

PĀRSKATS

par Meža attīstības fonda atbalstīto pētījumu

<u>PĒTĪJUMA NOSAUKUMS:</u>	PRIEKŠLIKUMI MEŽA EKOSISTĒMU BIOĻOĢISKĀS DAUDZVEIDĪBAS UZLABOŠANAI, IZMANTOJOT REGULAS PAR DABAS ATJAUNOŠANU PROJEKTĀ IETVERTOS RĀDĪTĀJUS: PARASTO MEŽA PUTNU POPULĀCIJU INDEKSU, ATMIRUŠĀS KOKSNES APJOMU, NEVIENMĒRĪGAS VECUMSTRUKTŪRAS MEŽU ĪPATSVARU, MEŽA SAVIENOJAMĪBU, ORGANISKĀ OGLEKĻA UZKRĀJUMU, TO MEŽU ĪPATSVARU, KŪROS DOMINĒ AUTOHTONAS KOKU SUGAS, UN KOKU SUGU DAUDZVEIDĪBU
<u>LĪGUMA NR.:</u>	25-00-S0MF01-000002
<u>PĒTĪJUMA NORISES LAIKS:</u>	01.06.2025.–30.12.2025. Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”
<u>PĒTĪJUMA VADĪTĀJA:</u>	Ilze Matisone, LVMI “Silava” pētniece

Salaspils, 2025

Kopsavilkums

Pētījuma mērķis ir priekšlikumu izstrāde meža ekosistēmu bioloģiskās daudzveidības uzlabošanai, izmantojot Eiropas Padomes un Parlamenta regulu (ES) 2024/1991 par dabas atjaunošanu un ar ko groza Regulu (ES) 2022/869 ietvertos rādītājus: parasto meža putnu populāciju indeksu, atmirušās koksnes apjomu, nevienmērīgas vecumstruktūras mežu īpatsvaru, meža savienojamību, organiskā oglekļa uzkrājumu, to mežu īpatsvaru, kuros dominē autohtonas koku sugas, un koku sugu daudzveidību.

Pētījumā izvērtēta Nacionālā meža monitoringa, Valsts meža dienesta (VMD) Meža valsts reģistra un Dienas putnu monitoringa informācija, raksturojot regulā par dabas atjaunošanu ietvērto rādītāju līdzšinējo stāvokli (līmeni), kā arī to iespējamo saikni ar normatīviem un mežsaimniecisko darbību. Sagatavoti priekšlikumi mežsaimnieciskās darbības pilnveidei, lai veicinātu dabas atjaunošanas regulas projektā ietvērto un šajā projektā vērtēto rādītāju (indikatoru) virzību uz apmierinošu līmeni un atjaunošanas pasākumiem.

Pētījuma uzdevumi ir apkopot un analizēt līdzšinējo pētījumu informāciju par trīs dabas atjaunošanas projektā ietvertajiem rādītājiem:

1. Stāvoša un guloša atmirusī koksne;
2. Tāda meža īpatsvars, kurā dominē autohtonas koku sugas;
3. Parasto meža putnu populāciju indekss.

Rekomendācijas:

Indikatoriem “stāvoša un guloša atmirusī koksne” apmierinošs līmenis ir nosakāms un monitorējams, balstoties uz Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) datiem. Vidējais pašreizējais valsts mēroga stāvošas atmirušās koksnes daudzums $9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ un vidējais gulošās atmirušās koksnes daudzums $14 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ievērojami pārsniedz vidējos Eiropas līmeņus, un lokāli atbilda speciālistu (atslēgas) sugu kritiskajiem sliekšņiem, nosakāms kā apmierinošs līmenis. Abu indikatoru apmierinošs līmenis Latvijā tiek nodrošināts pie esošās apsaimniekošanas sistēmas, un lapu koku audzes ir atzīmējamas kā līdzeklis apmierinoša līmeņa maksimāli ātrai uzlabošanai nākotnē.

Lai precīzi aprēķinātu indikatoru “tāda meža īpatsvars, kurā dominē autohtonas koku sugas”, sākotnēji nepieciešams noteikt platības (veikt ģeoloģiskāciju) kategorijai “citiem kokaugiem klātās zemes”, taču, ja šī kategorija tiek ņemta vērā, aprēķinot indikatoru, tad nākotnē jānodrošina šīs zemju kategorijas monitorēšana. Meža un plantāciju mežu zemēs indikatora aprēķinus (koku sugu segumu) un monitorēšanu var veikt, izmantojot VMD Meža valsts reģistra datus. Ņemot vērā klimata pārmaiņu scenārijus, apsaimniekošanas tradīciju iespējamo maiņu, Baltijas reģionā līdz šim reģistrēto svešzemju sugu izplatības potenciālu un Eiropas valstu vadlīnijas par svešzemju koku sugu integrāciju, definējot indikatoru, iesakāms noteikt vismaz 10% rezervi svešzemju sugu īpatsvara palielināšanai nākotnē. Šobrīd vietējo jeb autohtono koku sugu īpatsvars Latvijā ir 99%. Tādējādi indikatora – tāda meža īpatsvars, kurā dominē autohtonas koku sugas – apmierinošs līmenis Latvijā varētu būt 85%. Šim indikatoram jau šobrīd konstatēts labs stāvoklis, un nevar sagaidīt, ka šis stāvoklis saistībā ar regulas prasībām vēl tiks uzlabots.

Lai novērtētu indikatora “Parasto meža putnu populāciju indekss” ticamību, var lietot reprezentativitātes indeksus, taču to loma ir ierobežota, pārrēķinot tikai standartklūdas, nevis pašu indeksu vērtības. Standartklūdu pielāgošana saglabā TRIM modeļu matemātisko integritāti un nodrošina pilnīgu saderību ar putnu populāciju stāvokļa ziņošanas standartiem atbilstoši PECBMS

metodoloģijai. Lai pilnveidotu meža putnu stāvokļa monitoringu, ir nepieciešams pielāgot uzskaišu tīklu, lai tas precīzāk raksturotu mežainuma un putnu sastopamības sakarības Latvijas mērogā. Tas ietvertu uzskaišu skaita koriģēšanu noteiktās teritorijās (25×25 km kvadrātos ar iepriekš noteiktām reprezentativitātes novirzēm), tādā veidā nodrošinot arī augstāku datu ticamību (veikt datu statistisko analīzi). Nākotnē putnu indeksu aprēķinam jau sākotnēji jāiekļauj apsekoto traktu reprezentativitātes kļūdas. Ieteicams būtu arī agrāk aprēķināto trendu pārrēķins, izmantojot konstatētās reprezentativitātes novirzes (uz reprezentativitātes indeksiem balstīti statistiskie svāri).

Saturs

Kopsavilkums	2
Ievads	5
1. Stāvoša un guloša atmirusī koksne	7
1.1. Pamatojums	7
1.2. Materiāls un metodes.....	8
1.3. Rezultāti	11
2. Tāda meža īpatsvars, kurā dominē autohtonas koku sugas.....	24
2.1. Pamatojums un definīcijas	24
2.2. Materiāls un metodes	24
2.3. Rezultāti	25
3. Parasto meža putnu populāciju indekss	34
3.1. Pamatojums	34
3.2. Materiāls un metodika.....	34
3.3. Rezultāti	36
Literatūras saraksts.....	41
Pielikumi	49

Ievads

Eiropas Padomes un Parlamenta regula (ES) 2024/1991 par dabas atjaunošanu, ar ko groza Regulu (ES) 2022/8691, stājās spēkā 2024. gada 18. augustā (Dabas atjaunošanas regula, 2024). Plašāk to pieņemts saukt par Dabas atjaunošanas regulu, ar ko tiek izvirzīti mērķi, kas stimulēs dalībvalstis veikt plašus dabas un vides vērtību atjaunošanas pasākumus, kā arī nodrošināt ilgtspējīgu un bioloģiski daudzveidīgu nākotni visiem Eiropas Savienības iedzīvotājiem.

Regula nosaka konkrētus mērķus un termiņus, izmantojot kurus, ar likuma spēku plānots novērst nepilnības vides jautājumus regulējošās EU direktīvās (Dzīvotņu direktīvas, Putnu direktīvas, Ūdens struktūrdirektīvas un Jūras stratēģijas pamatdirektīvas) un sasniegt tajās noteiktos mērķus.

