējo un seno mežu aizsardzībai ES ir jāpalielina savu mežu platība, kvalitāte un izturētspēja, 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. 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.

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, pilsētplaivas 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 (2023. g. rudenī ir pieejams *Urban Greening Plan Guidance draft*).

Pēdējā laikā redzama tendence daudzfunkcionālu meža izmantošanu nomainīt ar fokusēšanos uz dabas daudzveidības aizsardzību, to uzsverot vairāk nekā ekonomiskos vai sociālos aspektus (Aggestam & Giurca, 2021).

## 1.2. Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”

### 1.2.1. Vispārējās Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”

Eiropas komisija ir izveidojusi ES vadlīnijas dabai tuvākai meža apsaimniekošanai (27.07.2023.) (*Guidelines on Closer-to-Nature Forest Management SWD(2023) 284 final*). Šīs vadlīnijas ir rekomendējošas. Vadlīniju mērķis ir veicināt bioloģiskajai daudzveidībai draudzīgu un adaptīvu meža apsaimniekošanu kā daļu no vispārēja ietvara dabai tuvākai meža pārvaldībai (*common framework for closer-to-nature forest management*). Vadlīnijas paredzētas kā palīgīdzeklis atbildīgajām institūcijām un ieinteresētajām pusēm bioloģiskajai daudzveidībai draudzīgai un adaptīvai meža apsaimniekošanas praksei. **Vadlīnijas paredzētas mežu, kuriem ir komerciāla nozīme** koksnes un nekoksnes meža produktu ieguvei, apsaimniekošanai. Tomēr daži no aspektiem var būt piemēroti arī aizsargājamās platībās un citās zemēs ar kokiem.

Meži Eiropā ir ilgstoši apsaimniekoti un daudzviet dabiskie meži ir aizstāti ar stādījumiem, kuru mērķis ir maksimizēt koksnes krāju, kas savukārt daudzviet ir samazinājis to noturību pret vides stresa faktoriem. Dabai tuvākas meža apsaimniekošana ir nepieciešama, jo meži sniedz sabiedrībai virkni ekosistēmu pakalpojumu, tajā skaitā nodrošina ar atjaunojamiem izejmateriāliem, aizsargā cilvēku dzīves vidi, t.sk. nodrošina atpūtas iespējas, nodrošina dzīvotnes sugām, kuras ir atkarīgas no meža. Šo augstāk minēto ekosistēmas pakalpojumu klāsts ir atkarīgs no tā kā mežs tiek apsaimniekots.

EK konstatē, ka jau pašlaik Dalībvalstīs tiek izmantotas virkne mežkopības aktivitātes un rīki. Tie iekļauj (i) atsevišķu koku grupu cirti; (ii) dabisko atjaunošanos; (iii) sugu mistrojumu; (iv) ‘audzes’ (t.i., koku grupas) veidošanu no dažāda vecuma kokiem; (v) vietējo koku sugu izmantošana; (vi) dabisko meža biotopu saglabāšana; (vii) veco koku un ar tiem saistīto dzīvotņu saglabāšana; (viii) brīvprātīgi aizsargātu platību atstāšana dabiskai attīstībai; (ix) atmirušās koksnes saglabāšana; (x) mitro biotopu atjaunošana; un (xi) atteikšanās no pesticīdu izmantošanas.

Dabai tuvākas meža apsaimniekošanas concepts atšķiras starp dažādiem ES reģioniem. ZA Eiropā – dabisko traucējumu atdarināšana un dabisko struktūru (atmirusī koksne dzīvotnes utt.) saglabāšana; C&A Eiropā ‘Pro Silva’ pieeja, bet R-Eiropā – nepārtraukta meža klāja (CCF) pieeja.

Ir divas savstarpēji pārklājošās pieejas meža apsaimniekošanā, lai nodrošinātu mežu multifunkcionalitāti un bioloģiskās daudzveidības aizsardzību vai atjaunošanu. Pirmā pieeja ir segregācija, t.i., veidojot speciālas bioloģiskajai daudzveidībai paredzētas teritorijas, bet otra pieeja ir integrētā pieeja, kurā bioloģiskās daudzveidības aizsardzības elementus iekļauj ražojošo mežu apsaimniekošanā.

Dabai tuvākas meža apsaimniekošanas (DTMA) principi pēc EK ieteikuma ir:

- mācīties no dabas procesiem un ļaut tiem attīstīties;
- saglabāt meža struktūru un «raksta» neviendabīgumu un kompleksitāti;
- meža funkciju integrēšana dažādos telpiskos mērogos;
- izmantojot dažādas mežkopības sistēmas, kuru pamatā ir reģiona dabiskie traucējumi;



- kokmateriālu ieguve ar zemas ietekmes metodēm, vienlīdz lielu uzmanību pievēršot tam, kas tiek saglabāts mežā un kas tiek aizvākts, tādējādi saglabājot biotopus, meža augsni un meža mikroklimatu.

Kā galvenie dabai tuvākai meža apsaimniekošanai mērķi ieteikti: (i) palielināt strukturālo kompleksitāti un (ii) veicināt meža dabisko dinamiku.

Strukturālā kompleksitāte DTMA ietver jauktu (dažādas sugas) un dimensijās dažādu mežu (caurmērs, augstums, vecums un sugas); biežāku un mazāk biezu meža daļu sajaukuma veidošanu, kas balstīts uz dabisku meža mistrojuma un struktūru daudzveidību atkarībā no meža tipa un tā attīstības fāzēm.

Dabiskās meža dinamikas veicināšana ietver regulāras, zemas intensitātes intervences, ar nolūku palielināt dzīvotņu kompleksitāti.

EK apkopojusi dažādu mežsaimniecības prakšu izvērtējumu:

- **Dabai tuva meža apsaimniekošana.** Tās nolūks ir optimizēt meža ekosistēmu uzturēšanu, aizsardzību un izmantošanu tādā veidā, lai ekoloģiskās un socioekonomiskās funkcijas ir ilgtspējīgas un peļņu nesošas. Tā balstīta uz individuāla koka izlases cirtēm vai nelielu koku grupu (< 0,2 ha) cirtēm, lai veidotu dažādu sugu audžu “mozaīku”.
- **Integrētā meža apsaimniekošana.** Tās nozīme dažādu ekosistēmu pakalpojumu nodrošināšanu vienā meža ainavā.
- **Nepārtraukta klāja mežsaimniecība.** Tā uztur meža struktūras heterogenitāti audzē, periodiski cērtot individuālus kokus vai to grupas. Vienlaidus cirtes tiek ierobežotas līdz 0,25 ha, lai nodrošinātu meža vides saglabāšanos.
- **Triādes apsaimniekošana.** Tā tiek dēvēta arī par kombinēto mērķu mežsaimniecību, mežu sadalot sektoros ar dažādiem apsaimniekošanas intensitātes līmeņiem ainavā (aizsargātas platības, platības ar intensīvu meža apsaimniekošanas sistēmām, kā arī daļu atstājot dabai tuvai meža apsaimniekošanai vai nepārtraukta meža klāja apsaimniekošanai).
- **Saglabāšanas mežsaimniecība.** Tās ietvaros vienvecuma un vienlaidus ciršu sistēmās tiek saglabātas bioloģiskajai daudzveidībai nozīmīgas struktūras.
- **Agromežsaimniecība.** Tā kombinē koku audzēšanu un lauksaimniecību vienā un tajā pašā zemes vienībā.

**Saimniecisko darbību “rīku kaste” (EK ieteiktā):**

- **Izmantot pēc iespējas koku dabisko atjaunošanos.** Meža atjaunošana var tikt izmanota kā papildus dabiskai atjaunošanai, ja ir samazināta ģenētiskā daudzveidībā agrākās atjaunošanas dēļ; kad dabiskā atjaunošanās nav sekmīga; kad nepieciešama asistētā migrācija; vai, kad nepieciešams atjaunot sugu citu dabas aizsardzības apsvērumu dēļ. EK iesaka izvairīties no plašas augsnes manipulācijas (skarifikācijas) vai hidroloģijas manipulācijas (grāvju rakšana un ceļu būve).
- **Nodrošināt “ciņpilnus” mežizstrādes apstākļus.** Izvēlēties daļēju audzes nociršanu (atsevišķu koku ciršanu, grupu izlases cirtes vai grupu cirtes (atvērumi 0,2–0,5 ha), atdarinot dabisko traucējumu rakstu, jāsaglabā buferzonas gar ūdeņiem (iesaka 30 m platas), saglabājamās struktūras (piem., ekoloģiskie koki), kā arī jāizvairās koku ciršanas putnu ligzdošanas periodā, utt.).
- **Minimizēt citas saimnieciskās intervences** (meža mēslošanu, kaļķošanu vai bioloģisko pesticīdu lietošanu var veikt tikai minimālos apjomos, lai uzlabotu koku veselību, ja nav citu iespēju). EK uzskatā sakņu trupi un egļu astonzobu mizgrauža izplatību egļu audzēs var

ierobežot veidojot mistrotas, dažādvecuma audzes. Aktuālās atmirušās koksnes apjoms nosakāms ņemot vērā ugunsdrošības un drošības (rekreācijas) apsektus, pēc iespējas izvairoties no sanitārajām cirtēm.

- **Aizsargāt un atjaunot meža augsnes un ūdens ekosistēmas.** Aršana un augsnes apstrāde veicama pēc iespējas mazāk. Būtu jāizvairās no piekrastes mežu veģetācijas novākšanas.
- **Optimizēt atmirušās koksnes saglabāšanu.** Lai saglabātu bioloģisko daudzveidību Centrāleiropā iesaka veidot audžu tīklu ar atmirušās koksnes daudzumu vairāk nekā  $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , nekā visās audzēs saglabāt mazāku vidējo atmirušās koksnes daudzumu.
- **Platību atstāšana dabiskai attīstībai (*set aside*).** Tiek ieteikts atstāt savai attīstībai dabiskos meža biotopus, upes, meža dīķus un kūdras purvus, kā arī veidot pārejas joslas starp dažādām ekosistēmām. Brīvai attīstībai atstājamas audzes, kas lielākas par 2 ha, un kurās ir vai var izveidoties liels daudzums dažādās sadalīšanās pakāpes atmirums saproksīlo sugu atbalstam. 10 ha un lielākas platības saglabājamās koku ar mikrodzīvotnēm saglabāšanai, bet dzeņu (*Dendrocpus minor*) saglabāšanai 40 ha lapu koku fragmenti 200 ha platībā.
- **Specifisku sugu aizsardzība uz vietas.**
- **Nagaiņu (pārnadžu) apsaimniekošana atbilstoši vietas ekoloģiskajai ietilpībai.** Tiek piedāvātas divas darbības – veidot īslaicīgu koku aizsardzību (žogi, individuāla koku aizsardzība), kā arī dzīvnieku skaita regulēšana.
- **Mēroga pieejas izmantošana.** Jāizvērtē atsevišķu koku, koku grupa, mežaudze (mežaudze EK izpratnē daži ha vai vairāki ha liela) ekoloģiskā, ekonomiskā nozīmē, veidojot audžu iekšējo daudzveidību. Līdzīgi strukturālā daudzveidība veidojama arī ainavas līmenī.

#### **Ekonomiskā dzīvotspēja kā dabai tuvāka meža apsaimniekošanas virzītājspēks**

Virkne EK rīcībā esoši pētījumi, liecina, ka dabai tuvāka meža apsaimniekošana var būt finansiāli peļņu nesošāka nekā intensīvi apsaimniekotu mežu. Tas tiek panākts samazinot riskus, samazinot operacionālos apsaimniekošanas izdevumus (ierobežojot augsnes gatavošanas, stādīšanas, papildināšanas un kopšanas pasākumus). Veicot pakāpeniskās vai izlases cirtes, izvēloties kokus, kuri sasnieguši finansiālo gatavumu. EK piedāvā atmirušās koksnes palielināšanas stratēģiju, kad tiek izvesti no meža tikai vērtīgākie sortimenti, pārējo daļu atstājot mežā kā atmirušo koksni.

Pāreja uz dabai tuvāku meža apsaimniekošanu visbiežāk sākās vienvecuma tīraudzi. Ir aprēķināts, ka optimālais vecums, lai pārietu no vienvecuma apsaimniekošanas uz dažādvecuma izlases cirti, lielākajai daļai mežu veidu ir aptuveni 55 gadi, ja ir pamats sagaidīt sekmīgu dabisko atjaunošanos. EK uzskatā dabai tuvāka meža apsaimniekošana var kompensēt ieņēmumu zudumus no koksnes pārdošanas, ar ieņēmumiem no nekoksnes produktiem – medus, sēnēm, savvaļas dzīvnieku gaļas, kā arī maksājumu par ekosistēmu pakalpojumiem shēmām par ūdensattīrīšanu, oglekļa piesaisti vai rekreācijas iespēju nodrošināšanu.

#### **Meža biodaudzveidības kartēšana un monitorings**

Kā atskaites punkts biodaudzveidības novērtēšanai tiek piedāvāts izmantot saglabājušos primāros un vecos mežus (*old growth*). Bioloģiskajai daudzveidībai “laba mežsaimniecības prakses” piemēri audzes un meža īpašuma līmenī:

- Saglabātā veģetācija un lieli koki cirmās, saglabātā atmirusī koksne, meža apsaimniekošanas prakšu un stratēģiju daudzveidība starp audzēm un audžu iekšienē;
- Dzīvotņu struktūru saglabāšana specifiskām sugām;

- Dabisko traucējumu režīms kā paraugs ciršanas aktivitātēm;
- Dabiskās atjaunošanas izmantošana;
- Mistrotu audžu izveide;
- Atmatā atstātas (*set aside*) platības saimnieciskajos mežos;
- Vietējo sugu izmantošana;
- Primāro un veco mežu u.c. jutīgo zemju un ūdensdzīvotņu, kā arī sugu aizsardzība;
- Ceļu infrastruktūras plānošana;
- Invazīvo sugu kontrole startēģija;
- Pārnadžu bojājumu kontrole;
- Biomases atlieku ekstensīva apsaimniekošana.

Savukārt labas prakses piemēri meža ainavas līmenī:

- Izveidot jaunas, dažādvecuma, mistrotas plantācijas kā izplatīšanās salas
- Cirsmu telpiskā plānošana ainavas līmenī
- Piekrastes koridoru uzturēšana

#### **Pārejas uz dabai tuvāku meža apsaimniekošanu plānošana**

Dabai tuvāka meža apsaimniekošanai jābūt kā daļai no meža apsaimniekošanas plāna. Īpašs izaicinājums ir plānošana ainavas līmenī, it īpaši teritorijās ar sadrumstalotu īpašumu struktūru.

#### **Adaptīvā apsaimniekošana un noturība pret klimata pārmaiņām**

Dabai tuvāka meža apsaimniekošana tiek balstīta uz novērojumiem un detālu plānošanu, lai saimnieciskās darbības nodrošinātu arī bioloģisko daudzveidību un noturību pret klimata pārmaiņām. EK iesaka paturēt prātā, ka šodienas biogeogrāfiskie reģionu robežas virzās uz ziemeļiem, tādējādi izmainot arī veģetāciju. Šeit nozīme ir arī vietējo sugu potenciāli pielāgoto provenienču izmantošanai.

#### **Meža ugunsgrēki**

EK vadlīnijas iesaka pievērst uzmanību augsnes aizsardzībai pēc ugunsgrēkiem. Mērķtiecīga dedzināšana izcirtumos tiek uzskatīta par nevēlamu praksi, tāpat arī sanitārās cirtes pēc ugunsgrēkiem.

#### **1.2.2. Vadlīnijas boreālajiem mežiem**

Dabai tuvāka meža apsaimniekošana būtu jābalsta uz dabisko traucējumu imitāciju. Dabiskais traucējumu veidi boreālajos mežos atbilstoši vadlīnijām ir:

- Sukcesiju dinamika (*Stand replacing*);
- Kohortu dinamika (*Cohort*);
- Atvērumu dinamika (*Patch > 200 m<sup>2</sup>*);
- Pašizrobošanās dinamika (*Gap < 200 m<sup>2</sup>*).

Kā dabai tuvākas meža apsaimniekošanas prakse tiek ieteikta:

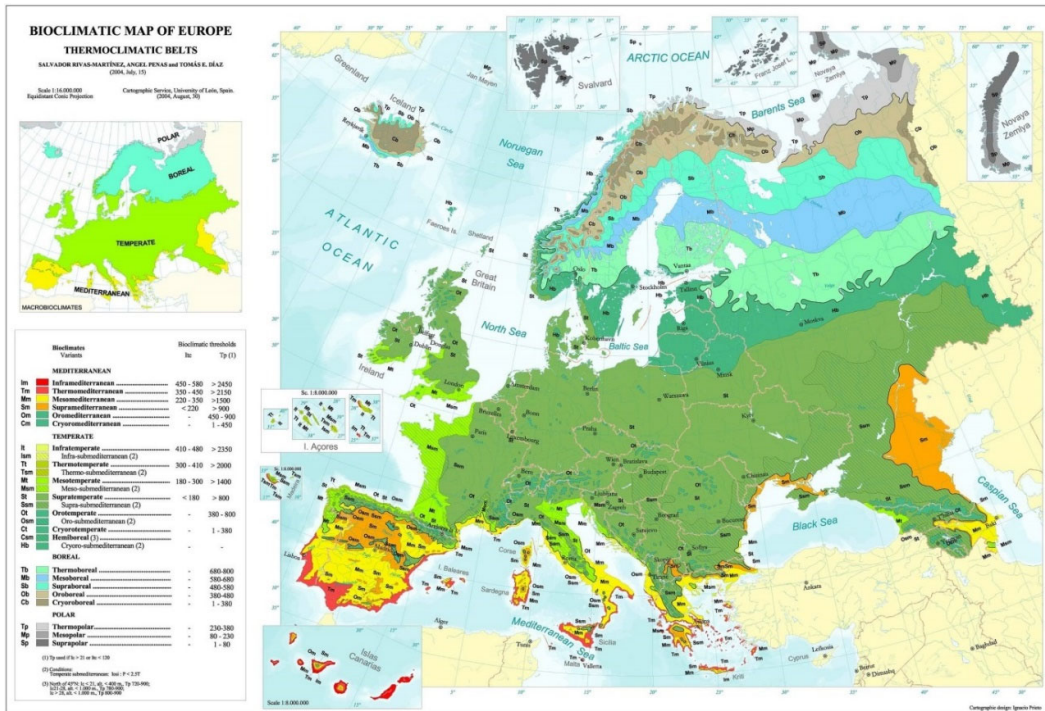
- Dabiskā atjaunošanās, ja nesekmīgi, papildināšana, stādīt izņēmuma gadījumos;

- Priekšroka vietējām sugām;
- Ierobežota pesticīdu lietošana (izņemot celmu apstrādi pret sakņu trupi vai to izmantošana ārkārtas gadījumos);
- Ierobežota mēslošana, pieļaujama tikai, lai novērstu barības vielu disbalancu, vietās, kurās tai nav negatīva ilgtermiņa ietekme uz biodaudzveidību;
- Auglīgos un meža tipos ar pārlietu mitrumu izmantot nepārtraukta meža klāja mežsaimniecību (CCF) metodes;
- Sausos un nabadzīgos meža tipos “saglabāšanas mežsaimniecība” ar mērķtiecīgu dedzināšanu (*retention forestry with prescribed burning*);
- Saglabāt vismaz 5–10% no sākotnējās krājas (atsevišķi koki vai grupas) vēlams 15% (10–80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), vidēji 20–30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, nepieciešamības gadījumā veidot atmirušo koksni;
- Saglabāt pietiekami platas buferzonas gar ūdeņiem;
- Augsnes gatavošana izņēmuma gadījumos, lai sasniegtu pietiekamu atjaunošanos;
- Jaunaudžu kopšanā un kopšanas cirtēs saglabāt sugu mistrojumu;
- Pakāpeniskās un grupu izlases cirtes gaismas prasīgu sugu atjaunošanās nodrošināšanai;
- Augstas bioloģiskās vērtības dzīvotņu saglabāšana (dabisko mežu biotopi, retu sugu dzīvotnes), nodrošinot to funkcionālu savienojamību;
- Aizsardzība pret pārnadžu bojājumiem vai pārnadžu skaita samazināšana, līdzsvarojot ekonomiskās un ekoloģiskās intereses;
- Ainavas līmeņa plānošana biodaudzveidības un kultūras vērtību aizsardzībai, meža heterogenitātes palielināšanai, ņemot vērā sugu atkarību no liela mēroga ainavas raksta un procesiem. Ainavas līmenī jāņem vērā atšķirības vides struktūras (piem., vecie kokie, atmirusi koksne), meža ceļu u.c. infrastruktūras ietekme, mežsaimniecības aktivitātes telpā un laikā, retu un aizsargājamo sugu izvietojums un daudzums, lielāku meža ainavu savienojamība, lai veicinātu sugu izplatību.

### 1.3. Priekšlikumu izvērtējums

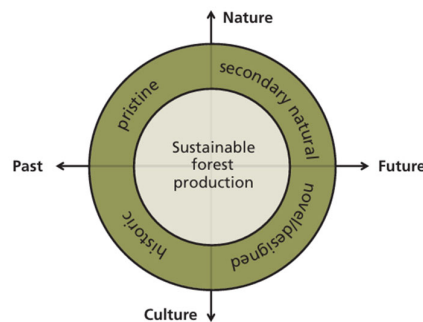
#### 1.3.1. Latvija Eiropas klimatisko zonu kontekstā

Atbilstoši vadlīnijām Latvija ir pieskaitīta boreālajai zonai. Faktiski gan 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 (1.1. attēls). Šo valstu pieredze arī būtu pamatā izmantojama vēsturisko/dabisko traucējumu novērtēšanai. Tomēr jāuzsver, ka vēsturiskais traucējuma režīms nav sinonīms dabiskajam traucējuma režīmam, t.i., bez vai ar minimālu antropogēnās darbības ietekmi.



1.1. attēls. Eiropas bioklimatiskā zonējuma karte (avots: [http://www.globalbioclimatics.org/form/tb\\_med.htm](http://www.globalbioclimatics.org/form/tb_med.htm)).

Prognozes liecina, ka līdz gadsimta beigām Latvijas teritorijā varētu būt atšķirīgs meža koku sugu sastāvs (Hanewinkel et al., 2013), tādēļ formāli būtu izvērtējam arī kāds tas varētu būt nākotnē, t.sk., ņemot vērā iepriekšējās saimnieciskās darbības un dabisko traucējumu mantojumu (*legacies*) (Jogiste et al., 2017). Antropogēna ietekme uz mežu bioloģisko daudzveidību ir konceptuāli saistīts ar divām dimensijām Dabiskums (no dabas uz kultūru) un Laiks (no pagātnes uz nākotni) ar diviem atsaucēs nosacījumiem: pagātne/vēsture un nākotne/jaunais (Bollmann et al., 2020; 1.2. attēls). Ilgtspējīga meža ražošana aptver centrālo daļu no koncepcijas un veido pamata ieguldījumu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā, integrējot Saglabāšanas pasākumus (t.i., integratīva mežsaimniecība). Segregācijas pasākumi, kuru mērķis ir saglabāt, atjaunot, projektēt un atjaunot savvaļas teritorijas ar augstu saglabāšanas vērtību, sniedz papildu ieguldījumu integratīvās mežsaimniecības ietekmī. Tie būtu jāpiemēro teritorijās, kur tie var panākt vislabāko ietekmi uz bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu vienā no četriem atsaucēs sektoriem (sekundārie dabiskie, jaunie/projektētie, vēsturiskie un senatnīgie) (Bollmann et al., 2020).



1.2. attēls. Antropogēnās ietekmes Laika un Dabiskuma konceptuālā sasaiste (Bollmann et al., 2020).

### 1.3.2. Stāvokļa novērtējums Latvijā

#### Meža īpatsvars 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 Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) IV cikla datiem atspoguļots 1.1. tabulā.

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

Valdošā suga	1_10	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	39,3	61,0	43,7	24,5	31,5	55,9	84,0	102,7	107,3	93,7	60,1	41,6	29,7	22,7	15,5	9,9	14,8	838,21
Egle	57,9	82,01	60,31	79,63	99,41	74,74	43,25	39,78	33,74	21,21	14,54	9,3	6,1	2,4	1,2	0,7	2,4	628,7
Bērzs	125,4	145,7	108,7	68,4	78,5	119,9	111,1	72,77	29,3	14,4	4,4	1,8	0,3	0,40	0,2			881,3
Melnalksnis	34,8	30,2	14,4	20,7	27,2	32,8	23,2	16,0	3,3	3,3								205,9
Apse	68,4	49,5	31,8	14,7	20,1	24,9	25,3	14,7	8,0	4,1	0,86	0,4						262,8
Baltalksnis	96,1	64,6	43,2	46,3	49,3	18,0	4,4	1,2										323,3
Ozols	1,7	3,7	1,04	0,9	2,3	2,2	1,33	1,8	0,9	2,4	1,7	0,2		0,4	0,3		1,9	22,8
Osis	2,4	1,6	0,6	0,7	0,6	0,2	1,00	0,9	1,3								0,4	9,6
Citas sugas	7,1	13,71	12,5	8,1	9,8	3,39	3,9	2,8	1,6	0,8	1,2		0,7					65,6
Visas sugas	433,1	452,0	316,3	263,3	318,7	332,0	297,4	252,7	185,5	139,9	82,9	53,27	37,1	25,9	17,3	10,7	19,5	3238,3

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

1.2. tabula. Pieaugušu un pāraugušu mežaudžu platība un īpatsvars Latvijas teritorijā, tūkst. ha

Valdošā suga	Pāraudzis	Pieaudzis	Pieaugušas un pāraugušas kopā
Priede	40,28	101,72	142
Egle	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.

Vēsturiski ticamākais lielākais mežu īpatsvars tagadējā Latvijā ir bijis ap 80–95% (Priedītis, 1999), taču 19. gs. vidū tas Kurzemes guberņā (aptver mūsdienu Kurzemi, Zemgali

un Sēliju) bija ap 39%, Vidzemes guberņā (Vidzeme un Igaunijas dienvidu daļa) – ap 45%, bet Vitebskas guberņā (Latgale, Baltkrievijas ziemeļrietumu daļa) – 40%. 1914. gadā mežainums bija samazinājies līdz 30,2% Kurzemes guberņā, Vidzemes guberņā 19,8%, bet Vitebskas guberņā 24,8% (Цветков, 1957). Savukārt 1921. gadā Latvijā skaitījās 28% mežainums. (Latvijas mežu statistika..., 1926). T.i. mazāk nekā puse no šī brīža meža teritorijām varētu būt ilglaicīgās meža zemēs. Tajā pat laikā konstatēts, ka augsta daudzveidība var būt arī vēsturiski intensīvi izmantotās meža teritorijās (Fescenko et al., 2014; Fescenko et al., 2016; Fescenko & Wohlgemuth, 2017).

### Meža platību sadalījums pa ES nozīmes mežu biotopu veidiem

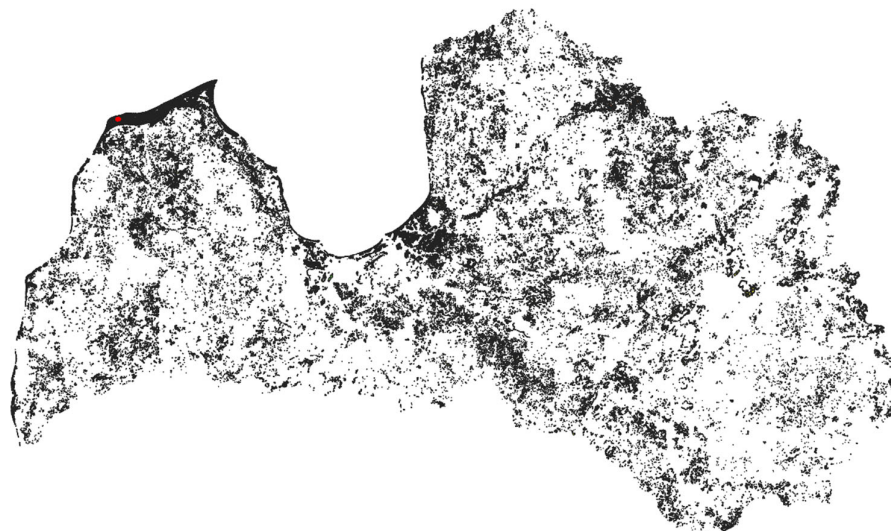
Izmantojot datu bāzes “Ozols” publiski pieejamo informāciju, Eiropas nozīmes meža biotopi atbilstoši “dabas skaitīšanas” datiem konstatēti 275 874 ha platībā jeb 4,27% no Latvijas teritorijas (1.3. tabula).

1.3. 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
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 107 020 ha platībā (1,66% no Latvijas teritorijas) un Degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās (7120), kas reģistrēti 12 911 ha platībā (0,20% no Latvijas teritorijas).

Eiropas nozīmes īpaši aizsargājamo meža biotopu telpiskais izvietojums (MVR dati, OZOLS) atspoguļots 1.3. attēlā. Šajā kartē norādītie poligoni ir izmantotāji, lai precizētu veco mežu izplatību, kā arī lai veidotu stingri aizsargājamo teritoriju tīklu. Daļa no šiem īpaši aizsargājamajiem biotopiem atrodas Natura 2000 teritorijās vai tajās tiks iekļauti pēc plānotās Natura 2000 teritoriju paplašināšanas. Tā kā katrai aizsargājamai teritorijai ir nosakāmi tās aizsardzības mērķi, visticamākais apsaimniekošanas ierobežojumus izstrādās Dabas aizsardzības pārvalde, vai tās nolīgti sugu un biotopu eksperti, savukārt pašiem ES nozīmes biotopiem visticamākais tiks noteikta stingra aizsardzība.



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

### 1.3.3. Latvijas meža tipoloģija

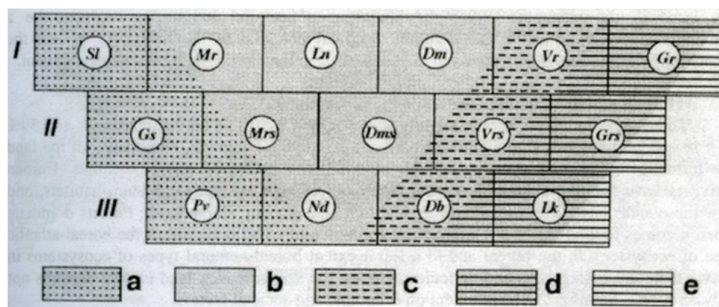
Latvijā izstrādātas vairākas meža klasifikācijas (Priedītis, 1999). Praktiskajā mežsaimniecībā tiek izmantota K. Buša (1976, 1981) izstrādātā meža tipoloģija (Zālītis & Jansons, 2013). K. Buša meža tipoloģija ir arī par pamatu Latvijas meža biotopu klasifikatoram (Kabucis, 2001). Parastā priede kā dominējošā 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 egļu 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 (1.4. 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 skujkoku 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 kārķu un vītoli 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.

Eiropas nozīmes īpaši aizsargājamo biotopu klasifikācija nesakrīt ar praktiskajā meža apsaimniekošanā izmantoto meža tipoloģiju, tā rezultātā vienā ES nozīmes meža biotopā, piem., 9010\* Veci vai dabiski boreālie meži, ietilpst meži ar atšķirīgu dabisko/vēsturisko traucējuma režīmu.





1.4. 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 (Sl – *Cladinoso-callunosa*, Mr – *Vacciniosa*, Ln – *Myrtillosa*, Dm – *Hylocomiosa*, Vr – *Oxalidosa*, Gr – *Aegopodiosa*); II – Slapjas 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 Krauklis, 2000).

### 1.3.4. Sukcesija un traucējums

#### *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, un (6) vienkārtu vecs mežs.

P. Angelstams (Angelstam, 1998) iesaka pēc sukcesionālās attīstības audzes iedalīt – (1) jauns mežs, (2) vidēja vecuma mežs, (3) vecs mežs, un (4) pāraudzis mežs. Oliveris un Larsons (Oliver & Larson, 1996) piedāvā sekojošu audžu attīstības modeli pēc traucējuma jeb primārā sukcesijas: (1) audzes iniciācija, (2) pašizretināšanās, (3) paaugus veidošanās, un (4) veci meži. Tādējādi vairumā gadījumu tiek runāts par 4 ekoloģiski atšķirīgām stadijām. No mežsaimniecības viedokļa šīs stadijas atbilst attiecīgi: 1) izcirtuma un jaunaudzū, 2) vidēja vecuma, 3) briestaudžu un pieaugušu audžu, kā arī 4) pāraugušu audžu vecumgrupām.

### **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.

### **Dabiskā traucējuma aģenti hemiboreālajos mežos**

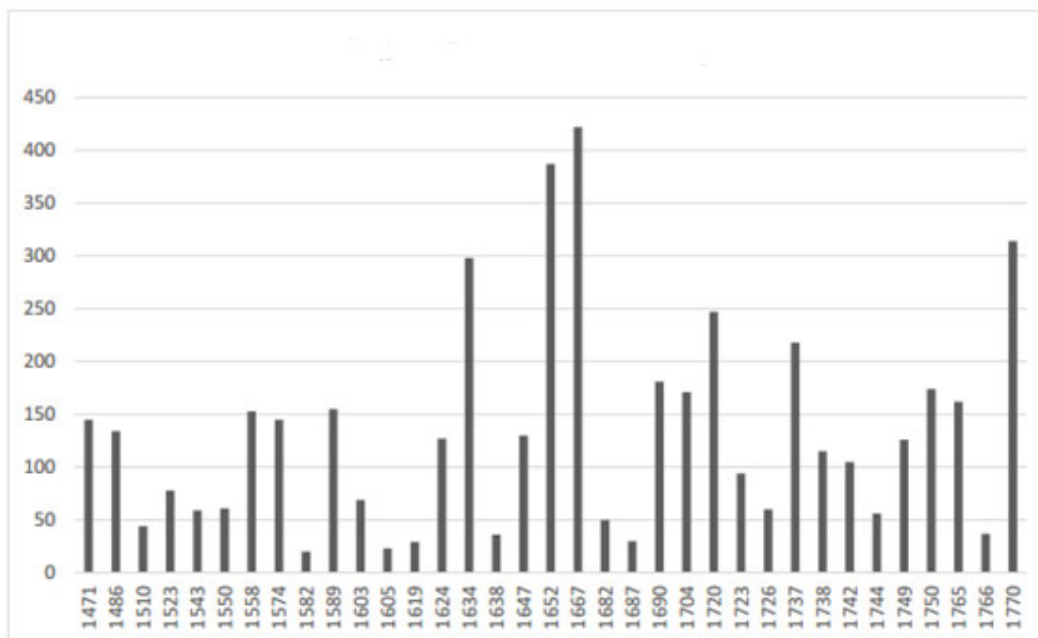
Dabiskajos hemiboreālajos mežos nozīmīgus traucējumus var izraisīt uguns, vējš, plūdi, apledējums un sniegs, insekti, patogēni, zīdītāji. Traucējumi un tiem sekojošie sukcesionālie procesi veido dabisko mežu struktūru un sugu sastāvu (Kuuluvainen, 2002).

#### **Uguns**

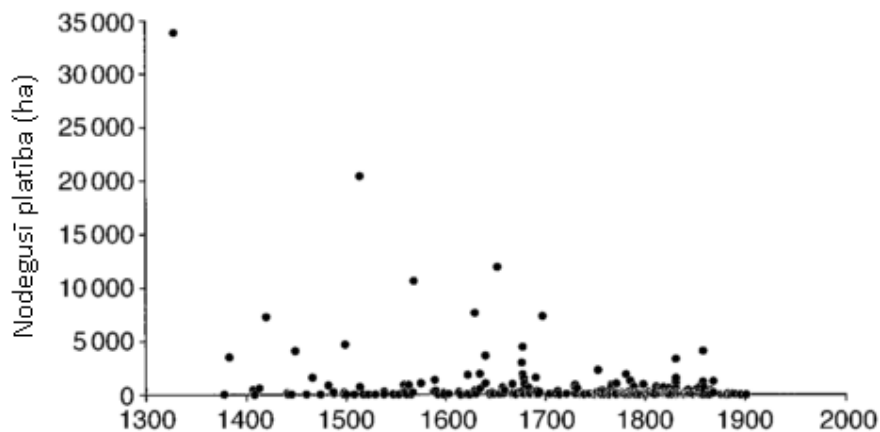
Būtisks dabiskais traucējums boreālajos priežu mežos ir ugunsgrēki (Granström, 2001; Niklasson & Drakenberg, 2001; Angelstam & Kuuluvainen, 2004; Granström & Niklasson, 2008). Līdzīgi nozīmīga ugunsgrēku loma meža ekoloģiskajos procesos un atjaunošanās dinamikā atzīta arī nemorālajos mežos (Hannon et 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 m<sup>2</sup>) audzē raksturīga egļu mežiem (Kuuluvainen & Aakala, 2011).

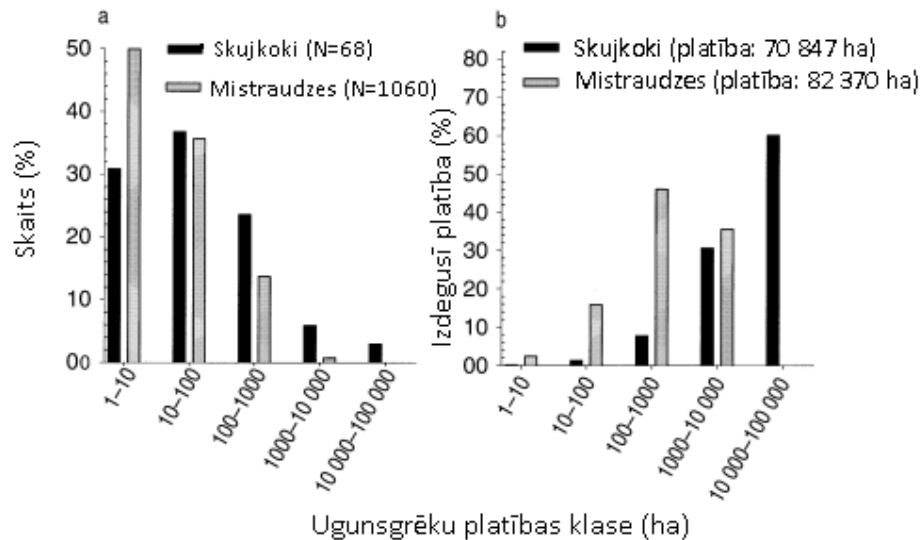
Pēdējos divos gadsimtos gan boreālajos, gan nemorālajos mežos novērota būtiska meža ugunsgrēku skaita un skartās platības samazināšanās (1.5., 1.6. attēls), ko saista galvenokārt ar cilvēka mērķtiecīgu darbību uguns apsardzībā, palielinoties cilvēku skaitam šajā reģionā un meža kļūstot par nozīmīgu ekonomisko resursu (Zin et al., 2013; Niklasson & Granström, 2000). 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; 1.7. 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). Ticamākais, ka dabisko procesu atdarināšanā sociālu apsvērumu dēļ netiks atdarināti liela izmēra ugunsgrēki, lai arī tie ir daļa no dabiskā traucējuma režīma.



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

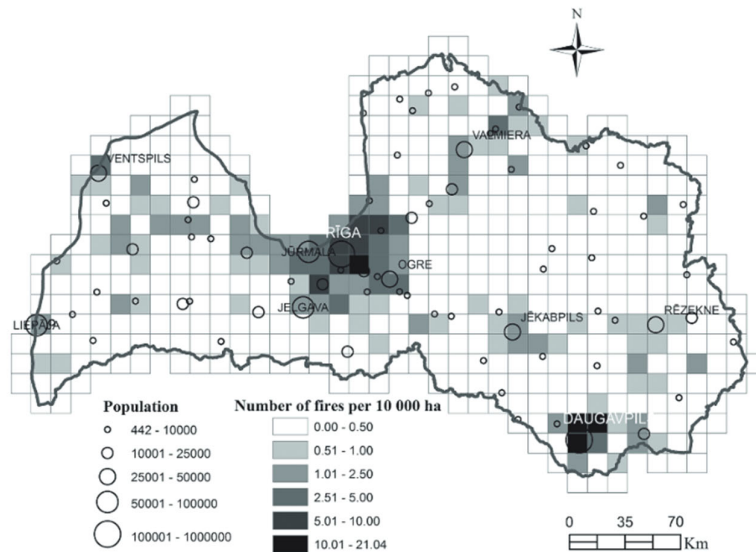


1.6. attēls. Individuālu meža ugunsgrēku platību dinamika 13.–19. gs. boreālo mežu zonā, Zviedrijā (Niklasson & Granström, 2000).



1.7. 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).

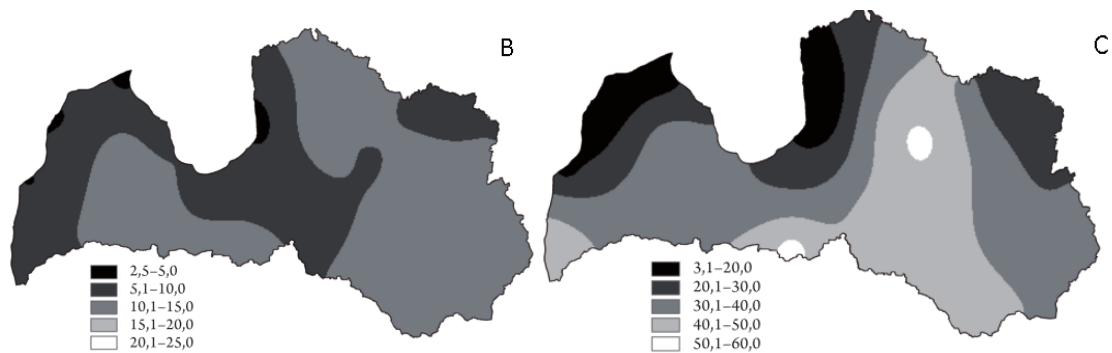
Antropogēnās darbības ietekmē ir samazinājušās vidējās meža ugunsgrēku platības ne tikai Skandināvijas boreālajos mežos (Granström, 2001), bet arī nemorālajos mežos Centrāleiropā (Zin et al., 2013). Tāpat antropogēnā ietekme šobrīd lielā mērā nosaka ugunsgrēku izcelšanos. Piemēram, 2014. gadā vairāk 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 (1.8. 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.



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

Ar meteoroloģiskajiem apstākļiem saistīto ugunsbīstamību raksturo ugunsbīstamības indeksi, kuri raksturo degmateriāla mitrumu daudzumu. Latvijā līdz šim ir tikuši izvērtēti Ņesterova indekss (NI), modificētais Ņesterova 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).

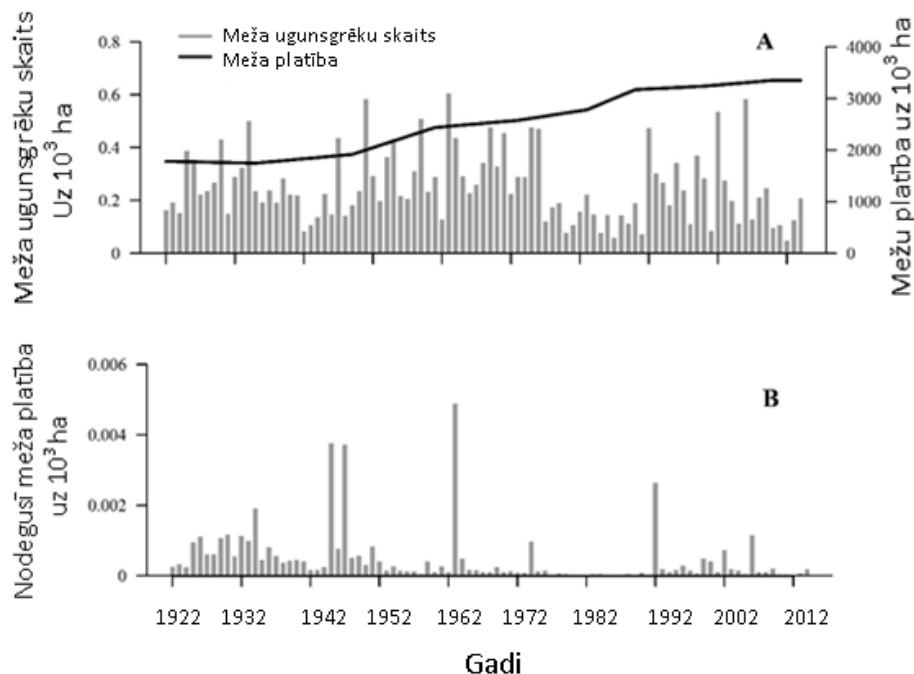
Latvijā 20. gadsimta laikā novērots vidējās gaisa temperatūras pieaugums pavasarī un ziemas pirmajos mēnešos. Turpinoties globālai sasilšanai, tiek prognozēta pakāpeniska vidējās gaisa temperatūras paaugstināšanās, regulārāki un garāki sausuma periodi (Āboliņa et al., 2008). Klimata pārmaiņu rezultātā Eiropā tiek prognozēts, ka pieaugs meža ugunsgrēku biežums un to skartā platība (Venalainen et al., 2014; Bedia et al., 2015). Latvijā veiktie pētījumi norāda, ka klimata pārmaiņu rezultātā tuvākā nākotnē pieaugs dienu skaits ar sevišķi augstu ugunsbīstamību (1.9. attēls; Jansons et al., 2015).



1.9. attēls. Dienu skaits gadā ar sevišķi augstu ugunsbīstamību ( $FW > 17$ ). 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. g.) līdz 0,8 ha (2014. g.). Latvijā veiktajos pētījumos novērota vidējās meža ugunsgrēka platības samazināšanās no 1922. līdz 2014. gadam (Donis et al., 2017; 1.10. attēls). Līdzīga statistika konstatēta arī Polijā: no 1951.–1960. gadam vidējā ugunsgrēka platība ir 2,35 ha, savukārt no 1990.–2013. gadam – 0,93 ha (Szczygieł et al., 2008; Zin et al., 2013). 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 (Zina et al., 2013).



1.10. 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. gadam (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](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 kaitēkļi (koksngrauži) 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 caurmēra – 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 jaunaudzis, 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  $9 \pm 7,8$  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 & Kuuluvainen, 2004; Kuuluvainen & 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 & Goldammer, 1996).

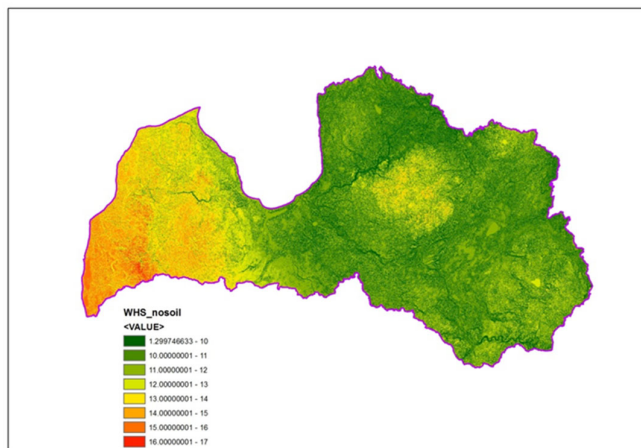
## Vējš

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 (pārsvārā egļu) audzes cieš no vējgāzēm, ja vēja ātrums sasniedz  $20\text{--}25\text{ ms}^{-1}$ . Pie mazākiem vēja ātrumiem tiek izgāzti atsevišķi, parasti novājināti koki. Vienā un tajā pašā vietā vējgāze vidēji atkārtojas reizi katros  $150\text{--}300$  gados. Egļu mežos izgāztās platības ("robi") atjaunojas ar lapkoku sugām, pārsvārā bērzu. Vējgāzes rada mozaīkveida struktūru, tādējādi palielinot zemsedzes augu sugu daudzveidību fitocenozē un veidojot dažādvecuma kokaudzi (Gromtsev, 2002). Vējgāzēs un vējlauzēs cieš arī priežu audzes. Pēc 2005. gada vētras sanitārās cirtes valsts mežos veiktas  $66\,824$  ha priežu audžu, t.sk.  $20\,927$  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 (Bušs, 1971), savukārt Ziemeļkurzemē pēc 1969. gada 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  $7\text{--}15$  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 aerodimaniskie 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 (1.11. attēls). Savukārt līdzīgos meteoroloģiskajos apstākļos visapdraudētākā ir egle, kurai seko priecē, tad lapu koki. Būtiska ietekme uz audžu noturību ir nesēnai 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.





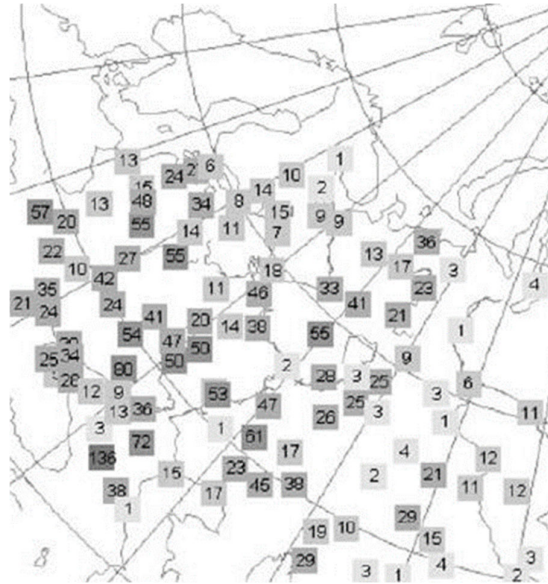
1.11. attēls. Vēja bojājumu draudu klase

### Sasalstošs ledus un sniegs

Sasalstošs lietus var radīt ļoti nozīmīgus koku mehāniskos bojājumus, izraisot to bojāeju vai ievērojami samazinot virszemes biomasas apjomu un fotosintezējošo augu 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 nesalis ūdens – tādējādi, atsitoties pret cietu virsmu, tā sašķīst un veido apledošanu (Zirnītis, 1968; Fikke et al., 2005). Dažādās Eiropās daļās sasilstošu lietus notikumu daudzums ir atšķirīgs (skat. 1.12. attēlu).

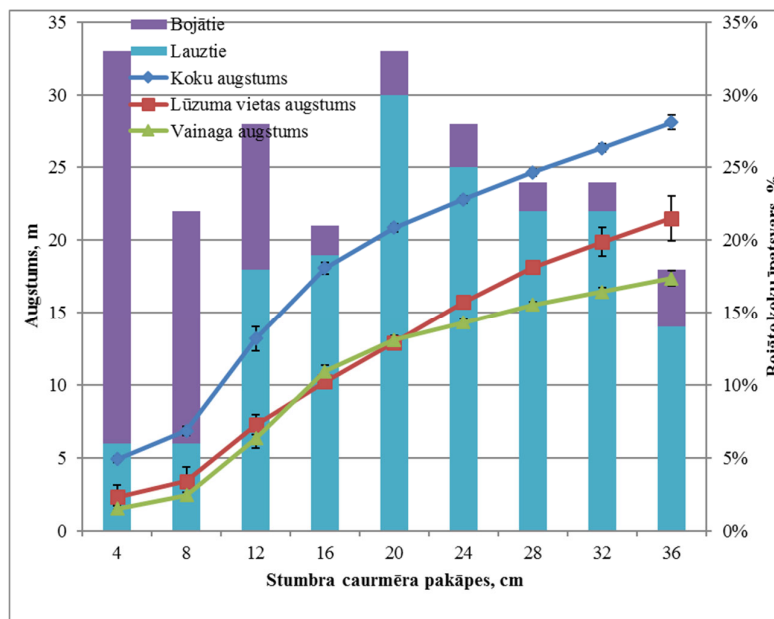
Galvenais laikapstākļus ietekmējošais faktors Latvijas teritorijā ir valdošie rietumu vēji, kuru ietekmē pārvietojas Ziemeļatlantijas cikloni. Konverģentajā gaisa masu kustībā tiek iesaistītas pēc ģenēzes un īpašībām atšķirīgas gaisa masas, kuru savstarpējās mijiedarbības veido atmosfēras frontes. Sasilstošā lietus veidošanās nosaka arī atmosfēras fronšu pārvietošanās raksturs. Sasilstošā 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 sasilstošu lietus izraisīti apstākļi Latvijas teritorijā bieži ir novērojami, ieplūstot siltajām vidusplatumu vai tropiskajām gaisa masām, kas cikloniskās darbības gaitā var izveidot siltās atmosfēras frontes.



1.12. attēls. 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 (1.13. attēls).



1.13. attēls. Priežu bojājuma pakāpe atkarībā no vidējā caurmēra pēc 2012. g decembra sasalstošā lietus Ziemeļlatgalē (Jansons et al., nepublicēts).

## 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). Pēdējos gados (2018., 2019.) īpaši lielās platībās egļu meži ir cietuši no sausuma Vācijā. 2017. gadā pēc augusta plūdiem Ziemeļlatgalē atsevišķas audzes gāja bojā.

## 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 (*Heterobasiodion* 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. Virkne pētījumu par sakņu trapes izplatību priežu mežos ir veikti arī Latvijā (Arhipova et al., 2011; Arhipova et al., 2012; Kļaviņa et al., 2023).

## 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 astoņzobu mizgrauzis *Ips typographus* L., egļu bruņuts *Physokermes piceae* Shrnk, smecernieki-sveķotāji *Pissodes* spp. Pēdējos gados īpaši daudz ir *Ips typographus* bojātas egļu audzes (Šmits, 2023). Kukainis invadē parasti egles, kas ir krūšaugstumā resnākas par 20 cm, tādēļ to masveida savairošanas gadījumā paaugas egles parasti izdzīvo.

## Zidītāji

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 paaugas un otrā stāva kokus, tādējādi izmainot kokaudzes nākotnes sugu sastāvu vai dimensiju struktūru. Pētījumi liecina, ka paaugstināta pārnadžu populāciju blīvuma apstākļos, mežaudžu atjaunošana ir apgrūtināta, tādējādi izmainot sukcesijas gaitu. Savukārt bebru darbības rezultātā, tai skaitā appludinot platības, atsevišķos gadījumos iespējama jaunas sukcesijas sākšanās.

### 1.3.5. Atsevišķu koku sugu ekoloģiskās īpašības

Konkrētās sugas ekoloģisko nišu lielā mērā nosaka tās ontogēnētisko un ekoloģisko rādītāju amplitūdu, tādēļ precizēta Latvijā sastopamo saimnieciski nozīmīgāko mežus veidojošo koku sugu ekoloģisko un ontogēnētisko rādītāju apokopojoša tabula (1.4. tabula). Šī informācija būtu izmantojama par pamatu mežkopības sistēmas izvēlē dažādos meža tipos.

1.4. tabula. Latvijā mežsaimnieciski nozīmīgāko koku sugu ontoģenētiskie un ekoloģiskie parametri

Nr. p. k.	Sugas	Priede	Egle	Kārpainais bērzs	Pūkainais bērzs	Apse	Meln-alksnis	Baltalksnis	Ozols	Osis	Liepa	Klava
<b>Ontoģenētiskie parametri</b>												
1	D <sub>max</sub> (cm)	145 <sup>1</sup>	120 <sup>2</sup>	135 <sup>1</sup>	100	100 <sup>1</sup>	145 <sup>1</sup>	60 <sup>1</sup>	325 <sup>1</sup>	160 <sup>1</sup>	260 <sup>1</sup>	185 <sup>1</sup>
2	H <sub>max</sub> (m)	46 <sup>2</sup>	40 <sup>2</sup>	30 <sup>2</sup>	30	40 <sup>1</sup>	35	22	40 <sup>1</sup>	40 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	30 <sup>2</sup>
3	A <sub>max</sub> (gadi)	500 <sup>2</sup>	300 <sup>2</sup>	150 <sup>1</sup>	120	180 <sup>1</sup>	300 <sup>1</sup>	100	500 <sup>1</sup>	300 <sup>1</sup>	300 <sup>1</sup>	200 <sup>1</sup>
4	Koksnes blīvums (kg m <sup>-3</sup> )	490	430	610	610	450	510	510	650	650	490	610
5	Koksnes izturība pret trupi	3	2	1	1	1	2	2	4	2	1	2
6	1000 sēkļu svars (grami)	5,9 <sup>3</sup>	6,1 <sup>3</sup>	0.11	0.12	0,1 <sup>3</sup>	1,1 <sup>6</sup>	0,65 <sup>3</sup>	3000 <sup>3</sup>	80 <sup>3</sup>	30 <sup>3</sup>	140
7	Sēkļu gadu biežums (gadi)	2–3 <sup>1</sup>	3–5 <sup>1</sup>	1–2 <sup>1</sup>	2–3	1–2	2–3 <sup>1</sup>	2–3	4–7 <sup>1</sup>	2–4 <sup>1</sup>	2–3 <sup>1</sup>	1–2
8	Reproduktīvā vecuma sākums (gadi)	20–25 <sup>1</sup>	40–60 <sup>1</sup>	20–25 <sup>1</sup>	30	10–30 <sup>1</sup>	30–40 <sup>1</sup>	8–10 <sup>1</sup>	50–60 <sup>1</sup>	35–40 <sup>1</sup>	25–30 <sup>1</sup>	40
9	Sēkļu dīgtspējas klase	1	1	1	1	1	1	1	2	3	3	2
<b>Ekoloģiskie rādītāji</b>												
10	Gaisma <sup>4</sup>	7,2	5,6	7,2	7,3	6,7	5,7	6,1	6,9	x	4,9	4,7
11	Salncietība	1	4	1	1	1	2	1	4	4	2	2
12	Temperatūra <sup>4</sup>	x	3,4	5	4,2	5,2	5,6	4	x	x	5,7	5,8
13	Kontinentālitate <sup>4</sup>	7	6	x	x	5	3	5	6	3	4	4
14	Mitrums <sup>4</sup>	x	x	x	8	5	9	7	x	x	5	x
15	pH	3,8	3,8	3,8	3,0	5,0	5,9	7,3	5,0	7,3	6,3	6,5
16	Augsnes skābums <sup>4</sup>	2,0	4,2	3,4	2,9	4,8	6,3	5,8	x	6,6	4,9	6,3

Nr. p. k.	Sugas	Priede	Egle	Kārpainais bērzs	Pūkainais bērzs	Apse	Melnalksnis	Baltalksnis	Ozols	Osis	Liepa	Kļava
17	Veģetatīvā vairošanās <sup>6</sup>	nav	nav	celmatvases (līdz 30–40 g)	celmatvases (līdz 30–40 g)	celmatvases (līdz 20 g), sakņu atvases	celmatvases (līdz 60 g) <sup>1</sup>	celma un sakņu atvases	celmatvases (līdz 100 g) <sup>1</sup>	celmatvases (līdz 80 gadiem)	celma un sakņu atvases	celmatvases
18	Sēklunobiršana <sup>2</sup>	marts (3.)–jūnijs (1.)	februāris (3.)–jūnijs	jūlijs (3.)–augusts (2.)	septembris–oktobris	maijs (3.)–jūnijs (2.)	marts – aprīlis	marts–aprīlis	pēc pirmajām rudens salnām	reizē ar lapu nobiršanu līdz pavasarim	lielākā daļa līdz patstāvīgai sniega segai, daļa uz sniega	pēc pirmajām rudens salnām
19	Vēja izturība <sup>5</sup>	izturīgs	neizturīgs	izturīgs	izturīgs	neizturīgs <sup>2</sup>	izturīgs	izturīgs	izturīgs	izturīgs	n/i	n/i
20	Gaismas prasīgums pieaugušiem kokiem <sup>5</sup>	izteikti gaismas prasīgs (saulmīlis)	izteikti ēncietīgs	izteikti gaismas prasīgs	vidēji gaismas prasīgs	gaismas prasīga	gaismas prasīgs	gaismas prasīgs, bet pacieš nelielu apēnojumu	gaismas prasīgs	gaismas prasīgs	izteikti ēncietīgs	ēncietīgs <sup>1</sup>
21	Kaitēklis <sup>5</sup>	vidēji izturīgs <sup>1</sup>	neizturīgs <sup>5;1</sup>	samērā izturīgs <sup>5;1</sup>	samērā izturīgs <sup>5;1</sup>	daudz	izturīgs	sausākās vietās cieš no lapgraužiem	bieži bojā	n/i	daudz	n/i
22	Slimības <sup>5</sup>	bieži slimo	neizturīgs	samērā izturīgs <sup>5</sup>	samērā izturīgs <sup>5</sup>	daudz	izturīgs <sup>1</sup>	maz	bieži slimo	vidēji bieži	vidēji bieži	n/i
23	Pārnodzi <sup>5</sup>	ļoti bieži apkož dzinumus, plēš mizu <sup>5</sup>	bieži plēš mizu <sup>5</sup>	reti bojā	reti bojā	ļoti bieži apkož dzinumus, plēš mizu	maz bojā	reti bojā	bieži apkož dzinumus, plēš mizu	ļoti bieži apkož dzinumus, plēš mizu	maz bojā	n/i
24	Trupe <sup>5</sup>	reti	ļoti bieži	veciem kokiem <sup>1</sup>	n/i	ļoti bieži	bieži	veciem kokiem	n/i	n/i	n/i	n/i
25	Atzarotāšanās mežaudzē <sup>5</sup>	labi	n/i	labi	n/i	labi	labi	labi	n/i	n/i	n/i	n/i

Nr. p. k.	Sugas	Priede	Egļe	Kārpainais bērzs	Pūkainais bērzs	Apse	Melnalksnis	Baltalksnis	Ozols	Osis	Liepa	Kļava
26	Labi aug <sup>1</sup>	vislabāk valgās irdenās smilts augsnes	viegli skābās smilšaina māla augsnes	irdenās vienmērīgi mitrās, trūda bagātās augsnes	vidēji mitrās, irdenās, trūdai- nās mālai- nas smilts un smilš- māla augs- nēs	svaigās trūd- vielām bagātās smilš- māla un māl- smilts un morēnu māla augsnes	aug- līgās trūdu satu- rošās aug- snēs	mitrās irdenās smilš- māla aug- snēs	auglī- gās trūd- viel- lām bagā- tās, karbo- nātus satu- rošās aug- snēs	auglīgās trūda bagātās, valgās, neitrālās augsnes	svaigās, auglī- gās, vidēji mitrās un trūda bagātās	auglīgas, valgas augsnes
27	Sēklu izplatīšanās veids	ar vēju	ar vēju	ar vēju	ar vēju	ar vēju	ar vēju, ūdeni	ar vēju	dzīv- nieki	ar vēju	ar vēju	ar vēju
28	Sēklu optimālais izplatīšanās attālums no meža sienas <sup>6</sup>	40–50 m	40–50 m	200 m	200 m	150 m	50 m <sup>5</sup>	50 m	zem koka vai- naga	30 m <sup>5</sup>	30 m <sup>5</sup>	30 m <sup>5</sup>

Apzīmējumi: \* (pamats no B. Brzeziecki (1994)<sup>7</sup>), 1 – Mauriņš, A., Zvirgzds, A. 2006. Dendroloģija. Rīga: LU akadēmiskais apgāds, 447 lpp.; 2 – Meža enciklopēdija. 1. sējums. 2003. Rīga: apgāds “Zelta Grauds”, 367 lpp.; 3 – Meža kultūras. 1971. M. Buša un I. Mangaļa red. Rīga: Zvaigzne, 586 lpp.; 4 – Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Werner, W., Paulissen, D. 1992. Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Zweite Auflage. Scripta Geobotanica, 18, 258 S; 5 – Skudra, P., Dreimanis, A. 1993. Mežsaimniecības pamati. Rīga: Zvaigzne, 262 lpp., 6 – Mangalis, I. 2004. Meža atjaunošana un ieaudzēšana. Rīga: Et Cetera, 455 lpp.; 7 – Brzeziecki, B., Kienast, F. 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. Forest Ecology and Management, 69, 167–187/

Paskaidrojumi:  $D_{max}$  – maksimālais diametrs 1,3 metru augstumā;  $H_{max}$  – maksimālais augstums;  $A_{max}$  – maksimālais vecums.

Koksnes izturība pret trupi: 1 – zema; 5 – augsta.

Sēklu dīgšanas spējas klase: 1 – sēklas spēj dīgt tūlīt pēc nonākšanas piemērotā substrātā; 2 – sēklu dīgšana aizkavēta, tā notiek sekojošajā veģetācijas periodā; 3 – sēklu dīgšana var notikt tikai pēc ilgāka perioda.

Gaisma – paaugas sastopamība attiecībā pret relatīvo gaismas intensitāti laikā kad lapukoki ir ar pilnu lapotni: 1 – aug pilnā ēnā, relatīvā gaismas intensitāte var būt mazāka par 1%, bet retos gadījumos vairāk nekā 30%; 2 – starp 1 un 3; 3 – aug ēnā, parasti gaismas intensitāte zem 5%, bet var augt arī gaišākās vietās; 4 – starp 3 un 5; 5 – aug pusēnā, reti pilnā apgaismojumā, bet parasti vietās ar vismaz 10% relatīvo gaismas intensitāti; 6 – starp 5 un 7; 7 – parasti aug labi apgaismotā vietā, bet sastopams arī daļējā ēnā; 8 – gaismasprasīgs koks, reti sastopams vietās ar relatīvo gaismas intensitāti zem 40%; 9 – aug pilnā apgaismojumā, sastopams parasti ar sauli apspīdētās vietās, reti sastopams vietās, kur relatīvā gaismas intensitāte zem 50%.

Salncietība – izturība pret vēlajām pavasara salnām: 1 – augsta, 5 – zema.

Temperatūra: 1–2 – auksts klimats; 3–4 – vēss klimats; 5–6 – mēreni silts klimats; 7–8 – silts klimats; 9 – ļoti silts klimats.

Kontinentalitāte – sastopamība diapazonā no Atlantijas okeāna piekrastes līdz Eirāzijas iekšienei, vērtējot pēc temperatūras svārstībām: 1 – ekstrēmi okeānisks; 2 – okeānisks; 3 – starp 2 un 4; 4 – subokeānisks; 5 – no vāji subokeāniska līdz vāji subkontinentālam; 6 – subkontinentāls; 7 – starp 6 un 8; 8 – kontinentāls; 9 – ekstrēmi kontinentāls.

Sausumizturība: 1 – augsta; 5 – zema.

Mitruma – sastopamība sākot no sausām, seklu augšņu veidotām akmeņainām nogāzēm līdz purvainām augsnēm (1–9), kā arī no sekla līdz dziļam ūdenim (10–12): 1 – ļoti sausas vietās, kas ik pa laikam pilnīgi izžūst; 3 – aug sausas vietās, bet nav sastopami blīvās augsnēs; 5 – aug uz valgām augsnēm, visbiežāk uz svaigām vidēji blīvām augsnēm; 7 – aug uz blīvām vai mitrām (ne slapjām) augsnēm; 9 – aug uz slapjām augsnēm, visbiežāk uz ūdeni saturošām, slikti aerētām augsnēm; 10 – aug pārplūstošās vietās, bet ne ilgstoši pārplūstošās; 11 – auga saknes atrodas zem ūdens, bet vismaz uz laiku tiek atsegtas; 12 – zemūdens augs, pilnīgi vai gandrīz pilnīgi zem ūdens; 1 – ļoti sauss; 2–3 – sauss; 4–5 – valgs; 6–7 – mitrs; 8–9 – slapjš (var būt pārmitrs); 11–12 – ūdens.

Slāpekļa daudzums augsnē – sastopamība atkarība no pieejamā slāpekļa daudzuma. Pieejamo slāpekļa daudzumu var izmantot arī kā kopējo barības vielu pieejamības raksturotāju: 1 – aug uz ļoti ar slāpekli nabadzīgām augsnēm; 3 – aug uz ar slāpekli nabadzīgām augsnēm; 5 – aug uz vidēji ar slāpekli bagātām augsnēm; 7 – parasti aug uz ar slāpekli bagātām augsnēm; 9 – aug uz ar slāpekli ļoti bagātām augsnēm.

Augsnes skābums – sastopamība attiecībā pret augsnes skābumu un kaļķa daudzumu augsnē: 1 – ļoti skābās augsnēs, nav sastopami uz vāji skābām vai bāziskām augsnēm; 3 – aug uz skābām augsnēm, bet retos gadījumos arī uz augsnēm ar neitrālu reakciju; 5 – aug uz vidēji skābām augsnēm, tikai atsevišķos gadījumos var augt uz ļoti skābām vai neitrālām līdz bāziskām augsnēm; 7 – aug uz vāji skābām līdz vāji bāziskām augsnēm, nav sastopams uz ļoti bāziskām augsnēm; 9 – aug uz bāziskām kaļķainām augsnēm.

P.S. Augsnes auglība ir tās spēja apmierināt koku prasības pēc ūdens, barības vielām un vides reakcijas, kā arī uzkrāt un nodrošināt audzi ar visiem tās augšanas faktoriem optimālās attiecībās nepārtraukti visā veģetācijas periodā (Mežals, 1980). Auglīga augsne spēj nodrošināt netraucētu augu elpošanu, gāzu apmaiņu un likvidēt augiem kaitīgās vielas.

### 1.3.6. 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, vecumklaşu 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 vecumklaşēm 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. Pažizrobošanās (*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 (1.14. attēls), tomēr nevar izslēgt, ka var būt gan būtiskas reģionālas īpatnības, gan nozīmīgs ainavas “konteksts” (Bergeron et al., 1999; Mönkkönen, 1999), kā arī dažādu dabiskā traucējumu avotu mijiedarbība, piemēram, vējš–kukaiņi, vējš–uguns, vējš–uguns–kukaiņi utt., kas varētu mainīt traucējuma režīma izpausmi. Būtiski norādīt, ka susinātie mežu tipi pēc savas būtības ir t.s. jauni (*novel ecosystems*) un pēc savas būtības atšķirīgi no sākotnējiem, līdz ar to tiem runāt par dabisko traucējumu režīmu var runāt nosacīti, tomēr, ticamākais, ka kokaudžu attīstība āreņos varētu līdzināties sausieņu mežu attīstībai, savukārt kūdreņu attīstība varētu līdzināties slapjainu attīstībai. Latvijā nav zināmi pētījumi, cik lieli atvērumi veidojas kohortu dinamikas gadījumā, bet ASV veiktos pētījumos priežu mežos mērenas intensitātes traucējumu gadījumos atvērumi ir no 0,04–0,2 ha, citos 0,5 ha vai pat 1,0 ha.

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 Alksņi, Oši	

Kohortu dinamika      Sukcesija      Pašizrobošanās

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



### 1.3.7. 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 & Kuuluvainen, 2004).

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). Pētot audzes atvērumus vainagu klājā, parasti pievēršas 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. Viens no neskaidrajiem aspektiem ir produktīvātes izmaiņu 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 piemērota (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, 2008; Rouvinen & Kouki, 2011). Intensīvāk apsaimniekotos mežos pētījumi veikti, lai noskaidrotu atvēruma lieluma un stādīto koku atrašanās vietas atvērumā 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 mežsaimniecībā 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 jaunās paaudzes augstums ir lielāks, un tālāk 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.

Audzēs 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). Atvērumam 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 apgaismojumu raksturojošo rādītāju, tomēr, pirms audze sasniegusi dažādvecuma stadiju, šķērslaukums izmantojams kā rādītājs plānošanai, līdz kādam šķērslaukumam izretināma audze, lai veicinātu dabisko atjaunošanos.

Somijā konstatēts, ka šķērslaukums izskaidro 75% no gaismas caurlaidības priežu un egļu audzēs ar šķērslaukumu no 14 līdz 37 m<sup>2</sup>. Korhonen et al. (2007) konstatējis, ka, iekļaujot beta regresijas modelī 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 m<sup>2</sup>), 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 m<sup>2</sup>).

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<sup>-2</sup>. 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 atvērumi samazinās, palielinoties laikam pēc audzes izretināšanas (Beaudet & Messier, 2002; Sonohat et al., 2004).

Vietās, kur to vai citu apsvērumu dēļ netiek pieļauta kailcirtē, 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 jauno priežu 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 atvērumam 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 cirsma (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 augtēs. 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 egļe (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% gadījumā. 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 ieviešas 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.

Nemot 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 ha (vai mazāka, ap 0,2 ha, ja pārējā audzē arī ir reta/retināta).

### 1.3.8. Meža apsaimniekošanas / mežkopības sistēmu apraksts

#### *Mežkopības sistēmas, to klasifikācija*

##### **Vienvecuma un dažādvecuma audžu jēdziens**

Meža apsaimniekošana (*forest management*) ir mežsaimniecības nozare, kas saistīta ar vispārējiem administratīviem, juridiskiem, ekonomiskiem un sociāliem aspektiem, kā arī zinātniskiem un tehniskiem aspektiem piem., mežkopību, aizsardzību un meža regulāciju. Savukārt mežsaimniecība (*forestry*) ir meža un ar to saistīto resursu pasaimniekošanas, izmantošanas un aizsardzības zinātne, māksla un prakse, nodrošinot labumu cilvēkiem ilgtspējīgā veidā, sniedzot vēlamos mērķus, vajadzības un vērtības (IUFRO, 2000).

Atbilstoši starptautiski pieņemtajām klasifikācijām (piem., TBFRA-2000), par vienvecuma audzi tiek uzskatītas dižmeža audzes, kurās lielākā daļa koku pēc vecuma ietilpst vienas vecumklases ietvaros un **visbiežāk veido arī vienu stāvu** (UN-ECE/FAO 1997).

Par dažādvecuma audzi uzskata audzi, kuru veidojošo koku vecums pārstāv vairākas vecumklases, kas ir būtiski atšķirīgas, salīdzinot ar rotācijas garumu (IUFRO 2000). **Dažādvecuma audze atbilstoši TBFRA-2000 definīcijām ir audze, kurā esošie koki pārstāv dažādas vecumklases. Parasti tās veido vairākus stāvus** (UN-ECE/FAO 1997).

Latvijā mežsaimniecības praksē par dažādvecuma audzēm uzskata tādas, kurās koku vecuma atšķirības pārsniedz vienu vecuma klasi (skuju kokiem un cietajiem lapu kokiem 20 gadi, pārējiem lapu kokiem 10 gadu, bet baltalksnim 5 gadi), tomēr pēc virknes pētnieku datiem, šāds iedalījums ir nepietiekams dažādvecuma audžu pētījumiem (Верхунов, 1979). Verhunovs (Верхунов, 1979) priežu audzes Sibīrijas apstākļos iesaka iedalīt pēc to vecuma struktūras sekojošās grupās:

##### **Viena paaudze**

*Vienvecuma audze.* Vecuma variācijas koeficients  $S\%(A) < 4\%$ ,  $A_{\max} - A_{\min}$  1 vecuma klases robežās, Koku  $d_{1,3}$  mainās 22–32% robežās.

*Nosacīti vienvecuma audze.*  $5 < S\%(A) < 13\%$ ;  $A_{\max} - A_{\min} = 40 - 60$  gadi,  $d_{1,3}$  variē 25–34%.

*Nosacīti dažādvecuma audze.*  $14 < S\%(A) < 25\%$ ;  $A_{\max} - A_{\min} = 60 - 80$  gadi;  $d_{1,3}$  variē 28–30%.

##### **Vairākas paaudzes**

*Dažādvecuma audzes:*

Dažādvecuma audzes sastāv no vairākām ģenerācijām  $S\%(A) > 25\%$ . Atsevišķu koku A atšķirības pārsniedz  $A_{\text{vidējo}} \cdot d_{1,3}$  variē vidēji  $40-45 < \%$ .

Latvijā pašreiz spēkā esošie normatīvi, piemēram, MK noteikumi “Meža inventarizācijas un Meža valsts reģistra informācijas aprites noteikumi” paredz, ka vienā meža elementā apvienojami koki, kuru vecums neatšķiras vairāk kā par 5(10) gadiem (precizitāte  $\pm 5(10)$  gadi atkarībā no vecuma). Mežsaimniecību regulējošie normatīvie akti galvenokārt orientēti uz valdošās koku sugas vai pat tikai valdaudzes taksācijas rādītāju nozīmību, t.i., viennozīmīgi dominējošā ir rotācijas mežsaimniecības sistēma. Tomēr tajā pašā laikā, veicot inventarizāciju, tiek izdalīts otrs stāvs.

### Mežkopības sistēmu jēdziens un to klasifikācija

Jēdzienam “mežkopība” pastāv virkne definīciju. Pēc P. Skudras un A. Dreimaņa (1993) mežkopība ir zinātne, kas pēta vērtīgu un produktīvu mežaudžu izaudzēšanas paņēmienus, meža kopšanas cirtes, meža ciršanas teoriju, meža derīgo funkciju regulēšanas un saglabāšanas iespējas, nekoksnes produkcijas resursus, to iegūšanu un izmantošanu. Atbilstoši IUFRO definīcijai mežkopība (**silviculture**) ir meža un meža zemju ieaugšanas, augšanas, kompozīcijas, veselības un kvalitātes kontroles zinātne un māksla, lai sasniegtu īpašnieku un sabiedrības dažādas vajadzības un vērtības ilgtspējīgā (nenoplicinošā) veidā (IUFRO, 2000). Savukārt **mežkopības sistēma** ir plānota apsaimniekošanas aktivitāšu programma audzes dzīves cikla laikā ar mērķi sasniegt audzes vēlamu struktūru, balstoties uz integrētiem apsaimniekošanas mērķiem. Mežkopības sistēma ietver ciršanas, atjaunošanas un kopšanas metodes vai fāzes. Tās ietver visas aktivitātes visā rotācijas periodā (IUFRO, 2000).

Vienkāršākā klasifikācijā, balstoties uz koku krājas attīstību laika gaitā, var izdalīt divus ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas (mežkopības) sistēmu tipus – **rotācijas mežkopības sistēmas**, kuras raksturo standarta mežkopības darbības un atkārtotojās kailcirtes ar sekojošu meža atjaunošanu (mākslīgu vai dabisku) un t.s. **nepārtraukta meža klāja mežkopības sistēma** (*continuous cover forestry*), kuru raksturo izlases cirtes un visbiežāk dabiskā atjaunošana, kā rezultātā rodas dažādvecuma audzes, bieži arī mistrotas audzes (von Gadow, 2000; Pommerening & Murphy, 2004).

Audzēm, kuras apsaimnieko ar izlases ciršu veidu, vecums nav definējams. Audzes attīstība ir nevis ciklisks ciršanas/atjaunošanas process, bet gan tās krāja oscilē (svārstās) ap kādu “ideālu” krājas lielumu (von Gadow, 2000).

Smits (Smith, 1986, citēts pēc Fujimori, 2003) meža apsaimniekošanas sistēmas Ziemeļamerikā iedala dižmeža un atvasāju mežkopības sistēmas.

Dižmeža meža sistēmas iedala:

Vienvecuma audzēm

- Kailciršu metode (*clearcutting method*);
- Sēklu koku metode (*seed tree method*);
- Pakāpeniskās cirtes metode (*shelterwood method*).

Dažādvecuma audzēm

Izlases metode (*selection method*);

Atvasāju mežiem

- Atvasājs (*copice*);
- Vidulājs (*coppice with standards*).

Metjūss (Matthews, 1989, citēts pēc Fujimori, 2003) Eiropas mežiem izveidojis sekojošu atjaunošanas veidu klasifikāciju.

Dižmežs:

1. Cirte un atjaunošana(-ās) koncentrēta daļā no meža platības:
  - a. Kailcirte (*clearcutting method*);
  - b. Pakāpeniskā cirte (*shelterwood method*);
    - i. Vienmērīga metode (*uniform method*);
    - ii. Grupu metode (*group method*);
    - iii. Neregulāra metode (*irregular shelterwood method*);
    - iv. Joslu metode (*stripe method*);
    - v. Kļā metode (*wedge method*).
2. Cirte un atjaunošana(-ās) sadalīta nepārtraukti visā platībā:
  - a. Izlases metode (*selection method*);
    - i. Divstāvu dižmežs (*two-storied high forest*);
    - ii. Dižmežs ar veco koku saglabāšanu (*high forest with reserves*);

Atvasāju sistēma:

- a. Atvasāji
  - i. vienvecuma (*coppice method*);
  - ii. Atvasāju izlases cirte (*coppice selection method*);
- b. Vidulājs (*coppice with standard*).

Latvijā nav tradicionāli izmantots jēdziens mežkopības sistēma, bet tiek runāts par meža izmantošanas veidiem (Skudra, 1985; Skudra & Dreimanis, 1993), lai arī meža atjaunošana formāli tiek sasaistīta ar galvenās cirtes veidu.

P. Skudra un A. Dreimanis (1993) apraksta sekojošu Latvijā izmantoto galvenās izmantošanas cirtu iedalījumu – kailcirtes, pakāpeniskās cirtes, izlases (grupu izlases, regulētās izlases, neregulētās izlases, joslu izlases) cirtes. Ar pakāpeniskām cirtēm saprot audzes nociršanu pakāpeniski 2–4 paņēmienu vienas vai divu vecumklašu laikā. Pakāpeniskās cirtes uzdevums ir nodrošināt dabisko atjaunošanos ar izcirtumā palikušo vērtīgo koku sugu paaugu. Savukārt izlases cirtēs izcirt tikai daļu no audzes kokiem, kuriem no izmantošanas viedokļa ir atbilstošs vecums, izmēri, kvalitāte vai atrašanās vieta. Arī taksācijas noteikumi 1987. gadā (Taksācijas darbu..., 1987) un 1996. gada 9. decembra MK noteikumi Nr. 449 noteica līdzīgus galvenās cirtes veidus, papildinot tos ar atbilstošu aprakstu:

- Kailcirte ir cirtes paņēmiens, ko izmanto tādai audzes nociršanai, pēc kuras izcirtuma platums pārsniedz viena šīs audzes vidējā koka augstumu.
- Pakāpeniskā cirte ir cirtes paņēmiens, ko izmanto egļu un egļu, priežu un lapu koku sausieņu augšanas apstākļu tipu audzēs ar egles paaugu vai lai attiecīgu paaugu izveidotu; audzi nocert divos vai trijos paņēmienu 10 līdz 20 gadu laikposmā.

- Regulētā izlases cirte ir cirtes paņēmiens, ko izmanto egļu dažādvecuma sausieņu augšanas apstākļu tipu audzēs; periodiski pieauguma robežās audzē izcērt bojātus, nekvalitatīvus un nevēlamu sugu kokus, kā arī ciršanas vecumu sasniegušus kokus.
- Grupu izlases cirte ir cirtes paņēmiens, ko izmanto sila, mētrāja un lāna augšanas apstākļu tipu priežu audzēs ar priedes paaugu vai kur iespējama meža dabiskā atjaunošanās ar priedi; audzi pakāpeniski nocērt pa grupām 15 gados vai ilgākā laikposmā.
- Joslu izlases cirte ir cirtes paņēmiens, ko izmanto audzes nociršanai slejās, kuru izcirtuma platums nepārsniedz audzes vidējā koka augstumu.
- Speciālā izlases cirte ir cirtes paņēmiens pieauguša un pārauguša vecuma koku daļējai izciršanai aizsargājamos mežos un īpaši aizsargājamos meža iecirkņos, kur atļauta galvenā cirte, un audzēs, lai uzlabotu meža dabisko atjaunošanos un sanitāro stāvokli, kā arī rekreatīvās un citas speciālās audzes funkcijas.

Atbilstoši Zemkopības ministrijas Valsts meža dienesta izdotajam 1997. gada 4. aprīļa rīkojumam Nr. 38 “Galvenās cirtes norādījumi” pakāpeniskās cirtes iedalītas vienlaidus, slejveida un grupu pakāpeniskajās cirtēs (Valsts meža dienests, 1997).

Šobrīd Latvijas Republikā meža apsaimniekošanu reglamentē Meža likums, kā arī uz tā pamata izdotie normatīvie akti. Meža likumā un citos normatīvajos aktos definēta tikai kailcirte un izlases cirte, kuras iekļaujas galvenās cirtes jēdzienā, bet pakāpeniskā cirte nav vairs pieminēta. Ar galveno cirti saprot cirtes veidu mežaudzes nociršanai vienā paņēmienā vai vairākos paņēmienos pēc galvenās cirtes vecuma vai galvenās cirtes caurmēra sasniegšanas (Meža likums, 2000). Ar kailcirti saprot cirti, ko veicot gada laikā no tās uzsākšanas, mežaudzes vai tās daļas šķērslaukums tiek samazināts tiktāl, ka tas kļūst mazāks par kritisko šķērslaukumu. Veicot izlases cirti gada laikā no tās uzsākšanas, mežaudzes šķērslaukums netiek samazināts tiktāl, ka tas kļūst mazāks par kritisko šķērslaukumu (Meža likums, 2000). Noteikumos par koku ciršanu meža zemēs minēts, ka, ja izlases cirtes izpildes laikā mežaudzes šķērslaukums ir vienāds ar kritisko šķērslaukumu vai lielāks par to, bet cirsmas daļās, kas nav lielākas par 0,2 hektāriem, šķērslaukums kļūst mazāks par kritisko šķērslaukumu (turpmāk – atvērumi), izcirstos atvērumus neuzskata par kailcirti (Noteikumi par..., 2012). Šeit gan jānorāda, ka atsevišķu īpaši aizsargājamo dabas teritoriju individuālie noteikumi nosaka, ka atvērumu lielums nedrīkst pārsniegt 0,1 ha.