Regula ietver darbības dažādās dzīvotnēs, tostarp meža ekosistēmās, ko nosaka regulas 12. pants par “Meža ekosistēmu atjaunošanu” (Dabas atjaunošanas regula, 2024). Regulas 12. pantā minēti septiņi meža ekosistēmu indikatori, kuriem pēc VI pielikumā minētās metodikas nepieciešams noteikt apmierinošus līmeņus (saskaņā ar 14. panta 5. punktu). Minētie indikatori ir: a) stāvoša atmirusī koksne; b) guloša atmirusī koksne; c) nevienmērīgas vecumstruktūras mežu īpatsvars; d) meža savienotība; e) organiskā oglekļa uzkrājums; f) to mežu īpatsvars, kuros dominē autohtonas koku sugas; g) koku sugu daudzveidība. Regulas 12. panta 3. punkts nosaka, ka dalībvalstis panāk, ka valsts līmenī vismaz seši no septiņiem iepriekš minētajiem meža ekosistēmu indikatoriem, kas izvēlēti, pamatojoties uz to spēju pierādīt meža ekosistēmu biodaudzveidības uzlabošanos attiecīgajā dalībvalstī, uzrāda augšupejošotendenci. Tendenci mēra laikā no 2024. gada 18. augusta līdz 2030. gada 31. decembrim un pēc tam reizi sešos gados, līdz ir sasniegti apmierinoši līmeņi, kas noteikti saskaņā ar 14. panta 5. punktu.

Tātad regula paredz, ka, izmantojot zinātniski pamatotu monitoringu, augstāk minētajiem indikatoriem nepieciešams noteikt apmierinošus līmeņus (*satisfactory level*), taču regulas 3. pantā līdztekus citām definīcijām nav dots “apmierinoša līmeņa” definējums, un regulā nav atrodams skaidrojums, ko tieši šis termins nozīmē (Dabas atjaunošanas regula, 2024). Regulas VI pielikumā dota katra indikatora noteikšanas un monitoringa metodika, taču minētā metodika neietver precīzu, skaidri saprotamu un visām dalībvalstīm vienotu indikatora noteikšanas metodiku. Tā daļēji attiecināma tikai uz monitoringu, ko pēc Latvijas likumdošanas nosaka 2022. gada 18. janvāra Ministru kabineta noteikumi Nr. 51 “Nacionālā meža monitoringa noteikumi” (Nacionālā meža monitoringa noteikumi, 2022) un Vides politikas pamatnostādnes 2021.–2027. gadam 1. pielikuma 4. daļa (Bioloģiskās daudzveidības monitoringa programma, 2020). Precīza metodika aprakstīta Nacionālais meža monitorings (2025). Regulas nosaka, ka katrai dalībvalstij jādefinē septiņu meža ekosistēmu indikatoru, kas konkretizēti VI pielikumā, apmierinoši līmeņi, un, veicot dabas atjaunošanas pasākumus, jāpanāk, ka valsts līmenī katrs no augstāk minētajiem indikatoriem uzrāda augšupejošu tendenci, līdz ir sasniegts apmierinošs līmenis, kāds noteikts saskaņā ar 14. panta 5. punktu. Taču regula nenorāda rīcību gadījumos, ja indikatoram uz doto brīdi valstī jau konstatēts apmierinošs līmenis. Ņemot vērā, ka dabas atjaunošanas regulas pamatprincips, izvērtējot katras ES dalībvalsts situāciju, ir atjaunot to, kas ir bojāts, un saglabāt to, kas ir labā stāvoklī, gadījumos, kad meža ekosistēmu indikators jau ir apmierinošā līmenī, būtu jāpieļauj šī indikatora apmierinoša līmeņa saglabāšana bez augšupejošas tendences.

Lai arī šobrīd jau tiek sagaidīta dažādu indikatoru apmierinošu līmeņu definēšana, pirms apmierinošu līmeņu noteikšanas un dzīvotņu atjaunošanas svarīgi apzināt, vai ir pieejami dati un kādā stāvoklī ir pieejamie dati par konkrētiem indikatoriem. Tāpat svarīgi saprast, vai indikatoru

novērtēšanai ir nepieciešams ievākt jaunus datus un kā nākotnē tiks nodrošināta regulāra datu monitorēšana, lai regulā noteiktajos termiņos (ik pa sešiem gadiem) novērtētu indikatoru stāvokli.

Tālāk uzskaitīti termini, kas minēti šajā pētījuma pārskatā. Daļa no tiem doti Dabas atjaunošanas regulas 3. pantā, bet daļa definēti un iztirzāti citu Eiropas Savienības stratēģiju dokumentos (Donis, 2023).

- “Atjaunošana” ir process, kura gaitā aktīvi vai pasīvi palīdz ekosistēmai atkopties, lai uzlabotu tās struktūru un funkcijas nolūkā saglabāt vai uzlabot biodaudzveidību un ekosistēmas izturētspēju, dzīvotņu veida platību uzlabojot līdz labam stāvoklim, atkal izveidojot labvēlīgu atsaucē platību un sugas dzīvotni uzlabojot līdz pietiekamai kvalitātei un kvantitātei saskaņā ar 4. panta 1., 2. un 3. punktu un 5. panta 1., 2. un 3. punktu, un sasniedzot mērķrādītājus un izpildot pienākumus, kas paredzēti 8. līdz 12. pantā, tostarp, panākot apmierinošu līmeni 8. līdz 12. pantā minētajiem indikatoriem;
- “Autohtona koku suga” ir koku suga, kas sastopama savā bijušajā vai pašreizējā dabiskajā areālā un izplatības potenciāla apgabalā, t. i., areālā, kuru tā aizņem dabiski vai varētu aizņemt bez cilvēku veiktas tiešas vai netiešas ieviešanas vai kopšanas (Dabas atjaunošanas regulas 3. pants);
- “Mežs” ir zeme, kura aizņem vairāk nekā 0,5 ha un kurā koku augstums pārsniedz 5 metrus un koku vainagu projekcija ir lielāka par 10%, vai kurā augošie koki var sasniegt šīs robežvērtības *in situ*, bet kura neietver zemi, ko galvenokārt izmanto par lauksaimniecības vai urbānu teritoriju zemi. Tas ietver kokiem klātas platības, arī jaunu dabiski augošu koku grupas vai stādījumus, kuros koku vainagu projekcijas vai līdzvērtīgas biežības minimālās vērtības vai minimālais koku augstums vēl nav sasniegts, arī visas platības, kuras parasti ir meža platības daļa, bet kurās cilvēka iejaukšanās, piemēram, mežizstrādes, vai dabisku cēloņu dēļ uz laiku nav koku, taču attiecībā uz kurām ir sagaidāms, ka tās atkal kļūs par mežu. Atbilstoši šim definējumam pie meža tiktu pieskaitītas arī aizaugušās lauksaimniecības zemes.
- “Cita kokaugiem klāta zeme” ir zeme, kura nav mežs un aizņem vairāk nekā 0,5 hektārus, kurā koku augstums pārsniedz 5 metrus un koku vainagu projekcija ir no 5 līdz 10%, vai kurā koki spēj sasniegt šīs robežvērtības *in situ*, vai kurā krūmi, krūmkoki un koki kopā sedz vairāk nekā 10%. Te neietilpst zeme, kuru galvenokārt izmanto par lauksaimniecības vai urbānu teritoriju zemi.

1. Stāvoša un guloša atmirusī koksne

1.1. Pamatojums

Pēc Tomppo et al. (2010) definīcijas ar atmirušo koksni saprot visu virszemes atmirušo kokaugu daļu tilpumu (bez mizas). Tas neietver atmirušās kokaugu daļas, kas piestiprinājušās pie dzīviem augiem vai nobirām, kā arī atmirušo koksni, kas ir vairāk sadalījusies nekā sadalīšanās pakāpes visaugstākā klase (ja cietā koksne ir mazāk par 5%), un pieskaitāma pie nobirām. Atmirušo koksni veido stāvoša atmirusī koksne, kas ietver sausokņus – stāvošs sauss koks – un stumbeņus – stāvoša koka stumbrs vai tā daļas, kā arī guloša atmirusī koksne – gulošs sauss koks vai tā daļas. Atmirusī koksne bieži tiek izmantota kā indikators, piemēram, meža ilgtspējīgas apsaimniekošanas novērtējumā, seno mežu definēšanai, atsevišķu sugu aizsardzības plānu sagatavošanā utt. Atmirusī koksne noder par substrātu daudzām organismu grupām, īpaši saproksilajām sugām, kuras tieši vai netieši ir atkarīgas no tās (Müller & Bütler, 2010). Latvijā vairāk nekā 90 retu un aizsargājamo sugu eksistence tieši un netieši saistāma ar atmirušās koksnes pieejamību (Liepa, 2021).