### ***Pieeja meža apsaimniekošanā***

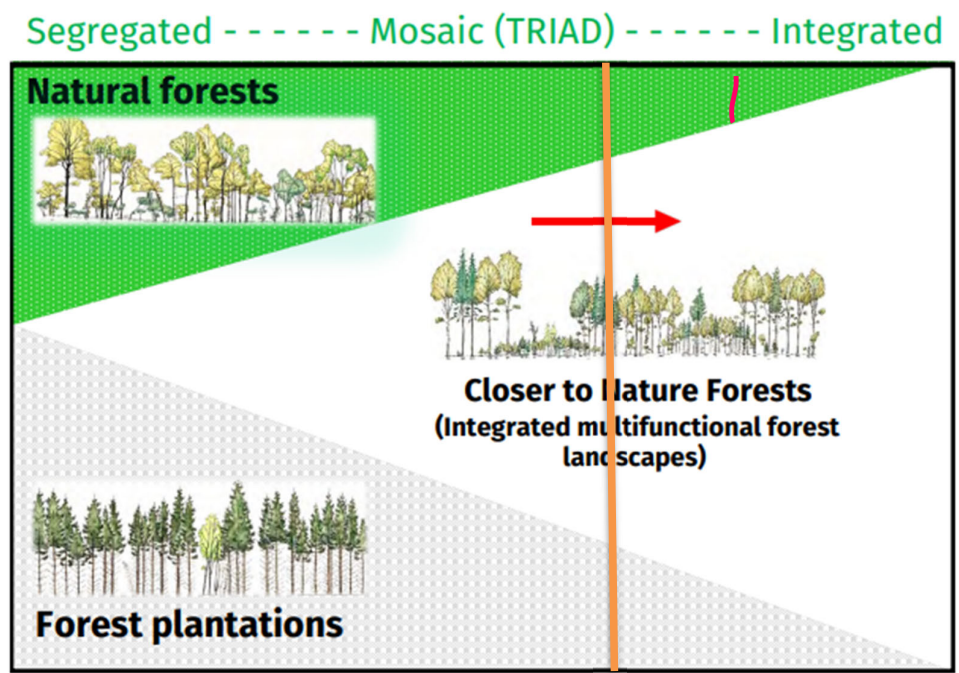
Bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas kontekstā būtu vēlams, lai apsaimniekotie meži struktūru ziņā būtu iespējami līdzīgāki dabiskiem mežiem, nodrošinot piemērotas dzīvotnes meža biotopiem raksturīgajiem organismiem (Lindenmayer et al., 2000). Šādā aspektā vairākas meža apsaimniekošanas metodes vērstas uz to, lai atdarinātu dabiskos traucējumus (Kuuluvainen & Grenfell, 2012). Mežos, kas apsaimniekoti izlases ciršu veidā, aug neregulāri izvietoti dažādu vecumu un augstumu koki, kā arī pārstāvētas dažādas koku sugas. Šādiem mežiem raksturīga paauga. Struktūru un sugu daudzveidības ziņā mežs līdzīgs neapsaimniekotiem mežiem, koku sugu un strukturālā daudzveidība liecina par meža stabilitāti (Lūkins & Rozītis, 2008). Izlases ciršu mērķis ir izveidot mežu ar vairākiem stāviem, kur līdzīgā proporcijā pārstāvēti dažādu vecumu koki, lai nodrošinātu nepārtrauktu koksnes pieejamību dažādos laika posmos ilgtermiņā (Gayer, 1898, citēts pēc Uhl et al., 2024).

Veicot izlases cirti tiek radītas nelielas izmaiņas un pēc cirtes vēl aizvien ir vērojams nepārtraukts meža klājums, kuru veido atšķirīgas biežības dažādu sugu koku grupas. Šādā veidā izlases cirtēs arī pēc koku izciršanas tiek saglabāta liela daļa no mežā esošajām sugām (Ekholm et al., 2023). Ja sausajās platībās tiek izcirsti ne vairāk kā 20% no koksnes krājas, nav

vērojamas būtiskas izmaiņas mežaudzes attīstībā. Skujkoku mežos koki tiek izcirsti grupās, veidojot nelielus atvērumus (līdz 0,1 ha) un pārsvarā neveicot koku un krūmu izcīršanu ārpus šiem atvērumiem. Savukārt lapkoku mežos izlases cirte tiek veikta, izcērtot nelielas koku grupas vai veicot vienlaidus retināšanu. Cīršanai tiek izvēlēti atsevišķi koki, no kuriem iespējams iegūt kvalitatīvu plānoto sortimentu apjomu, noteiktu caurmēru sasnieguši koki (piemēroti kādam konkrētam turpmākas izmantošanas mērķim) vai koki, kuriem nav sagaidāms to vērtības būtisks pieaugums (neperspektīvie koki). Veicot izlases cirti, tiek saglabāti koki, kuriem potenciāli ir liela nozīme bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā, proti, veci dobumaini koki, koki, kas apauguši piepēm, koki ar deguma rētām un lieli, veci koki (Lūkins & Rozītis, 2008).

Kopumā izlases cirtēs ir lielāks atmirušās koksnes daudzums nekā normāli apsaimniekotos mežos, kā arī pārstāvēti dažādu vecumu, augstumu un sugu koki (Donis, 2013). Šāda strukturālā atšķirība var radīt piemērotāku dzīves vidi dažādiem meža biotopiem raksturīgiem organismiem (Uhl et al., 2024).

Abstrahējoties no pašreiz spēka esošo normatīvajiem definējumiem kā viens no turpmākās meža apsaimniekošanas pieejām lielākā telpas līmenī ir uzskatāma TRIAD jeb mozaikas veida pieeja, kurā daļu no Latvijas mežiem atstāj stingrai aizsardzībai (10 < %?) daļu platības apsaimnieko ar dabai tuvākām metodēm (?%), bet daļu platību veic intensīvu mežsaimniecību (?%).



1.15. attēls. Ainavu segregācija un integrācija – kontinuuums (modificēts pēc Larsen, 2009). Termins “triāde” mežsaimniecībā attiecas uz ainavu apsaimniekošanas režīmu, kas sastāv no trim daļām: 1) intensīva plantāciju apsaimniekošana, 2) ekoloģiski meža rezervāti un 3) mežu matrica, ko apsaimnieko vairākiem mērķiem, ievērojot ekoloģiskās mežsaimniecības principus (Larsen et al., 2022).

Uz dabisko traucējumu atdarināšanu balstīta meža apsaimniekošan mežu sukcesionālā attīstība pēc audzi aizvietojošiem traucējumiem tiek iedalīta 4 attīstības fāzēs ar to tipisko iekšējo dinamiku. Mežkopības rīki tiek izmantoti katrā fāzē, lai atdarinātu dabiskos



traucējums. Ekologisko struktūru (dzīvi un atmiruši koki) saglabāšana tiek izmantota atjaunošanas cirtēs, mainīgas biežuma retināšana tiek lietota, lai atdarinātu pašizretināšanās stadijas dinamiku, daļējas cirtes un cirtes ar augstu saglabāto struktūru īpatnību tiek izmantotas, lai atdarinātu grupu dinamiku un vainagu klāju “atvēršanu”, bet vecu mežu struktūru un dinamiku atdarina izmantojot atsevišķu koku vai grupu izlases cirtes. Vēlamo attīstības fāžu aizņemto platību proporciju var iegūt no references ainavām vai no vēsturiskā references traucējuma režīma (Larsen et al., 2022).

Duncker et al. (2012) meža apsaimniešanas pieejas iesaka klasificēt pēc 12 svarīgāko lēmumu pieņemšanas pamatprincipiem un izdalīt 5 meža apsaimniekošanas pieejas (1.5. tabula). Viņi audzes vai koku grupas attīstību ir iedalījuši četrās “attīstības fāzēs” atkarībā no to augstuma un diametra: atjaunošanās (I), jaunaudzē (II), vidēji (III) un pieaugušie (IV). Fāzes nav savstarpēji izslēdzošas telpā vai laika gaitā, jo noteiktos apstākļos tās var rasties kopā vienā mežaudzē, piemēram, kompleksās mežaudzes struktūrās, kas raksturīgas “tuvu dabai” mežsaimniecībai.

1.5. tabula. Mežu apsaimniekošanas pieejas principi

Lēmums ( <i>decision</i> )	Meža apsaimniekošanas pieejas pamatprincips Intensitātes skala				
	<b>Pasīva</b> Neapsaimniekota meža dabas saglabāšana ( <i>reserve</i> )	<b>Zema</b> Dabai tuva mežsaimniecība ( <i>close-to-nature forestry</i> )	<b>Vidēja</b> <i>Combined objective forestry</i>	<b>Augsta</b> Intensīva vienāda vecuma mežsaimniecība	<b>Intensīva</b> Īsas rotācijas mežsaimniecība
1. Koku sugu sastāva dabiskums	Tikai potenciāli dabiskai veģetācijai raksturīgās sugas	Dabiskas vai vietai piemērojušās sugas	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai	Jebkuras sugas (ne invazīvas)
2. Koku uzlabošana	Nē	Nav ģenētiski modificēti vai iegūti no stādu audzētavām	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām vai ģenētiskās modifikācijas ceļā
3. Atjaunošanas veids	Dabiska atjaunošanās/ dabiska sukcesija	Dabiska atjaunošanās (stādīšana, lai bagātinātu vai mainītu koku sugu sastāvu)	Dabiska atjaunošanās un stādīšana	Dabiska atjaunošanās un stādīšana	Stādīšana un no atvasājiem ( <i>coppice</i> )
4. Sukcesijas elementi	Ir	Ir	Īslaicīgi	Nav	Nav
5. Mašīnu operācijas	Nav	Ekstensīvi	Vidēji	Intensīvi	Visintensīvāk
6. Augšnes sagatavošana ( <i>soil cultivation</i> )	Nē	Nē (tikai, lai ierosinātu dabisku atjaunošanos)	Iespējama (galvenokārt, lai veicinātu dabisko atjaunošanos)	Iespējama	Jā
7. Mēslošana/ kaļķošana	Nē	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama	Jā

Lēmums ( <i>decision</i> )	Meža apsaimniekošanas pieejas pamatprincips Intensitātes skala				
	<b>Pasīva</b> Neapsaimniekota meža dabas saglabāšana ( <i>reserve</i> )	<b>Zema</b> Dabai tuva mežsaimniecība ( <i>close-to-nature forestry</i> )	<b>Vidēja</b> <i>Combined objective forestry</i>	<b>Augsta</b> Intensīva vienāda vecuma mežsaimniecība	<b>Intensīva</b> Īsas rotācijas mežsaimniecība
8. Ķīmisko līdzekļu pielietošana	Nē	Nē	Iespējama kā galējais variants	Iespējama	Iespējama
9. Dabas aizsardzības iekļaušana	Augsta	Augsta	Augsta	Vidēja	Zema
10. Koku aizvākšana	Nē	Tikai stumbra cietās daļas ( <i>solid volume</i> )	Stumbra un vainaga (cietās daļas)	Līdz pat visam kokam	Viss koks
11. Noslēguma ražas ieguves ( <i>final harvest</i> ) sistēma	Nav	Atdarina dabiskus traucējumus. Izlases cirte ( <i>single stem selection</i> ). Grupu izlases cirte ( <i>group selection</i> ). Neregulāra pakāpeniskā cirte ( <i>Irregular shelterwood</i> )	Visi iespējami. Joslu pakāpeniskā cirte ( <i>strip shelterwood</i> ). Grupveida pakāpeniskā cirte ( <i>group shelterwood</i> ). Vienmērīga pakāpeniskā cirte ( <i>uniform shelterwood</i> ). Vidulājs ( <i>coppice with standarts</i> )	Visi iespējami, pārsvarā kailcirte (ar ilgu rotācijas periodu)	Visi iespējami. Atvasājs ( <i>coppice</i> ). Kailcirte (īsās rotācijas periods)
12. Briedums	Bez iejaukšanās	Ilgs rotācijas periods $\geq$ maksimālais vidējais gada pieauguma vecums (MAI) vai mērķa caurmērs ( <i>target diameter</i> ) atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Vidēja garuma rotācijas periods. Vecums aptuveni vienāds ar maksimālo vidējo gada pieauguma vecumu vai mērķa caurmērs atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Īss rotācijas periods. Vecums aptuveno vienāds ar maksimālo finansiālā atdeves vecumu (zema procentu likme) ( <i>financial return- low interest rate</i> )	Visīsākais rotācijas periods $\leq$ maksimālais vidējā gada pieauguma vecumu vai vecums aptuveni vienāds ar maksimālās finansiālās atdeves vecumu ( <i>financial return- high interest rate</i> )

Izmantojot līdzīgu pieeju Latvijas mežsaimniecības gadījumā, kā viena galējība būtu audžu atstāšana dabiskai (bez cilvēka iejaukšanās) atīstībai, bet otra īscirtmeta plantācijas.

Telpiski plānojot darbību vienas audzes ietvaros izmantojamas vienlaidus ciršu sistēma, pakāpenisko ciršu un izlases ciršu sistēmas.

Savukārt sistēmas ietvaros saglabājami koki ir atstājami kā atsevišķi (vienmērīgi vai regulāri) izvietoti, vai atstājot tos grupās, vai gluži pretēji kokus izcērt grupās, veidojot atvērumus.

Vienlaidus cirtes ir iespējams modificēt, saglabājot sēklu kokus 20–40 gab. uz ha, kurus novāc 5–10 gadu laikā pēc mežaudzes atjaunošanās, daļu no tiem pēc vajadzības atstājot kā ekoloģiskos kokus.

Pakāpenisko ciršu gadījumā izcērtamos kokus var grupēt dažāda lieluma atvērumos (no 0,04–0,2(0,5) ha) vai arī saglabājot tos dažāda lieluma grupās, izcērtot pārējo daļu.

Izlasses ciršu gadījumā var izcirst atsevišķus mērķa dimensijas vai vēlamo kvalitāti sasniegušos kokus, vai arī to izcirst nelielās grupās vai joslās.

### 1.3.9. Vērtēšanas kritēriji (aspekti)

Vērtēšanai var tikt izmantoti Paneiropas meža ilpgspējīgas apsaimniekošanas kritēriji un indikatori,

1. kritērijs. MEŽA RESURSU SAGLABĀŠANA UN ATBILSTOŠA PALIELINĀŠANA UN TO IEGULDĪJUMS GLOBĀLĀ OGLEKĻA APRITĒ (Resursi). 1.1. indikators. Meža platība sadalījumā pa ekoloģiskās attīstības stadijām un meža tipiem. 1.2. indikators. Augošu koku krāja sadalījumā pa ekoloģiskās attīstības stadijām un meža tipiem. 1.3. indikators. Vecuma/diametru sadalījums. 1.4. indikators. Oglekļa krājums (kokaudzē un augsnē). 1.5. indikators. Atjaunošanas/atjaunošanās sekmīgums. (Papildus indikators).

2. kritērijs MEŽA EKOSISTĒMU VESELĪBAS STĀVOKĻA UN VITALITĀTES SAGLABĀŠANA (Veselība). 2.1. indikators. Gaisa piesārņojuma depozi (sadalījumā – slāpekļis, sērs un bāzes katjoni)\*. 2.2. indikators. Augsnes stāvoklis (pH, CEC (katjonu apmaiņas kapacitāte), C/N attiecība, organiskais C, bāzu piesātinājums) saistībā ar augsnes skābumu un eitrofikāciju pa galvenajiem augšņu tipiem. 2.3. indikators. Galveno koku sugu defoliācija mežā sadalījumā pa defoliācijas klasēm “mērena”, “smaga” un “atmiris”. 2.4. indikators. Meža bojājumi (klasificēti pēc primārā bojājuma aģenta (abiotiskie, abiotiskie un cilvēku radītie)) un meža tipa. 2.5. indikators. Meža noturība pret rekreācijas bojājumiem. (Papildus indikators). 2.6. indikators. Augšņu bojājuma pakāpe (sabīvēšana). (Papildus indikators).

3. kritērijs. MEŽA PRODUKTIVITĀTES FUNKCIJU SAGLABĀŠANA UN VEICINĀŠANA (KOKSNES UN NEKOKSNES) (Produktivitāte). 3.1. indikators. Pieaugums un ciršanas apjoms (līdzsvars starp pieaugumu un ciršanas apjomu ILGTERMIŅĀ). 3.2. indikators. Apaļkoksnes (apjoms un vērtība). (Ikgadēji nocirstais). 3.3. indikators. Nekoksnes preces (apjoms un vērtība). 3.4. indikators. Meža sniegto pakalpojumu apjoms un vērtība (ieskaitot medības, rekreāciju). 3.5. indikators. Meža platība, kurām izstrādāti apsaimniekošanas plāni.

4. kritērijs. MEŽA EKOSISTĒMU BIOĻĢISKĀS DAUDZVEIDĪBAS SAGLABĀŠANA UN ATBILSTOŠA PALIELINĀŠANA. (Biodaudzveidība). 4.1. indikators. Koku sugu kompozīcija (platību sadalījums pa koku sugu skaitu tajās). 4.2. indikators. Atjaunošana (dabiskās un mākslīgas atjaunošanas īpatsvars). 4.3. indikators. Dabiskums. (Mežu platību iedalījums “cilvēka darbības netraucēts”, “daļēji dabisks”, “plantācija”, pa meža tipiem). 4.4. indikators. Introdūcētās sugas. (Platība, kurās dominē introdūcētās sugas). 4.5. indikators. Atmirusī koksne (sausokņu un kritalu krāja pa meža tipiem). 4.6. indikators. Platība, kas tiek apsaimniekota meža koku ģenētisko resursu

saglabāšanai un izmantošanai (gēnu saglabāšanai *in situ* un *ex situ*) un platība, kas tiek apsaimniekota sēklu ražošanai. 4.7. indikators. Ainavas raksts (*patern*). (Meža klāja ainavas telpiskais raksts). 4.8. indikators. Apdraudētās sugas (meža) atbilstoši IUCN Sarkanās grāmatas sarakstiem. 4.9. indikators. Aizsargāto platību sadalījums bioloģiskās daudzveidības, ainavas vai dabas elementu aizsardzībai atbilstoši MCPFE novērtēšanas vadlīnijām. 4.10. indikators. Kokaudzes struktūra (platību sadalījums pēc stāvokļa) (papildus indikators). 4.11. indikators. Pieaugušu audžu attīstības stadijas veģetācijas saglabāšana. (papildus indikators).

5. kritērijs. MEŽA AIZSARDZĪBAS FUNKCIJU SAGLABĀŠANA UN ATBILSTOŠA PALIELINĀŠANA MEŽA APSAIMNIEKOŠANĀ (ĪPAŠI AUGSNES UN ŪDENS). (Aizsargājamo f-jas). 5.1. indikators. Meža teritorija, kas izdalīta, lai novērstu augsnes eroziju, pasargātu ūdens resursus, vai lai uzturētu citas meža ekosistēmas funkcijas – daļa no MCPFE iedalījuma klases “Aizsargājamo funkcijas”. 5.2. indikators. Meža teritorija, kas izdalīta, lai aizsargātu infrastruktūru un apsaimniekotus dabas resursus pret dabiskajām briesmām, daļa no MCPFE iedalījuma klases “Aizsargājamo funkcijas”. 5.3. indikators. Ūdens līmeņa svārstības sateces baseinā/pārejas joslā (papildus indikators). 5.4. indikators. ūdens kvalitāte (izšķīdušais skābeklis, ūdens temperatūras svārstības, amonija joni, kopējais fosfors, suspendētās vielas) (papildus indikators). 5.5. indikators. Virszemes noteces samazināšana (papildus indikators). 5.5. indikators. Erozijas skartā platība un īpatsvars (papildus indikators). 5.6. indikators. Atmosfēras temperatūru svārstību amplitūda (papildus indikators). 5.7. indikators. Gaisa piesārņojums ar putekļiem, aerosoliem, ķīmiskajiem savienojumiem (sēra dioksīds, slāpekļa dioksīds) (papildus indikators). 5.8. indikators. Piesārņojums ar troksni (papildus indikators).

6. kritērijs. CITU MEŽA SOCIĀLI-EKONOMISKO FUNKCIJU UN APSTĀKĻU SAGLABĀŠANA. (Soc.-ekon.). 6.1. indikators. Meža īpašumu skaits, lielums pēc īpašuma kategorijām un lieluma. 6.2. indikators. Meža sektora ieguldījums iekšzemes kopproduktā. 6.3. indikators. Tīrie ieņēmumi (uzņēmuma tīrie ieņēmumi). 6.4. indikators. Izdevumi ilgtspējīgiem pakalpojumiem. 6.5. indikators. Meža sektora nodarbinātība. 6.6. indikators. Nodarbināto drošība un veselība. 6.7. indikators. Koksnes patēriņš meža nozarē. 6.8. indikators. Starptautiskā tirdzniecība ar koksnes produktiem. 6.9. indikators. Enerģija no koksnes resursiem. 6.10. indikators. Pieejamība rekreācijai. 6.11. indikators. Kultūras un garīgās vērtības (vietu skaits ar kultūras vai garīgo vērtību mežā un citās meža zemēs). 6.12. indikators. Piemērotība rekreācijai. 6.13. indikators. Vizuālā pievilcība (papildus indikators). 6.14. indikators. Noturība pret dažādiem rekreācijas veidiem (papildus indikators). 6.15. indikators. Meža tagadnes tīrā vērtība (papildus indikators).\*

Balstoties uz Paneiropas indikatoriem labai tuvākas mežsaimniecības uzdevums varētu būt novērtēt vai paredzētais apsaimniekošanas/pārvaldības režīms var nodrošināt ilgtermiņā:

1. Ūdens aizsardzību:
  - a. Ūdens līmeņa svārstības sateces baseinā / pārejas joslā (suspendētās vielas);
  - b. Ūdens noteces kvalitāte.
2. Augsnes aizsardzību (erozijas novēršanu):
  - a. Erozijas skartā platība un īpatsvars;
  - b. Augsnes blīvuma izmaiņas.
3. Gaisa aizsardzību (pilsētas nelabvēlīgās ietekmes mazināšana):
  - a. Atmosfēras temperatūras svārstību amplitūda;
  - b. Piesārņojums ar troksni.
4. Dabas daudzveidības aizsardzību:
  - a. Ainavas saglabāšanu;

- i. Meža platību sadalījums pa ekoloģiskās attīstības stadijām un meža tiptiem;
- ii. Ainavas raksts (kompozīcija un struktūra);
- iii. Ainavas fragmentācija.
- b. Dabas daudzveidības saglabāšanu audzes līmenī:
  - i. Kokaudzes struktūra (stāvokums);
  - ii. Pieaugušu audžu attīstības stadijas veģetācijas saglabāšana;
  - iii. Atmirusī koksne (sausokņu un kritalu saglabāšana);
  - iv. Koku sugu kompozīcija (sugu skaits).
- 5. Piemērotību rekreācijai un tūrismam:
  - a. Piemērotība dažādiem rekreācijas veidiem;
  - b. Pieejamība dažādiem rekreācijas veidiem;
  - c. Vizuālā pievilcība;
  - d. Noturība pret dažādiem rekreācijas veidiem.
- 6. Koksnes un nekoksnes produktu ražošanas iespējas:
  - a. Augošu koku krāja sadalījumā pa ekoloģiskajām attīstības stadijām un meža tiptiem;
  - b. Vecuma/diametru sadalījums;
  - c. Atjaunošana (dabiskās un mākslīgās atjaunošanās īpatsvars);
  - d. Oglekļa uzkrājums (kokaudzē un augsnē);
  - e. Koksnes pieaugumsa un ciršanas apjoma attiecība ilgtermiņā;
  - f. Apaļkoksnes apjoms; g. Apaļkoksnes vērtība;
  - h. Nekoksnes preču apjoms;
  - i. Nekoksnes preču vērtība;
  - j. Tīrie ieņēmumi;
  - k. Meža tīrā tagadnes vērtība.

#### **1.4. Zinātniski pamatotu priekšlikumu vadlīniju piemērošanai Latvijas mežos bez saimnieciskās darbības aprobežojumiem sagatavošana**

##### **1.4.1. Esošais normatīvais regulējums**

Vadlīnijas ir rekomendējošas un to piemērošana nav obligāta. Šī apraksta mērķis ir sagatavot ieteikumus turpmākajām diskusijām par vadlīniju piemērošanu Latvijā.

Latvijas mežu apsaimniekošanu reglamentē “Meža likums” (2000) un uz tā pamata izdotie MK noteikumi. Strikti ņemot, Latvijā “mežu bez saimnieciskās darbības aprobežojumiem” nav, izņemot atsevišķi no meža esošu platību, kas atbilst meža definīcijai Meža likuma 1. panta 34. punkta izpratnē un ir mazāka par 0,5 hektāriem, kā arī zemi, ko aizņem esošu autoceļu zemes nodalījuma josla, dzelzceļa zemes nodalījuma josla, elektrisko tīklu un elektronisko sakaru tīklu gaisvadu līniju trase, gāzes vadu, naftas vadu trase, ūdensvadu trase un kapsēta, kā arī mākslīgas vai dabiskas izcelsmes koku rindu, kuras platums ir mazāks par 20 metriem.

Meža likums nosaka galvenās cirtes vecumu. Savukārt uz Meža likuma pamata Ministru kabinets izdevis noteikumus par koku ciršanu mežā, kuros nosaka:

1. galvenās cirtes un kopšanas cirtes kritērijus – mežaudzes minimālo un kritisko šķērslaukumu un galvenās cirtes caurmēru pēc valdošās koku sugas un bonitātes;
2. maksimālo kailcirtes platību;
3. neproduktīvas mežaudzes atzīšanas un ciršanas kārtību;
4. sauso, vēja gāzto, slimību inficēto, kaitēkļu invadēto vai citādi bojāto koku ciršanas kārtību;

5. cirsmu sagatavošanas kārtību un kailcirtes cirsmu izvietojuma nosacījumus;
6. dabas aizsardzības prasības koku ciršanai;
7. koku ciršanas kārtību ainavu cirtē;
8. koku ciršanas kārtību atmežošanas cirtē;
9. koku ciršanas kārtību izlases cirtē.

Uz Meža likuma pamata izdotie MK noteikumi reglamentē “Meža reproduktīvais materiāls” izmantošanu; “Meža atjaunošanu un ieaudzēšanu”; “Dabais aizsardzību mežā”.

Ministru kabinets izdod meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumus, kuros nosaka:

1. meža atjaunošanas termiņu;
2. kārtību, kādā mežaudzi atzīst par atjaunotu vai ieaudzētu;
3. atjaunotās un ieaudzētās jaunaudzes kopšanas termiņu;
4. kārtību, kādā atjaunoto vai ieaudzēto jaunaudzi atzīst par koptu;
5. kārtību, kādā meža reproduktīvo materiālu izmanto meža atjaunošanā un ieaudzēšanā;
6. plantāciju meža ieaudzēšanas, reģistrēšanas, apsaimniekošanas un tā koku ciršanas kārtību.

Latvijā spēkā esošie normatīvie akti orientēti uz vienvecuma audžu apsaimniekošanu un reglamentē saimniecisko darbību atkarībā no I stāva valdošās koku sugas taksācijas rādītājiem (pēc vidējā augstuma nosaka minimālo un kritisko kokaudzes šķērslaukumu); pēc vidējā caurmēra – galvenās cirtes pieļaujamību, un tās vecuma – galvenās cirtes pieļaujamību.

Pēc meža tipa tiek noteikta maksimālā kailcirtes (vienlaidus atjaunošanas cirtes) platība. Noteikumi reglamentē kailciršu izvietojumu telpā (piesliešanās) un laikā (pēc cik gadiem drīkst veikt kailcirti blakus iepriekš nocirstai kailcirtei. Savukārt izlases cirtēm tiek reglamentēts maksimālais atvērums izlases cirtēs (0,2 ha).

Ja izlases cirtes izpildes laikā mežaudzes šķērslaukums ir vienāds ar kritisko šķērslaukumu vai lielāks par to, bet cirsmas daļas, kas nav lielākas par 0,2 hektāriem, šķērslaukums kļūst mazāks par kritisko šķērslaukumu (turpmāk – atvērums), izcirstos atvērumus neuzskata par kailcirti.

Izlases cirtes paņēmieni, ar kuru mežaudzes šķērslaukums tiek samazināts zem kritiskā šķērslaukuma, platībā, kura kopā ar šo noteikumu 18. punktā minētajām mežaudzēm pārsniedz noteikumu par koku ciršanu mežā 15. punktā minēto cirsmas platību, atļauts tad, kad cirmā zem mežaudzes vainagu klāja augošo meža tipam atbilstošas koku sugas koku skaits atbilst atjaunotas mežaudzes kritērijiem saskaņā ar normatīvajiem aktiem par meža atjaunošanu un to vidējais augstums sasniedzis lapu kokiem vismaz vienu metru, bet skuju kokiem vismaz 0,5 metrus.

Dabas aizsardzības prasības koku ciršanai

Cērtot kokus, saglabā šādus augošus kokus:

- ekoloģiskos kokus – augtspējīgus iepriekšējās paaudzes kokus – vai, ja tādu nav, – augtspējīgus kokus, kuru caurmērs ir lielāks par valdošās koku sugas koku vidējo caurmēru nogabalā, vispirms izvēloties ozolus, liepas, priedes, ošus, gobas, vīksnas, kļavas, melnalkšņus, apses un bērzus, kā arī kokus ar deguma rētām;
- kailcirtē, ja mežaudze ir sasniegusi galvenās cirtes caurmēru, – vismaz **astņus** ekoloģiskos kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru;

- pārējās cirsmās – vismaz **piecus** ekoloģiskos kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru;
- kokus ar lielām (vairāk nekā 50 centimetru diametrā) putnu ligzdām, ja tādi ir, kā arī koku rindu un pamežu ap tiem;
- dobumainus kokus, kuru dobuma diametrs ir lielāks par 10 centimetriem, ja tādi ir.

Cērtot sausus kokus, saglabā resnākos kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, vispirms izvēloties tos, kuru diametrs 1,3 metru augstumā no sakņu kakla vai lūzuma vietā, ja tā ir zem 1,3 metru augstuma no sakņu kakla, ir lielāks par 50 centimetriem:

- kailcirtē, ja mežaudze ir sasniegusi galvenās cirtes caurmēru, – vismaz **10** šādus kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru;
- pārējās cirsmās – vismaz **četrus** šādus kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru.

Cērtot kokus, saglabā visu apaugumu ap avotiem un avoksnājiem un mikroieplakās (reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu un raksturīgu veģetāciju).

Saglabā koku, pie kura ir izveidots skudru pūznis.

Galvenajā cirtē un kopšanas cirtē tādā apjomā, kas neapdraud darba drošību un ļauj nodrošināt meža atjaunošanu, saglabā mežābeles, kadiķus un citu vietējo sugu pameža kokus un krūmus.

Gravā (vismaz 15 metru dziļa un 10 metru plata ūdens erozijas veidota gultne, kuras nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu) un mežmalā (pārejas josla no meža uz lauksaimniecībā izmantojamo zemi, ūdenstilpi, purvu, lauci vai pārplūstošu klajumu (kuri lielāki par diviem hektāriem), kuras platums nav mazāks par pusi no pirmā stāva vidējā koka augstuma) saglabā daļēju apaugumu tādā apjomā, kas netraucē meža atjaunošanu, darba aizsardzības prasību ievērošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu.

Par 30 gadiem vecākās skuju koku mežaudzēs ar lapu koku piemistrojumu kopšanas cirtē saglabā meža tipiēm atbilstošu lapu koku sugu piemistrojumu vismaz piecu procentu apjomā no mežaudzes sastāva.

Kokmateriālus pieved tā, lai nebojātu avotaines, skudru pūžņu kolonijas, ģeomorfoloģiskos veidojumus, kritušus sausus kokus, kas resnāki par 50 centimetriem, un šo noteikumu 55. punktā minētos saglabājamus kokus. Ja, nešķersojot saglabājamo kritušo sauso koku, treilēšanas ceļu nav iespējams izveidot, kritušo sauso koku saudzīgi pārvieto.

#### 1.4.2. Priekšlikumi diskusijām

EK priekšlikums pēc iespējas izmantot koku dabisko atjaunošanos.

Šāda pieeja ir izmantojama, mežos, kuros definēta zema vai vidējas intensitātes meža apsaimniekošana. Tomēr mežos, kuros plānota augsta intensitātes vai īsas rotācijas mežsaimniecība, primāri paredz vietējā vai selekcionēta reprodutīvā materiāla sēšanu vai stādīšanu. Atsevišķos gadījumos, kad ir zināms, ka iepriekšējās kokaudzēs atjaunošanā/ieaudzēšanā izmantots alohtona ((neautohtona) – mežaudzes vai sēklu avota sākotnējās izcelsmes vieta ir citas ieguves apgabals), to vietā var stādīt autohtonu (mežaudze vai atsevišķi koki ir pastāvīgi atjaunojušies dabiskās atjaunošanās ceļā vai ir atjaunoti, sējot vai stādot no materiāla, kas ievākts no tiem pašiem atsevišķajiem kokiem vai tajā pašā mežaudzē, vai tās tuvākajā apkaimē) vai vietējā ieguves apgabala reprodutīvo materiālu. Pētījumi Latvijā liecina, ka izlases ciršu gadījumā bez augsnes gatavošanas priežu audžu atjaunošanās var arī neizdoties vai tā ir būtiski kavēta (Zdors et al., 2017). Pētījumi rāda, ka piemēram, egļu provenienču ģenētiskā daudzveidība sēklu plantācijās ir salīdzināma ar dabiski atjaunojušiem audzēm (Sønstebo et al., 2018; Ruņģis et al., 2019). Parastās priedes un

parastās egles pirmās pakāpes sēklu plantācijas, kas ierīkotas ar neradniecīgiem vecāku kokiem, ģenētiskās daudzveidības zudums nav liela problēma, un mērens 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 & 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).

Attiecībā uz asistētās migrācijas nodrošināšanu, nepieciešami papildus pētījumi par to, kuras sugu, un kuru kuru reģionu izcelsmes reproduktīvo materiālu ir lietderīgi pārvietot.

EK iesaka izvairīties no plašas augsnes manipulācijas (skarifikācijas) vai hidroloģijas manipulācijas (grāvju rakšanas un ceļu būve). Mūsu pētījumi liecina, ka augsnes skarifikācija priedes dabiskās atjaunošanās sekmes būtiski uzlabo gan izlases cirtēs, gan pakāpeniskajās, gan vienlaidus atjaunošanās cirtēs (Zdors & Donis, 2017; Donis et al., 2020). Augsnes skarifikācija, neskatoties uz EK vadlīnijās minētajiem trūkumiem, tomēr lielā mērā atdarina gan vidējas vai augstas intensitātes skrejuguns un zemdegas ugunsgrēkus (Donis et al., 2010), kuros ap kokiem organiskā kārtā var pat pilnībā sadegt līdz pat minerālajam slānim vai līdz gruntsūdens slānim. Līdzīgi arī vējgāžu gadījumā var relatīvi lielās platības tikt atsegti zemākie augsnes horizonti (Krišāns et al., 2020).

### **Nodrošināt “cieņpilnus” mežizstrādes apstākļus**

EK rekomendē izvēlētie daļēju audzes nociršanu (izvēloties atsevišķu koku ciršani vai grupu izlases vai grupu cirtes (atvērums 0,2 līdz 0,5 ha), atdarinot dabisko traucējumu rakstu, saglabājot buferzonas, gar ūdeņiem (iesaka 30 m platas). Savukārt auglīgos un meža tipos ar pārlietu mitrumu, tiek ieteikts izmantot nepārtraukta klāja mežsaimniecības metodes, kas sakrīt arī ar Latvijā konstatēto dominējošo dabisko traucējumu dinamiku (atvērums dinamiku), šajā gadījuma atvērums varētu būt līdz 0,2 ha. Boreālajos mežos sausos un nabadzīgos meža tipos Skandināvijā tiek ieteikta saglabāšanas mežsaimniecība ar mērķtiecīgu dedzināšanu. Tātad kā dabai tuvākas, būtu uzskatāmas arī vienlaidus cirtes, kurās tiek saglabāti ekoloģiskie koki (grupās). Ieteikts saglabāt vismaz 5–10% no sākotnējās krājas (atsevišķi koki vai grupas) vēlams 15% ( $10\text{--}80\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ), vidēji  $20\text{--}30\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ , nepieciešamības gadījuma veidot atmirušo koksni.

Dabisko traucējumu rezultātā atkarībā no dominējošā traucējuma tipa audzēs varētu veidoties dažāda lieluma un formas atvērums. Meža tipos ar kohortu dinamiku atvērums lielums no 0,2 līdz 0,5 ha varētu būt arī piemērots priežu atjaunošanai (atjaunošanās nodrošināšanai).

Saglabājamo ekoloģisko koku skaits būtu atkarīgs no konkrētās vietas apsaimniekošanas mērķa.

### **Minimizēt citas saimnieciskās intervences**

Jau tagad Latvijā meža mēslošana, kaļķošana notiek visai minimālos apmēros. Attiecībā par astonezību mizgrauža ierobežošanu veidojot mistraudzes, ir atšķirīgi rezultāti – ir pētījumi, kas liecina, ka lapu koku piemistrojums samazina egļu bojājumu risku, savukārt citi norāda uz pretējo (Nordkvist et al., 2023). Taču dažādvecuma audzēs teorētiski vajadzētu būt atšķirībām, jo *Ips typographus* parasti invadē egles, kuru caurmērs krūšaugstumā pārsniedz



20 cm. Teorētiski atmirušās egles no *Ips typographus* izplatīšanās viedokļa vairs nav bīstamas, jo vabole invadē dzīvus kokus, taču atbilstoši EK vadlīnijām atmirušo koku saglabāšana jāvērtē kontekstā ar ugunsdrošību un rekreantu drošību, ja atmirušie koki atrodas teritorijā, kuros ir paaugstināta rekreācijas slodze.

Rekomendācijas paredz, ka jāizvairās no koku ciršanas putnu ligzdošanas laikā. Pašreiz normatīvie akti reglamentē jaunaudžu kopšanas laiku, taču par optimālu pārējo saimniecisko darbību laiku ierobežošanu, būtu nepieciešami papildus pētījumi.

Ekokoku saglabāšana kā dabai tuvākas mežsaimniecības pasākums Latvijā jau ieviests 1997. adāg. Normatīvi paredz saglabāt vismaz 5 ekoloģiskos kokus uz ha. LVM apsaimniekotajos mežos tiek saglabāti 10 koki uz ha. Ieteikumos par atmirušās koksnes saglabāšanu Centrāleiropā iesaka veidot audžu tīklu ar atmirušās koksnes daudzumu vairāk nekā  $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , tā vietā, lai visās audzēs saglabātu mazāku vidējo atmirušās koksnes daudzumu. Līdzīgu pieeja ir apsvēršanas vērtā arī Latvijā, bet risināms jautājums par optimālo (efektīvāko) atmirušās koksnes telpisko izvietojumu. Šis jautājums būtu sasaistāms ar ieteikumiem, par dažāda lielumu platību atstāšanu dabiskai attīstībai (2, 10 un 40 ha). Līdzīgi priekšlikumi ir izteikti dažādu putnu sugu dabas aizsardzības plānu izstrādē, bet jautājums ir par šādu teritoriju izvietojumu ainavā, it īpaši, ja tajā ir vairāki (daudzi) meža īpašnieki.

Latvijas apstākļiem atbilstoši ir arī Larsena un kolēģu (Larsen et al., 2022) ieteiktie 7 dabai tuvākas meža apsaimniekošanas principi:

1. Dzīvotņu koku (ekokoku), īpaši nozīmīgo dzīvotņu un atmirušās koksnes saglabāšana.
2. Vietējo sugu kā arī vietai pielāgotu ne-vietējo sugu veicināšana.
3. Koku dabiskās atjaunošanās veicināšana.
4. Daļējas cirtes un cirtes, kas veicina audzes strukturālo daudzveidību.
5. Koku sugu variēšana (jauktas audzes) un ģenētiskās daudzveidības veicināšana.
6. Izvairīšanās no intensīvām apsaimniekošanas darbībām.
7. Ainavas heterogenitātes un funkcionēšanas atbalstīšana.

## **1.5. Priekšlikumi meža apsaimniekošanas principiem mežos ar aprobežotu saimniecisko darbību, tostarp pilsētu mežos, vides un dabas resursu aizsargjoslās u.c.**

### **1.5.1. Esošais normatīvais regulējums**

Atbilstoši Aizsargjoslu likumam (Attēlotā redakcija: 03.11.2022.–31.12.2023.).

#### **Vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslas**

##### **5. pants. Vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslu uzdevumi un veidi**

(1) Vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslas tiek noteiktas ap objektiem un teritorijām, kas ir nozīmīgas no vides un dabas resursu aizsardzības un racionālas izmantošanas viedokļa. To galvenais uzdevums ir samazināt vai novērst antropogēnās negatīvās iedarbības ietekmi uz objektiem, kuriem noteiktas aizsargjoslas.

(2) Ir šādi vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslu veidi:

- 1) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjosla;
- 2) virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas;

- 3) aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem;
- 4) aizsargjoslas ap ūdens ņemšanas vietām;
- 5) ...;
- 6) mežu aizsargjoslas ap pilsētām;
- 7) aizsargjoslas ap purviem.

#### **6. pants. Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjosla**

(1) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjosla izveidota, lai samazinātu piesārņojuma ietekmi uz Baltijas jūru, saglabātu meža aizsargfunkcijas, novērstu erozijas procesu attīstību, aizsargātu piekrastes ainavas, nodrošinātu piekrastes dabas resursu, arī atpūtai un tūrismam nepieciešamo resursu un citu sabiedrībai nozīmīgu teritoriju saglabāšanu un aizsardzību, to līdzsvarotu un ilgstošu izmantošanu.

(2) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslu iedala šādās joslās:

1) krasta kāpu aizsargjosla, kuras platums ir atkarīgs no kāpu zonas platuma, bet nav mazāks par 300 metriem sauszemes virzienā, skatot no vietas, kur sākas dabiskā sauszemes veģetācija, izņemot šādus gadījumus:

a) ja pilsētās ir apstiprināts vietējās pašvaldības teritorijas plānojums, krasta kāpu aizsargjoslas platums tajās nav mazāks par 150 metriem, obligāti iekļaujot tajā īpaši aizsargājamus biotopus 300 metru platā joslā,

b) ja ciemu robežas ir apstiprinātas šā likuma 67. pantā paredzētajā kārtībā un noteiktas vietējās pašvaldības teritorijas plānojumā, krasta kāpu aizsargjoslas platums šajos ciemos nav mazāks par 150 metriem, obligāti iekļaujot tajā īpaši aizsargājamus biotopus 300 metru platā joslā, kā arī ņemot vērā vēsturisko apdzīvojuma struktūru;

2) jūras aizsargjosla, kas aptver pludmali un zemūdens šelfa daļu no vienlaidu dabiskās sauszemes veģetācijas sākuma līdz 10 metru izobatai;

3) ierobežotas saimnieciskās darbības josla līdz 5 kilometru platumā, kas tiek noteikta, ņemot vērā dabiskos apstākļus.

(3) Vietās, kur ir stāvs jūras pamatkrasts, aizsargjoslu platumu nosaka no pamatkrasta augšējās krants.

(4) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslas noteikšanas, kā arī īpaši aizsargājamo biotopu iekļaušanas, izmaiņu un izslēgšanas metodikas projektu izstrādā Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija.

#### **7. pants. Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas**

(1) Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas nosaka ūdenstilpēm, ūdenstecēm un mākslīgiem ūdensobjektiem, lai samazinātu piesārņojuma negatīvo ietekmi uz ūdens ekosistēmām, novērstu erozijas procesu attīstību, ierobežotu saimniecisko darbību applūstošajās teritorijās, kā arī saglabātu apvidum raksturīgo ainavu. Ostu teritorijās virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas nosaka, lai ilgtspējīgas attīstības interesēs līdzsvarotu vides aizsardzības prasības un ostu ekonomisko attīstību, kā arī samazinātu piesārņojuma negatīvo ietekmi uz ūdens ekosistēmām un novērstu erozijas procesu attīstību.

(2) Minimālie virszemes ūdensobjektu aizsargjoslu platumi tiek noteikti:

1) lauku apvidos (neatkarīgi no zemes kategorijas un īpašuma):

a) Daugavai – ne mazāk kā 500 metrus plata josla katrā krastā,

- b) Gaujai – no izteces līdz Lejasciemam ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,
- c) Gaujai – no Lejasciema līdz ietekai jūrā ne mazāk kā 500 metrus plata josla katrā krastā,
- d) Lielupei – ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,
- e) Ventai – ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,
- f) pārējām vairāk par 100 kilometriem garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,
- g) 25–100 kilometrus garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 100 metrus plata josla katrā krastā,
- h) 10–25 kilometrus garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 50 metrus plata josla katrā krastā,
- i) līdz 10 kilometriem garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 10 metrus plata josla katrā krastā,
- j) ūdenstilpēm, kuru platība ir lielāka par 1000 hektāriem, – ne mazāk kā 500 metrus plata josla,
- k) 100–1000 hektārus lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 300 metrus plata josla,
- l) 25–100 hektārus lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 100 metrus plata josla,
- m) 10–25 hektārus lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 50 metrus plata josla,
- n) līdz 10 hektāriem lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 10 metrus plata josla,
- o) ūdenstilpei vai ūdenstecei ar applūstošo teritoriju – ne mazāk kā visas applūstošās teritorijas platumā līdz ūdens līmenim neatkarīgi no iepriekšējos apakšpunktos noteiktā minimālā aizsargjoslas platuma;

2) pilsētās un ciemos – teritoriju plānojumos:

- a) ne mazāk kā 10 metrus plata josla gar virszemes ūdensobjekta krasta līniju, izņemot gadījumus, kad tas nav iespējams esošās apbūves dēļ,
- b) gar ūdensobjektiem ar applūstošo teritoriju – visā tās platumā vai ne mazāk kā līdz esošai norobežojošai būvei (ceļa uzbērumam, aizsargdambim), ja aiz tās esošā teritorija neapplūst;

3) mākslīgam ūdensobjektam (izņemot tādām, kas kalpo ūdens novadīšanai no piegulošās teritorijas), kura platība ir lielāka par 0,1 hektāru, – teritorijas plānojumā, bet ne mazāk kā 10 metrus plata josla katrā krastā;

4) uz salām un pussalām – teritoriju plānojumos, bet ne mazāk kā 20 metrus plata josla.

(3) Aizsargjoslas platumu nosaka, ņemot vērā gada vidējo ūdens līmeni, bet, ja ir skaidri izteikts stāvs pamatkrasts, – no tā augšējās krants.

(4) Ja krastu veido vienlaidu dambis, aizsargjosla tiek noteikta līdz dambja ārējās nogāzes pakājei, ja citos normatīvajos aktos nav noteikts citādi.

(5) Visi aizsargjoslas noteikumi attiecināmi arī uz teritoriju starp ūdens līmeni un vietu, no kuras mēra aizsargjoslas platumu.

(6) Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslu noteikšanas metodikas projektu izstrādā Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija.

### **7.1. pants. Aizsargjoslas ap purviem**

(1) Aizsargjoslas ap purviem tiek noteiktas, lai saglabātu bioloģisko daudzveidību un stabilizētu mitruma režīmu meža un purvu saskares (pārejas) zonā.

(2) Minimālie aizsargjoslu platumi ap purviem tiek noteikti:

- 1) 10 līdz 100 hektārus lielām platībām – 20 metru josla;
- 2) par 100 hektāriem lielākām platībām – 50 metru josla meža augšanas apstākļu tipos uz sausām, nosusinātām, slapjām minerālaugsnēm un nosusinātām kūdras augsnēm un vismaz 100 metru josla meža augšanas apstākļu tipos uz slapjām kūdras augsnēm.

## **8. pants. Aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem**

(1) Aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem tiek noteiktas, lai nodrošinātu kultūras pieminekļu aizsardzību un saglabāšanu, kā arī samazinātu dažāda veida negatīvu ietekmi uz nekustamiem kultūras pieminekļiem.

(2) Metodikas projektu, pēc kuras nosaka aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem, izstrādā Valsts kultūras pieminekļu aizsardzības inspekcija saskaņā ar kultūras pieminekļu aizsardzību regulējošiem normatīvajiem aktiem. Ja aizsargjosla (aizsardzības zona) ap kultūras pieminekli nav noteikta īpaši, tās minimālais platums ir:

- 1) lauku apvidos – 500 metru;
- 2) pilsētās – 100 metru.

## **9. pants. Aizsargjoslas ap ūdens ņemšanas vietām**

(1) Aizsargjoslas ap ūdens ņemšanas vietām nosaka, lai nodrošinātu ūdens resursu saglabāšanos un atjaunošanos, kā arī samazinātu piesārņojuma negatīvo ietekmi uz iegūstamo ūdens resursu kvalitāti visā ūdensgūtnes ekspluatācijas laikā (ne mazāk kā uz 25 gadiem).

(2) Ap ūdens ņemšanas vietām nosaka stingra režīma, kā arī bakterioloģisko un ķīmisko aizsargjoslu. Urbumiem, akām un avotiem, kurus saimniecībā vai dzeramā ūdens ieguvei izmanto savām vajadzībām individuālie ūdens lietotāji (fiziskās personas), aizsargjoslas nenosaka, ja ir veikta labiekārtošana un novērsta notekūdeņu infiltrācija un ūdens piesārņošana.

(3) Aizsargjoslas ap centralizētās ūdens ņemšanas vietām aprēķina, ņemot vērā ūdens ņemšanas vietas dabiskos apstākļus un prognozējamo ūdens patēriņu.

(4) Ja centralizētajai ūdensapgādei tiek izmantots gruntsūdeņu (neaizsargāts) ūdens horizonts vai pazemes ūdens krājumu mākslīgas papildināšanas metode, stingrā režīmā aizsargjoslu aprēķina tā, lai nodrošinātu ūdens filtrācijas laiku no aizsargjoslas robežas līdz ūdens ieguves urbumiem ne mazāku par gadu.

(5) Metodikas projektu, pēc kuras nosaka aizsargjoslas ap ūdens ņemšanas vietām, izstrādā Veselības ministrija pēc saskaņošanas ar Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministriju. (21.02.2002. likuma redakcijā ar grozījumiem, kas izdarīti ar 19.06.2003. un 16.12.2010. likumu, kas stājas spēkā 01.01.2011.).

**10. pants. Aizsargjoslas ap kūrortiem** (Izslēgts ar 21.02.2002. likumu, kas stājas spēkā 26.03.2002.)

## **11. pants. Mežu aizsargjoslas ap pilsētām**

(1) Mežu aizsargjoslas ap pilsētām tiek noteiktas, lai nodrošinātu pilsētu iedzīvotājiem atpūtai un veselības uzlabošanai nepieciešamos apstākļus, kā arī lai samazinātu vai kompensētu pilsētu negatīvo ietekmi uz vidi.

(2) Metodikas projektu, pēc kuras nosaka mežu aizsargjoslas ap pilsētām, izstrādā Zemkopības ministrija.

[...]

## **36. pants. Aprobežojumi Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslā**

[...]

(4) Krasta kāpu aizsargjoslā papildus šā panta pirmajā, otrajā un trešajā daļā minētajam aizliegts:

1) veikt galveno cirti, izņemot koku ciršanu ārkārtas situācijas sekū likvidēšanai, kā arī vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu sekū likvidēšanai;

2) mežā veikt būvniecību, parku, mežaparku un lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanu, kuras rezultātā platība tiek atmežota, un laucēs veikt būvniecību, parku, mežaparku un lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanu bez Ministru kabineta ikreizēja rīkojuma. Ikreizēju rīkojumu lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanai krasta kāpu aizsargjoslā esošā mežā Ministru kabinets izdod sešu mēnešu laikā no dienas, kad iesniegums saņemts vietējā pašvaldībā. Koku ciršanas kārtību krasta kāpu aizsargjoslā esošā mežā šajā punktā minēto darbību īstenošanai nosaka Ministru kabinets; [...]

### **37. pants. Aprobežojumi virszemes ūdensobjektu aizsargjoslās**

(1) Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslās papildus šā likuma 35.pantā minētajam tiek noteikti šādi aprobežojumi:

[...]

3) aizliegts veikt kailcirtes 50 metrus platā joslā vai visā aizsargjoslas platumā, ja aizsargjosla ir šaurāka par 50 metriem, izņemot mežaudzē, kurā valdošā koku suga ir baltalksnis, koku ciršanu ārkārtas situāciju sekū likvidēšanai un vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu sekū likvidēšanai, kā arī palieņu pļavu atjaunošanai un apsaimniekošanai. Veicot kailcirti mežaudzē, kurā valdošā koku suga ir baltalksnis, ievēro šādus nosacījumus:

- a) saglabā ozolus, liepas, vīksnas, gobas, kļavas, priedes, melnalkšņus, vītulus un mežābeles,
- b) aizliegta koku ciršana nogāzēs, kuru slīpums pārsniedz 30 grādus,
- c) aizliegta koku ciršana no 1. aprīļa līdz 30. jūnijam,
- d) kailcirtes platība virszemes ūdens objekta aizsargjoslā nepārsniedz vienu hektāru,
- e) atjaunojot mežaudzi, egļu īpatsvars nepārsniedz 80 procentus no kopējā ieaugušo koku skaita;

[...]

5) 10 metrus platā joslā papildus šīs daļas 1., 2., 3., 4. un 4. 1 punktā minētajam aizliegts:

[...]

e) veikt galveno cirti, izņemot koku ciršanu ārkārtas situāciju sekū likvidēšanai, vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu sekū likvidēšanai, kā arī mežaudzē, kurā valdošā koku suga ir baltalksnis, [...]

h) veikt teritorijas atmežošanu, ja tā nav saistīta ar šā punkta "b" apakšpunktā minētajiem izņēmuma gadījumiem ["izņemot esošo būvju atjaunošanu; kultūras pieminekļu restaurāciju; transporta un elektronisko sakaru tīklu būvniecību, ūdensapgādes un kanalizācijas tīklu, ūdens ņemšanas ietaišu un maģistrālo cauruļvadu būvniecību, enerģijas pārvades un sadales būvju būvniecību; peldvietu, eliņu, laivu un motorizēto ūdens transportlīdzekļu piestātņu būvniecību; valsts meteoroloģisko un hidroloģisko novērojumu staciju un posteņu un citu stacionāru valsts nozīmes monitoringa punktu un posteņu būvniecību, kā arī krastu nostiprināšanu; ostu teritorijā esošo hidrotehnisko būvju, piestātņu, infrastruktūras, inženierkomunikācijas, kā arī citu ar ostu darbību saistītu būvju būvniecību; jahtu ostu un to darbības nodrošināšanai nepieciešamo būvju un infrastruktūras objektu būvniecību, kā arī šīs daļas 4. un 4.1. punktā minētajos gadījumos paredzēto teritorijas uzbēršanu"], [...]

### **41. pants. Aprobežojumi mežu aizsargjoslās ap pilsētām**

Mežu aizsargjoslās ap pilsētām papildus šā likuma 35. pantā minētajam tiek noteikti šādi aprobežojumi:

- 1) aizliegts izvietot lopbarības, minerālmēslu, degvielas, eļļošanas materiālu, ķīmisko vielu un ķīmisko produktu, kokmateriālu un citu veidu materiālu un vielu glabātavas, izņemot šim nolūkam teritoriju plānojumos vai lokālpļānojumos paredzētās vietas;
- 2) aizliegts ierīkot atkritumu apglabāšanas poligonus.

#### **42. pants. Aprobežojumi aizsargjoslās gar autoceļiem un dzelzceļiem**

(1) Aizsargjoslās gar autoceļiem un dzelzceļiem papildus šā likuma 35.pantā minētajam tiek noteikti šādi aprobežojumi:

- 1) lai nodrošinātu autoceļa pārredzamību un transportlīdzekļu satiksmes drošību, aizsargjoslās gar autoceļiem aizliegts:
  - a) 30 metru joslā no valsts autoceļa ass uz katru pusi cirst kokus, ja nav saņemts valsts akciju sabiedrības “Latvijas Valsts ceļi” rakstveida saskaņojums koku ciršanai. Atbilde uz saskaņojuma pieprasījumu sniedzama divu nedēļu laikā no saskaņojuma pieprasījuma iesniegšanas dienas,
  - b) ceļu zemes nodalījuma joslā ieaudzēt mežu, kā arī izvietot kokmateriālu krautuves, ja nav saņemts autoceļa īpašnieka rakstveida saskaņojums kokmateriālu izvietošanai. Atbilde uz saskaņojuma pieprasījumu sniedzama divu nedēļu laikā no saskaņojuma pieprasījuma iesniegšanas dienas, [...]

#### **1.5.2. Joma – Ūdens aizsardzība**

Jomas – Ūdens aizsardzība – raksturošanai izmantoti divi indikatori:

- 1) Ūdens līmeņa svārstības sateces baseinā/ pārejas joslā; un
- 2) Ūdens noteces kvalitāte.

##### **1.5.2.1. Dažādu ciršu veidu ietekmi uz ūdens līmeņa svārstībām sateces baseinā**

Piekrastes joslas ir pārejas zonas starp sauszemes un ūdens ekosistēmām gar upēm, strautiem, ezeriem un citām ūdenstilpēm. Šīs zonas raksturo specifiska veģetācija, piemēram, koki, krūmi un zemsedzes augi, kas pielāgojušies augšanai mitros apstākļos, ko nodrošina ūdens tuvums. Piekrastes zonām ir būtiska ekoloģiska nozīme – tās stabilizē augsni, samazina eroziju, filtrē piesārņotājus, uztur bioloģisko daudzveidību un nodrošina dzīvotnes un paslēptuves savvaļas dzīvniekiem. Tām ir nozīmīga loma hidroloģiskajos procesos, regulējot ūdens plūsmu un uzlabojot ūdens kvalitāti. Šīs zonas ir būtiskas ekoloģiskā līdzsvara uzturēšanai un plūdu un sausuma ietekmes mazināšanai (Gregory et al., 1991; Naiman & Decamps, 1997).

Mežainās piekrastes joslās dominē kokaugu veģetācija. Tās ir īpaši nozīmīgas ekoloģisko procesu un vides kvalitātes nodrošināšanā. Piekrastes mežs darbojas kā dabiska barjera, filtrējot nosēdumus, barības vielas un piesārņotājus no noteces pirms to nonākšanas ūdenstilpēs, tādējādi uzlabojot ūdens kvalitāti. Koku, krūmu un citu augu sakņu sistēmas stabilizē upju krastus un samazina erozijas risku, savukārt koku lapotne nodrošina ēnu, kas regulē ūdens temperatūru un ir būtisks faktors ūdenī mītošajām sugām, piemēram, zivīm un abiniekiem.

Piekrastes josla ir ekotons – pārejas zona starp ūdensobjektu un tam blakus esošo sauszemes ekosistēmu, kas nodrošina dažādu specifisku dzīvotņu un sugu uzturēšanu. Atrodoties starp divām dažādām ekosistēmām, piekrastes josla sevī ietver abu ekosistēmu īpašības un raksturīgās sugas, attiecīgi padarot piekrastes zonu bioloģiski daudzveidīgāku (Delcourt & Delcourt, 1992). Piekrastes mežos parasti ir liela dažādu struktūru dažādība, kas attiecīgi veido augstāku dažādām sugām pieejamo dzīvotņu dažādību un labvēlīgi ietekmē

bioloģisko daudzveidību kopumā. Koku un citu augu nobiras nodrošina barību ūdens bezmugurkaulniekiem, tādējādi veidojot trofiskā tīkla pamatu ūdens ekosistēmā. Mežainas piekrastes joslas uzlabo ainavas savienotību, veicinot savvaļas dzīvnieku pārvietošanos un migrāciju.

Funkcionāli piekrastes joslas iespējams definēt kā trīsdimensionālas tiešas mijiedarbības zonas starp sauszemes un ūdens ekosistēmu (Swanson et al., 1982). Piekrastes joslu robežas horizontālā virzienā nosacīti sakrīt ar applūstošās zonas robežām, bet vertikālā virzienā – ar veģetācijas vainagu robežām (Gregory et al., 1991).

Aizsargjoslas, specifiski virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas, ir noteiktas ap upēm, ezeriem, jūras piekrasti un citiem ūdensobjektiem, un tajās tiek ierobežota saimnieciskā darbība, lai aizsargātu ūdens kvalitāti, novērstu piesārņojumu, eroziju un nodrošinātu dabisko ūdens ekosistēmu saglabāšanu. Latvijā galvenais kritērijs aizsargjoslas platumam ir ūdensobjekta izmērs (garums, platība) (Aizsargjoslu likums, 1997). Ņemot vērā šo pieeju, aizsargjoslas platība ne vienmēr sakrīt ar piekrastes joslas platību, jo piekrastes joslas izmērus nosaka tajā notiekošie ekoloģiskie procesi un to saistība ar ūdensobjektu. Šeit apkopotā informācija attiecas uz piekrastes joslām kā ekoloģiski determinētām telpiskajām vienībām. Turpmāk raksturotas mežainu piekrastes joslu ekoloģiskās funkcijas un tās ietekmējošie faktori. Tā kā visplašāk pētītas ir tieši upju piekrastes joslas un tajās notiekošie procesi, tālāk izmantotie literatūras avoti pārsvarā attiecas uz upmalu mežu ekosistēmām.

Zinātniskā pētījumu rezultāti ir galvenokārt publicēti par kailciršu ietekmi uz ūdens līmeņa svārstībām un ūdens kvalitāti sateces baseina līmenī. Informācija par kailciršu ietekmi ir apkopota LVM atbalstītā pētījumā “Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko daudzveidību izpēte” (Lībiete-Zālīte et al., 2011) un tie liecina, ka kailcirtes noteci var gan palielināt, gan arī samazināt. Piemēram, konstatēts, ka pie līdzīgiem nokrišņu apjomiem notece no apmežotiem upju baseiniem ir lielāka nekā no nemeža teritorijām, turpretī citi autori, uzsverot atziņu, ka mežs iztvaiko vairāk nekā nemeža teritorijas, nonākuši pie atziņas, ka mežs ir teritorijas īpašs susinātājs un meža izciršana upes baseinā palielina ūdens noteci (Высоцкий, 1960; Субботин, 1970, citēts pēc Lībiete-Zālīte et al., 2011). Konstatēts, ka sateces baseinā kailcirtes palielina ūdens noteci par 40–50% pirmajā gadā, un pieaugums saglabājas apmēram 20 gadus. Izcērtot 50% no meža veģetācijas, kopējo ūdens noteci palielina par 15–20% pirmajā gadā un ilgst apmēram 7 gadus<sup>1</sup>. Pētījumi liecina, ka izmaiņas no straumes noteces mērījumiem nav nosakāmas, ja kailcirtē nocērt mazāk par 20% no sateces baseina (Stednick, 1996).

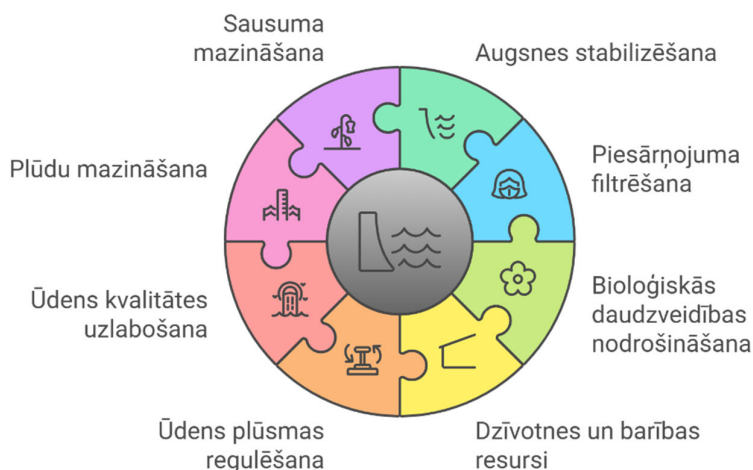
Tiek uzskatīts, ka daļējās cirtēs (*partial cut*), it īpaši dažādvecuma meža apsaimniekošanas sistēmas ietvaros, saglabātā veģetācija patērē gandrīz tik pat daudz ūdens kā pilnībā neskarts mežs. Tas iespējams ir tādēļ, ka saglabātā veģetācija spēj aizņemt atvērumus ar sakņu sistēmu, kā arī izgaismotie vainagi patērē vairāk ūdens transpirācijā (Mrazik et al., 1980, citēts pēc<sup>2</sup>). Pētījumi Rietumvirdžīnijā norāda, ka zemas intensitātes izlases (6–13% no šķērslaukuma) cirtes rezultātā, konstatēts nebūtisks vai vispār netika konstatēts suspendēto daļiņu, izšķīdušo minerālu un ūdens temperatūras pieaugums (Patric, 1980). Tas ir tādēļ, ka saglabātā audze aizsargā zemsedzi no pieaugošā saules karstuma un organiskās vielas sadalīšanās tempa pieauguma, bet arī tā spēj absorbēt atbrīvojušās barības vielas, kā arī tas nofiltrē lielāko daļu no sedimentiem, kuri var rasties mežizstrādes, augsnes sagatavošanas un ceļu būves rezultātā. Daļējas cirtes būtiski nepalielina ūdens noteces daudzumu (*water yield*) (nokrišņi mīnus evapotranspirācija) īstermiņā, taču ilgtermiņa ūdens noteces daudzums, veicot periodiskas daļējas cirtes, var palielināties par 5–15%<sup>2</sup>. Tomēr jānorāda, ka nav precizēts salīdzinājumā ar ko, šis palielinājums konstatēts. Visticamākais, ka šis palielinājums

<sup>1</sup> [http://www.daviesand.com/Papers/Soil\\_Water/Water\\_Quality/index.html](http://www.daviesand.com/Papers/Soil_Water/Water_Quality/index.html)

salīdzināts ar neskartu ekosistēmu, tādējādi ignorēta iespējamo dabisko traucējumu ietekme uz noteci.

P. Zālītis savos pētījumos konstatējis, ka visizlīdzinātākais noteces režīms vērojams pilnīgi apmežotos sateces baseinos (Zālītis, 2012). Sākotnēji varētu pieņemt, ka, jo mazāka ir ekstrēmu ūdenslīmeņa svārstību varbūtība sateces baseinā, jo tam vajadzētu nodrošināt lielāku ūdens ekosistēmu stabilitāti. Taču nav skaidra ekstrēmu ūdens līmeņa svārstību ietekme uz ūdensteču pašattīrīšanos, kā arī palieņu ekosistēmu saglabāšanos.

Ekoloģiskās funkcijas ir dabiskie procesi un mijiedarbības, kas notiek ekosistēmās, ļaujot tām uzturēt dzīvību un saglabāt vides līdzsvaru. Šīs funkcijas ietver enerģijas plūsmu, barības vielu apriti, augsnes veidošanos, ūdens filtrāciju, oglekļa uzkrāšanu un dzīvotņu nodrošināšanu organismiem (Odum & Barrett, 2005; Chapin et al., 2011). Tās veidojas, mijiedarbojoties dzīvajiem organismiem (biotiskajiem faktoriem) un to fiziskajai videi (abiotiskajiem faktoriem) ekosistēmā. Ekoloģiskās funkcijas ir pamats ekosistēmu sniegtajiem pakalpojumiem, kas ir svarīgi cilvēkiem, piemēram, tīrs gaiss un ūdens, apputeksnēšana un klimata regulēšana (Costanza et al., 1997; Daily, 1997). Ekoloģisko funkciju izpratne ir būtiska bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai un ilgtspējīgai ekosistēmu apsaimniekošanai (1.16. attēls).



1.16. attēls. Piekrastes joslu ekoloģiskās funkcijas.

Tālāk raksturotas trīs nozīmīgākās piekrastes joslu funkcijas: barības vielu aprites nodrošināšana, erozijas procesu regulēšana un bioloģiskās daudzveidības nodrošināšana.

### 1.5.2.2. Mežaudzes ietekme uz gruntsūdens līmeņa svārstībām meža un purva saskares/pārejas joslā

Aizsargjoslu likums nosaka, ka **purvi** – ekosistēmas uz kūdras augsnēm, kurās koku augstums konkrētajā vietā nevar sasniegt vairāk par septiņiem metriem. Savukārt 21.06.2016. MK noteikumi Nr. 384 “Meža inventarizācijas un Meža valsts reģistra informācijas aprites noteikumi” nosaka, ka purvi iedalāmi:

- Sūnu purvs – purva ekosistēma, kas minerālvielas un ūdeni saņem galvenokārt no atmosfēras nokrišņiem. Zemsedzē dominē dažādas sfagnu (*Sphagnaceae*) dzimtas sugas.



- Zāļu purvs – purva ekosistēma, kas minerālvielas un ūdeni saņem galvenokārt no gruntsūdeņiem. Zemsedzē dominē dažādas grīšļu (*Cyperaceae*) dzimtas sugas.
- Pārejas purvs – purva ekosistēma, kas minerālvielas un ūdeni saņem gan no gruntsūdeņiem, gan no atmosfēras nokrišņiem. Zemsedzē dominē dažādas grīšļu un sfagnu dzimtu sugas.

Ņemot vērā atšķirīgos purvu ūdens režīmus, acīmredzot atšķirīga ir arī blakus esošo mežaudžu ietekme uz purva ūdens režīmu. Izvērtējot pieejamo literatūru, netika atrastas publikācijas par izlases ciršu ietekmi uz ūdens līmeņa svārstībām meža un purva saskares/pārejas joslā. Šādai saskares/pārejas joslai varētu arī nebūt nozīmīga loma mitruma režīma stabilizācijā (svārstību mazināšanā) augstajiem purviem, ja augstajam purvam pieguļ sausieņu meži. Savukārt pārejas un zemo purvu gadījumā tiem pieguļošo mežu ietekme varētu būt līdzīga kā mežiem virszemes ūdensobjektu aizsargjoslās. Tiesa gan, zemie purvi sastopami arī augsto purvu malās (Pakalne, 1998; Pakalne (red.), 2008). Šādai saskares/pārejas joslai ir nozīmīga loma bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā ap visu veidu purviem.

### 1.5.2.3. Aizsargjoslu efektivitāte ūdens temperatūras svārstību mazināšanai un ietekme uz skābekļa koncentrāciju

Buferjoslas efektivitāti nosaka virkne faktoru – buferjoslas platums, tajā augošā veģetācija, reljefs, ūdensteces virziens u.c. faktori (Semlitsch & Bodie, 2003). Mazām ūdenstecēm mežainas buferzonas, kas ir tikai 5 m platas, tiek uzskatītas par pietiekamām, lai nodrošinātu adekvātu noēnojumu un samazinātu temperatūras ekstrēmumus (Palone & Todd, 1998). Eksperimentā 34,7 ha lielā sateces baseinā izcērtot visus kokus kailcirtē un atstājot gar straumi uz katru pusi 20 m platu buferjoslu, kurā veikta zemas intensitātes izlases cirte (6–13% no šķērslaukuma), netika konstatēta ietekme uz straumes temperatūru, taču notece pirmajā gadā pēc cirtes palielinājās par 253 mm (38%). Sedimentu, N, Ca, Mg, P, K koncentrācija ūdens straumē nedaudz pieauga. Pēc aizsargjoslas nociršanas notece palielinājās par 40 mm (9%) un ūdens temperatūra pieauga par 7,8°C. Piekrastes veģetācijas ataugšana atjaunoja ūdens temperatūru pirmscirtes līmenī 2 gadu laikā (Patric, 1980).

Pieaugošā ūdens temperatūra kopā ar pieaugušo barības vielu līmeni ūdenī, var palielināt aļģu augšanu kā arī augu augšanu gruntī (Lynch et al., 1980; Martin et al., 1981). Tas var palielināt bezmugurkaulnieku, īpaši viendienīšu populāciju (Lynch et al., 1980). Paaugstināta ūdens temperatūra noved pie pazemināta izšķīdušā skābekļa daudzuma ūdenī, kas var negatīvi ietekmēt kā ūdens bezmugurkaulniekus, tā arī mugurkaulniekus.

Sedimentu uztveršanai buferzonas efektivitāte ir atkarīga no daļiņu lieluma – smilts, putekļi vai māli. Pētījumi liecina, ka 3 m plata buferjosla ir pietiekama, smilšu frakcijas uztveršanai, 15 m ir adekvāti putekļu daļiņu uztveršanai, bet smalkāko māla daļiņu uztveršanai buferjoslai vajadzētu būt vismaz 91 m platai (Wilson, 1967, citēts pēc Bray, 2010).

Ūdens temperatūru var kontrolēt atstājot buferjoslas, kurās netiek cirsti koki. Joslām jābūt pietiekami platām, lai nodrošinātu aizsardzību pret karstuma un gaismas pieplūdi no blakus izcirtumiem; 15–30 m platai joslai vajadzētu būt pietiekamai, lai nodrošinātu ūdeņu aizsardzību (Patric, 1977).

### 1.5.2.4. Meža aizsargjoslu ietekme uz N, P saturu un izmaiņām ūdens ekosistēmās

Difūzais piesārņojums ir viena no būtiskākajām ūdens kvalitātes problēmām globāli un arī Baltijas jūras reģionā. Nozīmīgākie piesārņotāji ir slāpekļis un fosfors, kas ūdens ekosistēmās izraisa eitrofikāciju, negatīvi ietekmējot to ekoloģisko stāvokli. Piekrastes joslas vielu iznesi un ūdens kvalitāti regulē, uztverot sedimentu un tajā piesaistītās barības vielas (mehāniskā filtrēšana), uzņemot un izmantojot barības vielas koku un augu biomasā (aktīvā

filtrēšana) un ietekmējot vispārējos vielu aprites mehānismus caur mikroklimatu, augsnes mikrobioloģisko sastāvu u.c.

Piekrastes joslas un it īpaši piekrastes meži ir kritiski nozīmīgi ūdens kvalitātes aizsardzībai, jo darbojas kā bufersistēma barības vielu ieplūdei. Piekrastes joslā augošie augi efektīvi asimilē ūdenī izšķīdušās esošās barības vielas – salīdzinot mežainas piekrastes joslas un piekrastes joslas ar minimālu veģetācijas segumu, secināts, ka mežainas piekrastes joslas daudz efektīvāk mazina slāpekļa iznesi (Vidon & Hill, 2004). Piekrastes joslu augi akumulē gan nokrišņos un notecē izšķīdušās, gan arī ar straumi atnestās barības vielas (Pinay et al., 2018), potenciāli risinot citās sateces baseina vietās radušās vides problēmas. Piemēram, pētījumā ASV aprēķināts, ka upju krastu meži spēj akumulēt pat līdz 65% no lauksaimniecības zemēm upē ieplūstošo nitrātu un līdz pat 30% fosfora (Georgy et al., 1991). Citu zinātnieku dati liecina, ka sedimentos piesaistītā fosfora iznese var samazināties pat par 90% (Lowrance et al., 1984). Vēl citā pētījumā par lauksaimniecības zemju noteci noskaidrots, ka piekrastes joslas var aizturēt līdz pat 86% gruntsūdenī esošo nitrātu denitrifikācijas procesā, kuras rezultātā nitrāti pārveidojas gāzveida slāpekļa savienojumos (Peterjohn & Corell, 1984). Tieši denitrifikācija, kas augsnē anaerobos apstākļos norisinās visu gadu un ir atkarīga no pieejamā nitrātjonu apjoma un oglekļa, ir būtiskākais mehānisms slāpekļa izneses mazināšanā (Vought et al., 1994; Fennessy & Cronk, 1997). Apkopojot literatūrā atrodamos datus par pētījumiem no 1980. līdz 2017. gadam, noskaidrots, ka vidēji piekrastes joslas samazina nitrātu saturu virszemes notecē par 33%, bet gruntsūdenī – par 70% (Valkama et al., 2019).

Arī pārmitrās piekrastes joslās ar lēnu noteci tiek veicināta barības vielu, sevišķi slāpekļa uzņemšana veģetācijā. Jo lēnāka virszemes un pazemes ūdens plūsma virzienā uz upi, jo efektīvāka nitrātu uzņemšana (Johnston, 1991; Wantzen & Junk, 2008). Atbilstoši Fisher & Likens (1973) datiem, piekrastes joslas filtrē arī organiskās slāpekļa un fosfora formas.

Upju krastu veģetācijas spēja uzkrāt barības vielas no apkārtējās vides ir atkarīga no augu sugu sastāva tajās. Igaunijā veiktā pētījumā par fosfora un slāpekļa apriti upēs noskaidrots, ka vīgriezēs (*Filipendula ulmaria*), lēdzerkstēs (*Cirsium oleraceum*) un gārsas (*Aegopodium podagraria*) sabiedrības uzkrāj vairāk slāpekļa un fosfora nekā tās, kur dominē grīslis *Carex elata*, turklāt regulāra upju krastu lakstaugu nopļaušana var palielināt barības vielu akumulāciju par 25–30% (Mander et al., 1995). Līdzīga atziņa par lakstaugu nopļaušanas ietekmi iegūta pētījumā par fosfora akumulāciju dažādās augu sugās, četrus gadus laikā salīdzinot fosfora saturu augu biomasā un secinot, ka, regulāri pļaujot, fosfora akumulācijas spēja augos pieaug, un vislielākā tā ir krūmaugiem (Kelly et al., 2007).

Koku sugai ir būtiska ietekme uz vielu apriti piekrastes joslā. To nosaka, piemēram, sakņu sistēmas īpatnības, nobiru apjoms un ķīmiskais sastāvs, kā arī mijiedarbība ar augsnes mikroorganismiem. Atbilstoši Vidon & Hill (2004), koku sugas ar plašu un dziļu sakņu sistēmu (piemēram, *Salix* spp. un *Populus* spp.) uzlabo barības vielu piesaisti, gan no dziļākiem slāņiem uztverot gruntsūdens plūsmu un tajā izšķīdušās barības vielas, gan arī veicinot denitrifikāciju. Koku nobiru sastāvs un kvalitāte ietekmē organiskās vielas ienesi un vielu apriti. Lapu koki, piemēram, kļavas (*Acer* spp.) un ozoli (*Quercus* spp.), nodrošina nobiras, kas straujāk sadalās un veicina mikrobioloģisko aktivitāti, kas ir būtiska vielu aprites procesiem (Gulis & Suberkropp, 2003). Alkšņu (*Alnus* spp.) nobiras labvēlīgi ietekmē mikroorganismu sabiedrības, kas veicina fosfora uzkrāšanos augsnē, tādējādi mazinot tā iznesi uz ūdensobjektiem (Claessens et al., 2010). Piekrastes joslās, kur dominē alkšņi, kas ir slāpekli fiksējošas sugas, var notikt gan slāpekļa piesaiste, gan tā ieskalšanās upē gadījumos, kad ekosistēmā nonākošo slāpekļa savienojumu apjoms pārsniedz augsnes mikroorganismu kapacitāti tos transformēt (Hefting et al., 2004). Arī mūsu reģiona pētījumi norāda uz baltalkšņa *Alnus incana* audžu potenciāli negatīvo ietekmi uz augsni un barības vielu izskalošanos.

Igaunijā baltalkšņa audzēs tika konstatēta augsnes paskābināšanās, 14 gadu laikā augsnes virsējā slāņa pH pazeminoties par 1,3 vienībām (Uri et al., 2011). Savukārt Aosaar (2012) pētījumā konstatēts, ka ikgadējā nitrātu iznese no baltalkšņa audzēm ir 15 kg gadā uz vienu hektāru. Šāda iznese ir pielīdzināma lauksaimniecības zemēm Latvijā – laika periodā no 1994. līdz 2010. gadam vidējā kopējā slāpekļa iznese no sateces baseiniem lauksaimniecības zemēs svārstījies no 5,5 līdz 14,6 kg uz vienu hektāru, bet no drenu kolektoriem no 4,6 līdz 17,9 kg uz vienu hektāru gadā (Jansons et al., 2011).

Koku sugu daudzveidība piekrastes joslā visumā pozitīvi ietekmē barības vielu apriti un piesaisti. Tā veido heterogēnu vidi, uzturot daudzveidīgas augsnes mikroorganismu un bezmugurkaulnieku sabiedrības, kas savukārt veicina denitrifikāciju, fosfora piesaisti un organiskās vielas sadalīšanos (Naiman & Decamps, 1997).

Atbilstoši atsevišķu autoru viedoklim pāraugušām audzēm ir zemākas augsnes aizsardzības un ūdens glabātāja spējas nekā jaunākām audzēm (Sūna, 1973). Aizsargfunkcijas labāk veic audzes, kas ir mistrotas, saliktas formas, tās parasti ir arī bioloģiski noturīgākas un produktīvākas (Гальпергиф, 1967).

Pēc Z. Lībietes-Zālītes veiktā literatūras apskata (Lībiete-Zālīte et al., 2011) joprojām ir maz tādu pētījumu, kuros tiku izvērtēta Latvijas meža upju un strautu krastos augošo koku sugu ietekme uz vielu apriti piekrastes joslā. Tā kā arvien palielinās vides eutrofikācija, pašreiz ekoloģiski nozīmīgākā ir biogēno vielu, it īpaši, slāpekļa aprite. Meža kā ūdens kvalitātes uzlabotāja nozīme kopumā nav apstrīdama, tomēr dažādu koku sugu ietekme uz šo procesu nav vienāda. Vienas koku sugas saknes piesaista barības elementus, turpretī citas ar sakņu izdalījumiem bagātina apkārtējos ūdeņus. Tāpat Z. Lībiete-Zālīte (Lībiete-Zālīte et al., 2011) konstatējusi, ka tā kā koki savā biomasā satur barības elementus, tad koku izvākšana nozīmē arī zināma barības elementu daudzuma iznesi no ekosistēmas. Koku izciršanas rezultātā nekavējoties samazinās oglekļa un slāpekļa daudzums ekosistēmā, vislielākos zudumus izraisa visas koku biomasas izvākšana. Ja tradicionālā veidā tiek izvākta tikai stumbru koksne, sākotnēji novērojams augsnes C un N krātuves palielinājums atstāto ciršanas atlieku dēļ. Pēc cirtes samazinās nobiru apjoms un barības vielu aprite, bet paātrinās organiskās vielas sadalīšanās, denitrifikācija un notece, kas noved pie barības vielu izskalošanās. Tomēr nozīmīga barības vielu izskalošanās dažus gadus pēc cirtes parasti vairs nav novērojama un tās apjomi ir niecīgi, salīdzinot ar cirtē izvāktās biomasas daudzumu, lai gan dažos gadījumos konstatēta arī būtiska augsnes C un N izskalošanās. Augsnes C un N krātuves var stipri samazināties arī postošu meža ugunsgrēku un intensīvas augsnes sagatavošanas rezultātā. Salīdzinot egļu skuju nobiru sadalīšanās ātrumu izcirtumā, kur augsne sagatavota ar disku frēzi, un izcirtumā, kur augsnes sagatavošana nav veikta, secināts, ka sagatavotā augsnē nobiras sadalās ievērojami ātrāk, un rezultātā šādās platībās ātrāk atbrīvojas barības vielas.

Patriks (Patric, 1980) norāda, ka faktiski nenotiek duļķainuma palielināšanās pēc izlases cirtēm, kurās tiek izcirsti 25–30% no šķērslaukuma.

Lai nodrošinātu sateces baseina ilgtspējīgu apsaimniekošanu, nodrošinot arī vienmērīgu koksnes ieguvu, ar 12 gadu ciklu pakāpeniskajās cirtēs nevajadzētu nocirst ik gadus vairāk par 50% no krājas  $\frac{1}{12}$  daļā no sateces baseina. Ņemot vērā, ka ciršanas ietekme uz ūdens kvalitāti zūd pēc 3–5 gadiem (Lynch et al., 1980), tad katrā laika sprīdī tikai 25 līdz 40% no sateces baseina būtu ar paaugstinātu ietekmes pakāpi.

Lai arī sedimentu un izšķīdušo minerālu daudzums straumē var pieaugt statistiski būtiski, tie visticamāk nepārsniedz dzeramā ūdens kvalitātes standartu, izņemot, ja koku cirtīs

intensīvi vietās ar augstu organisko vielu saturu un kad netiek ievērota piesardzīga ciršanas prakse<sup>2</sup>.