Lai gan kopējais atmirušās koksnes apjoms joprojām tiek uzskatīts par galveno/atslēgas kritēriju, kas var visprecīzāk raksturot kopējo bioloģiskās daudzveidības līmeni (Hottola et al., 2009; Tomppo et al., 2010; Junninen & Komonen, 2011; Parisi et al., 2018; Aggestam et al., 2020), koksnes izmēri, sadalīšanās pakāpe un veids (stāvoša, guloša) tiek uzskatīti par izšķirošiem konkrētiem bioloģiskās daudzveidības komponentiem (Jönsson & Jonsson, 2007; Junninen & Komonen, 2011; Brazee et al., 2012; Coote et al., 2013; Barone et al., 2024). Dabas atjaunošanas regulā uzsvērts, ka mežu ekoloģisko iezīmju daudzveidību vairo stāvošas un gulošas atmirušās koksnes apjomi. Atmirušās koksnes rašanos un sadalījumu pa atmiruma veidiem ietekmē dažādi audzes raksturlielumi – audzes vecums, valdošā koku suga, augšanas apstākļi, augsnes īpašības, savstarpējā konkurence, audzes biezums, apsaimniekošana un citi faktori. Piemēram, vēja bojājumu gadījumos egle tās seklās sakņu sistēmas un relatīvi blīvā vainaga dēļ biežāk izgāžas ar saknēm, veidojot kritalas (Krišāns et al., 2020), priede, dabīgi novecojot, vai biotisku apstākļu ietekmē parasti kļūst par sausokni, bet bērzam un apsei biežāk nolūst galotne, veidojot stumbeņus (Šēnhofa et al., 2020). Lielākajā daļā valstu dominē guloša atmirusī koksne, kas sastāda vidēji 60% no kopējās atmirušās koksnes (Forest Europe, 2020). Vidējais atmirušās koksnes apjoms aprēķināts, balstoties uz 28 Eiropas valstu 2015. gada Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) datiem, ir $11 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, taču tas stipri variē starp valstīm no 2,3 Portugālē līdz $28 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ Slovākijā (Forest Europe, 2020). Savukārt pēc ICP Forests tīkla datiem (2006.–2008. gads) 19 Eiropas valstīm tas ir $15,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Puletti et al., 2019). Hemioboreālajā mežu zonā, kurai pieskaita arī Latviju (Ahti et al., 1968), vidējais atmirušās koksnes apjoms ir $14,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, bet boreālajos mežos $10,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Puletti et al., 2019).

Koka atmiršana ne vienmēr saistīta ar dabisko novecošanos, to izraisa vairāki procesi un faktori – gan audzes iekšienē (piemēram, konkurence, vides svārstības), gan ārējie (dabiskie) traucējumi, piemēram, vējgāzes, snieglauzes, uguns, slimības un kaitēkļi (Kuuluvainen, 1994; Teshome et al., 2020). Šo procesu ietekmē atmirušās koksnes apjomu veidošanās nav vienmērīga laika griezumā, bet ar izteiktiem kāpumiem, piemēram, pēc lielas vējgāzes 2005. gadā Latvijā (Donis et al., 2018) un egļu astonezību mizgrauža *Ips typographus* masveidīgas savairošanās pēdējā desmitgadē (Šmits, 2024). Zviedrijā aprēķināts, ka atsevišķos reģionos šāds dabiskais traucējums radīja $15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ papildus atmirušās koksnes (Jonsson et al., 2016).

Lielākoties pētījumos par atmirušo koksni tiek izmantoti meža statistiskās inventarizācijas (MSI) dati, jo tie reprezentabli atspoguļo visu valsts teritoriju un ir pieejami un savstarpēji salīdzināmi lielākajai daļai Eiropas valstu (Tomppo et al., 2010). Taču jāatzīst, ka tiem ir arī savi trūkumi, piemēram, valstīs, kur atjaunošanas cirte ir galvenā mežsaimniecība prakse un kur ekoloģisko koku un liela izmēra koku (parasti atsevišķās grupās) saglabāšana ir obligāta, tostarp Latvijā (MK noteikumi Nr.935; Gustafsson et al., 2020), novērojumu tīkls var nereprezentēt telpiski heterogēno atmirušas koksnes izvietojumu (Gough et al., 2007). MSI dati visdrīzāk uzrāda mazākus atmirušas koksnes apjomus (Gough et al., 2007; Shvidenko et al., 2022), kas skaidrojams ar mērījumu noteiktajām izmēru robežvērtībām, nepilnīgi novērtējot mazāka izmēra atmirušo koksni (Paletto et al., 2012), kas lielos daudzumos ir sastopama nesen apsaimniekotos mežos (īpaši jaunaudzēs), kā arī celmos un zaros.

1.2. Materiāls un metodes

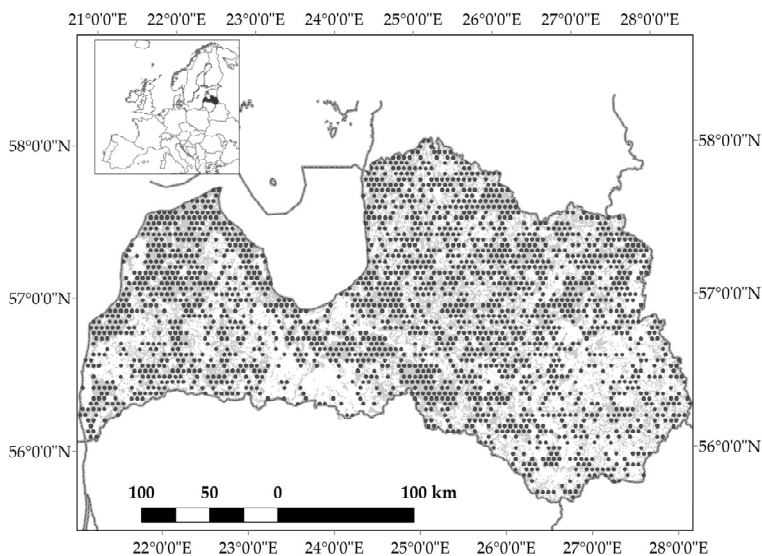
Eiropas Parlamenta un Padomes regula par dabas atjaunošanu pieprasa noteikt apmierinošus līmeņus diviem indikatoriem: stāvoša atmirusī koksne un guloša atmirusī koksne. Regulā minēts, ka indiktori aprēķināmi, balstoties uz *State of Europe's Forests 2020* (Forest Europe, 2020) un nacionālo meža inventarizāciju (Tomppo et al., 2010), ņemot vērā Regulas (ES) 2018/1999 V pielikumā izklāstīto metodiku saskaņā ar IPCC 2006. gada vadlīnijām par nacionālajiem siltumnīcefekta gāzu inventarizācijas pārskatiem. Taču nevienā no šiem avotiem, kā arī pašā regulā nav definēta konkrēta indikatora noteikšanas un monitoringa metodika, tikai noteikts, ka dalībvalstis izmanto atklātu un rezultatīvu procesu un novērtējumu, kas balstās uz jaunākajiem zinātniskajiem pierādījumiem un 17. panta 9. punktā minēto satvaru, ja tāds pieejams.