Daļējas cirtes ar 10–20 gadu ciklu palielina noteci ilgtermiņa par 5–15% ar daudz mazāku risku pazemināt ūdens kvalitāti. Ūdens notece palielinās par 10–30% vasaras mēnešos. Daļējas periodiskas cirtes ar visticamāk optimizē kombinēto ūdens un koksnes ražas vērtību sateces baseiniem pašvaldības līmenī, un necirstajai daļai vajadzētu novērst jebkādu negatīvu ietekmi uz ūdens kvalitāti.

Skujkoku audžu pārveidošana par lapu koku audzēm, un mežu pārvēršana par zālājiem palielina noteci, bet ar nelielu ūdens kvalitātes pazemināšanos. Taču skuju koku audžu pārveidošana par lapu koku audzēm nevajadzētu būtiski uzlabot ūdens kvalitāti<sup>3</sup>. 11 m (35 pēdas) plata buferzona samazina par 20–90% slāpekļa piesārņojumu, bet 14 m (45 pēdas) plata buferzona tiek uzskatīta par pietiekamu, lai efektīvi samazinātu piesārņojumu ar pesticīdiem (izņemot herbicīdus) (Bray, 2010).

Lai gan erozija, sedimenta transports un akumulācija ir dabiskas fluvialo procesu sastāvdaļas, to nekontrolēta dinamika var negatīvi ietekmēt gan sauszemes, gan ūdens ekosistēmas. Izteikta augsnes erozija piekrastes joslās var izraisīt krastu nestabilitāti un būtisku sedimenta apjoma palielināšanos ūdensobjektos (Daly et al., 2015; Fox et al., 2016). Sedimentācija un suspendēto augsnes daļiņu koncentrācijas palielināšanās negatīvi ietekmē ūdensteces ekoloģisko kvalitāti, pasliktinot dzīves apstākļus vairākām sugu grupām, tajā skaitā ūdens bezmugurkaulniekiem (Wood & Armitage, 1997), abiniekiem (Hartwell et al., 1998), saldūdens gliemenēm (Lummer et al., 2016) un vairākām zivju sugām (Chapman et al., 2014). Lai gan krasta joslā sedimenta uzkrāšanās nelielos apjomos var radīt labvēlīgus mitruma un barības vielu apstākļus sēklu dīgšanai un augu attīstībai, jau vidēji spēcīga erozija var negatīvi ietekmēt piekrastes veģētāciju, izraujot un nostumjot dīgstus un daļēji vai pilnīgi iznīcinot sēklu banku (Goodson et al., 2001).

Mežainām piekrastes joslām ir būtiska nozīme erozijas ierobežošanā. Veģētācijas hidroloģiskā un mehāniskā ietekme uz krasta stabilizāciju ir atkarīga no krasta augsnes īpašībām, hidroloģiskajiem apstākļiem, kā arī no veģētāciju veidojošajām augu sugām (Krzeminska et al., 2019). To nodrošina gan virszemē, gan pazemē notiekoši procesi.

Veģētācijas virszemes daļas palīdz mazināt lietus ietekmi uz augsnes virskārtu, ierobežojot virsmas noteci un augsnes daļiņu noskalošanos. Koku vainagi un paauga uztver lietu un mazina krītošā lietus enerģiju, tādējādi novēršot augsnes sablīvēšanās risku. Eksperimentālā pētījumā noskaidrots, ka veģētācijas segums (gan koku vainagu, gan zemsedzes augu) ir būtiskāks faktors nekā veģētācijas augstums augsnes virskārtas aizsardzībai no nokrišņu izraisītas erozijas (Pearce et al., 1998). Būtiski ir uzturēt vitālu, strukturāli daudzveidīgu veģētāciju, ko veido vietējās augu sugas. Šveicē veikts pētījums par puķu spriganes (*Impatiens glandulifera*) ietekmi liecina, ka šī invazīvā suga veicina augsnes eroziju upju krastos. Tā veido blīvas monodominantas audzes, kas pirmajās salnās strauji atmirst, un tādējādi augsne zaudē aizsardzību pret nokrišņu ietekmi (Greenwood & Kuhn, 2014).

Koku, krūmu un citu augu sakņu sistēmas stabilizē krastus, saturot augsnes daļiņas kopā un palielinot augsnes noturību pret ūdens plūsmu erozīvo spēku (Gregory et al., 1991; Preston & Crozier, 1999). Sevišķi efektīvi šajā ziņā ir augi ar blīvu, sazarotu sakņu sistēmu (Abernethy & Rutherford, 1999). Atbilstoši Simon & Collison pētījuma rezultātiem (2002), koku saknes palielina augsnes stiprību par 2–8 kPa (atkarībā no sugas), bet zālaugi – par 6–18 kPa.

---

<sup>2</sup> ([http://www.daviesand.com/Papers/Soil\\_Water/Water\\_Quality/index.html](http://www.daviesand.com/Papers/Soil_Water/Water_Quality/index.html)).

Augi mehāniski fiksē arī jau atbrīvojušos sedimentu. Tiešā ūdens tuvumā un ūdenī esošā veģetācija uztver gan virszemes, gan upes notecē esošās augsnes daļiņas. Uztveršanas efektivitāte ir atkarīga gan no ūdens plūsmas ātruma, gan no veģetācijas veida – pētījumu rezultāti liecina, ka sedimentu vislabāk uztver zālaugi (Magette et al., 1989). Tomēr novērots, ka kokaugu veģetācija ir izturīgāka pret spēcīgiem plūdiem nekā zālaugu veģetācija (Rood et al., 2015). Noturīgā, daudzfunkcionālā piekrastes joslā būs atrodamas dažādas veģetācijas grupas ar atšķirīgām īpašībām.

Piekrastes joslas nereti tiek konceptuāli uzskatītas par zaļās/zilās infrastruktūras elementiem ar augstu potenciālu nodrošināt plašu ekosistēmu pakalpojumu klāstu un sniegt būtisku ieguldījumu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā (Nakamura, 2022). Lai gan šīs ekosistēmas ir jutīgas pret klimata pārmaiņu ietekmi, tām potenciāli piemīt arī augsta noturība, kas dabiski veidojusies mainīgu un daudzveidīgu vides faktoru ietekmē (Capon et al., 2013).

Upju krastu veģetācijai ir liela nozīme bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā, it sevišķi tur, kur upe plūst cauri lauksaimniecības zemēm, jo daudzām sugām šī veģetācija nodrošina dabisko dzīves vidi, kas lauksaimniecības zemēs vairs nav pieejama. Mežainas piekrastes joslas lauksaimniecības ainavā pozitīvi ietekmē sauszemes bezmugurkaulnieku sastopamību un sugu daudzveidību (Popescu et al., 2021), kā arī uzlabo apstākļus sikspārņu sugām (Carrasco-Rueda & Loiselle, 2019). Gājputni šīs teritorijas izmanto kā atpūtas vietu un barības avotu, jo tās nodrošina barības bāzi gan sauszemes, gan ūdens organismiem, ar kuriem barojas šie putni (Berges et al., 2010). Ūdenī iekritušās koku un augu lapas, kā arī uz augiem dzīvojošie sauszemes kukaiņi un bezmugurkaulnieki ir būtiska ūdens barības ķēdes sastāvdaļa (Richardson & Moore, 2010). Piekrastes veģetācija ir būtiska barības bāze arī sauszemes dzīvniekiem (O'Connell et al., 1993).

Tā kā mežainām piekrastes joslām ir raksturīgi specifiski mitruma apstākļi, daudzveidīga veģetācija, kā arī citi ekosistēmas struktūrelementi, piemēram, atmirusī koksne, tās nodrošina piemērotu dzīves vidi daudzveidīgiem dzīvajiem organismiem (Darveau et al., 1995; Hylander, 2004). Pateicoties barības vielām bagātajām un mitrajām augsnēm, upju piekrastēs sastopama daudzveidīga veģetācija – īpaši liela sugu daudzveidība sastopama gruntsūdens izplūdes vietās (Kuglerová et al., 2014). Piekrastes mežos nereti sastopamas specifiskas augu un bezmugurkaulnieku sugas, tādējādi palielinot bioloģisko daudzveidību reģionālā mērogā (Sabo et al., 2005; Rykken et al., 2007; Selonen et al., 2011). Papildus dzīvotnēm un paslēptuvēm piekrastes meži nodrošina arī izplatības koridorus sauszemes sugām (Naiman et al., 2005).

Kokaugu veģetācija piekrastes mežā nodrošina atmirušo koksni, kas ir būtiska gan ūdenī, gan uz sauszemes. Ūdens vidē tai ir liela nozīme zivju sugu daudzveidības uzturēšanā, jo tā nodrošina barību un pavērumu gan pieaugušiem īpatņiem, gan zivju mazuļiem (Sass, 2009). Daudzas zivju sugas barojas ar atmirušo koksni tieši, bet daudzas patērē sēklas un augļus, kas iekritušas straumē līdz ar pašu koku. Straumē iekritušie koki ir substrāts dažādām aļģu sugām, ar kurām barojas bezmugurkaulnieki un zālēdājzivis, ar kurām tālāk barojas plēsīgās zivis. Vienlaikus šī koksne ir kā patvēruma, kas palīdz nodrošināt līdzsvaru starp dažādām zivju populācijām. Tai ir liela nozīme arī abinieku daudzveidības uzturēšanā, jo abinieki to izmanto kā patvēruma vairošanās laikā (Sass, 2009). Kritušie koku stumbri abiniekiem ir nozīmīgi arī piekrastes joslā uz sauszemes, jo tie nodrošina patvērumu ar zemāku temperatūru un augstāku mitrumu nekā apkārtējā vidē. Stāvoša, dobumaina atmirusī koksne ir būtisks patvēruma un dzīvotne gan putniem, gan mazajiem zīdītājiem – visvairāk dobumus izmanto nakts dzīvnieki, piemēram, sikspārņi un grauzēji (Stokland et al., 2012).

## Secinājumi

1. Izlases cirtes (daļējas cirtes) sateces baseinā īstermiņā nerada būtiskas izmaiņas notecē, taču ilgtermiņā tā var palielināties par 5–15%. Publikācijā nav norādīts vai izmaiņas notecē ir salīdzinot ar neskartu ekosistēmu vai ņemot vērā dabiskos traucējumus.
2. Netika atrasti nozīmīgi pētījumi, kas liecinātu par meža un purva saskares/pārejas joslā aizsargjoslu efektivitāti un ietekmi uz gruntsūdens līmeņa svārstībām meža un purva saskares/pārejas joslā, apsaimniekojot to ar izlases cirtēm.
3. 11 m plata buferzona samazina par 20–90% slāpekļa piesārņojumu, bet 14 m plata buferzona tiek uzskatīta par pietiekamu, lai efektīvi samazinātu piesārņojumu ar pesticīdiem (izņemot herbicīdus).
4. Mazām ūdenstecēm mežainas buferzonas, kas ir tikai 5 m platas, tiek uzskatītas par pietiekamām, lai nodrošinātu adekvātu noēnojumu un samazinātu temperatūras ekstrēmus, kā arī nodrošinātu smilšu frakcijas uztveršanu taču, lai nodrošinātu adekvātu putekļu daļiņu uztveršanu, šai joslai būtu jābūt 15 m platai, bet māla daļiņu uztveršanai 90 m.

### 1.5.3. Joma – Augsnes aizsardzība (erozijas novēršana)

Jomas raksturošanai izvēlēti divi indikatori:

1. Erozijas skartās platības īpatsvars; un
2. Augsnes bojājuma pakāpe.

#### 1.5.3.1. Erozijas skartā platība un īpatsvars

##### *Problēmas pamatnostādnes*

Atbilstoši normatīvajiem aktiem (Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā) augsnes erozija ir augsnes virskārtas pārvietošanās ūdens vai vēja iedarbības ietekmē, kas rada cilmieža atsegumus. Erozija, kas notikusi vienlaidus 20 kvadrātmetru un mazākā platībā, nav uzskatāma par eroziju šo noteikumu izpratnē. Augsnes sagatavošana meža atjaunošanai nav uzskatāma par eroziju šo noteikumu izpratnē.

Savukārt literatūrā par augsnes eroziju uzskata augsnes virskārtas pārvietošanu fizikālo spēku tādu kā lietus, plūstošs ūdens, vējš, ledus, temperatūras izmaiņas, gravitāte vai citu dabisku vai antropogēnu aģentu, kas nobrāž, atdala un pārvieto augsni vai ģeoloģisko materiālu no viena zemes virsmas punkta un nogulsnē citur. Agrākos pētījumos uzskatīts, ka augsnes erozija ir augsnes virsējo kārtu nonešana, kuras cēlonis ir dabas stihija vai nepareiza augsnes izmantošana (Mežals et al., 1970). Erozijas procesā augsnes zaudē auglīgo virskārtu, sīkās minerālās un trūda daļiņas. Kā galvenos augsnes erozijas veidus R. Stalbovs min: vēja eroziju, ūdens eroziju, tehnikas izraisītu eroziju (Stalbovs, 1974). Savukārt erozijas pēc to izpausmes veida iedala: vēja erozija jeb deflācija; ūdens erozija; plaknes jeb areālā erozija; gravu jeb lineārā erozija; krastu erozija. Mūsdienās (Nikodemus et al., 2008) norāda, ka augsnes erozija ir dabisks ģeoloģisks process, bet cilvēku saimnieciskās darbības rezultātā to iespējams veicināt vai arī veicot speciālus preterozijas aizsardzības pasākumus, palēnināt vai pat apturēt.

##### *Vēja erozija*

Saistībā ar vēja eroziju pētījumi galvenokārt veikti, lai noteiktu aizsargjoslu efektivitāti (Данилов et al., 1983). Literatūra sastopams jēdziens – vēja ātruma sliekšnis – ātrums, pie kura sākas deflācijas process (Данилов et al., 1983), reizēm to dēvējot arī par kritisko ātrumu. Kritiskais ātrums ir atkarīgs no vesela faktoru kompleksa, tai skaitā no erodējamās teritorijas īpatnībām (Данилов et al., 1983), bez tam tas mainās arī atkarībā no augsnes mitruma, gaisa

un augsnes temperatūras u.c. faktoriem, kas ietekmē augsnes pārvešanu (Nikodemus et al., 2008). Dažāda lieluma daļiņām atšķirīgi kritiskie ātrumi. Vismazākais kritiskais ātrums ir daļiņām ar diametru no 0,05–0,1 līdz 0,15 mm, kas sāk kustēties pie vēja ātruma 3,5–4 m s<sup>-1</sup> 15 m augstumā no zemes. Daļiņas ar diametru 1–0,5 mm pārvietojas pārripojot, 0,5–0,1 mm palēcieniem, bet mazākas par 0,1 mm paceļas virs zemes putekļu mākoņa veidā. Daļiņas, kas lielākas par 1 mm, putekļu vētru laikā praktiski nepārvietojas (Данилов et al., 1983).

Palielinoties vēja ātrumam no 4 līdz 8 m s<sup>-1</sup>, efektīvāk darbojas joslas ar lielāku blīvumu attiecīgi, ja caurspīdīgums mainās no 40 uz 30% (Смалько, 1963). Blīvām aizsargjoslām palielinoties vēja ātrumam līdz 9 m s<sup>-1</sup> aizsargājošais efekts pa horizontāli palielinās, tomēr vēja ātrumam pieaugot vēl vairāk efektivitāte samazinās (Смалько, 1963). Ja vēja ātrums atklātā vietā 10 m s<sup>-1</sup>, tad joslā, kuras platums nepārsniedz 2,5–5 H (50–100 m), nodrošināts, ka vēja ātrums nepārsniegs 5 m s<sup>-1</sup> (Данилов et al., 1983). No augstāk minētā secināms, ka plānojot cirst audzes izlases cirtēs, saglabājot mežaudzi un zemsedzi, vēja erozijas draudu līmenis vērtējams kā zems.

Pašreiz nav kvantificēts zema, vidēja, augsta un ļoti augsta erozijas draudu varbūtības, kā arī nonestā augsnes materiāla daudzums, taču jebkurā gadījumā tabula rāda tendences. Erozijas novērtējums absolūtos lielumos ir atsevišķa pētījuma objekts. No vēsturiskiem datiem ir zināms, ka koku izciršanas, ugunsgrēku, meža pakaišu vākšanas rezultātā, plūstošas (kustīgas) smiltis piejūrā 19. gadsimta sākumā sasniedza apmēram 7700 ha (Bušs, 1960).

Vēja erozijas modelēšanai izstrādātas virkne datorprogrammu, piemēram, RWEQ, WEPS u.c., kas balstītas uz detāliem meteoroloģisko datu apjomiem, balstāmi vai nu uz meteostaciju datiem, vai modelētiem datiem. Vienkāršāka alternatīva ir vēja erozijas draudu novērtēšanu balstīt uz Britu Kolumbijā izstrādātajām vadlīnijām, kas balstītas uz dažādu augšņu erozijas apdraudētību atkarībā no klimata novietojuma reljefā utt. Lai arī praktiski uz vietas mežā iespējams noteikt augsnes, tomēr visbiežāk mežsaimnieki darbojas ar tādiem jēdzieniem kā meža tips. Pašreizējā meža tipoloģija nav viennozīmīgi saistīta ar augšņu tipoloģiju un viena meža tipa ietvaros var būt dažāds mehāniskais sastāvs, dažādi augsnes tipi. Tādēļ kā pagaidu risinājums erozijas draudu novērtēšanai, ieteikts izmantot sekojošus lielumus (1.6., 1.7. tabula), par pamatu ņemot meža tipu un augšņu atbilstību (Boruks et al., 2001).

1.6. tabula. Vēja erozijas draudi dažādās meža tipu rindās atkarībā no bonitātes

Draudu līmenis	Sausieņu meži	Slapjainu meži	Puvaini	Āreņi, Kūdreni	Punkti
Ļoti augsts	Va, V				4
Augsts	IV	IV, V, Va		II, III, IV, V, Va	3
Vidējs	III, II	III	IV, V, Va	I, Ia	2
Zems	I, Ia	II, I, Ia	III, II, I, Ia		1

Novērtējot klimata faktoru pēc vēja faktora nozīmības:

Bij. Liepājas rajons, Ventspils rajons	ļoti augsta (4 punkti),
Bij. Talsu rajons, bij. Rīgas rajons	augsta (3 punkti),
Bij. Tukuma rajons, Limbažu rajons	vidēja (2 punkti),
Pārējie rajoni	zems (1 punkts).

1.7. tabula. Rezultējošais vēja erozijas draudu novērtējums

	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Meža tips	1	2	3	4
Vējš	1	2	3	4
Kopējs	2	3 vai 4	5 vai 6	7 vai 8

Ja tiek saglabāta zemsedze, erozijas iespējamība visos gadījumos vērtējama kā zema!

### ***Ūdens erozija***

Ūdens erozija var izpausties kā augsnes virsmas vienlaidu nonešana paugurainās vietās, ja slīpuma leņķis pārsniedz 60%. Sniega kušanas ūdeņi, lietusskābes nones augsnes virskārtu, sanesumus uzkrājot nogāžu lejasdaļā. Sniegs kūst straujāk un sniega kušanas ūdeņi vairāk nones augsni dienvidu un dienvidrietumu nogāzēs, bet lietus gāzu ūdeņu ietekme visur vienādi, t.i., nav atkarīga no debespuses.

Augsnes erozijas draudi (ūdens) atkarīgi no infiltrācijas kapacitātes un struktūras stabilitātes. Šos rādītājus ietekmē gan veģetācijas klāja tips un daudzums, humusa forma, virsmas tekstūra, karbonātu saturs, nogāzes garums un slīpums. Klimatiskie faktori, tādi kā lietusskāžu intensitāte, ilgums un sezonālais sadalījums, sniegu kušanas straujums. Augsnes erozijas draudi samazinās, palielinoties smilts vai māla saturam, un pieaug, palielinoties putekļu frakcijas īpatsvaram (Wischmeier & Meyers, 1973, citēts pēc Beckingham et al., 1996) Putekļainas un māla augsnes nogāzēs, atkūstot augšējiem augsnes slāņiem, var noslīdēt. Pieaugot organiskā slāņa biežumam un veģetācijas klājumam, erozijas draudi samazinās.

Atmosfēras nokrišņi daļēji iesūcas augsnē un daļēji notek pa virsu uz upju sistēmām izsaucot erozijas procesus. Jo lielāka infiltrācija, jo mazāka virszemes notece (Данилов et al., 1983). Stiprāk noskalojas bezstruktūras augsnes un smalka mehāniskā sastāva augsnes ar vāji izteiktu struktūru; ūdens šādās augsnēs iesūcās slikti un, noplūstot pa augsnes virsmu, rada eroziju.

Infiltrācija un noteces koeficients atkarīgi no daudziem faktoriem: zemsedzes rakstura, augsnes mehāniskā sastāva un tipa, dabas apstākļiem, krūmu un koku stāva vecuma un sugu sastāva. Noteces koeficients kā likums mežā ir mazāks kā lauksaimniecības zemēs. Mežā infiltrācija ir 6–19 reizes lielāka kā arumā. Vidēja vecuma audzēs infiltrācija lielāka kā jaunās un pāraugušās audzēs (secinājumi izdarīti salīdzinot dažāda vecuma ozolu mežus). Svarīga loma infiltrācijā ir zemsedzei un sūnu stāvām. Nedzīvā zemsedze ne tikai uzsūc ūdeni, bet arī pasargā ūdens vadošās poras no aizsprostošanās ar uzduļķotajām augsnes daļiņām, tādējādi nodrošinot ūdens plūsmu (Данилов et al., 1983). Jāatzīmē, ka līdz ar audzes vecumu ikgadējais nobiru daudzums samazinās, bet to krājums palielinās. Infiltrācija samazinās arī izlases ciršu gadījumā, tomēr samazinājums ir ievērojami mazāks nekā pēc kailcirtēm. Pieaugot ciršanas intensitātei pieaug arī notece. Ja izcērt 12% no krājas, notece palielinās par 14 mm; 22% – par 18 mm un 36% – par 68 mm, ciršanas intensitāte 80% noteci palielina līdz 100–140 mm (Данилов et al., 1983).

Lauksaimniecības augšņu erozijas modelēšanai izstrādāti virkne datorprogrammu, piemēram, WEPP, RUSLE, šīm datorprogrammām nepieciešami detalizēti meteoroloģiskie dati jau ir sagatavoti un pieejami EK datu bāzes, tāpat arī detāli reljefa dati ir pieejami, bet programmu pielāgošana Latvijas apstākļiem pēc augšņu erozivitātes noturības īpašībām ir nākamo pētījumu uzdevums.

Pašreiz tiek modelēšanai piedāvāta vienkāršota metodika (1.8. tabula), kas balstīta uz Britu Kolumbijas (Kanāda) mežu kodeksā ieteiktajām vadlīnijām erozijas draudu novērtēšanas metodiku (Anon., 1999).



1.8. tabula. Vienkāršota ūdens erozijas draudu novērtēšanas metodika

Vietas faktors	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Klimats (nokrišņu faktors) (punkti)	Zems 2	Vidējs 4	Augsts 6	Ļoti augsts 8
Nogāzes gradients (punkti)	0–5° 1	6–10° 3	11–18° 6	18° < 9
Nogāzes nevienmērīgums (punkti)	Īss, kompleks* 1	Īss, vienveidīgs 2	Garš, kompleks 3	Garš, vienveidīgs 4
Augsne (punkti)	sM, mS, M 1	Oļaina, vidēji smilšaina 2	Irdena, smalka smilts 4	Putekļaina, lesveida 8
Augsnes erozijas riska novērtējums (punkti kopā)	Zems <9	Vidējs 9–14	Augsts 15–20	Ļoti augsts 20 <

\* Īsa nogāze – vienveidīga nogāze, īsāka par 150 m (attālums starp augstāko un zemāko punktu, kurā ūdens plūsma netiek traucēta).

Ja augsne sagatavota vienlaidus vai zemsedze citādi pilnībā iznīcināta, piem., ugunsgrēkā, tad erozijas draudi nosakāmi atbilstoši 1.3. tabulai. Savukārt, ja augsne sagatavota joslās, tad aprēķinātos erozijas draudu novērtējumu samazina par 4 punktiem. Ja augsnes virskārtu klāj zemsedze, tad erozijas draudi – nav.

Pašreiz pieņem, ka klimata nokrišņu faktors atbilst vidējam (4 punkti), kas oriģinālajā metodikā ir dots Britu Kolumbijas reģioniem, kuru klimats ir vislīdzīgākais Latvijas klimatam.

Pašreiz nav kvantificēts zema, vidēja, augsta un ļoti augsta erozijas draudu varbūtības, kā arī nonestā augsnes materiāla daudzums, taču tabulā redzamas tendences. Erozijas novērtējums absolūtos lielumos ir atsevišķa pētījuma objekts.

Kopumā secināms, ka:

1. Lai izvairītos no augsnes erozijas, nepieciešams nodrošināt apstākļus, ka platībās, kurās ir atkailināta augsne, vēja ātrums būtu mazāks nekā kritiskais  $4-5 \text{ m s}^{-1}$ , t.i., tāds, pie kura nenotiek augsnes daļiņu pārvietošanas. Tāpat arī jānodrošina apstākļi, kas nepieļautu augsnes daļiņu aizplūšanu ar nokrišņiem – proti, augsnes minerālās slāņa atsegšanu nogāzēs vienlaidus vai joslveidā šķērseniski horizontālēm posmos, kuru garums ļauj izveidoties virszemes notecei – pieplūdei pārsniedzot augsnes infiltrācijas spēju.
2. Ja tiek saglabāta zemsedze – izlases ciršu gadījumā ne vēja, ne arī ūdens erozijas iespējamība praktiski nepastāv. Uz pievešanas ceļiem un sagatavotās (mineralizētās) augsnes daļā, izteikta reljefa apstākļos teorētiski var rasties augsnes erozija.

Ņemot vērā īso projekta izpildes laiku izlases ciršu ietekme uz erozijas novēršanu novērtējums balstīts uz literatūras datu analīzi par pētījumu rezultātiem ekoloģiski līdzīgos apstākļos, kuros izvērtēta izlases ciršu ietekme uz erozijas novēršanu. Lai praktiski pārbaudītu erozijas esamību pēc izlases cirtēm, veikti novērojumi dabā.

### 1.5.3.2. Augsnes blīvuma izmaiņas

#### *Problēmas pamatnostādnes*

Profesors I. Mangalis raksta, ka jauno kokaugu augšanai optimāls augsnes blīvums ir  $1,0\text{--}1,3\text{ g cm}^{-3}$ . Blīvumam pārsniedzot  $1,5\text{--}1,6\text{ g cm}^{-3}$ , sējeņu un stādu sakņu augšana, it īpaši spurgaliņu veidošanās ir apgrūtināta. Ja blīvums sasniedz  $1,8\text{--}1,9\text{ g cm}^{-3}$ , jauno kociņu sakņu augšana apstājas, kaut gan mitruma piegāde no gruntsūdeņiem normāla. Palielinoties augsnes blīvumam, samazinās sakņu garuma pieaugums ( $r = 0,85\text{--}0,94$ ). Blīvumam sasniedzot  $1,9\text{ g cm}^{-3}$ , saknes pārstāj augt priedei, eglei, lapeglei, bērzam un ozolam. Vislielāko augsnes sablīvējumu ( $1,7\text{--}1,8\text{ g cm}^{-3}$ ) iztur priedes, ozols, bet vismazāko ( $1,5\text{--}1,6\text{ g cm}^{-3}$ ) – egle un lapegle (Mangalis, 2004).

Sakņu spējas cauraut augsnes slāni izmaiņas ir viens no būtiskākajiem meža tehnikas ietekmes uz augsni raksturojošajiem rādītājiem. Maksimālā augsnes pretestība, ko var uzskatīt par pieļaujamu optimālai sakņu attīstībai, ir 1 MPa (megapaskāls), kas atbilst spēkam, ar kādu augošas saknes spiež uz augsnes daļiņām. Saskaņā ar Nīderlandē veiktiem pētījumiem netraucēta sakņu augšana turpinās, ja augsnes pretestība ir 1,5 MPa (Bakker, 1990). Būtiski ierobežojumi sakņu augšanā novērojami tad, ja augsnes pretestība ir 3 MPa. Sakņu attīstības traucējumi noved pie ūdens un barības vielu uzņemšanas samazināšanās un produktivitātes krituma (Bakker, 1990; Mullins, 1990).

Augsnes blīvums šajā gadījumā novērtēts netieši – nosakot tā pretestību dažādos dziļumos. Konstatēts, ka pētījumu objektos, kas ierīkoti Mr augsnes pretestība uz pievešanas ceļu risām statistiski būtiski pārsniedz augsnes pretestību ārpus pievešanas ceļiem līdz pat 30 cm dziļumam. Dziļākos slāņos augsnes pretestība nav būtiski atšķirīga. B horizontā augsnes pretestība pārsniedz 4 MPa. Damaksnī augsnes pretestība līdz 10 cm dziļumam uz PC būtiski neatšķiras no augsnes pretestības ārpus PC, taču no 10 līdz 20 cm dziļumam augsnes pretestība uz PC ir statistiski būtiski lielāka nekā ārpus PC.

Tādējādi visos pētījuma objektos augsnes slānī līdz 20 cm uz PC augsnes pretestība ir būtiski lielāka nekā ārpus treilēšanas ceļiem, taču Dm tā nepārsniedz 3 MPa. Nevienā no objektiem uz PC netika konstatētas risas, kuru dziļums pārsniedz 20 cm.

Atbilstoši veiktajiem literatūras datu apkopojumiem (Lībiete-Zālīte et al., 2011), vērtējot augsnes sablīvējumu uz pievešanas ceļiem dažādos augšanas apstākļos tūlīt pēc izstrādes un apaļkoku pievešanas, LVMI “Silava” veiktajos pētījumos konstatēts, ka visbūtiskākais augsnes pretestības palielinājums ir vidējos pievešanas apstākļos (pievešana iespējama visu gadu, nepieciešamības gadījumā iekļājot zarus ceļos, galvenokārt, āreņi un slapjaini). Salīdzinot dažādas mašīnas, lielākais summārais augsnes pretestības palielinājums uz ceļa ar zaru segumu konstatēts pievedējtraktoriem ar mazu kravas tūlpi, kas pa vienu un to pašu ceļu brauca vairākas reizes. Tomēr izteikts augsnes sablīvējuma palielinājums novērots tikai labajos apstākļos (sausieņos), it īpaši uz ceļiem bez zaru klājuma. Pārmitrās augsnes augsnes pretestības palielināšanos Latvijā veiktajos pētījumos nenovēroja, jo augsni, kurā lielākā daļa ir ūdens, nevar saspiest, tāpēc tā tiek izspiesta no riteņu apakšas pa vieglākās pretestības ceļu un, traktoram ar korpusu slīdot pa augsnes virsmu, būtiski palielinās ceļa virsma. Daudzos gadījumos labos un vidējos pievešanas apstākļos augsnes pretestība pietuvojās vai pārsniedza 3 MPa, bija arī tādi parauglaukumi, kuros tā jau sākotnēji bija 2–3 MPa (Lazdiņš et al., 2008). Tas liecina, ka mežizstrādes tehnika rada augsnē strukturālas izmaiņas un vietās, kur tam ir labvēlīgi apstākļi, notiek augsnes sablīvēšanās. Tajā pašā laikā redzams, ka gan sākotnējais stāvoklis, gan ietekmes ir ļoti atšķirīgas un var būt situācijas, kad jau sākotnēji augsnes pretestība ir lielāka, nekā pieļaujams saskaņā ar literatūras datiem.

LVM atbalstītā pētījumā konstatēts, ka pēc izlases cirtēm augsnes pretestība uz PC augsnes slānī līdz 20 cm dziļumam ir pieaugusi visos objektos. Būtiski pieaugusi pretestība Mr, Ln, savukārt Dm pretestības pieaugums mazāks. Būtiski norādīt, ka Mr šajā gadījumā ortšteina slāņa pretestība pārsniedz 4 MPa un faktiski saknes var tikai izaugt tam cauri, ja ortšteina slānī ir spraugas.

Dm mūsu pētījumu objektos augsnes pretestība nepārsniedza 3 MPa robežu, kas norāda, ka, lai arī iespējams apgrūtināta, tomēr sakņu augšana iespējama arī dziļākos augsnes slāņos. Jāņem vērā, ka saknes tiecas apliekt šķēršļus (sablīvētas augsnes konkrēcijas vai akmeņus) un izmanto augsnē esošās plaisas (Schothorst, 1968). Penetrologers nevar noteikt plaisu klātbūtni un augsnes sablīvējuma nevienmērīgumu, tāpēc praksē saknes turpina augt arī tad, ja penetrolōgera rādījumi pārsniedz 1 MPa.

A. Epalts savos pētījumos konstatējis, ka kopšanas cirtēs izveidoto treilēšanas negatīvā ietekme uz mežaudzi 25 gadu laikā ir izzudusi, lai arī sākotnēji “slapjo pievešanas ceļu” malā kokiem pieaugumi ir samazinājušies, savukārt “sauso pievešanas ceļu” malā pieaugumi jau pirmajā desmitgadē palielinājās. Kopumā abos gadījumos ir veidojušies pozitīvi papildus pieaugumi (Epalts, 2002 2005).

#### **1.5.4. Joma – Gaisa aizsardzība (pilsētas nelabvēlīgās ietekmes mazināšana)**

##### **1.5.4.1. Atmosfēras temperatūras svārstību amplitūda**

Ņemot vērā īso projekta izpildes laiku, izlases ciršu ietekme uz temperatūras svārstībām novērtējums balstīts uz literatūras datu analīzi par pētījumu rezultātiem ekoloģiski līdzīgos apstākļos. Izmantoti agrākajos pētījumos apkopotās literatūras dati, kā arī papildus atlasot datu bāzē *Sciencedirect* publikācijas, kurās atslēgas vārdi *forest, microclimate, urban*.

Pilsētu un piepilsētu meži veic arī klimatu regulējošu funkciju. Karstās vasaras dienās, kad pilsētas gaiss uzkarst daudz vairāk nekā citur, pilsētas zaļajā zonā gaisa temperatūra var būt par 7–10°C zemāka nekā pilsētas ielās (Берюшов, 1961). Arī gaisa mitrums zaļajā zonā ir par 7–40% augstāks nekā uz ielām. Citur atzīmēts, ka karstā laikā mežā gaisa temperatūra ir par 5–12°C zemāka, bet relatīvais mitrums – par 15–30% lielāks nekā atklātā vietā (Emsis et al., 1979). Zaļo apstādījumu ietekmē samazinās arī vēja ātrums, pie tam efektīva ietekme jūtama jau 12–13-kārtīgā koku augstuma attālumā (Таран et al., 1977). Citu Eiropas valstu meža pētnieki atzinuši, ka meži pilsētās dod arī ekonomisku labumu, jo ziemā meži bloķē vējus, tas samazina māju apkurināmās enerģijas patēriņu un sekojoši samazina arī piesārņojuma emisiju no enerģijas ražotājiem (Nowak et al., 1995). Savukārt ASV zinātnieki konstatējuši, ka meži palīdz ietaupīt, samazinot izdevumus, kas saistīti ar kondicionieru lietošanu vasarā.

Ja 0,1 ha liela audzē temperatūra ir par 3,0 grādiem zemāka, kā vidējā t° pilsētā, tad 25 m attālumā no audzes tā ir par 1 grādu zemāka. 3 ha lielā audzē t° ir par 4,3 grādiem zemāka kā vidēji pilsētā, un tās ietekme izpaužas 50 m attālumā, kur t° ir par 1 grādu zemāka, bet 5 ha lielas audzes ietekme ir 100–150 m (Jlyce, 1978).

Atkarībā no masīva lieluma un formas mainās arī komforta zonas īpatsvars. Apļveida “mežam” platībai palielinoties no 3 uz 5, 20 un 50 ha komforta zonas īpatsvars pieaug attiecīgi no 9 uz 29, 50 un 68%.

Ņemot vērā, ka meži pilsētās parasti neveido vienotu masīvu, bet ir sadrumstaloti un dažās pilsētās mežu platības ir nelielas, arī blakus pilsētām esošie meži kaut mazākā mērā, tomēr veic iepriekšminētās funkcijas un mazina pilsētas vides negatīvo ietekmi uz cilvēku.

#### 1.5.4.2. Gaisa piesārņojuma līmeņa mazināšana

Cilvēku koncentrēšanās nelielās platībās, pilsētu attīstība rada virkni problēmu, kas izpaužas vai nu tieši pilsētā vai arī pilsētas un tās tuvējās apkārtnes mijiedarbībā. Viena no būtiskākajām pilsētu problēmām ir stādījumu un mežu saglabāšana un mērķtiecīga veidošana. Mežiem, tai skaitā arī ārpuspilsētas jeb pilsētas aizsargjoslas mežiem, ir ievērojama nozīme cilvēkiem labvēlīgas dzīves vides veidošanā. Tai pat laikā, aizvien jūtamāk izpaužas pretējais process – pilsētas attīstības un augšanas negatīvā ietekme uz mežiem un stādījumiem, kas izpaužas meža platību sadrumstalošanā un tiešos bojājumos piesārņojuma un atpūtnieku darbības seku ietekmē.

Pilsētu meži samazina pilsētas piesārņotās vides negatīvo ietekmi uz pilsētas iedzīvotājiem. Tie attīra gaisu no putekļiem, dūmgāzēm, mazina troksni, ražo skābekli, pozitīvi ietekmē klimatiskos faktoros, pilda arī augsnes un ūdens aizsardzības funkcijas.

Pilsētās ar rūpniecības uzņēmumiem un intensīvu transporta kustību, kur augsts dūmgāzu un putekļu koncentrācijas līmenis, meži pilda arī gaisa attīrīšanas funkciju. Izpētīts, ka  $1\text{ m}^3$  gaisa pilsētas centrā satur 100–500 tūkst. daļiņas putekļu, bet mežā to ir gandrīz 1000 reizes mazāk (Таран et al., 1977). Pat pilsētas apstādījumos gaisā ir 2–3 reizes mazāk putekļu nekā uz ielām un laukumiem. Pētījumi liecina, ka efektīvāk gaisu no dūmgāzēm attīra lapu koki, tad mistrotas audzes, bet visvājāk – skuju koki. Piemēram, 30–60 m plata meža josla samazina autotransporta izdalīto gāzu koncentrāciju vairāk nekā 2–3 reizes (Берушов, 1961). Minēts arī, ka 1 ha meža mitrina un atsvaidzina gaisu 10 reizes labāk nekā tādas pašas platības ūdens baseins. Копumā 1 ha meža gadā spēj attīrīt 50–70 t putekļu (Emsis et al., 1979). Apsaimniekošanas rekomendācijās tiek ieteikts, ka pilsētu zaļās zonas mežos, kur ir augsta gaisa piesārņojuma koncentrācija, lai uzlabotu audžu noturību, to biežību vēlamas uzturēt 0,6–0,7. Šāda biežība nodrošina gaisa masu apmaiņu. Biezākas audzes ilgi aiztur kaitīgos gaisa piemaisījumus, kas negatīvi iedarbojas uz kokiem, kā arī pasliktina atpūtas apstākļus (Пряхин et al., 1981).

Pilsētās, kur raksturīgs augsts iedzīvotāju koncentrācijas līmenis meža kā skābekļa ražotāja funkcija ir ļoti nozīmīga. Novērojumi rāda, ka siltās saulainās dienās 1 ha meža pārstrādā 220–280 kg CO<sub>2</sub> un izdala 150–220 kg O<sub>2</sub>, kas pietiek 40–50 cilvēku elpošanai (Белов, 1964). Citos pētījumos minēts, ka lai saražotu 1 t organiskās masas tiek patērēti vidēji 1,6–2 t CO<sub>2</sub> un izdalīts 1,3–1,5 t O<sub>2</sub> (Белов, 1964; Бобров, 1977). Tātad mežs, kurš visintensīvāk ražo koksni, visintensīvāk izdala arī skābekli. To apstiprina arī citi autori, atzīmējot, ka vislielāko skābekļa daudzumu izdala vidēja vecuma augstas ražības audzes no 30 līdz 60–80 gadiem (Таран et al., 1977; Пряхин et al., 1981). Salīdzinot skābekļa ražošanas spēju pa sugām konstatēts, ka I bonitātes priežu audzes ar biežību 0,8 gadā izdala 10,9 t ha<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, bērzu audzes – 10,8 t ha<sup>-1</sup>, apšu audzes – 9,7 t ha<sup>-1</sup>. Pie tam izdalītais skābeklis ar vēju tiek pārnesti lielos attālumos, uzlabojot pilsētas gaisu. Atsevišķos gadījumos kokaugi var radīt papildus piesārņojumu (putekšņi, sēklas, piemēram, papeļu "pūkas").

Piesārņojuma mazināšana vietējā līmenī atkarīga no audzes taksācijas rādītājiem – valdošās sugas, audzes vecuma biežības, kuri nosaka (ietekmē) tekošo pieaugumu (CO<sub>2</sub>) sekvestrēšanu, O<sub>2</sub> ražošanu, kā arī lielā mērā nosaka gaisa attīrīšanas spēju, tā kā pēc literatūras datiem visintensīvāk augošie koki vislabāk veic gaisa attīrīšanu no putekļiem u.c. piemaisījumiem. Tādējādi vidi aizsargājošās funkcijas var izteikt caur krājas tekošo pieaugumu audzes iedalot piecās grupās (Рэншас, 1994).

1. grupa ar meža neapklātas platības;
2. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 1 līdz 3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>;

3. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 4 līdz 7 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>;
4. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 8 līdz 11 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>;
5. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 12 < m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

Pēc literatūras datiem spriežot meža nozīmīguma izmaiņas atkarībā no attāluma līdz piesārņojuma avotam nav viennozīmīgi interpretējamas, jo piesārņojuma “izkrišana” ir atkarīga no virknes citiem faktoriem, piemēram, gaisa turbulences utt. (nosacīti var pieņemt ka visnozīmīgākie ir gaisa attīrīšanā ir tie meži, kas atrodas līdz 1 km attālumā no stacionārā piesārņojuma avota, nākošā grupa ir 1–5 km, un sekojoši 5–15 km attālumā no lielajiem rūpnieciskajiem centriem. Pašreizējā pētījumu stadijā nav objektīvu kritēriju, kas ļautu kombinēt pieaugumu grupu un attālumu indeksus kompleksā rangu (ballu) iedalījumā.

### **Priekšlikumi gaisa aizsardzības nozīmīguma modelēšanai izlases ciršu saimniecībā**

Par meža attīrīšanas spēju raksturojošu rādītāju nolemts izmantot tekošā pieauguma grupu (Репшас, 1994):

1. grupa – ar meža neapklātas platības;
2. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 1 līdz 3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>;
3. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 4 līdz 7 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>;
4. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 8 līdz 11 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>;
5. grupa – audzes ar tekošo krājas pieaugumu 12 < m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

Atbilstoši Latvijā agrāk veiktiem aprēķiniem (Liepa & Āboliņa, 1995), lai izveidojot 1 t absolūti sausas koksnes masas tiek izdalīti 1,379 tonnas skābekļa. Šī pētījuma aprēķinos ignorēts mizas īpatsvars un tā ķīmisko sastāva atšķirības salīdzinājumā ar koksnes ķīmisko sastāvu.

Lai pārrēķinātu koksnes biomasas un tilpuma attiecības izmantojama informācija par oglekļa uzkrājumu kokaudzē (Liepiņš et al., 2017) un augsnē minētās sakarības.

#### **1.5.4.3. Piesārņojums ar troksni**

Meži mazina arī pilsētās esošo troksni. Trokšņa samazināšanas kapacitāte kokaudzēm ir tieši saistīta ar kokaudzes biezību un stādītās zonas platumu (Mecklenberk et al., 1972). Trokšņa samazināšanas efektivitāte mainās 0,36 dB m<sup>-1</sup> mistrotās audzē uz tikai 0,17 dB m<sup>-1</sup> zonām, kurās stādīta viena suga (Bucur, 2006). Labi saaudzis 40–45 m plats meža stādījums ar kokiem un pamežu samazina pilsētas transporta troksni par 17–23 decibelēm (Берюшов, 1961). Bet lieli meža masīvi samazina trokšņa fonu par 19–20 decibelēm. Citos pētījumos konstatēts, ka meža josla 200–250 m platumā gandrīz pilnībā apslāpē troksni, kas nāk no transporta automaģistrālēm. Lapu koku vainagi uztver 26% no trokšņa enerģijas, atstaro un izklīdina 74% (Пряхин et al., 1981). No trokšņa mazināšanas viedokļa optimālākas ir biežākas audzes. Taču biežuma efektu dod arī vidēji retas audzes ar pamežu. Troksni, ko rada automaģistrāles par 10–12 dB samazina speciāli veidotas 30 m platas stādījumu joslas. Svarīga ir kādi ir koku vainagi, skuju koki un ziemzaļie lapu koki troksni samazina efektīvāk nekā lapu koki. Tomēr jānorāda, ka efektīvāks veids trokšņa mazināšanai ir reljefa vai mākslīgu sienu veidošana.

#### **Secinājumi**

1. Mežs uzlabo pilsētvides mikroklimatu, samazinot temperatūru ekstrēmumus, palielinot gaisa relatīvo mitrumu, samazinot vēja ātrumu, attīrot gaisu no sārņvielām, bagātinot gaisu ar skābekli, vieglajiem joniem, fitoncīdiem.

2. Koki, kuriem ir lielāks tekošais pieaugums, ražo vairāk skābekļa un labāk attīra gaisu.
3. Atsevišķos gadījumos kokaugi var radīt papildus piesārņojumu (putekšņi, sēklas, piem., papeļu “pūkas”).
4. Meža masīva nozīme vides uzlabošanā atkarīga no masīva lieluma, konfigurācijas. Lielāki masīvi ir stabilāki un to ietekme izpaužas tālāk.
5. Atkarībā no masīva lieluma un formas mainās arī komforta zonas īpatsvars. Apļveida “mežam” platībai palielinoties no 3 uz 5, 20 un 50 ha komforta zonas īpatsvars pieaug attiecīgi no 9 uz 29, 50 un 68%.

### **Priekšlikumi gaisa aizsardzībai pret piesārņojumu ar troksni nozīmīguma modelēšanai dažādu ciršu veidu saimniecībā**

Tā kā mūsu rīcībā nav detālu mērījumu, šis rādītājs nav iekļauts aprēķinos. Tas tiek aprakstīts tikai kvalitatīvi.

Ja ir pamežs un paauga, tad piesārņojums ar troksni līdzīgos „fona trokšņa” apstākļos ir mazāks nekā retā audzē, kurā nav pameža, paaugas.

#### **1.5.5. Joma – Dabas daudzveidības aizsardzība**

Pastāv visai daudzveidīga bioloģiskās daudzveidības interpretācija jeb definīcijas (Gustafsson, 2000). Plašāk pazīstama ir Riodežaneiro 1992. gada 5. jūnijā parakstītā Konvencijā par bioloģisko daudzveidību politiski akceptētā definīcija – bioloģiskā daudzveidība nozīmē dzīvo organismu formu dažādību visās vidēs, tai skaitā sauszemes, jūras un citās ūdens ekosistēmās un ekoloģiskajos kompleksos, kuru sastāvdaļas tās ir; tā ietver daudzveidību sugas ietvaros, starp sugām un starp ekosistēmām. Tādējādi tiek runāts par trīs līmeņiem. Zinātniskajā literatūrā tiek uzskaitīti arī citi veidi, piemēram, (Kimmins, 1997): (1) Ģenētiskā daudzveidība iekšsugas līmenī; (2) Vietējā jeb audzes līmeņa daudzveidība (saukta arī par alfa daudzveidību); (3) Vietējā ainavas līmeņa daudzveidība (saukta arī par beta daudzveidību); (4) Reģionālā daudzveidība (gamma daudzveidība); (5) Ekoloģiskā daudzveidība; (6) Temporālā daudzveidība. Noss (1990) raksta par (a) kompozicionālo, (b) strukturālo un (c) funkcionālo daudzveidību (1) ģenētiskajā, (2) sugu, populāciju, (3) augu sabiedrību, ekosistēmu un (4) ainavas līmeņos, t.i. 12 daudzveidības veidiem.

Sugu daudzveidību pilnībā novērtēt, šķiet, pat tehniski ir neiespējami, tādēļ tiek izvēlēti vienkāršoti indikatori – vērtējot atsevišķas organismu grupas (piem., vaskulārie augi, sūnas, ķērpji, putni utt.), vai izvēloties netiešas vērtēšanas metodes. Virkne pētījumu liecina, ka sarežģītākas kokaudzes struktūra nodrošina lielāku ekoloģisko nišu daudzveidību un sekojoši arī ekoloģisko ietilpību un sugu daudzveidību. Tādēļ kokaudzes vertikālā struktūra jeb koku sadalījums pa stāviem, vai koku sugu skaits ir daži no “surogātindikatoriem”, kas raksturo bioloģisko daudzveidību. Šī darba ietvaros mēs izmantojam tikai 2 līmeņa vērtējumu – audzes līmenī (alfa) un ainavas līmenī (beta).

Bieži vien vērtē ne tikai daudzveidību, bet arī dabiskumu jeb izmainītības pakāpi (Šaudytė et al., 2005; Reif & Walentowski, 2008; Laarmann et al., 2009; Brūmelis et al., 2011). Dabiskums tiek izvērtēts vai nu balstot uz 1) struktūru, 2) sugu kompozīciju, 3) procesiem vai arī kombinējot 1)–3) (Brūmelis et al., 2011).

Bioloģiskās daudzveidības aizsardzībai ūdensteču un ūdenstilpju, kā arī aizsargjoslām ap purviem vajadzētu būt platākām nekā joslām, kuru uzdevums ir novērst piesārņojuma nokļūšanu ūdensobjektos un atkarībā no sugu grupas var sasniegt vairākus desmitus vai pat simtus metrus (Semlitsch & Bodie, 2003).

### 1.5.5.1. Dabas daudzveidības saglabāšana audzes līmenī

#### *Problēmas pamatnostādnes*

#### **I. Kokaudzes struktūra (stāvojums)**

Kokaudžu telpiskās struktūras raksturošanai izmanto vertikālā, horizontālā struktūru kā arī vecumstruktūru. Dažādvecuma mežā pēdējam rādītājam ir pastarpināta nozīme, jo dabiskos mežos iespējamās situācijas, kad pārstāvētas praktiski visa vecumgrupu koki, un to vecumu izvērtēšanai zūd jēga, tādēļ nozīmīgkas rādītājs ir diametru sadalījums. Piemēram, A. Zviedris savos pētījumos konstatējis, ka Latvijā egļu audzes pagājušā gadsimta pirmajā pusē praktiski visas uzskatāmas par dažādvecuma audzēm (Zviedris, 1949, 1960). Savukārt gaismas prasīgās mīksto lapu koku sugas B, A, Ba pamatā veido vienvecuma audzes, kas izveidojušās pēc lielāka mēroga dabiskiem vai antropogēnas izcelsmes traucējumiem.

Audzēs vertikālā struktūras raksturošanai iespējams izmantot koku sadalījums stāvos – I, II, III. Pie pirmā stāva pieskaitot lielākos audzes kokus, kuri veido vainagu klāju un kuru augstuma atšķirības nepārsniedz 20% no to vidējās vērtības. Pie otrā stāva var pieskaitīt kokus, kuru vidējais augstums ir mazāks par 20% no I stāva vidējā augstuma, bet pārsniedz ¼ no tā. Horizontālā struktūras raksturošanai iespējams izmantot atvērumu lielumu un skaita un dažādību raksturojošus rādītājus. Atbilstoši Formanam (Forman, 1995) par mazu logu (*gap*) uzskata tādu, kura diametrs ir mazāks par 5 m, par lielu atvērumu tādu, kura diametrs 20–30 m. Par atvērumu (*opening*) uzskata tādu, kuru diametrs 60–140 m. Atbilstoši Latvijas praksei šādi atvērumi jau tiek uzskatīti par atsevišķu audzi. Dabiskos mežos atvērumi parasti veidojas pēc dabiskas koku atmiršanas vai kādiem traucējumiem, piemēram, ugunsgrēkiem vai vētrām, kā rezultātā mainās mikroklimatiskie apstākļi meža zemsedzē, proti, palielinās gaismas pieejamība un samazinās mitrums (Ritter et al., 2005; Feldmann et al., 2018). Meža atvērumus sākotnēji parasti kolonizē vairāk gaismas prasīgas lakstaugu sugas, kuras laika gaitā nomaina krūmi un koki līdz atvērums tiek atkal noslēgts (Grimme, 2006; Kucbel et al., 2010). Pēc atvērumu izveidošanas būtiski pieaug lakstaugu sugu bagātība, daudzveidība un kopējais segums un šīs izmaiņas vēl aizvien saglabājas arī 11 gadus pēc atvērumu izveidošanas (De Grandpré et al., 2011). Atvērumu veidošana mežā palielina tur sastopamo ģenerālistu sugu skaitu, kas citādi nebūtu sastopamas mežos ar slēgtu vainagu, tādējādi būtiski bagātinot kopējo sugu daudzveidību mežā (Achury et al., 2023).

Izslases cirtes ar nepārtrauktu koku vainagu segumu nodrošina relatīvi stabilu mikroklimatu (Kovács et al., 2020), kas ir labi piemērots, lai dabiski atjaunotos ēncietīgās kokus sugas (Modrý et al., 2004). Savukārt izslases cirtēs koku izciršanas rezultātā izveidotie atvērumi ir labi piemēroti, lai dabiski atjaunotos gaismas prasīgās koku sugas, tāpēc tajos palielinās proporcija, piemēram, kļavām un ošiem (Uhl et al., 2024). Tomēr, lai veicinātu gaismas prasīgo sugu atjaunošanos, atvērums ir jābūt divas reizes lielākam nekā tā tuvumā esošais garākais koks (Muscolo et al., 2014).

Atvērumi ir nozīmīgi arī dažādām kukaiņu sugām. Tā, piemēram, Mullally et al. (2019) pētījumā tika novērots, ka izlašu ciršu atvērumos sastopams atšķirīgs apputeksnētāju sugu sastāvs nekā meža daļās ar slēgtu vainagu, turklāt atvērumos tika konstatēta lielāka kopējā sugu daudzveidība. Pēc atvērumu izveidošanas vērojamas straujas izmaiņas blakšu sugu sastāvā, proti, pieaug atvērtiem biotopiem raksturīgo sugu skaits, turklāt palielinājās arī kopējā sugu bagātība un indivīdu skaits galvenokārt augēdājiem un ar lakstaugu stāvu saistītajām sugām (Achury et al., 2023).

Līdzīga sakarība novērota arī putniem – nelielu atvērumu izveidošana palielināja kopējo putnu sugu bagātību un sastopamību, būtiski pieauga sastopamība putnu sugām, kas

saistītas ar meža malām, savukārt samazinājās sastopamība sugām, kas parasti sastopamas dziļāk mežā, tomēr šis samazinājums nebija statistiski būtisks (Forsman et al., 2010).

Kopumā strukturālā daudzveidība biotopā pozitīvi korelē ar sugu bagātību dažādās taksonomiskajās grupās (Honnay et al., 2003; Lassau et al., 2005). Somijā 1930. gadā uzsākts ilgtermiņa pētījuma parāda, ka meža apsaimniekošana, saglabājot dažāda vecuma kokus rezultējas strukturāli daudzveidīgos meža biotopos (Laiho et al., 2011), kā arī ir zināms, ka dažāda vecuma audzes labāk saglabā vēlāku sukcesionālo stadiju mežam raksturīgās īpašības un sugu sastāvu nekā vienāda vecuma mežaudzes (Koivula, 2002; Siira-Pietikäinen & Haimi, 2009; Joelsson et al., 2017). Tomēr Nolet et al. (2018) rakstā, apkopojot informāciju no 99 agrākiem pētījumiem, konstatēts, ka 23 no tiem dažādu vecumu mežos bija lielāka sugu bagātība nekā vienāda vecuma mežos, bet 16 pētījumos bija novērots pretējs efekts (Nolet et al., 2018). Savukārt Savilaakso et al. (2021) pārskata rakstā secināts, ka dažāda vecuma audzēs ir vairāk no meža biotopiem atkarīgās sugas nekā jaunās (mazāk par 80 gadiem) vienāda vecuma audzēs, turklāt dažāda vecuma audzēs sugu un indivīdu skaits ir līdzīgs kā dabiskos mežos. Atvērtiem biotopiem raksturīgo sugu skaits un to pārstāvošo indivīdu skaits bija lielāks vienāda vecuma audzēs, salīdzinot ar dažāda vecuma audzēm (Savilaakso et al., 2021).

Verslujs et al. (2020) pētījumā, salīdzinot putnu daudzveidību vienāda vecuma un dažāda vecuma mežaudzēs, netika novērotas būtiskas kopējās sugu bagātības atšķirības starp abiem apsaimniekošanas veidiem, bet bija sastopams atšķirīgs putnu sugu sastāvs. Piemēram, vienāda vecuma audzēs bija lielāka tālo migrantu, uz zemes ligzdojošo un ģenerālistu sugu bagātība.

## II. Koku sugu kompozīcija (sugu skaits)

Oligtrofos (nabadzīgos) mežos parasti dominē viena koku suga, Latvijā lielākajā daļā gadījumu tā ir priede. Citas koku sugas nespēj veidot produktīvas kokaudzes, lai arī tās sastopamas nelielos apjomos piemistrojumā. Dažkārt egles ieviešanos šādos mežos uzskata par nevēlamu, jo tās apgrūtina gaismas prasīgo sugu izdzīvošanu. Mezotrofos (vidēji auglīgos) meža tipos – Ln, Dm – visbiežāk kokaudzes dabiskā veidā veidojas mistrotas un faktiski sugu sastāvs saimnieciskajos mežos tiek veidots atbilstoši konkrētā perioda laika mežsaimnieciskajām interesēm vai uzstādījumiem, piemēram, tīraudzes mistrotā mežā (Bušs, 1978, 1981). Savukārt mīksto lapu koku audzes visbiežāk ir vienvecuma mistrotas audzes, it īpaši mezotrofos meža tipos. Tomēr ar laiku tajās var veidoties egles otrais stāvs, kas var pēc tam arī kļūt par valdošo koku sugu pirmajā stāvā. Līdzīgi arī egļu meži, gan mezotrofie, gan eitrofie bez saimnieciskās darbības veidojas mistroti vai veidojas dažādvecuma egļu audze ar lapu koku piemistrojumu.

Cieto lapu koku meži (mezotrofie, eitrofie) visbiežāk ir mistroti, piemēram, ozolu tīraudzes Latvijā praktiski nav sastopamas.

Mežā esošo koku sastāvs ietekmē zemsedzē nonākošo gaismas daudzumu, augsnē pieejamo ūdens daudzumu un barības vielas, kas rezultātā ietekmē arī zemsedzes vaskulāro augu sugu daudzveidību (Barbier et al., 2008). Skujkoku mežos kopumā novērota mazāka zemsedzes vaskulāro augu daudzveidība nekā platlapju mežos (Barbier et al., 2008).

Zemsedzē nonākošais gaismas daudzums ir tieši atkarīgs no vainaga struktūras. Arī zem vainaga esošā gaisa temperatūra un mitrums ir atkarīgi no vainaga struktūras, īpaši no vainaga blīvuma (Sharpe et al., 1996), kas dažādām koka sugām ir atšķirīgs (Porte et al., 2004). Kā zināms, vaskulāro augu sugas atšķiras atkarībā no tām optimālā gaismas daudzuma (Ellenberg et al., 1974). Kopumā mežaudzēs ar blīvāku vainagu vērojams vaskulāro augu seguma samazinājums (Hedwall et al., 2019). Vainaga gaismas caurlaidība ir atkarīga no vairākiem koka sugai raksturīgiem parametriem, piemēram, lapu telpiskā izvietojuma (Horn, 1971;



Planchais & Sinoquet, 1998, citēts pēc Wei, 2014) un lapu izmēra (Barkman, 1992, citēts pēc Wei, 2014). Koku sugas ietekme uz zemsedzes vaskulāro augu daudzveidību saistāma arī ar augsnē esošā ūdens pieejamību, jo dažādu sugu koki nodrošina atšķirīgu zemsedzē nonākošo nokrišņu ūdens daudzumu (Barbier et al., 2009), atšķiras koka sakņu absorbētā ūdens daudzums (Barbier et al., 2008) un ūdens izvietoējums koka līmenī, proti, uz stumbra un vainagā. Barbier et al. (2009) pārskata rakstā secināts, ka mūžzaļiem kokiem nokrišņu ūdens caurlaidība ir par 13,9% mazāka nekā lapkokiem. Dažādu sugu kokiem ir atšķirīgas sakņu sistēmas, piemēram, *Betula pendula* sakņu sistēma ir ekstensīvāka nekā *Picea abies* un *Pinus sylvestris*, kas liecina par lapkoku lielāku pieprasījumu pēc ūdens (Kallioikoski et al., 2008). *P. abies* audzēs lielāka vaskulāro augu sastopamība bija vērojama vietās ar vairāk *Betula* sp., kas skaidrots ar *Betula* sp. nokritušo lapu izraisīto kopējo nobiru pH pieaugumu un palielinātu barības vielu daudzumu augsnes virskārtā (Saetre et al., 1997).

Zināms, ka epifītisko sūnu un ķērpju sugu bagātība un sastāvs ir atkarīgs no koka sugas un audzes līmenī lielāka epifītu kopējā sugu bagātība ir mežos ar lielāku koku sugu daudzveidību (Király et al., 2013). Kopumā uz lapkokiem ir lielāks epifītu sugu skaits nekā uz skujkokiem. Gan koku sugu kopējā daudzveidība, gan konkrētu sugu klātbūtni ietekmē arī augsnē dzīvojošo organismu daudzumu un sugu bagātību, proti, lielāka augsnes faunas bagātība ir audzēs ar dažādu sugu kokiem (Korboulevsky et al., 2016).

### III. Atmirusī koksne (sausokņu un kritālu saglabāšana)

Dabiskos un nosacīti dabiskos mežos atmirušās koksnes daudzums un kvalitāte mainās atkarībā no ekoloģiskās attīstības stadijas, kā arī dabisko traucējumu režīma. Tūlīt pēc lielāka mēroga dabiskajiem traucējumiem veidojas liela apjoma līdzīgas sadalīšanās stadijas mirusī koksne. Savukārt biotopos, kuru attīstību determinē pašizrobošanās, dabisko traucējumu režīms, parasti sastopami dažādu sadalīšanas stadiju mirusī koksne.

Priežu mežu dabiskais traucējums visbiežāk ir sukcesija pēc lielāka mēroga traucējumiem mezotrofos mežos, vai kohortu dinamika (viļņveida atjaunošanās atvērumos pēc lielākiem traucējumiem) mazāk auglīgos mežos, bet purvā arī konstatēta arī pašizrobošanās dinamika (*gap dynamics*), (Brumelis et al., 2005).

Egļu mežos atkarībā no traucējuma (sukcesija, pašizrobošanās, vai kohortu dinamika) pēc ugunsgrēka vai mizgraužu savairošanās atmirusī koksne var veidots vai nu lielos apjoms līdzīgu sadalīšanās pakāpi vai nepārtraukti nelielos apjomos atmirstot kokiem.

Līdzīgi arī mīksto lapu koku mežos pēc liela mēroga traucējumiem rodas līdzīgas sadalīšanas stadijas kritālas un sausokņi. Būtiski atcerēties, ka dažādi traucējumi veidi var savstarpēji pārklāties, tādēļ iespējams visdažādākais atmirušās koksnes daudzums un to kvalitātes (sadalīšanās pakāpi skaits) arī nosacīti dabiskos mežos.

Aptuveni 25 līdz 30% no mežos dzīvojošajiem organismiem ir saistīti ar atmirušo koksni (Stokland et al., 2004, citēts pēc Müller & Bütler, 2010; Schmidt, 2006). Atmirušās koksnes uzkrāšanās meža ekosistēmās ir nozīmīga plašam organismu grupu klāstam, tostarp gan saproksilām, gan ne saproksilām sugām (Seibold et al., 2015). No saproksilām sugām atmirusī koksne ir nozīmīga koksnes sadalīšanās veicinošajām sēnēm (Marcot, 2017), saproksilajiem ķērpjiem un sūnām (Humphrey et al., 2002), lielai daļai no meža posmkājiem (Grove, 2002) un dobumos ligzdojošiem putniem (McComb & Lindenmayer, 1999, citēts pēc Seibold et al., 2015). Tostarp atmirušās koksnes klātbūtne ir noderīga arī tādiem ne saproksilīem organismiem kā dažādiem maza izmēra bezmugurkaulniekiem un mugurkaulniekiem, kuri izmanto atmirušo koksni kā patvēruma vai ligzdošanas vietu (Fauteux et al., 2012) vai organismiem, kuri izmanto atmirušo koksni kā relatīvi stabilu mitruma avotu un kā buferi pret ekstrēmām temperatūrām (Ulyshen et al., 2011). Turklāt, piemēram, kritālas

var kļūt par nozīmīgu barības vielu avotu koku sēņiem un kritalu tuvumā augošajiem vaskulārajiem augiem (Chečko et al., 2015). Somijas dienvidu daļā veiktā pētījumā konstatēts, ka saproksīlo vaboļu sugu skaits vecos (*old-growth*) parastās egles mežos ir ievērojami lielāks nekā apsaimniekotos mežos, savukārt ne saproksīlo vaboļu sugu bagātība un sugu sastāvs šajās meža grupās nebija būtiski atšķirīgs (Martikainen et al., 2000), tātad, lai apsaimniekotos mežos saglabātu bioloģisko daudzveidību, kas līdzīgāka vecos mežos sastopamajai, liela nozīme ir tieši atmirušās koksnes esamībai.

#### *Saglabājamais atmirušās koksnes apjoms*

Mežaudzē esošais atmirušās koksnes apjoms tiek izmantots kā viens no bioloģiskās daudzveidības indikatoriem daudzviet Eiropā (Rondeux & Sanchez, 2010). Lielāks atmirušās koksnes apjoms varētu norādīt uz lielāku sugu bagātību un daudzveidīgāku sugu sabiedrību sastāvu, jo tas norāda uz lielāku kolonizācijai pieejamo atmirušās koksnes virsmas laukumu un resursu pieejamību (Bässler et al., 2010). Turklāt lielāks virsmas laukums ir saistīts arī ar lielāko pieejamo mikrobiotopu daudzveidību (Müller & Bütler, 2010), kas attiecīgi nodrošina piemērotu vidi lielākam skaitam organismu sugu (Hekkala et al., 2023).

Pētījumos parādās atšķirīgas vērtības par to, kāds atmirušās koksnes apjoms apsaimniekotos mežos ir pietiekams, lai nodrošinātu veiksmīgu epiksīlo sugu saglabāšanu. Konkrētas vērtības atšķiras atkarībā no skatītās organismu grupas, reģiona un biotopa veida (Müller & Bütler, 2010). Daļai visprasīgāko sugu nepieciešamais atmirušās koksnes apjoms ir tik liels, ka to sasniegt apsaimniekotos mežos būtu gandrīz neiespējami (Ranius & Fahrig, 2006). Apkopojot informāciju no dažādiem Eiropā veiktiem pētījumiem, kuros norādītas konkrētas saglabājamās atmirušās koksnes sliekšņa vērtības, kas ļautu saglabāt kādas noteiktas sugas sastopamību, sugu bagātību vai populācijas blīvumu, novērots, ka boreālajos mežos šīs sliekšņa vērtības variē no 10 līdz 70 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Müller & Bütler, 2010). Turklāt visvairāk pētījumos bija norādīta sliekšņa vērtība robežās no 20 līdz 30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Müller & Bütler, 2010). Savukārt dabiskos boreālajos mežos (priežu un egļu dabas rezervātos) atmirušās koksnes apjoms sasniedz vidēji 60–120 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Siitonen, 2001).

Kopējais atmirušās koksnes apjoms mežaudzē ir tikai viens no faktoriem, kas ietekmē ar atmirušo koksni saistīto organismu daudzveidību. Piemēram, metaanalīzē, apkopojot informāciju no iepriekšējiem pētījumiem, secināts, ka kopējā saproksīlo vaboļu un sēņu sugu bagātība ir būtiski saistīta ar kopējo atmirušās koksnes apjomu, tomēr šī korelācija ir tikai vidēja, tāpēc atmirušās koksnes monitoringā noderīgi iekļaut arī tādus faktorus kā atmirušās koksnes veids (sausoknis, stumbeņis vai kritala) un sadalīšanās pakāpe (Lassauce et al., 2011).

#### *Ar atmirušo koksni saistīto bioloģisko daudzveidību ietekmējošie faktori*

Ar atmirušo koksni saistīto organismu daudzveidība mežaudzē ir atkarīga no dažādiem faktoriem. Piemēram, konstatēts, ka lielākai sēņu sugu bagātībai nozīmīgāk par atmirušās koksnes kopējo apjomu ir atmirušās koksnes daudzveidība, proti, tās izmēru un sadalīšanās pakāpju dažādība, jo liela daļa sēņu sugas ir specifiskas konkrētam atmirušās koksnes veidam (Abrego & Salcedo, 2013). Novērojot sēņu daudzveidības izmaiņas desmit Eiropā bieži sastopamu koku sugu kritālām astoņu gadu garumā, tika konstatēts, ka no visām 128 analīzē iekļautajām sēņu sugām 41% deva priekšroku kādai konkrētai koka sugai un 34% sugu – kādam konkrētam sukcesijas gadam (Yang et al., 2021). Līdzīgi arī bezmugurkaulnieku sugu bagātība ir atkarīga no īpašas atmirušā koka sugas un sadalīšanās pakāpes kombinācijas (Andringa et al., 2019).

Pētījumā platlapju mežos Zviedrijā novērots, ka lielāka askomicēšu un bazīdijsēņu daudzveidība ir uz lielāka izmēra atmirušās koksnes ( $d > 10$  cm), salīdzinot ar maza caurmēra koksni (1–10 cm) (Nordén et al., 2004). Tomēr 75% no visām konstatētajām askomicēšu sugām

auga tikai uz maza izmēra atmirušās koksnes (bazīdijsēnes attiecīgi 30%) un tikai 2% sugu auga ekskluzīvi uz liela izmēra atmirušās koksnes (44% bazīdijsēņu sugu) (Nordén et al., 2004). Maza izmēra atmirušās koksnes nozīme uzsvēta arī Juutilainen et al. (2011) pētījumā, kurā tika konstatēts, ka, ja, uzskaitot sēņu daudzveidību uz atmirušās koksnes, tiek novērtēta tikai atmirusī koksne, kas ir vismaz 5 cm caurmērā, nevis visu izmēru atmirusī koksne, netiek uzskaitīti 24% no mežā esošajām atmirušās koksnes sēņu sugām, tostarp atmirusī koksne, kas mazāka par 5 cm caurmēru, bija piemērota arī vairākām retām sēņu sugām.

Saproksīlo sugu daudzveidību uz atmirušās koksnes ietekmē ne tikai koka suga, izmēri un sadalīšanās pakāpe, bet arī tas, kāds ir bijis konkrētā koka koksnes pieauguma ātrums (Runnel et al., 2021). Zināms, ka pieauguma temps ietekmē koksnes mehāniskās un bioķīmiskās īpašības, piemēram, daudzu sugu lēni augušiem kokiem koksne ir blīvāka, ar biežākiem šūnapvalkiem un satur vairāk lignīna (Mäkinen et al., 2002; Novaes et al., 2010), un šīs īpašības kavē koksni noārdošo organismu attīstību (Stokland et al., 2012). Tā rezultātā šādiem atmirušiem kokiem ir mazāks to sadalīšanās ātrums, kas ir labvēlīgs faktors retu epiksīlo sugu attīstībai, jo ir pieejams ilgāks kolonizācijas laiks (Edman et al., 2006; Venugopal et al., 2016). Zviedrijā veiktajā pētījumā konstatēts, ka uz ātri augušiem parastās egles kokiem bija lielāka sēņu sugu bagātība gan viena koka līmenī, gan starp vairākiem analizētajiem kokiem (Runnel et al., 2021). Savukārt atsevišķas sēņu un vaboļu sugas bija vairāk sastopamas uz lēni augušas koksnes, tostarp uz šādiem kokiem bija vislielākais Sarkanajā grāmatā iekļauto sugu skaits, tātad mežos svarīgi saglabāt atmirušo koksni arī no lēni augušiem kokiem (Runnel et al., 2021).

#### *Atmirušās koksnes sadalīšanās ātrums*

Dabiskos mežos atmirušās koksnes apjomi samazinās ugunsgrēku rezultātā (Hyde et al., 2011), sadaloties sēņu, baktēriju un dzīvnieku darbības rezultātā un pāraugot ar zemeszemes veģetāciju (Löfroth et al., 2023). Ar uguni nesaistīts atmirušās koksnes sadalīšanās ātrums ir atšķirīgs atkarībā no klimata, vietas apstākļiem, koka sugas, atmirušās koksnes izmēra (Shorohova & Kapitsa, 2016) un koksni sadalošo organismu sugu sastāva (Bani et al., 2018). Turklāt koksnes sadalīšanās ātrums ir atkarīgs arī no vairākām ar koksni saistītām īpašībām, kā gadskārtu platuma, koksnes blīvuma un ķīmiskā sastāva, piemēram, sveķu satura (Venäläinen et al., 2003; Edman et al., 2006).

Vairumam boreālajiem mežiem raksturīgajām koku sugām atmirušās koksnes blīvums samazinās, palielinoties koksnes sadalīšanās pakāpei (Yatskov et al., 2003). Turklāt, pieaugot atmirušās koksnes sadalīšanās pakāpei, samazinās koksnes blīvuma atšķirības starp koku sugām. Kopumā kritalu sadalīšanās ātrums ir lielāks nekā stāvošai atmirušai koksnei. No pētījumā iekļautajām sugām vislielākais koksnes sadalīšanās ātrums bija *Betula pendula*, kam sekoja *Picea* spp. un *Pinus sylvestris* (Yatskov et al., 2003).

#### **IV. Pieaugušu audžu attīstības stadijas veģetācijas saglabāšana (pameža sugas)**

Dabiskie traucējumi dažādos meža tipos rada apstākļus dažādu “stratēģiju” veģetācijas attīstībai. Arī pēc ugunsgrēkiem, priežu audzēs var attīstīties pļavu un atklātu vietu veģetācija, ieviesties viengadīgi vai divgadīgi augi, kas parasti nav sastopami vēlāku attīstības stadiju mežaudzes. Pētījuma mērķis ir noskaidrot vai un cik lielā mērā pēc izlases cirtes 1. paņēmiena saglabājas pieauguši un pārauguši mežiem raksturīga veģetācija.

##### **1.5.5.2. Ainavas saglabāšana**

Literatūra sastopamas virkne ainavas definīcijas. Piemēram: Ainava ir heterogēna zemes platība, kuru veido mijiedarbojošos ekosistēmu kopums, kuras atkārtojas līdzīgā veidā (Forman & Gordon, 1986). Ainava ir objektīva realitāte. zemes virsmas nogabals ar raksturīgiem dabas apstākļiem un veidojumu, kā arī cilvēka radīto elementu sakopojumu

(Melluma & Leinerte, 1992). Ainava – visas parces (poligoni, šūnas), kas veido atbilstošo platību. Visbiežāk par ainavu uzskatīta teritorija, kuras platība ir no 10 000 līdz 100 000 ha.

Ainavas elements – ir pamata, relatīvi homogēns, ekoloģiskais elements vai vienība uz zemes. Atkarībā no zinātnieku darba mērķa par mazāko ainavas vienību jeb elementu noteikti ekotopi, biotopi, ainavas šūnas, ģeotopi, fācijas, dzīvotnes (*habitat*), nogabali (*site*) (Forman & Gordon, 1986). No ekoloģiskā viedokļa tās varētu uzskatīt par ekosistēmām, kuras dimensijas mainās no dažiem metriem līdz vairākiem kilometriem platumā. Tāpat kā ainava, tā arī ainavas elementi definējami atkarībā no mēroga un detalizācijas pakāpes kādā mēs skatāmies uz ainavu. Tādējādi ikviens ainavas elements piem., mežs var tikt atzīts kā heterogēns. No tehniskā viedokļa ainavas elementus dēvē par parcelēm (*patch*) – atsevišķs poligons, šūna. Parces ir dinamiskas un sastopamas dažādos telpiskajos un laika mērogos. Parceļu skaits, izmērs un forma ir atkarīgs no kartes lineārajām dimensijām, t.i., parces nav viennozīmīgi izdalāmas, jo no ekoloģiskā viedokļa parcele pārstāv relatīvi homogēnus vides apstākļus relatīvi diskrētā platībā vai laika periodā no izraudzītās jeb mērķa sugas vai ekoloģiskās parādības skatu (uztveres) punkta.

Ainavas parcele (plankums) (*landscape patch*) ir relatīvi homogēna nelineāra teritorija, kas vizuāli atšķiras no apkārtējās teritorijas (Forman, 1995).

Klase – klasi veido visi ainavas elementi (poligoni, šūnas), kuriem ir vienāds pētniecības objekta raksturošanai izvēlētais atribūts. Piemēram, visas priežu audzes vai visas pieaugušu egļu audzes.

Koridors ir lineāras formas ainavas elements, kas atšķiras no abās pusēs esošās matricas, piemēram, upe, ceļš.

Mala (*edge*) – parces ārēja daļa, kas vides apstākļu ziņā būtiski atšķiras no parces vidienes-centrālās daļas.

Matrica ir ainavas plankuma klase, kuras relatīvā platība apskatītajā ainavā ir lielāka kā citiem ainavas elementiem un kuras raksturojas ar augstāko savienojamības pakāpi (*connectivity*) un nosaka ainavas dinamiku (*control over dynamics*).

Ainavas fragmentācija (*landscape fragmentation*) ir ainavas sadalīšana sīkākās formas ziņā izmainītos un izolētos plankumos. Ainavu fragmentāciju izraisa lauksaimniecības intensifikācija, mežizstrāde, apdzīvoto vietu attīstība, jaunu ceļu izbūve un citi procesi.

Ainavas homogenizācija (*landscape homogenization*) ir ainavu telpiskās daudzveidības un variāciju samazināšanās un viendabīguma palielināšanās. Ainavu homogenizāciju izraisa lauksaimniecības un mežsaimniecības intensifikācija, urbanizācija, zemju pamešana un citi procesi (Tērauds, 2011).

Ainavas rakstu (*patern*) veido 3 mehānismi – substrāta heterogenitāte, dabiskie traucējumi un cilvēku darbība (Forman, 1995).

Dabiski attīstījušās mežaudzēs, atkarībā no traucējuma režīma var būt atšķirīga struktūra, kompozīcija. un attiecīgi arī notiekošie procesi. Tādēļ nav kādam meža tipam viennozīmīgi nosakama kāda “visdabiskākā” struktūra vai kompozīcija.

## 1.5.6. Joma – Rekreācija un tūrisms

### 1.5.6.1. Piemērotība dažādiem rekreācijas veidiem

Brīvā laika pavadīšanu lielā mērā nosaka virkne sociālu un ekonomisku apstākļu – finansiālās iespējas, brīvā laika apjoms, kā arī vēlmes (izvēle). Atpūta mežā ir ne tikai aktivitāte kā tāda, piemēram, pastaiga, makšķerēšana utt., kurā cilvēki piedalās, bet iekļauj arī vidi un

apstākļus, kurā šī aktivitāte notiek (Bell, 2008). Šajā darbā ar meža piemērotību rekreācijai saprot platības un/ vai iekārtojuma atbilstību aktivitātei neatkarīgi no tā vai ir izdevīga vai nav.

Atpūtniekiem ir visdažādākie motīvi un tie atbilstoši savai izvēlei meklē dažādus atpūtas veidus (pieredzi), kurus tiem piedāvā meža apsaimniekotāji. Pavadot laiku dažādās aktivitātēs atpūtnieki gūst gandarījumu un pieredzi, kas sniedz labumu kā indivīdiem, tā sabiedrībai. Tādējādi rekreācijas iespēju ietekmējošie faktori ir (Clark & Stankey, 1979):

- Pieejamība;
- Citi nerekreācijas resursu izmantošanas veidi;
- Vietas apsaimniekošana;
- Sociālā mijiedarbība;
- Apmeklētāju ietekmes pieņemamība;
- Disciplīnas līmeņa pieņemamība.

Šie faktori ir izmantoti par pamatu ASV un arī citās valstīs lietotajai rekreācijas iespēju spektra (recreation opportunity spectrum) klasifikācijā. Klasifikācijai ir dažādas modifikācijas, piem., ar 6 klasēm (Bell, 2008), vai 7 klasēm (Anon., 1998), kurā izdala sekojošas kategorijas:

1. **Primitīva (P)** – dabiskā cilvēka darbības neizmainīta vide, kas ir pietiekami liela, lai apmeklētāji varētu izbaudīt vienatni un sajūties tuvi ar dabu. Tas nozīmē, ka cilvēkam jāpaļaujas uz sevi, izmantojot izdzīvošanas prasmes, un tādējādi iekļauj izaicinājumus un riskus. Šīs aktivitātes ir atkarīgas no muskuļu spēka un pamataprīkojuma. Platība vismaz 2000 ha (5000 akri). Attālums no ceļa vairāk par 5 km (3 jūdzes) (Bell, 2008), 8 km (Anon., 1998).
2. **Daļēji primitīvs, nemotorizēts (SPNM)** – šajā kategorijā ir lielāka cilvēka darbību klātbūtne. Ir lielāka iespēja satikt citus cilvēkus nekā 1. kategorijas teritorijās, taču kopumā pieredze ir līdzīga 1. kategorijas teritorijās gūstamajai. Platība vismaz 1000 ha (2500 akri). Attālums no ceļa vairāk 800 m ( $\frac{1}{2}$  jūdzes), bet mazāks par 5 km (3 jūdzes).
3. **Daļēji primitīvs, motorizēts (SPM)** – līdzīgi kā 1. un 2. kategorija, bet iekļauj motorizētas aktivitātes (motorlaivas, sniega motociklus, ārpus ceļu mehāniskos transporta līdzekļus). Šajā gadījumā tiek traucēts klusums. Platība vismaz 1000 ha (2500 akri). Attālums no ceļa vairāk par 800 m ( $\frac{1}{2}$  jūdzes).
4. **Dabisks ar ceļiem (RN)** – šajā kategorijā galvenokārt ir dabiska vide, lai arī ir **saskatāmas saimnieciskās darbības pēdas**, t.sk. ceļi. Šajā gadījumā ir gūstama daļēja vienatnes pieredze, iespējama saskare ar citiem. Risks un paļaušanās uz paša spēkiem ir mazāka. Platība netiek limitēta. Attālums no uzlabota ceļa mazāk par 800 m ( $\frac{1}{2}$  jūdzes).
5. **Modificēts ar ceļiem (RM)** – šajā kategorijā ietilpst zema dabiskuma platības, kurās ir augsta modificētības pakāpe. Redzama resursu ieguve. Attālums līdz uzlabotam ceļam mazāks par 800 m.
6. **Lauku (R)** – šajā kategorijā cilvēku izmainīta vide jau dominē, lai arī ainava satur daudz dabisku elementu. Vienatne un tuvums ar dabu ir kompromitēti. Šeit ir lielāka iespēja socializēt un ir nepieciešams veidot infrastruktūru.
7. **Urbānā (U)** – iespējams plašs atpūtas aktivitāšu spektrs, taču ainavā pilnībā dominē cilvēku radītās struktūras, tādējādi veidojama infrastruktūra un šī vide ir jāapsaimnieko.

Šajā pētījuma praktiski novērojumi dabā netika veikti, bet konstatēts, ka izlases ciršu saimniecība ļauj nodrošināt ainavas atbilstību kategorijām **dabisks ar ceļiem**. Tā kā abas modeļteritorijās atrodas tiešā apdzīvotu vietu tuvumā, tās drīzāk atbilst kategorijai “modificēts ar ceļiem”.

## Secinājumi

Apsaimniekojot audzes ar izlases ciršu palīdzību audzes piemērotība nemainās un atbilst kategorijām: 1) dabiskas ar ceļiem, 2) modificēts ar ceļiem, un 3) lauku ainava.

### **Priekšlikumi ainavas piemērotības dažādiem rekreācijas veidiem novērtēšanai**

Mežsaimnieciskā darbība nav savietojama ar 1.–3. ROS klasi. Ar izlases cirtēm apsaimniekots mežs platībās ārpus urbānas vides Latvijā varētu nodrošināt atbilstību 4. kategorijas ROS klasifikācijas vienībai – dabisks ar ceļiem. Kailciršu saimniecība nodrošina atbilstību 5. un 6. kategorijai – modificēts ar ceļiem un lauku ainava. Baltijas jūras ierobežotas saimnieciskās darbības zonā noteikumi nosaka kailciršu aizliegumu sausieņu mežos, kuros valdošā suga ir priede. Ja pārējos meža tipos turpina cirst kailcirtes, tad modeļteritorija atbilst 5. vai 6. ROS klasei.