Literatūras analīze uzrāda, ka atsevišķos pētījumos dabisko mežu rādītājs izmantots kā maksimums (vai *reference level*), un apmierinošs līmenis atvasināts no tā. Bet tā kā šie līmeņi ir ļoti augsti, un atmirušie koki veido līdz 30% no audzes (Linder et al., 1997) vai 25% no virszemes biomasas (Siitonen, 2001; Bobiec, 2002), šādi mērķi nebūtu savienojami ar daudzfunkcionālās mežsaimniecības ekonomiskajiem mērķiem. Šobrīd visplašāk pielietotās ir Müller & Bütler (2010) literatūras analīzē noteiktās apmierinoša līmeņa robežvērtības, pēc kurām vadoties, Latvijai piemērojams 20–30 m³ ha⁻¹ sliekšnis, kas definēts boreālajiem skujkoku mežiem. Tā aprēķins balstās uz kvantitatīvo mērķa vērtību atvasināšanu to dzīvotņu (sugu un organismu grupu) prasībām, kas apdzīvo atmirušo koksni (Simberloff, 1995; With & Crist, 1995; Fahrig, 2001). Izmantojot šo pieeju, svarīgi apzināt atmirušas koksnes daudzuma vidējās vērtības saimnieciskos mežos un ārpus tiem (audzes ar mežsaimnieciskajiem ierobežojumiem vai aizsargājamās teritorijas), izvērtējot šī substrāta pieejamības atšķirības. Papildus nepieciešams noteikt, cik bieži ir sastopamas sugas, kas saistītas ar šo substrātu, un konkrētā substrāta daudzumu. Padziļinātos pētījumos nepieciešams noteikt, vai pastāv saistība starp atmirušas koksnes pieejamību un atsevišķu organismu grupu sastopamību. Tā kā sugu pētījumi ir ļoti darbietilpīgi, un fragmentāri pieejami, tad bieži vien analīzē izmanto tikai indikatoraugu un biotopu speciālistu sugu sastopamību (Bütler, 2003; Bütler et al., 2004a, b; Bergmanis u.c., 2020). Šāda pieeja, izmantojot empīriskos datus, ļauj noteikt atmirušas koksnes minimālās jeb kritiskās sliekšņa vērtības, saprotot, cik daudz atmirušas koksnes ir pietiekami atsevišķu sugu un organismu grupu izdzīvošanai. Sugu dzīvotņu prasību pētījumi koncentrējas uz reti sastopamām aizsargājamām sugām, kurām kritiskā sliekšņa vērtības ir daudz augstākas nekā citām sugām (Bütler et al., 2004a, b; Kajtoch et al., 2013), tāpēc, prognozējot vidējo apmierinošo līmeni valsts vai citā lielākā mērogā, jāņem vērā, ka šie sliekšņi nemēra populācijas noturībai nepieciešamo atmirušas koksnes daudzumu, bet gan atspoguļo piemērotas dzīvotnes definīciju konkrētam indivīdam (Ranius &

Fahrig, 2006). Tomēr pēc šiem atsevišķu sugu sliekšņiem tiek definēti sliekšņi konkrētiem reģioniem., piemēram, boreālajiem mežiem (Butler et al., 2002; Humphrey et al., 2002; Humphrey et al., 2005; Müller & Bütler, 2010), līdz ar to līdzīgi var modelēt arī kritiskos un apmierinošos līmeņus valsts ietvaros. Lielākā daļa pētījumu balstās uz kopējo atmirušās koksnes apjomu, taču vairāki autori izvērtē arī specifiskas dzīvotnes, kā piemēram, sausokņu, lielu dimensiju sausokņu un kritalu apjoma kritiskās sliekšņa vērtības (Økland et al., 1996; Butler et al., 2002; Humphrey et al., 2002; Penttilä et al., 2004; Humphrey et al., 2005).

Datu kopa

Šī pētījuma stāvošas un gulošas atmirušās koksnes apmierinošu līmeņu indikatorvērtību noteikšanā izmantota iepriekš aprakstītā kvantitatīvo mērķa vērtību atvasināšanas pieeja. Datu analīzei izmantoti Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) IV cikla (2019.–2023.) dati no 4050 parauglaukumiem (1. att.). Atmirusī koksne parauglaukumos uzņēmā, balstoties uz Meža resursu monitoringa metodiku (Meža resursu monitoringa metodika, 2022), neuzskaitot atmirušās koksnes fragmentus, kuru garums < 1 m, krūšu augstuma caurmērs < 6 cm, kritušus zarus un zemu celmus. No analizētajiem parauglaukumiem 1373 parauglaukumos dominējošā suga bija parastā priele *Pinus sylvestris*, 875 – parastā egļe *Picea abies*, 1090 – bērzi *Betula pendula* un *Betula pubescens*, 271 – apse *Populus tremula*, 232 – melnalksnis *Alnus glutinosa* un 209 – baltalksnis *Alnus incana* (1. tabula).



1. attēls. Analīzei izmantotie 4050 MSI parauglaukumi.

Tumši pelēkā fona karte atspoguļo mežu segumu

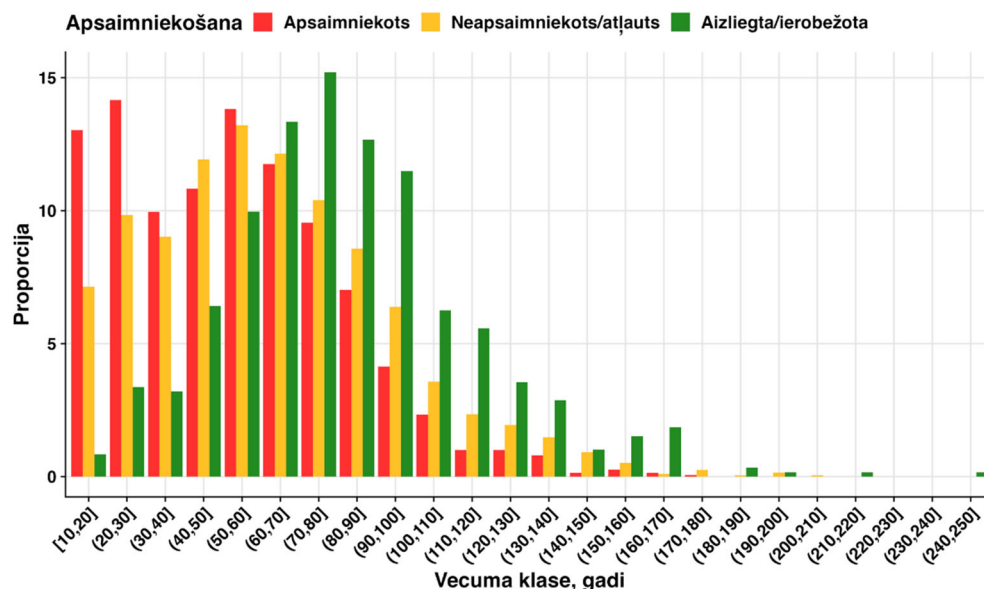
Analīzē audzes iedalītas 3 grupās pēc apsaimniekošanas veida: (i) apsaimniekotas, (ii) neapsaimniekotas, bet saimnieciskā darbība nav ierobežota, un (iii) aizliegta/ierobežota saimnieciskā darbība (1. tabula). Grupa ar aizliegtu/ierobežotu apsaimniekošanu ietvēra tās audzes, kurās (i) jebkādas apsaimniekošanas darbības, (ii) galvenā cirte un kopšana, (iii) galvenā cirte, un (iv) kailcirte nebija atļauta pēdējos 15 gadus. Lai varētu novērtēt pēdējo 15 gadu apsaimniekošanas ietekmi, atlasītas audzes vecumā > 16 gadi. Analizēto audžu/parauglaukumu vecums svārstījās no 16 līdz 241 gadam; sadalījums (1. tabula, 2. att.) uzrādīja jaunaudžu īpatsvara pieaugumu apsaimniekotajās un neapsaimniekotajās grupās, ko daļēji var skaidrot ar neseno

traucējumu (vējgāžu un kukaiņu uzliesmojumu) sekām (Donis et al., 2018). Abu šo grupu audžu vecuma sadalījums bija līdzīgs briestaudžu un pāraugušu audžu vecumā (2. att.), tomēr audžu skaits briestaudžu vecumā bija augsts un pakāpeniski samazinājās ārpus tā. Audzēs, kur apsaimniekošana bija ierobežota, jaunaudžu īpatsvars bija ievērojami mazāks, un vecuma sadalījums bija par aptuveni 20 gadiem nobīdīts vecāku audžu virzienā. Tomēr pāraugušo audžu skaits bija relatīvi augsts intensīvi apsaimniekotai meža ainavai (2. att.; Ķēniņa et al., 2022).

1. tabula. Analizēto mežaudžu, kurās dominē komerciāli nozīmīgas koku sugas, raksturojums Latvijā saskaņā ar MSI datiem

Dominējošā suga	Nesenā apsaimniekošana*	Parauglaukumu skaits	Audzes vecums (gadi), vidēji (intervāls)
Parastā priede	Apsaimniekots	488	72 (16–175)
Parastā priede	Neapsaimniekots/atļauts	600	88 (16–198)
Parastā priede	Aizliegta/ierobežota	285	96 (16–241)
Parastā egle	Apsaimniekots	428	47 (16–121)
Parastā egle	Neapsaimniekots/atļauts	374	62 (16–208)
Parastā egle	Aizliegta/ierobežota	73	82 (21–139)
Bērzs	Apsaimniekots	375	46 (16–116)
Bērzs	Neapsaimniekots/atļauts	575	52 (16–120)
Bērzs	Aizliegta/ierobežota	140	67 (16–136)
Melnalksnis	Apsaimniekots	55	45 (16–88)
Melnalksnis	Neapsaimniekots/atļauts	129	49 (16–92)
Melnalksnis	Aizliegta/ierobežota	48	61 (16–95)
Parastā apse	Apsaimniekots	95	38 (16–97)
Parastā apse	Neapsaimniekots/atļauts	140	47 (16–134)
Parastā apse	Aizliegta/ierobežota	36	69 (16–115)
Baltalksnis	Apsaimniekots	56	39 (16–74)
Baltalksnis	Neapsaimniekots/atļauts	143	36 (16–75)
Baltalksnis	Aizliegta/ierobežota	10	55 (36–76)
Visas sugas	Apsaimniekots	1497	54 (16–175)
Visas sugas	Neapsaimniekots/atļauts	1961	63 (16–208)
Visas sugas	Aizliegta/ierobežota	592	82 (16–241)

* Neapsaimniekots/atļauts iekļauj audzes, kurās iepriekšējo 15 gadu laikā nav atrasti identificējami celmi un saskaņā ar MSI nebija pieejama informācija par koku nociršanu pirms šī laika.



2. attēls. Analizēto 4050 MSI parauglaukumu komerciāli nozīmīgo koku sugu (parastā priede, parastā egle, bērzs, melnalksnis, parastā apse, baltalksnis) sadalījums Latvijā pēc nesenās apsaimniekošanas un audzes vecuma. Neapsaimniekots/atļauts iekļauj audzes, kurās iepriekšējo 15 gadu laikā nav atrasti identificējami celmi un saskaņā ar MSI nebija pieejama informācija par koku nociršanu pirms šī laika.

Datu analīze

Atbilstoši Dabas atjaunošanas regulas prasībām, aprēķināts kopējais atmirušās koksnes apjoms, kā arī atsevišķi – stāvošai un gulošai koksnei. Sausokņu krāja aprēķināta pēc Liepas (1996) formulas, bet stumbeņu un kritalu krāja aprēķināta, izmantojot *Hubert* formulu līdzīgi kā Meža resursu monitoringa metodikā (Meža resursu monitoringa metodika, 2022). Audzes vecums un valdošā suga izmantoti kā ietekmējošie mainīgie valsts līmeņa vidējās vērtības novērtējumam, ņemot vērā, ka datu kopa nebija līdzsvarota. Līdzīgā veidā novērtētas arī ekonomiski nozīmīgāko koku sugu audzes. Sakarības starp atmirušās koksnes apjomu, kā arī stāvošas un gulošas koksnes īpatsvaru un audzes vecumu atkarībā no apsaimniekošanas (grupa, ieķauta kā faktoru mijiedarbība) tika novērtētas, izmantojot vispārinātos aditīvos modeļus. Šādi modeļi ir piemēroti heterogēnu ekoloģisko datu analīzei, ļaujot novērtēt plastiskās atbildes reakcijas (Matisons et al., 2021). Lai nodrošinātu atbildes rakcijas līkņu reālismu, to bāzes dimensiju ierobežoja ar 4,0. Ņemot vērā koku bioloģiskās īpašības (novecošanos) un koksnes sadalīšanās ātrumu (Krankina & Harmon, 1995; Stokland et al., 2012), analīze veikta atsevišķi arī ekonomiski nozīmīgākajām sugām. Datu analīze veikta programmā R v.4.5.1 (R Core Team, 2025), izmantojot pakotni “mgcv” (Wood et al., 2016).

1.3. Rezultāti

Atmirušās koksnes indikators: stāvoša atmirusī koksne

Dabas atjaunošanas regula nosaka, ka jāvērtē stāvoša atmirusī koksne ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), kas ir stāvošas atmirušās koksnes apjoms mežā un citās kokaugiem klātās zemēs. Pēc MSI datiem, Latvijā stāvošas atmirušās koksnes trends no 2004. (kad sākās MSI uzskaitē) līdz 2025. gadam ir stabils, veidojot 36% no kopējā atmirušās koksnes apjoma mežos. Šis sadalījums atbilst vidējam

Eiropas līmenim, kur stāvošā koksne sastāda apmēram 40% no kopējā atmirušās koksnes apjoma (Forest Europe, 2020). Latvijā laika posmā no 2020.–2024. gadam stāvošās atmitušās koksnes apjoms vidēji bija $9,4 \pm 0,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (audzes vecākas par 15 gadiem), taču tas būtiski atšķīrās starp apsaimniekošanas grupām. Apsaimniekotās audzēs tas bija $5,1 \pm 1,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, bet audzēs ar aizliegtu/ierobežotu apsaimniekošanu – gandrīz trīsreiz lielāks – $14,0 \pm 1,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (2. tabula), norādot uz aizsardzības pozitīvo ietekmi (Bujoczek et al., 2018). Savukārt neapsaimniekotajās audzes, kurās apsaimniekošana ir atļauta, stāvošās koksnes apjoms ir salīdzinoši liels, un dažviet pietuvojas aizliegtās apsaimniekošanas grupas apjomiem. Parastās priedes audzes lielākais atmirums ($13,0 \pm 1,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) konstatēts tieši šajā grupā (2. tabula). Līdzīgas attiecības saskatāmas arī, analizējot sugas atsevišķi. Dalot pa dominējošajām sugām, nesen apsaimniekotajās audzēs stāvošās atmirušās koksnes daudzums svārstījās no $3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ melnalksnim līdz $6,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ priedei, kas, ņemot vērā to ticamības intervālus, kopumā bija salīdzināmi. Tomēr alkšņu sugām ticamības intervāli bija plašāki, norādot uz lielākām variācijām starp mežaudzēm. Sugu atšķirības neapsaimniekotām/apsaimniekošana atļauta audzēm bija lielākas, attiecīgi svārstoties no $7,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ bērzu līdz $14,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ egļu audzēs. Savukārt audzēs, kur apsaimniekošana aizliegta/ierobežota, lielākais apjoms konstatēts apšu ($18,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), bet mazākais – priežu audzēs ($12,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

2. tabula. Pēc MSI datiem aprēķinātās marginālās vidējās atmirušās koksnes vērtības sadalījumā pa nesenās apsaimniekošanas grupām un dominējošajām, ekonomiski nozīmīgajām koku sugām. Intervāls parāda absolūtās minimālās un maksimālās vērtības parauglaukumos