#### **1.5.6.2. Vizuālā pievilcība**

Vizuālās pievilcības vērtējumu zināmā mērā nosaka universāli principi (Bell, 1999), ko raksturo saskaņotība, kompleksums un noslēpumainība un skaidrība (Karjalainen, 2006). Tajā pat laikā tam ir zināma kultūras ietekme – piemēram, somi par pievilcīgākajiem uzskata priežu mežus salīdzinājumā ar egļu mežu (Tyrväinen et al., 2003), savukārt dāņi – lapu koku mežus (Jensen, 1999). Apkopojot literatūrā minētās atziņas jāatzīmē, ka mežu ainavisko (estētisko) vērtību nosaka sekojoši faktori:

- 1) Mežaudzes telpiskā struktūra. Vēlams koku grupveida izvietojums, dažādvecuma, daudzstāvu audžu veidošana. Estētisko vērtību pastiprina arī reljefa dažādība, kā arī dažādu akcentu esamība (ezers, upe utt.).
- 2) Mežaudžu dabiskums. To nosaka audzi veidojošo sugu sastāvs, kā arī zemsedzes augu atbilstība augšanas apstākļu tipam, esošajiem labiekārtojuma elementiem jābūt neuzkrītošiem.
- 3) Daudzveidība. Vēlams audžu mistrojums. pameža grupveida veidošana, kā arī zemsedzes daudzveidība. Audžu vecumklašu struktūrai jābūt dažādai – pieaugušām audzēm jāamijas ar vidēja vecuma un jaunaudzēm.

Atbilstoši mūsu veiktajiem pētījumiem (Donis et al., npublicēti dati) Latvijas iedzīvotāji par vizuāli vispievilcīgāko uzskata vidēji biezu, pieaugušu priežu audzi (vērtējums – pievilcīgs, ļoti pievilcīgs). Tikai nedaudz zemāks vērtējums ir pakāpeniskajās cirtēs I. paņēmiņā izretinātām audzēm. Savukārt no apskatītajiem variantiem visnepievilcīgākā ir svaiga kailcirte, kurā atstātas ciršanas atliekas, tāpat par nepievilcīgām tiek uzskatītas arī satīrītas kailcirtes cirsmas un ugunsgrēkā iznīcinātas mežaudzes. Izlases ciršu vai dažādvecuma audzes, kurās jaunā paauga jau sasniedz  $\frac{1}{3}$ – $\frac{1}{2}$  no valdaudzes augstuma ieguvusi vidēju vērtējumu (drīzāk pievilcīga, diezgan pievilcīga). Audzes, kurās konstatēts pielūžņojums (ciršanas atliekas utt.) ieguvušas zemāku vērtējumu. Apkopojot mums pieejamo informāciju (Donis, 2012), faktiski visas analizētās izlases ciršu alternatīvas ir ieguvušas relatīvi līdzīgu (augstu) novērtējumu, ja audzēs tiek saglabāta veco (pieaugušu un pāraugušu koku dominante). Izmantojot izlases cirtes un pakāpeniskās cirtes ir iespējams izvairīties no tādu ainavu veidošanas mežā, kas lielākajai daļai sabiedrības nešķiet pievilcīgas, proti – regulāras formas, nesatīrītas (cirsmas atliekas atstātas izklaidus) kailcirtes. Šajā gadījumā tehnoloģiskie procesi netiek modelēti.

## Secinājumi

Apsaimniekojot audzes ar izlases ciršu palīdzību audžu vizuālā kvalitāte nemainās un saglabājās ar relatīvi līdzīgu (augstu) novērtējumu, ja audzē tiek saglabāta veco (pieaugušo koku dominante) un nav atstātas ciršanas atliekas.

### 1.5.6.3. Noturība pret dažādiem rekreācijas veidiem

Literatūra sastopami visai atšķirīgi rekreācijas slodžu novērtēšanas kritēriji – rekreācijas apjoms, kuru novērtē kā kopējais atpūtas stundu skaita gadā, rekreācijas intensitāte – stundas uz ha gadā, rekreācijas aktivitāte stundas uz cilvēku gadā (Эмсис, 1989). Bieži tiek lietots jēdziens kā maksimāli pieļaujamās rekreācijas slodzes, kuru nosaka kā maksimāli pieļaujamo atpūtnieku skaitu uz platības vienības, lai tas neradītu bojājumiem ekosistēmai. Par kritiskām tiek uzskatītas slodzes, pie kurām ekosistēmā konstatējamās neatgriezeniskas izmaiņas vai kokaudzes tālāka izdzīvošana ir apdraudēta. I. Emsis (Эмсис, 1989) nācis pie atziņas, ka rekreācijas maksimāli pieļaujamo slodžu noteikšana nedrīkst kļūt par pašmērķi, jo audzes noturību ietekmē ne tikai meža īpašības, bet arī cik intensīvi, cik periodiski, kādā veidā (kādas nodarbes) ietekmē šo sistēmu. Zinot, ka dabisku sistēmu noturība svārstās no 1–20 cilvēki uz ha, bet reālās slodzes ir daudzkārt lielākas, noteiktās rekreācijas slodžu nozīmīgums nedrīkst tikt pārvērtēts (bet nedrīkst arī tikt ignorēts).

Literatūrā sastopams jēdziens “pieļaujamā ekosistēmas ietilpība” to nosakot pēc atšķirīgiem kritērijiem (Эмсис, 1989):

- **pēc ekosistēmas ekoloģiskās ietilpības** – rekreācijas izmantošanas intensitātes un pakāpes, kuras sistēma iztur bez savu īpašību izmaiņām;
- **pēc psihofizioloģiskā komforta**, kuru raksturo ar vienlaicīgi pieļaujamo cilvēku skaitu uz platības vienību, kas neizraisa cilvēka psihofizioloģisko un vides sanitārhygiēniskos apstākļus.
- **pēc labiekārtojuma līmeņa.**

Kopumā izvērtējot dažādu autoru paustās atziņas par meža rekreatīvo funkciju un noturību pret antropogēnajām slodzēm jāsecina, ka ar mežsaimnieciskiem pasākumiem vēlams veidot strukturāli daudzveidīgas mežaudzes, kas būtu noturīgas pret rekreācijas slodzēm. Labiekārtojuma elementi būtu vairāk vēlami pilsētas teritorijā ietilpstošajos mežos, bet ārpuspilsētas mežos maksimāli jā saglabā to dabiskums (Tuktēns, 1982; Эмсис, 1989).

### 1.5.6.4. Pieejamība dažādiem rekreācijas veidiem un rekreācijas vērtība

Plaša apjoma pētījumi par atpūtu pie dabas veikti LVMI “Silava” Dabas aizsardzības laboratorijā 1974., 1975. un 1978. gadā, aptaujājot vairāk nekā 5000 respondentu. Līdzīgi pētījumi veikti arī šī gadsimta sākumā (Donis et al., 2008; Jankovska et al., 2011), aptaujājot attiecīgi 2000 un 1000 respondentu. Pieejamību nosaka normatīvie ierobežojumi (aizliegumi), kā arī platību fiziskā pieejamība atkarībā no to attāluma līdz atpūtnieku dzīves vietām un vietas grunts, augāja u.c. apstākļiem. Konstatēts, ka ikdienas atpūtai 75% no atpūtniekiem izmanto mežus, kas atrodas ne tālāk par 10 km, bet nedēļas nogalēs atpūtai izmanto mežus, kuru attālums no iedzīvotāju pastāvīgās dzīves vietas ir līdz 20 km (Donis et al., 2008). Citā pētījumā konstatēts, ka gan nedēļas nogalēs, gan darba dienās vai atvaļinājuma laikā mežā iepriekšējo 2 gadu laikā ir atpūtušies 78% no Latvijas iedzīvotājiem. No tiem 25% atpūtai izmanto mežu, kas atrodas ne tālāk par 1 km no to dzīves vietas, bet 50% – ne tālāk par 3 km, 80% ne tālāk par 15 km (Donis et al., npublicēts materiāls).

Vispilnīgākā meža rekreatīvo vērtību novērtējuma metodika, kas aprakstīta tuvējās valstīs izstrādāta Lietuvā (Pēnīnac, 1994), kuru Latvijas meža tipoloģijai (Donis, 1999) adaptēta metodika.

#### *Secinājumi*

1. Audzes, kas apsaimniekotas izlases ciršu saimniecībā – pēc rekreācijas iespēju spektra klasifikācijas atbilst kategorijām dabisks ar ceļiem, modificēts ar ceļiem un lauku ainava. Savukārt apsaimniekojot ar kailcirtēm – modificēts ar ceļiem un lauku ainava.
2. Vizuālās pievilcības ziņā izlases ciršu saimniecībā audzes atbilst vērtējumam drīzāk pievilcīgs, diezgan pievilcīgs, vai pievilcīgs, ļoti pievilcīgs, taču nav būtiskas atšķirības starp sugām.
3. Noturība pret rekreācijas slodzēm ir atkarīga no kokaudzes I stāva koku vecuma grupas, valdošās sugas, reljefa.
4. Rekreācijas vērtība atkarīga no koku sugas, vecuma grupas, biežības, taču to būtiski ietekmē, attālums no ūdens baseina tuvuma, pilsētas tuvuma, apdzīvotas vietas tuvuma, vides piesārņojuma un audzes pielūzņojuma pakāpes.

#### **1.5.7. Joma – Oglekļa uzkrājums kokaudzē**

Atbilstoši A. Lazdiņa veiktajam literatūras apkopojumam (Lībiete-Zālīte et al., 2011) galvenās cirtes rezultātā daudz vairāk nekā pēc kopšanas no ekosistēmas tiek aizvākta biomasa, izjaukta augsnes struktūra un izmainīts mikroklimats. Turpmākajos gados oglekļa zudumi no augsnes var pārsniegt piesaisti biomasā. Pētījumu dati rāda, ka tūlīt pēc galvenās cirtes ekosistēma strauji zaudē oglekli un oglekļa krātuve atjaunojas samērā lēni, un pat 14 gadus pēc cirtes ekosistēma joprojām var būt emisiju avots (Olsson et al., 1996; Yanai et al., 2002). Nepārtraukta meža klāja mežkopības sistēma, izmantojot izlases cirtes, kuru ietekme uz augsnes C krātuvi atgādina kopšanas ciršu ietekmi, tiek minēta kā alternatīva tradicionālajai kailcirtņu sistēmai (ECCP – Working Group on Forest Sinks, 2003).

Vairāki autori akcentē, ka meža kā koksnes resursa izmantošana nākotnē var kļūt sekundāra, jo meža apsaimniekošanā jau tagad ir novērojama tendence orientēties vairāk uz enerģētiskās koksnes un ciršanas atlieku izmantošanu, kas veicina īscirtmeta plantāciju veidošanos, atstājot pieaugušās un pāraugušās mežaudzes bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai. Autori apgalvo, ka Zviedrijas reģionā Vesterbotten principā tiktu apturēta visa mežizstrāde, ja CO<sub>2</sub> cena sasniegtu 30 eiro par tonnu (Karjalainen, 1996). Tādēļ uzsvars būtu jāliek uz meža apsaimniekošanas līdzsvarošanu ar bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu, jo bioloģiskās daudzveidības palielināšana ir grūti savienojama ar intensificētu mežsaimniecisko ciklu, kas ir svarīgs faktors uz biomasas ražošanu orientētā saimniecībā (Raymer et al., 2011). Piemēram, pāraugušās egļu audzēs Somijā aprēķinātais uzkrātā oglekļa apjoms sasniedz 175,5 t uz ha, no tā 62% atrodams tieši koksnē. Arī citu sugu mežaudzēs C apjoms ir līdzīgs. Nocērtot mežaudzi, ievērojot parasto mežsaimniecisko praksi, apmēram viena trešdaļa uzkrātā oglekļa tiek zaudēta (Finer et al., 2003; Nilsen & Strand, 2008).

Pētnieki Lielbritānijā pētījumā par biomasas daudzumu mežizstrādes atliekās ieguvuši informāciju, ka ik gadus Lielbritānijā būtu iespējams iegūt par 3 miljoniem kubikmetru biomasas produktu vairāk, ja tiktu lietderīgāk izmantotas ciršanas atliekas un tehnoloģiski vienkāršota celmu izstrāde tālākai pārstrādei. Viņi arī veikuši SEG apjoma aprēķinus katrai mežsaimniecības operācijai. Plantāciju ierīkošanā stādu piegādē un stādījumu iezogšanā tiek radītas attiecīgi 1,8 kg un 538 kg CO<sub>2</sub> emisiju ekvivalenta, bet plantācijas ierīkošana kopumā rada 1,1 t CO<sub>2</sub> emisiju ekvivalenta no ha. Meža ceļu izbūve vidēji rada 41 t CO<sub>2</sub> emisiju



ekvivalenta uz katru ceļa km. Pētnieki aprēķinājuši, ka kopumā no mežaudzes iespējams iegūt vidēji  $72,5 \pm 19$  tonnas biomasas sausā veidā no katra hektāra visā rotācijas ciklā. Šis rādītājs cieši pozitīvi korelē ar audzes bonitāti (Whittaker et al., 2011) un atmirušās koksnes daudzumu audzē (Kohl et al., 2008).

Mežaudžu rotācijas perioda garuma palielināšana arī tiek minēta kā viens no pasākumiem, lai palielinātu oglekļa uzkrāšanos. Vecos mežos ir visaugstākais jau uzkrātā oglekļa blīvums, bet jaunākās audzēs – lielāka C uzkrāšanas kapacitāte. Garāks rotācijas periods nozīmē to, ka tiek samazināts iejaušanās biežums ekosistēmas attīstībā ar mežsaimnieciskām operācijām, tādējādi ļaujot augsnei pēc iespējas netraucēti uzkrāt oglekli (Schulze et al., 1999). Tomēr literatūrā ir dati, ka pārāk garš rotācijas periods nenodrošina maksimālo C uzkrāšanos, jo būtiski samazinās augsnes produktivitāte, kā arī nobiru daudzums (Cannell, 1999; Liski et al., 2001; Harmon & Marks, 2002; Kaipainen et al., 2004). Turklāt rotācijas perioda pagarināšana negatīvi ietekmētu koksnes produktu tirgu – ogleklis, kas joprojām atrodas meža ekosistēmā nevar tikt pārveidots koksnes produktos, ne arī izmantots fosilo kurināmo aizvietošanai (Schlamadinger & Marland, 1996).

Izvērtējot pieejamos literatūras avotus konstatēts, ka:

- Izmaiņas notecē. Daļējas cirtes sateces baseinā īstermiņā nerada būtiskas izmaiņas notecē, taču ilgtermiņā tā var palielināties par 5–15% (taču nav norādīts vai izmaiņas ir salīdzinot ar neskartu ekosistēmu vai ņemot vērā dabiskos traucējumus).
- Ūdens temperatūru ekstrēmu mazināšana. Mazām ūdenstecēm mežainas buferzonas, kas ir tikai 5 m platas, tiek uzskatītas par pietiekamām, lai nodrošinātu adekvātu noēnojumu un samazinātu temperatūras ekstrēmus.
- Aizsardzība pret piesārņojumu. 5 m platas joslas tiek uzskatītas par pietiekamām, lai nodrošinātu smilšu frakcijas uztveršanu taču, lai nodrošinātu adekvātu putekļu daļiņu uztveršanu, šai joslai būtu jābūt 15 m platai, bet māla daļiņu uztveršanai 90 m. 11 m plata buferzona samazina par 20–90% slāpekļa piesārņojumu, bet 14 m plata buferzona tiek uzskatīta par pietiekamu, lai efektīvi samazinātu piesārņojumu ar pesticīdiem (izņemot herbicīdus).
- Ūdens līmeņa svārstības. Netika atrasti literatūras dati par izlases ciršu ietekmi uz ūdens līmeņa svārstībām meža un purva saskares/pārejas joslā.
- Erozija. Lai izvairītos no augsnes erozijas: 1) nepieciešams nodrošināt apstākļus, ka platībās, kurās ir atkailināta augsne, vēja ātrums piezemes slānī būtu mazāks par  $4\text{--}5\text{ m s}^{-1}$ , 2) jānodrošina apstākļi, kas nepieļautu augsnes daļiņu aizplūšanu ar nokrišņiem – proti, augsnes minerālās slāņa atsegšanu nogāzēs vienlaidus vai joslveidā šķērseniski horizontālēm posmos, kuru garums ļauj izveidoties virszemes noteci pieplūdei pārsniedzot augsnes infiltrācijas spēju. Ja tiek saglabāta zemsedze, izlases ciršu gadījumā ne vēja, ne arī ūdens erozijas iespējamība praktiski nepastāv. Uz pievešanas ceļiem un sagatavotās (mineralizētās) augsnes daļā, izteikta reljefa apstākļos teorētiski var rasties augsnes erozija.
- Piesārņojuma mazināšana. Mežs spēj uztvert rūpniecības, transporta u.c. radīto gaisa piesārņojumu. Piesārņojuma mazināšanas spēja ir atkarīga no daudziem faktoriem – suga, audzes telpiskā struktūra. Tiek uzskatīts, ka visintensīvāk augošie koki arī vislabāk veic gaisa attīrīšanu no putekļiem. Mežs uzlabo pilsētvides mikroklimatu, samazinot temperatūru ekstrēmus, palielinot gaisa relatīvo mitrumu, samazinot vēja ātrumu. attīrot gaisu no sārņvielām, bagātinot gaisu ar skābekli, vieglajiem joniem, fitoncīdiem.

- Vides uzlabošana. Meža masīva nozīme vides uzlabošanā atkarīga no masīva lieluma, konfigurācijas. Lielāki masīvi ir stabilāki un to ietekme izpaužas tālāk. Koki, kuriem ir lielāks tekošais pieaugums, ražo vairāk skābekļa un labāk attīra gaisu.
- Piesārņojuma radišana. Atsevišķos gadījumos mežs var radīt papildus piesārņojumu (putekšņi, sēklas, piemēram, papeļu “pūkas”).
- Aizsardzība pret troksni. 40–45 m plata meža josla ar paaugu un pamežu pilsētas transporta troksni var samazināt par 17–23 dB.
- Atmirušās koksnes daudzums. P, E, B audzēs, kurās veikta izlases cirte, kopumā būtiski neatšķiras no Meža statistiskās inventarizācijas parauglaukumos konstatētā briestaudžu, pieaugušu un pāraugušu audžu atmirušās koksnes krājas  $22,8 \pm 2,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  salīdzinājumā ar  $25,6 \pm 0,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , tomēr vērojama tendence, ka 1–5 gadus pēc cirtes atmiruma krāja ir mazāka ( $16,3 \pm 3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) nekā MSI laukumos vidējais, bet 11–17 gadus pēc cirtes ievērojami (vidēji  $34,8 \pm 5,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) pārsniedz MSI parauglaukumu vidējās vērtības. Augstākas bonitātes audzēs ir lielāks atmirušās koksnes daudzums, taču nav konstatētas atšķirības starp dažādiem izlases ciršu veidiem (grupu, vienlaidus).
- Veģetācija. Priedes dabiskās atjaunošanās projektīvais segums kopumā ir neliels –  $< 0,5\%$ . Tas cieši un pozitīvi saistīts ar slāpekļa mazprasīgu un gaismas prasīgu sugu projektīvo segumu. Pēc izlases cirtēm salīdzinājumā ar pieaugušu mežu zemesdzēs sugu skaits ir palielinājies, jo saglabājās gan priežu sabiedrībām raksturīgās vaskulāro augu un sūnaugu sugas, bet papildus ieviešas pļavu un nezāļu sugas kā arī palielinājies to projektīvais segums, tomēr izlases ciršu rezultātā atsevišķos objektos ir pieaudzis arī reto un aizsargājamo sugu projektīvais segums vai to ieviešanās vietās, kur tās pirms cirtes nebija (piem., kalnu rūgtdille).
- Ekoloģiskās stadijas. Piejūras mežos, kuros aizliegta kailcirte salīdzinot ar teritorijām, kurā kailcirte nav aizliegta, ir ievērojami lielāks pieaugušu un pāraugušu audžu īpatsvars, attiecīgi 32 un 19%.
- Ainavas raksts. Apsaimniekojot audzes ar izlases cirtēm, palielinās pieaugušu un pāraugušu audžu platība, kā arī parcelu (līdzīgo blakus nogabalu) vidējā platība. Vienlaikus samazināsies ainavas daudzveidība, bet palielināsies parcelu iekšēja daudzveidība.
- Ainavas fragmentācija. Modelējot attīstību 80 gadus uz priekšu, konstatēts, ka ainavā pakāpeniski sāk dominēt pāraugušas/dažādvecuma priežu audzes. Jau pēc 40 gadiem no ainavas izzudīs priežu jaunaudzēs pašreizējās mežsaimniecības terminoloģijas izpratnē, ja to izveidošanos nenoteiks dabiski vai antropogēni traucējumi.
- Piemērotība rekreācijai. Ja ainava tiek apsaimniekota ar izlases cirtēm, tā atbilst rekreācijas iespēju spektra (ROS) kategorijām dabisks ar ceļiem vai modificēts ar ceļiem un lauku ainava.
- Pieejamība rekreācijai galvenokārt atkarīga no attāluma līdz apdzīvotām vietām, meža tipa, valdošās koku sugas un audzes biežības. Pazeminot audzes biežību zem 0,3, audzes rekreatīvā vērtība pazeminās. Kā optimālas uzskatāmas briestaudzes un vecākas audzes ar biežību 0,4–0,8. Priedes nomaina ar citām sugām pazemina meža rekreācijas vērtību.
- Vizuālā pievilcība. Atbilstoši mūsu pētījumu datiem, dažādu izlases ciršu pirmā paņēmiena stadijas no vizuālās pievilcības viedokļa atšķiras nedaudz, tādēļ pašreiz nav iespējams modelēt atšķirību būtiskumu. Tomēr izlases ciršu vizuālā vērtība vērtējama kā augsta. Vizuālo pievilcību pazemina atmirums, t.sk., ciršanas atliekas.

- Noturība pret rekreācijas slodzēm galvenokārt atkarīga no meža tipa, kurš saimnieciskās darbības laikā netiek modificēts. Kā papildus rādītāji ir mežaudzes vecums. Pieņemot, ka ar izlases cirti apsaimniekots mežs vairāk atbilst pāraugušam mežam, tad var uzskatīt, ka tiek saglabāta meža relatīvi noturība pret rekreācijas slodzēm.
- Krāja. Izvērtējot LVM ar izlases cirtēm apsaimniekotos mežus, konstatēts, ka tiek saglabāti lielāki šķērslaukumi nekā normatīvie akti pieļauj. Analizētā informācija norāda, ka iespējams sasniegt stāvokli, ka Sl, Mr I stāvā ir biežība 0,3–0,4 un izveidojies priežu II stāvs, taču Ln šāda iespēja ir apgrūtināta, savukārt damaksnī priedes II stāvs arī zemas biežības audzēs ir izveidojies tikai 2–3% platību. Tomēr nav iespējams precīzi noteikt, kāda bija mātes audzes biežība laikā, kad ieaugās šībrīža II stāva priedes.
- Diametru struktūra. Apsaimniekojot audzi ar izlases cirtēm atbilstoši šī brīža vadlīnijām prognozēts, ka veidosies bimodāls sadalījums ar skaidri nodalītiem diviem koku skaita maksimumiem.
- Atjaunošanās. Vienlaidus pakāpeniskajās cirtēs Dm 9–12 gadus pēc izlases ciršu I. paņēmiņa vismaz 3000 priedītes ir tikai 20% uzskaites laukumu, savukārt vismaz 2000 gab. ha<sup>-1</sup> ir 35% uzskaites laukumu. Lānā – vismaz 2000 priedes ir 74% uzskaites laukumu, silā, mētrājā 64% gadījumu. Dm augstāko (2000 gab. ha<sup>-1</sup>) kociņu vidējais augstums, ja audzes biežība ir < 0,4. 9–15 gadus pēc cirtes ir 1,67 ± 0,41 m, bet pie biežības lielākas par 0,4–0,6. attiecīgi tikai 1,08 ± 0,19 m, līdzīgi Ln – attiecīgi 2,06 m un 1,6 m. Dabiskās atjaunojušos kociņu augstums ir mazāks nekā tas tiek prognozēts atbilstoši augšanas gaitas modeļiem vienvecuma tīraudzēs. Malas efekts (samazināts augstuma pieaugums) grupu izlases cirtēs priedei izpaužas līdz 3–7 m attālumam no atvēruma sienas. Pēc grupu izlases cirtes Sl, Mr 9 gadus pēc cirtes atvērumos atjaunošanās sekmīga 85–90% gadījumu, bet zem mātes audzes vainagu klāja atjaunošanās notikusi sekmīgi tikai 15% gadījumu. Līdzīgas tendences arī Ln un Dm, taču datu apjoms nepietiekams, lai pierādītu sakarību esamību. Lielākā attālumā (7 m <) attālumā no meža sienas atjaunojušies kociņi ir 1,3–2,7 reizes lielāki nekā logu malā augoši kociņi, sasniedzot 9–12 gadus pēc cirtes 1,0–2,2 m augstumu, salīdzinājumā ar 0,6–0,7 m loga malā. Pārmērītajos parauglaukumos konstatēts, ka atjaunošanās stagnē – laika posmā no 5 līdz 10 gadus pēc izlases cirtes atjaunošanas daļā objektu atjaunojušos P skaits ir samazinājies. Paredzams, ka jaunās paaudzes koki varētu sasniegt I stāvu 60–80 gadu laikā. Malas efekts konstatējams arī eglei. Lapu kokiem nav iegūts pietiekami liels datu materiāls, lai konstatētu atšķirību būtiskumu. Priežu audzēs 9–10 gadus pēc izlases cirtēm priede II vai III stāvā konstatēta saimnieciski nenozīmīgā apjomā. Egļu un bērzu audzēs 9–10 gadus pēc izlases cirtēm ir saglabāta vai ieaugušies koki gan II, gan III stāvā. Taču tikai atsevišķos gadījumos koku skaits ir uzskatāms par saimnieciski nozīmīgu (vairāk par 400 gab. ha<sup>-1</sup>).
- Oglekļa piesaiste un uzkrājums kokaudzē. Oglekļa piesaiste priežu audzē sākotnēji ir 0,3–0,6 tonnas ha<sup>-1</sup> gadā un saistīts ar saglabāto un ieaugušos kociņu augšanu un atmiršanu, bet uzkrājums atbilstoši pēc I cirtes paņēmiņa saglabātajai krājai, bet vēlāk atbilstoši visu meža elementu krājai.
- Pieaugumi. Pēc izlases cirtes I paņēmiņa saglabātās priežu audzes pieaugums 1–2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> gadā. Ņemot vērā jaunās paaudzes pieaugumu – 2,3 līdz 6,9 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> gadā. Lapu kokiem līdz pat 7,8 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> gadā. Jaunajai paaudzei vienlaidus izlases ciršu gadījumā pieaugums ir mazāks nekā līdzīgos apstākļos augušanai vienvecuma audzei (2. stāva kokiem aprēķināta bonitāte ir aptuveni par 1–1,5 vienību zemāka nekā I stāva kokiem), izņemot ļoti veciem kokiem (200 gadi un vairāk) Piejūrā, kuru bonitāte ir zemāka nekā jaunāko paaudžu kokiem. Grupu izlases cirtēs atkarībā no atvēruma lieluma, pieauguma samazinājums ir mazāks nekā vienlaidus izlases ciršu gadījumā.

- Iegūstamais apalkoksnis apjoms. Pēc I cirtes paņēmienu saglabāto pieaugušo priežu ciršana normālas saimnieciskās darbības (atbilstoši normatīviem) iespējama pēc 30–40 gadiem, ja nav dabisku traucējumu un sekojošu sanitāro ciršu. Arī egļu audzēs pēc vienlaidus izlases cirtes 1. paņēmienu, pat, ja nav izveidojies/saglabāts II stāvs, nākošā koksnis ieguve paredzama pēc 30–40 gadiem. Vidēji gadā iegūstami 2,1–7,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.
- Apalkoksnis vērtība. Nākošajā paņēmienu nocērtamās priedes būs pārsniegušas 160–180 gadu vecumu, tādēļ to vērtība koksnis vainu dēļ būs pazeminājusies. Pašreizējā modelī koksnis vērtības pazeminājums trupes dēļ iekļauts, pieņemot, tas ir proporcionāls koka caurmēram.
- Nekoksnis produktu apjoms. Tā kā ogulāju sastopamība un ogu ražotspēja ir atkarīga no audzes biežības un meža tipa, tad pēc izlases cirtes pirmā paņēmienu sausieņu mežos, atkarībā no meža tipa nodrošina gan brūkleņu (Sl, Mr, Ln), gan melleņu (Ln, Dm), gan avenū ražotspēju (Dm). Tālāko ogulāju projektīvo segumu un ogu sastopamību tipa ietvaros nosaka mežaudzes vainagu slēgums, tādēļ avenis visticamākais turpmākos gados izzudīs (samazinās projektīvo segumu), bet melleņu un brūkleņu projektīvais segums mainīsies atkarībā no vainagu slēguma – saglabāsies vietās ar mazāku projektīvo segumu.
- Tīrie ieņēmumi. Tīrie ieņēmumi izlases cirtes cikla laikā pārsniedz izdevumus modelētajos meža tipos.
- Meža tīrā tagadnes vērtība (NPV). Tīrā tagadnes vērtība pie izvēlētas procentu likmes (4,25%) ir pozitīva visām koku sugām, ja neņem vērā izmaksas no audzes ieaudzēšanas līdz galvenās cirtes vecuma sasniegšanai. Ja tiek ņemtas vērā ikgadējās izmaksas no audzes ierīkošanas brīža līdz transformācijas uz dažādvecuma audzi uzsākšanai gan NPV, gan sagaidāmā zemes vērtība ir visos gadījumos negatīva, izņemot, ja transformāciju uzsāk pirms normatīvajos aktos noteiktā galvenās cirtes vecuma sasniegšanas.

## 2. Priekšlikumu sociālekonomisks izvērtējums

### 2.1. 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 NACE 2 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, autopiekabju 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.

### 2.1.1. Meža īpašnieki

Apmēram puse (49%) Latvijas mežu pieder valstij, pašvaldībām – 3%, privātā īpašumā – 48%. Atbilstoši VMD datiem kopā meža valsts reģistrā ir reģistrēti 1,61 milj. ha, t.sk. 105 tūkst. ha pieder īpašniekiem, kuru īpašumā ir mazāk par 5 ha, bet 2,9 tūkst. ha pieder īpašniekiem, kuriem ir mazāk par 0,5 ha. Atbilstoši VZD datiem privātajiem zemes īpašniekiem, kuriem pieder zemes vienības, kurās ir zemes lietošanas kategorija mežs ir reģistrēti 1 590 771 ha.

Privāto īpašumu sadalījums pa lielumu grupām un īpašnieku skaits dots 2.1. tabulā.

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

Grupa	Īpašnieku skaits (VMD2024)	Procenti (VMD2024)	Meža platība pēc VMD (2024)	Procenti (VMD)
< 5,0 ha	61396	52,8	105281,2	6,5
5,01–10,0 ha	22517	19,3	140088,8	8,7
10,01–20,0 ha	17302	14,9	208759,9	12,9
20,01–50,0 ha	11382	9,8	287370,0	17,8
50,01–100,0 ha	2625	2,3	148336,3	9,2
100,01–200,0 ha	678	0,6	81474,3	5,1
200,01–500,0 ha	284	0,2	80258,1	5,0
500,01–1000,0 ha	95	0,1	61014,8	3,8
virs 1000,01 ha	102	0,1	498460,4	30,9
Kopā	116381	100,0	1612902,1	100,0

### 2.1.2. Pakalpojumu sniedzēji meža īpašniekiem/apsaimniekotājiem

#### Meža inventarizācijas veicēji

Latvijā VMD ir sertificēti ap 550 meža inventarizācijas veicēji<sup>3</sup>.

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

<sup>3</sup> Meža inventarizācijas veicēju saraksts (vmd.gov.lv).

veikt meža biotopu jomā sertificēts eksperts. DAP reģistrēti 101 meža un virsāju biotopu eksperts<sup>4</sup>.

### **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. gadā 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. gadā reģistrēti 18 Latvijas uzņēmumi. Tomēr jānorāda, ka meža produktu vākšanu veic arī mājsaimniecībās pašnodarbinātie.

### **Mežsaimniecības palīgdarbības**

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

### **2.1.3. 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. gadā reģistrēti 933 Latvijas uzņēmumi.

NACE 16.2 Koka, korķa, salmu un pīto izstrādājumu ražošana Lursoft datu bāzē 2022. gadā reģistrēti 1438 Latvijas uzņēmumi, t.sk.:

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. gadā reģistrēti 1106 Latvijas uzņēmumi.

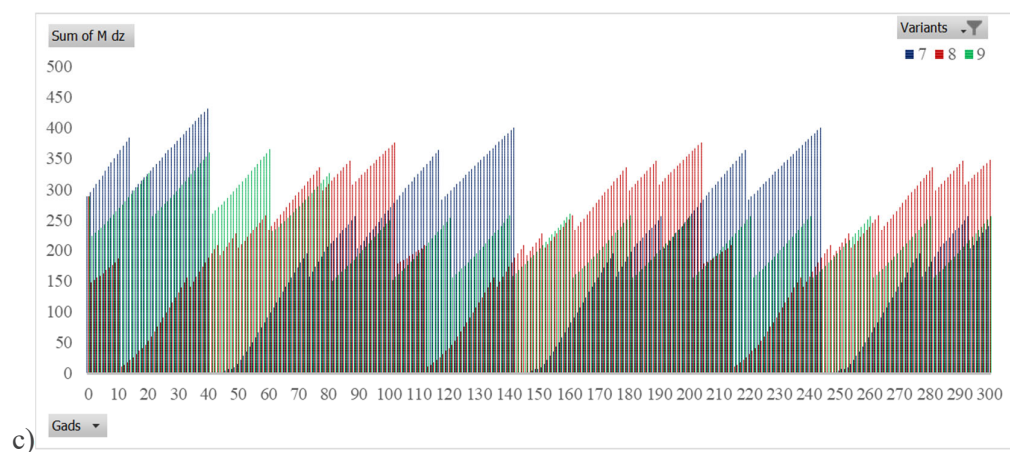
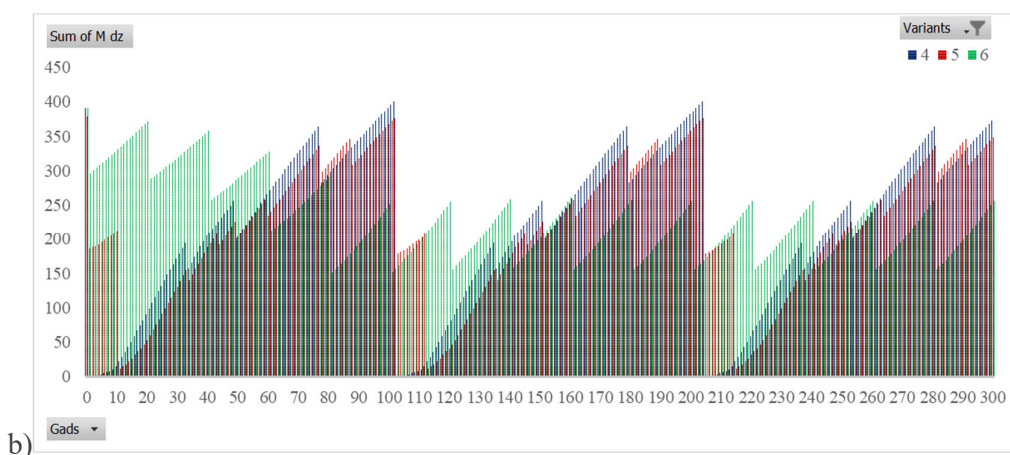
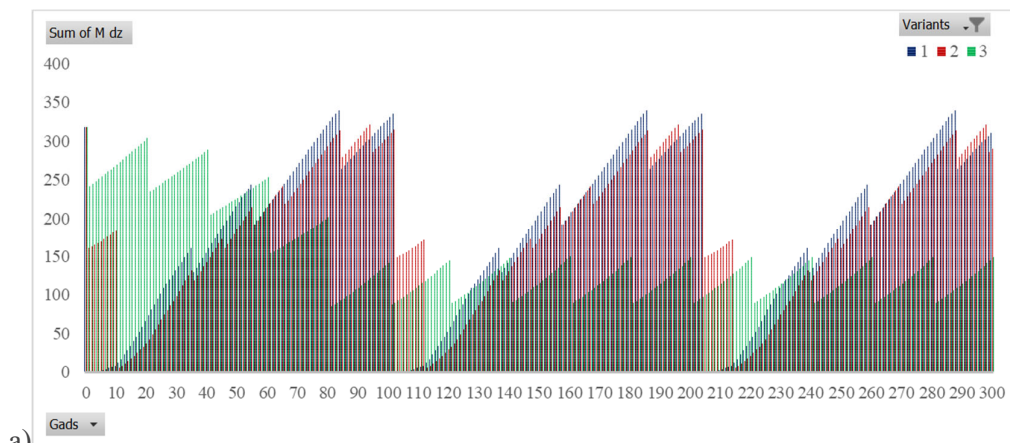
## **2.2. Dabai tuvākas mežsaimniecības ietekmes izvērtējums, balstoties uz meža inventarizācijas datiem**

Modelējot atsevišķas alternatīvas audzes līmenī kā piemēri vizualizēti Priežu audžu apsaimniekošanas alternatīvas mētrājā (vienlaidus cirte vs pakāpeniskā cirte vs izlases cirte) (skat. 2.1. attēlu).

---

<sup>4</sup> Katalogs | Dabas aizsardzības pārvalde.

Prognozētā dzīvo koku krājas dinamika laikā. Priede valdošā suga mētrājā apsaimniekojot ar vienlaidus cirti (1) vai izlases cirti (3) konstatējams, ka izlases cirtes gadījumā krāja pakāpeniski samazinās un stabilizējās aptuveni  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  līmenī.



2.1. attēls. Dažādu apsaimniekošanas alternatīvu dzīvo koku krājas dinamika: a) P mētrājā ilgtermiņā (1 – vienlaidus cirtē, 2 – pakāpeniskā cirtē, 3 – izlases cirtē); b) priežu lānā (4 – vienlaidus cirtē, 5 – pakāpeniskā cirtē, 6 – izlases cirtē); c) priežu lānā, uzsākot transformāciju 60 gadus vecā audzē.

Līdzīgi rezultāti konstatējami arī citos meža tipos.



## **2.3. Sabiedrības viedoklis par dabai tuvāku apsaimniekošanas metožu ieviešanu Latvijā**

### **2.3.1. Materiāls un metodika**

Pētījuma veicējs: Pētījumu centrs SKDS.

Mērķa grupa: Latvijas iedzīvotāji vecumā no 18 līdz 74 gadiem.

Aptaujas metode: Interneta aptauja (CAWI).

Izlases metode: Kvotu izlase.

Dati tika svērti atbilstoši LR IeM PMLP Iedzīvotāju reģistra datiem uz 24.01.2024.

Svēršanas parametri: dzimums, tautība, vecums, reģions.

Respondenti: Pētījumu centra SKDS WEB paneļa dalībnieki.

Ģenerālā kopa: 1 489 255 iedzīvotāji.

Plānotais izlases apjoms: 1000 respondenti.

Sasniegtais izlases apjoms: 1004 respondenti.

Ģeogrāfiskais pārklājums: visa Latvija.

Aptaujas laiks: 05.11.2024.–10.11.2024.

Jautājumi ietvēra sekojošus blokus:

Pirmajā blokā respondentiem tika parādīti nejaušā kārtībā 10 attēli (no 30 attēlu kopas) (skat. 2.6. attēlu), kuros norādīti dažādi meža apsaimniekošanas varianti, t.sk., dabas daudzveidībai nozīmīgu elementu saglabāšana vai veidošana. Respondenti tika aicināti novērtēt attēlos redzamo audžu vizuālo pievilcību, piemērotību atpūtai, piemērotība ogu sēņu ieguvei, kā arī vai Mežaudzē, kas ir attēlā, ir redzamas struktūras un elementi, kas šo audzi padara “dabai tuvāku”.

Otrajā jautājumu blokā tika uzdoti jautājumi par vēlmi maksāt par biotopu aizsardzību kopumā – Lūdzu, novērtējiet, cik daudz Jūs būtu gatavs/-a maksāt no saviem PERSONĪGAJIEM ienākumiem ik gadu, lai atbalstītu īpaši aizsargājamo sugu un biotopu saglabāšanu vai to stāvokļa uzlabošanu Latvijā kopumā? Un tajā skaitā par papildus izdevumiem, kas rastos meža īpašniekiem, ja tie ieviestu dabai tuvākas mežsaimniecības praksi – Cik daudz Jūs būtu gatavs/-a maksāt no saviem PERSONĪGAJIEM ienākumiem ik gadu, lai atbalstītu dabai tuvāku mežsaimniecību, tai skaitā īpaši aizsargājamo sugu un biotopu saglabāšanu vai to stāvokļa uzlabošanu, Latvijas mežos?



2.6. attēls. Dažādu mežsaimniecisko darbību vizuālie paraugi.

### 2.3.2. Rezultāti

Audzū novērtējuma rezultāti atspoguļoti 2.9. tabulā. Visaugstāk no visiem parametriem novērtēts attēls, kurā atainota vidēja vecuma priežu audze. Kā dabai tuvākās respondentu uzskatā ir tās audzes, kurās atspoguļotas audzes, kurās ir dažādvecuma egļu audze, vai vienvecuma vidēja vecuma vai pieaugušas priežu audzes. Ekoloģisko koku, kā arī atmirušās koksnes saglabāšana vairumam respondentu neasociējas ar dabai tuvāku mežsaimniecību. Līdzīgi arī jaunaudzes ar ekoloģiskajiem kokiem, vai atmirušo koksni respondentiem neasociējas ar vietu piemērotību ogu un sēņu ieguvei. Par tādām tiek uzskatītas vidēja vecuma un pieaugušas audzes, kā arī audzes, kurās veiktas izlases cirtes. Par piemērotām rekreācijai, kā arī vizuāli pievilcīgas tiek uzskatītas vidēja vecuma un vecākas priežu audzes, kā arī dažādvecuma egļu audzes.