Audzē dominējošā suga	Apsaimniekošana*	Vidējais vecums (gadi)	Kopējais atmirušās koksnes apjoms ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)			Stāvošās koksnes apjoms ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)			Gulošās koksnes apjoms ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)		
			Vidēji	95% tic. int.	Intervāls	Vidēji	95% tic. int.	Intervāls	Vidēji	95% tic. int.	Intervāls
Visas sugas	Aps.	52	14,8	1,8	0–456	5,1	1,0	0–448	9,7	1,3	0–167
	Neaps./atļauts	60	26,3	1,6	0–404	11,3	0,9	0–404	15,0	1,1	0–204
	Aizl./ierobežots	79	38,3	2,9	0–416	14,0	1,6	0–127	24,3	2,1	0–360
Parastā priede	Aps.	73	13,2	3,1	0–456	6,1	1,7	0–448	7,1	2,2	0–142
	Neaps./atļauts	87	23,8	2,8	0–240	13,0	1,6	0–228	10,7	2,0	0–193
	Aizl./ierobežots	93	23,0	4,1	0–416	12,6	2,3	0–127	10,3	2,9	0–299
Parastā egle	Aps.	46	15,6	3,3	0–246	5,5	1,8	0–227	10,1	2,3	0–167
	Neaps./atļauts	55	35,0	3,5	0–270	14,9	2,0	0–230	20,1	2,5	0–204
	Aizl./ierobežots	81	64,9	8,0	0–410	18,1	4,5	0–77	46,8	5,6	0–360
Bērzs	Aps.	43	15,3	3,5	0–239	4,1	2,0	0–88	11,2	2,5	0–157
	Neaps./atļauts	54	21,1	2,9	0–211	7,6	1,6	0–100	13,5	2,0	0–194
	Aizl./ierobežots	70	41,3	5,8	0–303	13,6	3,2	0–81	27,8	4,1	0–302
Melnalksnis	Aps.	48	14,5	9,2	0–72	3,2	5,2	0–30	11,2	6,5	0–58
	Neaps./atļauts	50	28,4	6,0	0–131	9,3	3,4	0–62	19,0	4,2	0–94
	Aizl./ierobežots	63	44,8	9,9	0–161	13,6	5,5	0–73	31,2	7,0	0–135
Parastā apse	Aps.	29	15,1	7,0	0–189	3,3	3,9	0–61	11,7	4,9	0–128
	Neaps./atļauts	45	33,8	5,8	0–404	13,4	3,2	0–404	20,4	4,1	0–132
	Aizl./ierobežots	70	81,7	11,4	0–302	18,7	6,4	0–118	63,0	8,0	0–275
Baltalksnis	Aps.	41	18,9	9,2	0–80	5,8	5,1	0–37	13,1	6,4	0–80
	Neaps./atļauts	35	25,7	5,7	0–114	9,5	3,2	0–92	16,1	4,0	0–92
	Aizl./ierobežots	59	53,4	21,7	8–97	15,4	12,1	1–41	38,0	15,2	5–86
Kopā	-	60	23,8	1,1	0–456	9,4	0,6	0–448	14,4	0,8	0–360

*Aps. – apsaimniekots, Neaps./atļauts – neapsaimniekots/apsaimniekošana atļauta, Aizl./ierobežots – apsaimniekošana aizliegta/ierobežota. Neapsaimniekots/atļauts iekļauj audzes, kurās iepriekšējo 15 gadu laikā nav atrasti identificējami celmi un saskaņā ar MSI nebija pieejama informācija par koku nociršanu pirms šī laika.

Atmirušās koksnes daudzums uzrādīja gan ievērojamu lineāru, gan nelineāru ar vecumu saistītu dinamiku, uz ko norādīja atbildes reakcijas līknes un to efektīvās brīvības pakāpes (edf, 3. tabula). Tomēr vecuma ietekmes stiprums atšķīrās starp sugām. Vislielākos kontrastus uzrādīja priede un apse, uz ko norāda R^2 vērtības. Lielākā daļa dinamikas (edf=1,0) tika aprēķināta apsaimniekotajām audzēm, analizējot sugas individuāli. Tomēr apkopotajā datu kopā vecuma dinamika bija nelineāra, lai gan ietekmes stiprums bija mērens (3. tabula).

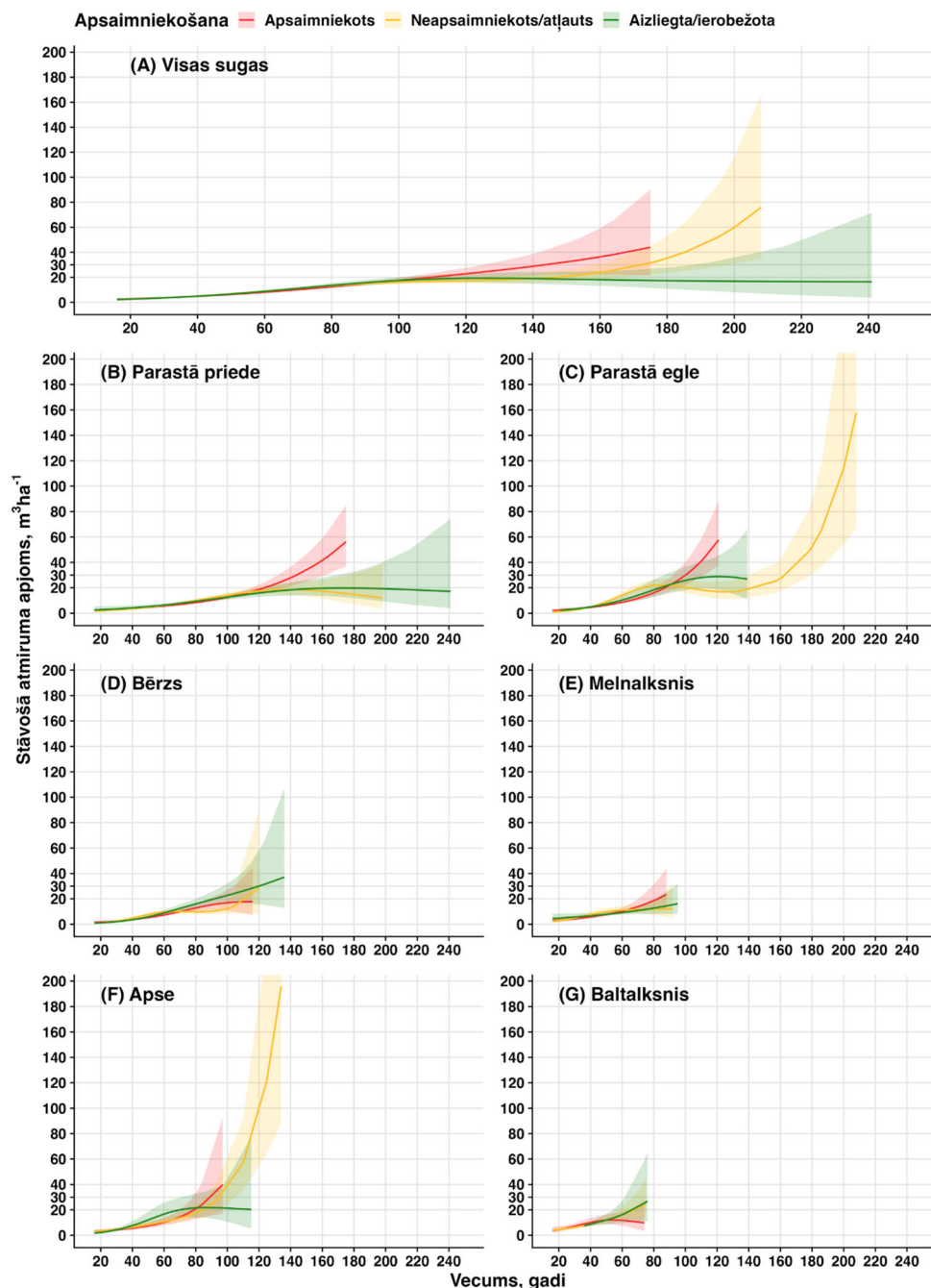
3. tabula. Prognozētā brīvības pakāpe (edf), F-vērtības, p-vērtības un R^2 stāvošās un gulošās atmirušās koksnes daudzumam saistībā ar nesen veiktu apsaimniekošanu (apsaimniekošanas grupa) un dominējošajām koku sugām Latvijā, pamatojoties uz MSI datiem. Katrai sugai, kā arī apkopotam datu kopumam tika kalibrēti individuāli vispārināti aditīvie modeļi

Dominējošā suga	Apsaimniekošanas grupa*	Stāvoša atmirusi koksne				Guloša atmirusi koksne			
		edf	F	P-vērtība	R^2	edf	F	P-vērtība	R^2
Visas sugas	Aps.	2,1	113,7	<0,001	0,07	2,7	30,2	<0,001	0,06
	Neaps./atļauts	2,9	119	<0,001		3	77,7	<0,001	
	Aizl./ierobežots	2,7	44,9	<0,001		2,8	53,5	<0,001	
Priede	Aps.	1	79	<0,001	0,04	1	5,3	0,022	0,03
	Neaps./atļauts	2,4	25,2	<0,001		2,4	16,3	<0,001	
	Aizl./ierobežots	2,2	11,3	<0,001		2,4	4	0,006	
Egle	Aps.	1	95,3	<0,001	0,15	1	26	<0,001	0,21
	Neaps./atļauts	2,9	52,7	<0,001		2,9	60,4	<0,001	
	Aizl./ierobežots	2	21,2	<0,001		2,4	52,3	<0,001	
Bērzs	Aps.	2,1	38,2	<0,001	0,15	1	66,1	<0,001	0,15
	Neaps./atļauts	2,8	44,3	<0,001		2,4	42,3	<0,001	
	Aizl./ierobežots	2,3	38,5	<0,001		1,8	47,6	<0,001	
Melnalksnis	Aps.	1	11,7	0,001	0,04	1,6	5,3	0,004	0,19
	Neaps./atļauts	2,1	6,5	0,001		2,3	12,9	<0,001	
	Aizl./ierobežots	1	4	0,048		1,6	10,8	<0,001	
Apse	Aps.	1,4	16,5	<0,001	0,48	1	29,8	<0,001	0,30
	Neaps./atļauts	2,2	35	<0,001		1,5	20,3	<0,001	
	Aizl./ierobežots	2,1	11,1	<0,001		2,8	26,3	<0,001	
Baltalksnis	Aps.	1,9	3,5	0,028	0,09	1	14,9	<0,001	0,28
	Neaps./atļauts	1,1	15,6	<0,001		2,2	25,1	<0,001	
	Aizl./ierobežots	1	6,7	0,01		1	20	<0,001	

* Aps. – apsaimniekots, Neaps./atļauts – neapsaimniekots/apsaimniekošana atļauta, Aizl./ierobežots – apsaimniekošana aizliegta/ierobežota. Neapsaimniekots/atļauts iekļauj audzes, kurās iepriekšējo 15 gadu laikā nav atrasti identificējami celmi un saskaņā ar MSI nebija pieejama informācija par koku nociršanu pirms šī laika.

Ar vecumu saistītā atmirušās koksnes daudzuma dinamika starp apsaimniekošanas grupām visām sugām apkopotā veidā bija līdzīga līdz 110 gadu vecumam, uz ko norāda atbildes reakcijas ticamības intervāls (3.A att.). Nesen apsaimniekotajās audzēs koksnes daudzums uzrādīja pakāpenisku, lineāru pieaugumu. Telpiskā heterogenitāte, uz ko norāda ticamības intervāla paplašināšanās, palielinājās, pārsniedzot 120 gadu vecumu. Nesen neapsaimniekotajās audzēs (neatkarīgi no ierobežojumiem) vecuma dinamika bija sigmoidāla. Komerciālajā vecuma diapazonā (16–110 gadi) daudzums pakāpeniski palielinājās līdz $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, un palika stabils turpmākos 50 gadus. Tomēr tas uzrādīja strauju pieaugumu pāraugušu audžu vecumā (> 150 gadi), iespējams, reaģējot uz nesenās apsaimniekošanas trūkumu, vienlaikus palielinoties telpiskajai

heterogenitātei (paplašinoties ticamības intervālam). Audzēs ar ierobežotu apsaimniekošanu koksnes daudzums līdzīgi kā citām apsaimniekošanas grupām pakāpeniski palielinājās līdz 110 gadu vecumam, bet vēlāk uzrādīja pakāpenisku lejupslīdi, pāraugušu audžu vecumā tikai atsevišķām audzēm sasniedzot apsaimniekoto grupu zemākos rādītājus. Eiropas vidējais stāvošās atmirušas koksnes līmenis – $3,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Forest Europe, 2020) ir krietni zemāks nekā Latvijā vidēji aprēķinātais ($9,4 \pm 0,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 2. tabula), un Latvijā tas tika sasniegts jau jaunaudžu vecumā neatkarīgi no apsaimniekošanas grupas.



3. attēls. Stāvošās atmirušas koksnes apjoma prognozes atkarībā no apsaimniekošanas statusa un koku vecuma ekonomiski nozīmīgākajām sugām

Stāvošās atmirušās koksnes daudzuma vecuma dinamika apsaimniekošanas grupās atšķirās starp sugām, kas labi redzams aprēķinātajās liknēs (3.B–G att., 3. tabula). No pētītajām sugām parastā priede uzrādīja vislēzenāko vecuma dinamiku (3.B att.. Komerčiālajā vecuma diapazonā (16–110 gadi) priede visās apsaimniekošanas grupās uzrādīja līdzīgu reakciju, sasniedzot kopējo vidējo rādītāju līdz 80 gadu vecumam. Pēc 120 gadu vecuma stāvošās koksnes daudzums apsaimniekotajās audzēs strauji palielinājās, savukārt samazinājās audzēs bez apsaimniekošanas.

Parastajai eglei bija novērojamas vislielākās vecuma dinamikas atšķirības starp apsaimniekošanas grupām (3.C att.), turklāt tās bija izteiktas plašā vecuma diapazonā (vecumā virs 45 gadiem). Nesen apsaimniekotajās audzēs eglei tika novērota pakāpeniska eksponenciāla stāvošās koksnes daudzuma palielināšanās, valsts vidējo rādītāju sasniedzot 60 gadu vecumā, un novērojumu beigās uzrādot līdzīgus apjomus (gandrīz $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) kā priedei šajā grupā. Neapsaimniekoto/atļauto audžu grupā tika novērtēta izteikta strauja divpakāpju (nelineāra) koksnes daudzuma vecuma dinamika ar lokālu maksimumu $22 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aptuveni 80 gadu vecumā, kam sekoja eksponenciāls pieaugums pāraugušajās audzēs (> 140 gadi) 208 gadu vecumā sasniedzot gandrīz $160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Taču, visdrīzāk, šis lielais apjoms saistāms ar nelielu daudzumu audžu, jo citām grupām datu kopai maksimālais vecums bija mazāks. Maksimālais stāvošās koksnes apjoms $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ tika sasniegts 120 gadu vecumā, kam sekoja lēzena lejupslīde. Šai grupai kopējais vidējais valsts rādītājs tika sasniegts 50 gadu vecumā.

Lapu koku sugu vecuma diapazons bija ievērojami īsāks salīdzinājumā ar skujukokiem. Melnalksnim atmirušās koksnes daudzums uzrādīja gandrīz lineāru pieaugumu visām apsaimniekošanas grupām, nelielām atšķirībām parādoties tikai pēc 60 gadu vecuma, kad vislielākais apjoms veidojās apsaimniekotās audzēs (3.E att.). Baltalkšņu audzēs novērots vienāds trends abām neapsaimniekotajām grupām, savukārt apsaimniekotajās audzēs apjoms būtiski samazinās ap 50 gadu vecumu, kas skaidrojams ar sugas īso rotācijas periodu.

Bērzam (3.D att.) apsaimniekošanas grupu dinamika bija līdzīga vecumā līdz 60 gadiem, bet, pārsniedzot šo vecumu, neapsaimniekotajām audzēm bija tendence uzrādīt nelielu atpalcību. Savukārt grupā neapsaimniekots/atļauts 60–100 gadu vecumā vērojama stabilizācija, kam sekoja augšupeja. Kopējais vidējais rādītājs bērza audzēs tika sasniegts apmēram 60 gadu vecumā.

Parastās apses audzēs (3.F att.) vienāda dinamika vērojama abām apsaimniekotajām audžu grupām, lai gan apsaimniekoto audžu datu kopas maksimālais vecums, ņemot vērā apses rotācijas vecumu, ir daudz mazāks. Neapsaimniekotajās audzēs, kur apsaimniekošana atļauta, 134 gadu vecumā stāvošā atmirusī koksne veido $195 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Šis lielais koksnes apjoms skaidrojams ar to, ka MK noteikumi Nr. 936 (MK noteikumi Nr. 936) un MK noteikumi Nr. 935 (MK noteikumi Nr. 935) paredz dzīvo un sauskaltušo koku (tā saucamo ekokoku), kuru caurmērs ir virs 50 cm, atstāšanu mežaudzēs. Pamatojoties uz to, ka apsei ir īpaša nozīme bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā, nodrošinot dzīvotni lielai kriptogāmu, vaboļu un lepidopteru daudzveidībai (Bernes, 1994), kā arī daudziem retiemi epifītiskajiem ķērpjiem, piemēram, parastajam plaušķērpim *Lobaria pulmonaria* (Humphrey et al., 2005), tā ir izcirtumos biežāk atstātā lapu koku suga (Donis, 2022). Audzēs ar ierobežotu apsaimniekošanu maksimālais atmirušās koksnes apjoms tika sasniegts 70 gadu vecumā, pēc kura tas saglabājās stabils.