2.9. tabula. Demo audžu novērtējums pēc to piemērotības rekreācijai, vizuālā kvalitāte, ogu un sēņu ieguvei, kā arī dabai tuvākai mežsaimniecībai saturošu elementu esamībai

Mežsaimnieciskās darbības parauga nosaukums	Rangs Dabai tuvāku elementu saglabāšana	Rangs potenciāli ogu ieguvei	Rangs piemērotība rekreācijai	Rangs potenciāli sēņu ieguvei	Rangs vizuāli pievilcība	Kopējais rangs
1 25 P vidV	2	1	2	1	2	8
2 05 E DVEC	1	2	4	2	3	12
1 22 P IZLC	5	3	3	7	5	23
3 06 E izlc	11	4	8	15	7	45
3 09 E-vid nek	9	5	12	9	11	46
3 24 P PIEAUG	3	6	1	3	1	14
2 08 E vidv	13	7	5	5	9	39
1 13 MISTR_IZLC2	4	8	7	11	6	36
1 10 E-vid.JPG	17	9	9	4	12	51
3 30 Pdegs	20	10	13	12	18	73
2 23 P IZLC2	6	11	11	8	8	44
1 04 Bvids.jpg	7	12	6	6	4	35
3 15 Mistr_IZLC4	14	13	10	10	15	62
1 01 B_IZLC.JPG	10	14	19	17	17	77
3 03 Bpieaug	12	15	17	14	14	72
2 20 P ekok4	16	16	14	16	13	75
3 27 revet_2	15	17	16	24	19	91
2 29 Mistr_ParS	19	18	23	13	23	96
2 14 MISTR_IZLC3	24	19	15	19	21	98
3 12 M PAR	8	20	18	18	10	74
2 26 P-DEG	23	21	21	22	22	109
1 07 E_JAUN.JPG	21	22	20	21	20	104
2 02 berzi nd	22	23	27	20	26	118
2 17 P ekok	28	24	26	28	27	133
1 16 MISTR_jaun	18	25	24	23	16	106
3 18 P ekok2	27	26	25	25	25	128
2 11 P JaunEko	25	27	22	26	24	124
1 28 VEJG.jpeg	26	28	30	27	29	140
1 19 P ekok3	29	29	29	29	30	146
3 21 P_izcirtEkoS	30	30	28	30	28	146

Attiecībā par maksāšanu par dabas aizsardzību vai dabai tuvāku mežsaimniecību vairums respondentu nav gatavi maksāt no saviem personiskajiem līdzekļiem (skat. 2.10. tabulu). 40% respondentu ir atbildējuši ka nav gatavi maksāt. Aptuveni 30% respondentu pieļauj, ka varētu maksāt no 1–150 euro gadā, bet vairāk sliecas, ka nē. Tikai 6% pieļauj, ka varētu maksāt vairāk nekā 150 euro gadā dabas aizsardzībai vai par dabai tuvākas mežsaimniecības ieviešanu.

2.10. tabula. Paziņotā vēlme maksāt par dabas aizsardzību vai dabai tuvāku mežsaimniecību

Summa	Vēlme maksāt				
	Jā	Drīzāk jā	Drīzāk nē	Nē	Kopā
Maksa Dabas aizsardzībai					
1–150 euro gadā	62	226	325	391	1004
151–300 euro gadā	15	45	238	706	1004
301–450 euro gadā	11	15	142	836	1004
451 < euro gadā	9	11	100	884	1004
Maksa Dabai tuvāka mežsaimniecība					
1–150 euro gadā	120	246	218	420	1004
151–300 euro gadā	14	50	187	753	1004
301–450 euro gadā	11	17	135	841	1004
451 < euro gadā	8	10	99	887	1004

### Secinājums

Jaunaudzes un izcirtumi ar ekoloģiskajiem kokiem vai audzes ar atmirušiem kokiem respondenti neuzskata ne par vizuāli pievilcīgām, ne piemērotām rekreācijai un arī ne par vietām, kurās būtu realizēta dabai tuvāka mežsaimniecība.

Vairums respondentu (70%) vai no pilnībā nepiekrīt, vai sliecas drīzāk nepiekrīst maksāt no personīgajiem līdzekļiem par dabas aizsardzību.

### Nobeiguma jautājumi

Priekšlikumi “Vadlīniju dabai tuvākas mežsaimniecības” ieviešanai Latvijā:

Noteikt modificētu triādes pieejas principu izmantošanu Latvijā.

Ieviest ainavu plānošanas principus.

Izmantot visas 3 mežkopības sistēmas (vienlaidus, pakāpeniskās un izlases) un to variantus ar biodaudzveidībai nozīmīgu struktūru saglabāšanu.

Iespēju robežās ievērot meža tipam atbilstošā dabiskā traucējuma režīma atdarināšanu.

Pārskatīt “minimālās audžu platības”.

Bezizcirtumu (pakāpeniskā un izlases cirte) varianti pēc izcērtamo koku telpiskā izvietojuma.

Vienmērīgi (atsevišķa koki, nelielas biogrupas).

Grupas (līdz 0,2(0,5) ha).

Joslas (platums mazāks par I stāva koka augstumu).

Joslu-grupas (atsevišķās joslās, izcērtot grupas).

Koki ārpus biogrupām (< 0,2(0,5) ha), saglabājot mežaudzē pēc pirmā paņēmiena 40–60% krājas.

Pagaidām neskaidrie jautājumi:

Kā plānot ilgtermiņā ilgtspējīgi iegūstamās koksnes apjomu?

Kāds ir optimālais bioloģiskajai daudzveidībai nozīmīgo struktūru apjoma izvietojums telpā (un laikā)?

Kā optimāli veidot pāreju («transformāciju») no vienvecuma uz dažādvecuma audžu saimniecību.

Sakņu trupe izlases ciršu saimniecībā?

Pārnadžu populāciju apsaimniekošana medību saimniecības un mežsaimniecības interešu līdzsvarošanai.

Izlases ciršu ietekme uz ģenētisko daudzveidību?

## Literatūras saraksts

- Abernethy B., Rutherford I.D. 1999. Guidelines for stabilising streambanks with riparian vegetation. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology Department of Geography and Environmental Studies, Technical report 99/10, 37 pp.
- 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.
- Abrego N., Salcedo I. 2013. Variety of woody debris as the factor influencing wood-inhabiting fungal richness and assemblages: Is it a question of quantity or quality? *Forest Ecology and Management*, 291: 377–385; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.025>.
- Achury R., Staab M., Blüthgen N. et al. 2023. Forest gaps increase true bug diversity by recruiting open land species. *Oecologia*, 202: 299–312; <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05392-z>.
- Aggestam F., Giurca A. 2021. The art of the “green” deal: policy path-ways for the EU Forest Strategy. *Forest Policy and Economy* 128: 102456.
- Aizsargjoslu likums. LR likums. 1997. Pieejams: <https://likumi.lv/ta/id/42348-aizsargjoslu-likums>.
- 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*, 259(4): 660–684.
- Andringa J.I., Zuo J., Berg M.P., Klein R., van't Veer J., de Geus R., de Beaumont M., Goudzwaard L., van Hal J., Broekman R., van Logtestijn R.S.P., Li Y., Fujii S., Lammers M., Hefting M.M., Sass-Klaassen U., Cornelissen J.H.C. 2019. Combining tree species and decay stages to increase invertebrate diversity in dead wood. *Forest Ecology and Management*, 441: 80–88; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.029>.
- Angelstam P. 1998. Towards a Logic for Assessing Biodiversity in Boreal Forest. In: *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*, p. 301–313.
- Angelstam P., Kuuluvainen T. 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective. *Ecological Bulletins*, 2004: 117–136.
- Angelstam P., Andersson L. 2001. Estimates of the needs for nature reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest*, Suppl. 3: 38–51.
- Angelstam P., Kuuluvainen T. 2004. Boreal forest disturbance regimes , successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins*, 51: 117–136.
- Aosaar J. 2012. The development and biomass production of grey alder stand on abandoned agricultural land in relation to nitrogen and carbon dynamics. PhD thesis. Tartu, 160 pp.
- Arhipova N., Gaitnieks T., Donis J., Stenlid J., Vasaitis R. 2011. Butt rot incidence, causal fungi, and related yield loss in *Picea abies* stands of Latvia. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 2337–2345.
- Arhipova N., Gaitnieks T., Donis J., Stenlid J., Vasaitis R. 2012. Heart-rot and associated fungi in *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. stands in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(4): 327–336.
- Bākūzis E., Markus R. 1969. Dabiskā atjaunošanās skujukoku mežu kailcīrsmās Latvijā. Grām.: Latvijai 1918.–1968. Brīvās pasaules latviešu mežkopju raksti. Čikāga, 55.–72. lpp.
- Bani A., Pioli S., Ventura M., Panzacchi P., Borruso L., Tognetti R., Tonon G., Brusetti L. 2018. The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Applied Soil Ecology*, 126: 75–84; <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.017>.
- Barbier S., Balandier P., Gosselin F. 2009. Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. *Annals of Forest Science*, 66: 602; <https://doi.org/10.1051/forest/2009041>.

- Barbier S., Gosselin F., Balandier P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254: 1–15; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038>.
- Bässler C., Müller J., Dziöck F., Brandl R. 2010. Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi. *Journal of Ecology*, 98: 822–832; <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01669.x>.
- 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. *Forestry Chronicle*, 75(1): 49–54.
- Bergeron Y., Gauthier S., Flannigan M., Kafka V. 2004. Fire regimes at the transition between mixed-wood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology*, 85: 1916–1932.
- Berges S.A., Schulte Moore L.A., Isenhardt T.M., Schultz R.C. 2010. Bird species diversity in riparian buffers, row crop fields, and grazed pastures within agriculturally dominated watersheds. *Agroforestry Systems*, 79: 97–110.
- Bollmann K., Kraus D., Paillet Y., Jonsson B.G., Gustafsson L., Mergner U., Krumm F. 2020. A unifying framework for the conservation of biodiversity in multi-functional European forests. In: Krumm F., Schuck A., Rigling A. (Eds.) *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe*. Birmensdorf: European Forest Institute, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, p. 27–45.
- Borehag M., Niklasson M. 2015. Spatial Analysis of forest fires in Norra Kivill National Park. Master Thesis, Swedish University of Agricultural Science, 36 pp. Available online at: [http://stud.epsilon.slu.se/8413/7/borehag\\_m\\_150827.pdf](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. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34(5): 380–389; <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1557246>.
- Briņība K. 1960. Par cirsmu platuma ietekmi uz meža dabisko atjaunošanos. *Jaunākais mežsaimniecībā*, 1: 45–50.
- Bušs K. 1976. Latvijas PSR mežu klasifikācijas pamati. Rīga: LRZTIPI.
- 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. *Canadian Journal of Forest Research*, 24: 337–359.
- Capon S.J., Chambers L.E., Mac Nally R., Naiman R.J., Davies P., Marshall N., Pittock J., Reid M., Capon T., Douglas M., Catford J. 2013. Riparian ecosystems in the 21<sup>st</sup> century: hotspots for climate change adaptation? *Ecosystems*, 16: 359–381.
- Carrasco-Rueda, F., Loïselle, B.A. 2019. Do riparian forest strips in modified forest landscapes aid in conserving bat diversity? *Ecology and Evolution*, 9(7): 4192–4209.
- Chapin F.S., Matson P.A., Vitousek P.M. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology* (2<sup>nd</sup> ed.). Springer.
- Chapman J.M., Proulx C.L., Veilleux M.A., Levert C., Bliss S., Andre M.E., Lapointe N.W., Cooke S.J. 2014. Clear as mud: a meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures. *Water Research*, 56: 190–202.
- Chečko E., Jaroszewicz B., Olejniczak K., Kwiatkowska-Falińska A.J. 2015. The importance of coarse woody debris for vascular plants in temperate mixed deciduous forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(9): 1154–1163; <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0473>.

- Chen J., Franklin J.F., Spies T.A. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 2: 387–396.
- Claessens L. et al. 2010. Riparian buffers and their role in the removal of phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 39(4): 1274–1284.
- Clements F.E. 1916. *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Washington, DC: Carnegie Institution of Washington.
- 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.
- Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253–260.
- Daily G.C. (Ed.) 1997. *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 392 pp.
- 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 pp.
- Daly E.R., Miller R.B., Fox G.A. 2015. Modeling streambank erosion and failure along protected and unprotected composite streambanks. *Advances in Water Resources*, 81: 114–127.
- Darveau M., Beauchesne P., Belanger L., Huot J., LaRue P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management*, 59: 67–78.
- De Grandpré L., Boucher D., Bergeron Y. et al. 2011. Effects of small canopy gaps on boreal mixedwood understory vegetation dynamics. *Community Ecology*, 12: 67–77; <https://doi.org/10.1556/ComEc.12.2011.1.9>.
- Delcourt P.A., Delcourt H.R. 1992. *Ecotone Dynamics in Space and Time*. In: Hansen A.J., di Castri F. (Eds.) *Landscape Boundaries. Ecological Studies*, Vol. 92. New York, NY: Springer.
- Donis J. 2013. Saimnieciskās darbības izvērtējums izlases ciršu saimniecībā. 3. etapa starpatskaite. Salaspils: LVMI “Silava”, 136 lpp.
- Donis J. 2005.–2007. Ekstrēmu vēja ātrumu ietekmes uz kokaudzes noturību novērtējums, lēmuma pieņemšanas atbalsta sistēmas izstrāde. MAF atbalstītā pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Donis J. 2018. Privāto mežu apsaimniekošanas un meža īpašumu konsolidācijas un kooperācijas procesa monitorings. MAF atbalstītā pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Donis J., Bičevskis M., Zdors L., Šņepsts G. 2010. Meža ugunsgrēka ietekmes uz koka dzīvotspēju novērtēšanas metodikas izstrāde. Gala pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”, 98 lpp.
- Donis J. 2007. Nekailciršu meža apsaimniekošanas modeļu izstrāde. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Donis J. 2008. Nekailciršu meža apsaimniekošanas modeļu izstrāde. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Donis J., Kitenberga M., Sņepsts G., Matisons R., Zarins J., Jansons A. 2017. Forest fire regime in Latvia during 1922–2014. *Silva Fennica*, 51(5).
- Drage M.A. 2005. Atmospheric icing and meteorological variables: Full scale experiment and testing of models. Doctoral thesis. The University of Bergen, 134 pp.
- Drobyshev I., Niklasson M., Linderholm H.W. 2012. Forest fire activity in Sweden: Climatic controls and geographical patterns in 20<sup>th</sup> century. *Agricultural and Forest Meteorology*, 154/155: 174–186.
- Duncker P.S., Barreiro S.M., Hengeveld G.M., Lind T., Mason W.L., Ambrozy S., Spiecker H. 2012. Classification of forest management approaches: a new conceptual framework and its applicability to European Forestry. *Ecology and Society*, 17(4); <https://doi.org/10.5751/ES-05262-170451>.



- Edman M., Möller R., Ericson L. 2006. Effects of enhanced tree growth rate on the decay capacities of three saprotrophic wood-fungi. *Forest Ecology and Management*, 232: 12–18; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.001>.
- Eglīte A. 1950. Meža dabiskā atjaunošanās no meža sienām priežu pamattipos Latvijas PSR. *Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas Vēstis*, 1(30): 115–124.
- Eklholm A., Lundqvist L., Axelsson E.P., Egnell G., Hjältén J., Lundmark T., Sjögren J. 2023. Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: A qualitative review. *Forest Ecology and Management*, 537: 120920; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120920>.
- Ellenberg H. 1974. Indicator values of the vascular plants of central Europe. Göttingen: German, Miscellaneous, Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas, Verlag Erich Goltze KG, 97 pp.
- Erefur C. 2010. Regeneration in Continuous Cover Forestry Systems. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Umeå, 53 pp.
- 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: 23–34.
- Ērglis D., Matuzānis J. 1973. Audžu noturība 1967. gada viesuļvētrā. *Jaunākais mežsaimniecībā*, 15: 53–60.
- Fauteux D., Imbeau L., Drapeau P., Mazerolle M.J. 2012. Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 266: 194–205; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.020>.
- Feldmann E., Dröbner L., Hauck M., Kucbel S., Pichler V., Leuschner C. 2018. Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 415/416: 38–46; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.022>.
- Fennessy M.S., Cronk J.K. 1997. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 27(4): 285–317.
- Fescenko, A., Lukins M., Fescenko I. 2016. Validation of medium-scale historical maps of southern Latvia for evaluation of impact of continuous forest cover on the present-day mean stand area and tree species richness. *Baltic Forestry*, 22: 51–62.
- Fescenko A., Nikodemus O., Brūmelis G. 2014. Past and contemporary changes in forest cover and forest continuity in relation to soils (Southern Latvia). *Polish Journal of Ecology*, 62: 625–638; <https://doi.org/10.3161/104.062.0408>.
- Fescenko A., Wohlgemuth T. 2017: Spatio-temporal analyses of local biodiversity hotspots reveal the importance of historical land-use dynamics. *Biodiversity and Conservation*, 26: 2401–2419.
- Fikke S., Ronsten G., Heimo A., Kunz S., Ostrožlik 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.
- Fisher S.G., Likens G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43(4): 421–439.
- Forsman J.T., Reunanen P., Jokimäki J., Monkkonen M. 2010. The effects of small-scale disturbance on forest birds: a meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(9): 1833–1842; <https://doi.org/10.1139/X10-126>.
- Fox G.A., Sheshukov A., Cruse R., Kolar R.L., Guertault L., Gesch K.R., Dutnell R.C. 2016. Reservoir sedimentation and upstream sediment sources: perspectives and future research needs on streambank and gully erosion. *Environmental Management*, 57: 945–955.

- 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, 8 pp.
- 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.
- Goodson J.M., Gurnell A.M., Angold P.G., Morrissey I.P. 2001. Riparian seed banks, structure, process and implications for riparian management. *Progress in Physical Geography*, 25: 301–325.
- Granström A. 2001. Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 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): 2353–2358.
- Gray A.N., Spies T.A., 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.
- Greenwood P., Kuhn N.J. 2014. Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. *Journal of Soils and Sediments*, 14: 637–650.
- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A., Cummins K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8): 540–551.
- Grime J.P. 2006. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. New York: John Wiley & Sons, 464 pp.
- Gromtsev A. 2002. Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fennica*, 36(1), id 549; <https://doi.org/10.14214/sf.549>.
- Grove S.J. 2013. Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 1–23; <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>.
- Gulis V., Suberkropp K. 2003. Decomposition of leaf litter in streams and its role in nutrient cycling. In: Webster J.R., Benfield M.E. (Eds.) *Freshwater Ecology: A Scientific Essay*. Springer.
- Hale S. 2004. *Managing light to enable natural regeneration in British conifer forest*. Information Note. Edinburgh: Forestry Commission, 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.
- Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Zimmermann N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3: 203–207; <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>.
- 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. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(5): 704–712.
- Hedwall P.O., Holmström E., Lindbladh M., Felton A. 2019. Concealed by darkness: How stand density can override the biodiversity benefits of mixed forests. *Ecosphere*, 10(8): e02835; <https://doi.org/10.1002/ecs2.2835>.
- Hefting M.M. et al. 2004. Controls of nitrification and denitrification in riparian soils along a European climatic gradient. *Biogeochemistry*, 67(1): 113–134.

- Hekkala A.M., Jönsson M., Kärvelo S., Strengbom J., Sjögren J. 2023. Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators*, 148: 110069; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110069>.
- 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. *Forestry Research*, 2: 8; <https://doi.org/10.48130/fr-2022-0008>.
- Honnay O., Piessens K., Van Landuyt W., Hermy M., Gulinck H. 2003. Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning*, 63(4): 241–250; [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00194-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00194-9).
- Humphrey J.W., Davey S., Peace A.J., Ferris R., Harding K. 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation*, 107: 165–180; [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00057-5).
- Hyde J.C., Smith A.M.S., Ottmar R.D., Alvarado E.C., Morgan P. 2011. The combustion of sound and rotten coarse woody debris: a review. *International Journal of Wildland Fire*, 20: 163–174; <https://doi.org/10.1071/WF09113>.
- Hylander K. 2004. Living on the edge – effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian forests. PhD-thesis. Umea University.
- Ingvarsson P.K., Dahlberg H. 2019. The effects of clonal forestry on genetic diversity in wild and domesticated stands of forest trees. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 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.
- Jacobsen J.B., Jensen F., Thorsen B.J. 2018. Forest Value and Optimal Rotations in Continuous Cover Forestry. *Environment Resource Economy*, 69: 713–732; <https://doi.org/10.1007/s10640-016-0098-Z>.
- Jansons Ā., Lazdiņš A., Donis J., Jansone B., Šēnhofa S., Jansone D., Zute D. 2020. Siltumnīcefekta gāzu emisiju un CO2 piesaistes novērtējums vecās mežaudzēs. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Jansons Ā. et al. 2015. Klimata izmaiņu ietekmes uz mežsaimniecību. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Jansons V., Lagzdins A., Berzina L., Sudars R., Abramenko K. 2011. Temporal and Spatial Variation of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia: Long Term Trends in Retention and Nutrient Loss in a Drainage and Small Catchment Scale. *Scientific Journal of Riga Technical University*, 7: 54–64.
- Jennings S.B., Brown N.D., Sheil D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 7.
- Joelsson K., Hjältén J., Work T., Gibb H., Roberge J.M., Löfroth T. 2017. Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management*, 391: 436–445; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.006>.
- Jogiste K., Korjus H., Stanturf J.A., Frelich L.E., Baders E., Donis J., Jansons A., Kangur A., Koster K., Laarmann D., Maaten T., Marozas V., Metslaid M., Nigul K., Polyachenko O., Randveer T., Vodde F. 2017. Hemiboreal forest: natural disturbances and the importance of ecosystem legacies to management. *Ecosphere*, 8(2): e01706; <https://doi.org/10.1002/ecs2.1706>.
- Johnson E.A., Miyaniishi K. 2007. *Plant disturbance ecology*. Academic Press, 720 pp.
- Johnston C.A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5-6): 491–565.
- Juutilainen K., Halme P., Kotiranta H., Mönkkönen M. 2011. Size matters in studies of dead wood and wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology*, 4(5): 342–349; <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.05.004>.
- Kabucis I. (red.) 2001. *Latvijas biotopi. Klasifikators*. Rīga: Latvijas dabas fonds, 96 lpp.

- Kalliokoski T., Nygren P., Sievänen R. 2008. Coarse root architecture of three boreal tree species growing in mixed stands. *Silva Fennica*, 42(2): 252; <https://doi.org/10.14214/sf.252>.
- Kelly J.M., Kovar J.L., Sokolowsky R., Moorman T.B. 2007. Phosphorus uptake during four years by different vegetative cover types in a riparian buffer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78: 239–251.
- 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, 596 pp.
- Király I., Nascimbene J., Tinya F. et al. 2013. Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity Conservation*, 22: 209–223; <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0415-y>.
- Kļaviņa D., Striķe Z., Ciseļonoka L., Lekavičs J., Burņeviča N., Pārums K., Saulīte-Berene D., Rudāns E., Gaitnieks T. 2023. Phytosanitary assessment of black and grey alder stands in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 39: 138–144; <https://doi.org/10.1080/02827581.2023.2290237>.
- Koivula M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*, 167(1/3): 103–121; [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00717-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00717-4).
- Korboulewsky N., Perez G., Chauvat M. 2016. How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 94: 94–106; <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.024>.
- Korhonen L., Korhonen K.T., Stenberg P., Maltamo M., Rautiainen M. 2007. Local models for forest canopy cover with beta regression. *Silva Fennica*, 41(4): id 275; <https://doi.org/10.14214/sf.275>.
- Kovács B., Tinya F., Németh C., Ódor P. 2019. Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-yr experiment. *Ecological Applications*, 30(2): e02043; <https://doi.org/10.1002/eap.2043>.
- Krauklis Ā. 2001. Latvija mūsdienu ģeogrāfijas skatījumā. Grām.: II Pasaules latviešu zinātnieku kongresa tēžu krājums, Rīga, 14.–15.08.2001. Rīga: Latvijas Zinātņu akadēmija, 272. lpp.
- Krišāns O., Samariks V., Donis J., Jansons Ā. 2020. Structural Root-Plate Characteristics of Wind-Thrown Norway Spruce in Hemiboreal Forests of Latvia. *Forests*, 11: 1143; <https://doi.org/10.3390/f11111143>.
- Krumm F., Schuck A., Rigling A. (Eds.) 2020. *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe*. Birmensdorf: European Forest Institute, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, 640 pp.
- Krzeminska D., Kerkhof T., Skaalsveen K., Stolte J. 2019. Effect of riparian vegetation on stream bank stability in small agricultural catchments. *Journal of Soil Science*, 172: 87–96.
- Kucbel S., Jaloviar P., Saniga M. et al. 2010. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *European Journal of Forest Research*, 129: 249–259; <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0322-2>.
- Kuglerová L., Jansson R., Ågren A., Laudon H., Malm-Renöfält B. 2014. Groundwater discharge creates hotspots of riparian plant species richness in a boreal forest stream network. *Ecology*, 95(3): 715–725.
- Kundziņš A. 1949. Pētījumi par priežu dabiskās atjaunošanās veicināšanas apstākļiem un paņēmieniem Latvijas PSR galvenajos meža tipos: Disertācija. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības Akadēmija, 159 lpp.
- Kuuluvainen T., Grenfell R. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management – theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42: 1185–1203; <https://doi.org/10.1139/X2012-064>.
- Kuuluvainen T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36(1).

- Kuuluvainen T., Aakala T. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica*, 45(5): 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: Burns R.M. (Ed.) *Silvicultural systems for the major forest types of the United States*. Washington, DC: United States Department of Agriculture Forest Service Agriculture Handbook, 445, p. 44–47.
- Laiho O., Lähde E., Pukkala T. 2011. Uneven- vs even-aged management in Finnish boreal forests. *Forestry*, 84(5): 547–556; <https://doi.org/10.1093/forestry/cpr032>.
- Laiviņš M. 1998. Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eitrofikācija: Habilitācijas darba kopsavilkums. Rīga: Latvijas Universitāte, 71 lpp.
- Laiviņš M. 2014. Latvijas meža un krūmāju augu sabiedrības un biotopi. *Mežzinātne*, 28: 6–38.
- Lassau S.A., Hochuli D.F., Cassis G., Reid C.A.M. 2005. Effects of habitat complexity on forestbeetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions*, 11: 73–82; <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00124.x>.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11(5): 1027–1039; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>.
- Latvijas mežu statistika un mežu departamenta darbība. 1926. 20. III 1919.–31. III 1925. Rīga Meža departamenta izdevums. 210 lpp.
- 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.
- Lindenmayer D.B., Margules C.R., Botkin D.B. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14(4): 941–950; <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>.
- Löfroth T. et al. 2023. Deadwood Biodiversity. In: Girona M.M., Morin H., Gauthier S., Bergeron Y. (Eds.) *Boreal Forests in the Face of Climate Change*. *Advances in Global Change Research*. Springer, Cham, Vol. 74, p. 167–187; [https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_6).
- Lowrance R., Todd R., Asmussen L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6): 374–377.
- Lūkins M., Rozītis J. 2008. Izlases cirte. Meža apsaimniekošanas pieredze demonstrējamās teritorijās. Rīga: Pasaules Dabas Fonds, 8 lpp. Pieejams: [https://www.pdf.lv/uploads/dokumenti/Izlases\\_cirte\\_buklets.pdf](https://www.pdf.lv/uploads/dokumenti/Izlases_cirte_buklets.pdf).
- Lummer E.M., Auerswald K., Geist J. 2016. Fine sediment as environmental stressor affecting freshwater mussel behavior and ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 571: 1340–1348.
- Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E., Wood J.D. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineering*, 32: 6663–6667.
- Mäkinen H., Saranpää P., Linder S. 2002. Wood-density variation of Norway spruce in relation to nutrient optimization and fibre dimensions. *Canadian Journal for Research*, 32: 185–194; <https://doi.org/10.1139/x01-186>.
- 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.
- Mander Ü., Kuusemets V., Ivask M. 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones: A case study from the Porijogi River catchment, Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 31(1-3): 333–348.
- Mangalis I. 2004. Meža atjaunošana un ieaudzēšana. Rīga: Et Cetera, 455 lpp.
- Marcot B.G. 2017. *A Review of the Role of Fungi in Wood Decay of Forest Ecosystems*. United States Department of Agriculture, 32 pp.

- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L., Rauh J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 94(2): 199–209; [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00175-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00175-5).
- McDonald P.M., Abbot C.S. 1994. Seedfall, regeneration, and seedling development in group-selection openings. USDA For. Serv. Res. Pap. PSW-421, 15 pp.
- 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.
- Mežals G. 1980. Meža augsnes zinātne. Rīga: Zinātne, 174 lpp.
- Modrý M., Hubený D., Rejšek K. 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management*, 188(1/3): 185–195; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.029>.
- Mönkkönen M. 1999. Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 8: 85–99.
- Mullally H.L., Buckley D.S., Fordyce J.A., Collins B., Kwit C. 2019. Bee Communities across Gap, Edge, and Closed-Canopy Microsites in Forest Stands with Group Selection Openings. *Forest Science*, 65(6): 751–757; <https://doi.org/10.1093/forsci/fxz035>.
- Müller J., Büttler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6): 981–992; <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>.
- Musco A., Bagnato S., Sidari M et al. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research*, 25: 725–736; <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7>.
- Naiman R.J., De´Camps H., McClain M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. San Diego, California, USA: Elsevier Academic Press.
- Naiman R.J., Decamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1): 621–658.
- Nakamura F. 2022. *Riparian Forests and Climate Change: Interactive Zone of Green and Blue Infrastructure*. In: Nakamura F. (Ed.) *Green Infrastructure and Climate Change Adaptation*. Ecological Research Monographs. Singapore: Springer.
- 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): 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): 1484–1499.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A.F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J.M., 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>.
- Nolet P., Kneeshaw D., Messier C., Béland M. 2017. Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution*, 8(2): 1217–1226; <https://doi.org/10.1002/ece3.3737>.
- Nordén B., Ryberg M., Götmark F., Olausson B. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation*, 117(1): 1–10; [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00235-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00235-0).
- Nordkvist M., Eggers J., Fustel T.L.-A., Klapwijk M.J. 2023. Development and implementation of a spruce bark beetle susceptibility index: a framework to compare bark beetle susceptibility on stand level. *Trees, Forests and People*, 11:100364; <https://doi.org/10.1016/J.TFP.2022.100364>.
- Novaes E., Kirst M., Chiang V., Winter-Sederof H., Sederof R. 2010. Lignin and biomass: a negative correlation for wood formation and lignin content in trees. *Plant Physiology*, 154: 555–561; <https://doi.org/10.1104/pp.110.161281>.

- O'Connell M.A., Hallett J.G., West S.D. 1993. Wildlife use of riparian habitats: a literature review. Washington DC: Timber Fish & Wildlife.
- Odum E.P., Barrett G.W. 2005. Fundamentals of Ecology (5<sup>th</sup> ed.). Brooks/Cole, 598 pp.
- Oliver C.D., Larson B.C. 1996. Forest stand dynamics. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- 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. *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: 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. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1458–1464.
- Pearce R.A., Trlica M.J., Leininger W.C., Mergen D.E., Frasier G. 1998. Sediment movement through riparian vegetation under simulated rainfall and overland flow. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 51(3): 301–308.
- Perera A., Euler D., Thompson I. 2001. Ecology of a Managed Terrestrial Landscape: Patterns and Processes of Forest Landscapes in Ontario. UBC Press, 352 pp.
- Peterjohn W.T., Correll D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5): 1466–1475.
- Pickett S.T., White P.S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, 472 pp.
- Pinay G., Bernal S., Abbott B.W., Lupon A., Marti E., Sabater F., Krause S. 2018. Riparian corridors: A new conceptual framework for assessing nitrogen buffering across biomes. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 47.
- Popescu C., Oprina-Pavelescu M., Dinu V., Cazacu C., Burdon F.J., Forio M.A.E., Kupilas B., Friberg N., Goethals P., McKie B.G., Rîşnoveanu G. 2021. Riparian vegetation structure influences terrestrial invertebrate communities in an agricultural landscape. *Water*, 13(2): 188.
- Porte A., Huard F., Dreyfus P. 2004. Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. *Agriculture and Forest Meteorology*, 126: 175–182; <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.06.001>.
- Preston N.J., Crozier M.J. 1999. Resistance to shallow landslide failure through root-derived cohesion in East Coast Hill Country soils, North Island, New Zealand. *Earth Surface Processes and Landforms* 24: 665–675.
- Priedītis N. 1999. Latvijas mežs: daba un daudzveidība. Rīga, 209 lpp.
- Quine C.P., Gardiner B.A. 2007. Understanding how the interaction of wind and trees results in windthrow, stem breakage and gap formation. In: Johnson E.A., Miyanishi K. (Eds.) *Plant disturbance ecology: the process and the response*. New York: Academic Press (Elsevier).
- Quine C., Gardiner C., Pyatt B. 1995. Forests and Wind: Management to Minimise Damage. Forestry Commission, 114 pp.
- Ranius T., Fahrig L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201–208; <https://doi.org/10.1080/02827580600688269>.
- 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. *Agriculture and Forest Meteorology*, 65: 107–127.
- Richardson J.S., Moore R.D. 2010. Stream and riparian ecology. In: Pike R.G., Redding T.E., Moore R.D., Winker R.D., Bladon K.D. (Eds.) *Compendium of forest hydrology and*

- geomorphology in British Columbia. Victoria, BC: BC Ministry of Forests and Range, Forest Science Program, FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops. BC Land Management Handbook, No. 66, p. 441–460.
- Ritter E., Dalsgaard L., Einhorn K.S. 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 206(1/3): 15–33; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.011>.
- Rondeux J., Sanchez C. 2010. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environment Monitoring Assess*, 164: 617–630; <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0917-6>.
- Rood S.B., Bigelow S.G., Polzin M.L., Gill K.M., Coburn C.A. 2015. Biological bank protection: trees are more effective than grasses at resisting erosion from major river floods. *Ecohydrology*, 8(5): 772–779.
- Rosvall O. 2019. Using Norway spruce clones in Swedish forestry: general overview and concepts. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 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: 1079–1091.
- Runģis 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>.
- Runnel K., Stephan J.G., Jonsell M. et al. 2021. Do different growth rates of trees cause distinct habitat qualities for saproxylic assemblages? *Oecologia*, 197: 807–816; <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05061-z>.
- Ryan K.C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36(1): id 548; <https://doi.org/10.14214/sf.548>.
- Rykken J.J., Moldenke A.R., Olson D.H. 2007. Headwater riparian forest-floor invertebrate communities associated with alternative forest management practices. *Ecological Applications*, 17(4): 1168–1183.
- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T., Heffernan J., Jani A., Katz G., Soykan C., Watts J., Welter J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86(1): 56–62.
- Saetre P., Sturesson Saetre L., Brandtberg P.-O., Lundkvist H., Bengtsson J. 1997. Ground vegetation composition and heterogeneity in pure Norway spruce and mixed Norway spruce-birch stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(12): 2034–2042; <https://doi.org/10.1139/x97-177>.
- Sannikov S., Goldammer J.G. 1996. Fire Ecology of Pine Forests of Northern Eurasia. In: Goldammer G., Furyaev V.V. (Eds.) *Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia*. Kluwer Academic Publishers, p. 151–167.
- Sass G.G. 2009. Coarse woody debris in lakes and streams. In: Likens G.E. (Ed.) *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Elsevier, Vol. 1, p. 60–69.
- Savilaakso S., Johansson A., Häkkinen M. et al. 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. *Environment Evid*, 10: 1; <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00215-7>.
- Schmuck G., San-Miguel-Ayán J., Camia A., Durrant T.H., Santos de Oliveira S., Boca R., Whitmore C., Giovando C., Libertá G., Corti P., Schulte E. 2015. *Forest fires in Europe 2010 (Forest fires in Europe No. 11)*. Italy: Joint Research Centre, Ispra.
- Seibold S., Bäessler C., Brandl R., Gossner M.M., Thorn S., Ulyshen M.D., Müller J. 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, 191: 139–149; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006>.
- Selonen V., Mussaari M., Toivanen T., Kotiaho J.S. 2011. The conservation potential of brook-side key habitats in managed boreal forests. *Silva Fennica*, 45(5).



- Semlitsch R.D., Bodie J.R. 2003. Biological conservation of wetland ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 1–25.
- Sharpe F., Shaw D.C., Rose C.L., Sillett S.C., Carey A.B. 1996. The biologically significant attributes of forest canopies to small birds. *Northwest Science*, 70: 86–93.
- Shorohova E., Kapitsa E. 2016. The decomposition rate of non-stem components of coarse woody debris (CWD) in European boreal forests mainly depends on site moisture and tree species. *European Journal of Forest Research*, 135: 593–606; <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0957-8>.
- Siira-Pietikäinen A., Haimi J. 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. *Forest Ecology and Management*, 258(3): 332–338; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.024>.
- Siitonen J. 2013. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, 49: 11–41; <https://doi.org/10.2307/20113262>.
- Simon A., Collison A.J. 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(5): 527–546.
- Sipe T.W., Bazzaz F.A. 1994. Gap partitioning among maples (*Acer*) in central New England: shoot architecture and photosynthesis. *Ecology*, 75: 2318–2332.
- Skudra P. 1985. *Mežierīcība*. Rīga: Zvaigzne, 190 lpp.
- 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. Salaspils: LVMI “Silava”, 74 lpp. Pieejams: [http://www.silava.lv/userfiles/file/Projektu%20parskati/2021\\_Snepsts\\_MAF\\_Zala\\_vienosanas.pdf](http://www.silava.lv/userfiles/file/Projektu%20parskati/2021_Snepsts_MAF_Zala_vienosanas.pdf).
- Šņepsts G. 2022. Klimata scenāriju sociālekonomiskās ietekmes aprēķini. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- 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. *Forest Ecology and Management*, 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.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. *Biodiversity in dead wood*. New York: Cambridge University Press, 521 pp.
- Sūna Ž. 1973. Latvijas PSR pilsētu un pilsētciematu zaļās zonas. Apskats. Rīga: LatZTIZPI, 75 lpp.
- Swanson F.J., Gregory S.V., Sedell J.R., Campbell A.G. 1982. Land-water interactions: the riparian zone. In: Edmonds R.L. (Ed.) *Analysis of Coniferous Forest Ecosystems in the Western United States*. US/IBP Synthesis Series, 14. Stroudsburg, PA; Hutchinson Ross Publishing Co., p. 267–291.
- 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).
- Uhl B., Schall P., Bässler C. 2024. Achieving structural heterogeneity and high multi-taxon biodiversity in managed forest ecosystems: a European review. *Biodiversity and Conservation*, 2024; <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02878-x>.
- Ulyshen M.D., Klooster W.S., Barrington W.T., Herms D.A. 2011. Impacts of emerald ash borer-induced tree mortality on leaf litter arthropods and exotic earthworms. *Pedobiologia*, 54(5/6): 261–265; <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.05.001>.

- Uri V., Lõhmus K., Mander Ü., Ostonen I., Aosaar J., Maddison M., Helmisaari H.-S., Augustin J. 2011. Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. *Ecological Engineering*, 37(6): 920–930.
- Valkama E., Usva K., Saarinen M., Uusi-Kämpä J. 2019. A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of Environmental Quality*, 48(2): 270–279.
- Venalainen A., Korhonen N., Hyvarinen O., Koutsias N., Xystrakis F., Urbieto I.R., Moreno J.M. 2014. Temporal variations and change in forest fire danger in Europe for 1960–2012. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14: 1477–1490.
- Venäläinen M., Harju A., Kainulainen P., Viitanen H., Nikulainen H. 2003. Variation in the decay resistance and its relationship with other wood characteristics in old Scots pines. *Annals of Forest Science*, 60: 409–417; <https://doi.org/10.1051/forest:2003033>.
- Venugopal P., Junninen K., Linnakoski R., Edman M., Kouki J. 2016. Climate and wood quality have decayer-specific effects on fungal wood decomposition. *Forest Ecology and Management*, 360: 341–351; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.023>.
- Verluis M., Hekkala A.M., Lindberg E., Lämås T., Hjältén J. 2020. Comparing the effects of even-aged thinning and selective felling on boreal forest birds. *Forest Ecology and Management*, 475: 118404; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118404>.
- Vidon P., Hill A.R. 2004. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *Journal of Hydrology*, 292(1/4): 210–228.
- Vought L.B.M., Dahl J., Pedersen C.L., Lacoursiere J.O. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, 23(6): 342–348.
- Wantzen K.M., Junk W. 2008. Riparian wetlands. In: Jørgensen S.E. (Ed.) *Encyclopedia of Ecology*. London: Elsevier, p. 3035–3044.
- Wei L. 2014. Effects of stand attributes and skid trails on ground flora diversity in lowland forests. Theses. Agricultural sciences. Université d'Orléans.
- Wood P.J., Armitage P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21(2): 203–217.
- Wood J.C. 1995. Understanding wind forces on trees. In: Coutts H.P., Grace J. (Eds.) *Wind and trees*. Cambridge University Press, p. 133–164.
- Yang S., Limpens J., Sterck F.J., Sass-Klaassen U., Cornelissen J.H.C., Hefting M., van Logtestijn R.S.P., Goudzwaard L., Dam N., Dam M., Veerkamp M.T., van den Berg B., Brouwer E., Chang C., Poorter L. 2021. Dead wood diversity promotes fungal diversity. *Oikos*, 130: 2202–2216; <https://doi.org/10.1111/oik.08388>.
- Yatskov M., Harmon M.E., Krankina O.N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 1211–1226; <https://doi.org/10.1139/X03-033>.
- 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., Sņepsts 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.
- Zdors L., Donis J. 2017. Evaluating the Edge Effect on the Initial Survival and Growth of Scots Pine and Norway Spruce After Planting in Different Size Gaps in Shelterwood. *Baltic Forestry* 23(2): 534–543.
- Zimelis A., Lazdāns V., Lazdiņa D., Donis J. 2011. Jaunaudžu kopšanas un agrotehniskās kopšanas darbu ražīguma un pašizmaksas. Pētījuma pārskats. Salaspils: 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*, 26(95): 934–945.
- 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*, p. 23–30.
- Zviedris A. 1949. Regulētās izlases cirtes Latvijas PSR egļu mežos. *Mežsaimniecības problēmu institūta raksti*, 1: 68–110.
- Цветков М.А. 1957. Изменение лесистости Европейской части России с конца XVII столетия по 1914 год. Москва: Изд-во АН СССР, 214 с.