Ar stāvošu atmirušo koksni un kalstošiem kokiem parasti saistītas daudzu putnu sugu dzīvotnes, kas piedāvā unikālas barošanās un ligzdošanas iespējas (Laurent et al., 2018). Stāvošu nokaltušo koksni izmanto dzeņi (Mikusiński et al., 2001; Zielewska-Büttner et al., 2018), kā arī daudzi sekundāro dobumu ligzdotāji, piemēram, mazais mušķērājs *Ficedula parva* un apodziņš

Glaucidium passerinum (Barbaro et al., 2016; Basile et al., 2016). Šīm sugām ligzdu un dobumu veidošanai būtiska ir lielo koku, caurmērā vismaz 20–30 cm, klātbūtne (Harestad & Keisker, 1989; Walankiewicz et al., 2002). Piemēram, cekulzīlīte *Parus cristatus* ligzdo labi satrūdējušos stumbra zaros vai celmos, kuru caurmērs ir lielāks par 30 cm, un sugas sastapšanai ieteicamais daudzums ir ~ 10 šādi zari uz hektāru (Humphrey et al., 2002). Sauskaltsušas priedes un stumbeņi nodrošina ligzdošanas vietas dobumos ligzdojošiem putniem apmēram 20–34% no kopējās putnu faunas (Humphrey et al., 2005). Liela diametra vecas priedes rada pamatnes klinšu ērgļu *Aquila chrysaetos* un zivjērgļu *Pandion haliaetus* ligzdām, bet nolūzušo stumbeņu galotnēs ligzdo ziemeļu pūce *Strix nebulosa* (Hautala et al., 1978).

Šo reto indikatoru dzīvotņu prasības ir jāapmierina lokālā līmenī, kas, piemēram, trīspirkstu dzenim *Picoides tridactylus* un baltmugurdzenim *Dendrocopos leucotos* viesbiežāk minēts kā 100 ha (Bütler et al., 2004a, b; Roberge et al., 2008). Abas dzeņu sugas sastopamas vietās, kur atmirušās koksnes vidējais apjoms ir 30–150 m³ ha⁻¹, vai tā sastāda 5–19% no visas koksnes biomasas (Bergmanis u.c., 2020). Trīspirkstu dzeņa dzīvotnes saglabāšanai stāvošas atmirušās koksnes apjomam vecos mežos lokāli vidēji jāasniedz $\geq 15\text{--}18\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ (Bütler et al., 2004a, b; Kajtoch et al., 2013), bet saimnieciskos mežos suga sastopama, ja atmirušās koksnes apjoms ir vismaz 30 m³ ha⁻¹ un kalstošo koku apjoms 115 m³ ha⁻¹ (Kajtoch et al., 2013). Atsevišķi pētījumi uzver arī specifisku koku sugu vai caurmēru nepieciešamību, piemēram, baltmugurdzenim nepieciešami sauskaltuši lapu koki 8–17 m³ ha⁻¹ (Roberge et al., 2008), bet trīspirkstu dzenim vismaz 14 sauskaltuši koki uz hektāru ar caurmēru virs 21 cm 100 ha platībā (Bütler et al., 2004b).

Ar stāvošu atmirušu koksni literatūrā bieži saistītas ne vien putnu, bet arī specifiskas sēņu un saproksīlo vaboļu sugas. Sauskaltsušās, cietās priedēs bez mizas mīt specifiskas koksni noārdošo sēņu sugas, tostarp apdraudētas, piemēram, biezā antrodija *Antrodia crassa* (Renvall & Niemelä, 1994). Bērza atmirušo koksni Somijā iesaka saglabāt, lai saglabātu saproksīlo vaboļu dzīvotnes (Kaila et al., 1994), bet labi satrūdējuši bērzu stumbri un celmi ir nozīmīgs substrāts vairākām retām epifitiskām sugām, piemēram, smalkajai henotēkai *Chaenotheca gracillima* (Halonen & Jääskeläinen, 2003). Diemžēl šīm organismu grupām literatūrā nav atrodami dati par stāvošās atmirušās koksnes kritiskajiem līmeņiem.

Vidējais pašreizējais valsts mēroga stāvošas atmirušās koksnes daudzums $9,4 \pm 0,6\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ bija zemāks nekā iepriekš minētie kritiskie sliekšņi, taču jāuzsver, ka reto speciālistu sugu, kurām nepieciešami specifiski dzīvotņu apstākļi, robežvērtības ir lokālas un tās nevajadzētu attiecināt uz visu valsti. Lai gan ierobežota/aizliegta apsaimniekošana deva 2–6 reizes vairāk stāvošas atmirušās koksnes salīdzinājumā ar pārējām grupām, šis rādītājs atšķirās starp sugām un bija atkarīgs no audzes vecuma (3. att.). Taču augstās un maksimālās sasniegtās vērtības (3. att., 2. tabula) atspoguļo, ka valstī kopumā lokāli koksnes apjoms ir pietiekams speciālistu sugu prasībām, un tām ir jānodrošina piemērots aizsargājamo teritoriju tīkls, kas ir biežākā no atmirušās koksnes atkarīgo sugu aizsardzības un saglabāšanas stratēģijām (Laita et al., 2010; Timonen et al., 2010). Aizsargājamo dabas teritoriju tīklā ir jāuztur paaugstinātais stāvošās un gulošās atmirušās koksnes apjoms, kas nepieciešams speciālistu sugu prasībām (Bütler et al., 2004a, b; Kajtoch et al., 2013; Bujoczek et al., 2021), uzsverot savienojamības nozīmi (Blatter et al., 2023; Hekkala et al., 2023). Turklāt reģistrētās lielo caurmēru grupu (caurmērs > 21 cm) stāvošās atmirušās koksnes apjoma atšķirības starp apsaimniekotām audzēm un audzēm, kur apsaimniekošana aizliegta (4. tabula), lieliski ilustrē aizsargājamo dabas teritoriju funkcijas un liecina par lokālu ar atmirumu saistīto sugu prasību nodrošināšanu. Ņemot vērā, ka aprēķinātais stāvošās atmirušās koksnes

līmenis $9,4 \pm 0,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ievērojami pārsniedza Eiropas vidējo rādītāju ($\sim 3,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; Forest Europe, 2020) un lokāli atbilda speciālistu (atslēgas) sugu kritiskajiem sliekšņiem, tas tiek uzskatīts par apmierinošu Latvijā.

4. tabula. Vidējais stāvošas un gulošas koksnes apjoms ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) sadalīts pa apsaimniekošanas grupām un diametra klasēm (cm), balstoties uz MSI datiem. Intervāls parāda absolūtās minimālās un maksimālās vērtības parauglaukumos

Diametrs (cm)		6,1–10,0	10,1–20,0	20,1–30,0	> 30,0
Apsaimniekošanas grupa*		Stāvošas atmirušās koksnes apjoms ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)			
Apsaimniekots	Vidēji	2,3	2,1	5,0	10,1
	Intervāls	0,0–5,6	0,30–3,84	3,4–6,6	8,1–12,0
Neapsaimniekots/atļauts	Vidēji	2,8	6,4	12,7	18,9
	Intervāls	0,0–5,9	4,90–7,85	11,3–14,1	17,1–20,6
Aizliegta/ierobežota	Vidēji	2,4	6,7	12,9	20,9
	Intervāls	0,0–9,5	3,45–9,97	10,3–15,4	18,4–23,5
		Gulošas atmirušās koksnes apjoms, $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$			
Apsaimniekots	Vidēji	6,2	6,4	11,2	12,5
	Intervāls	2,0–10,4	4,1–8,7	9,2–13,3	10,0–14,9
Neapsaimniekots/atļauts	Vidēji	3,5	7,7	17,7	24,5
	Intervāls	0,0–7,4	5,9–9,6	15,9–19,4	22,3–26,8
Aizliegta/ierobežota	Vidēji	5,6	6,3	21,5	40,3
	Intervāls	0,0–14,8	2,1–10,4	18,2–24,7	37,0–43,5

* Neapsaimniekots/atļauts iekļauj audzes, kurās iepriekšējo 15 gadu laikā nav atrasti identificējami celmi un saskaņā ar MSI nebija pieejama informācija par koku nociršanu pirms šī laika.

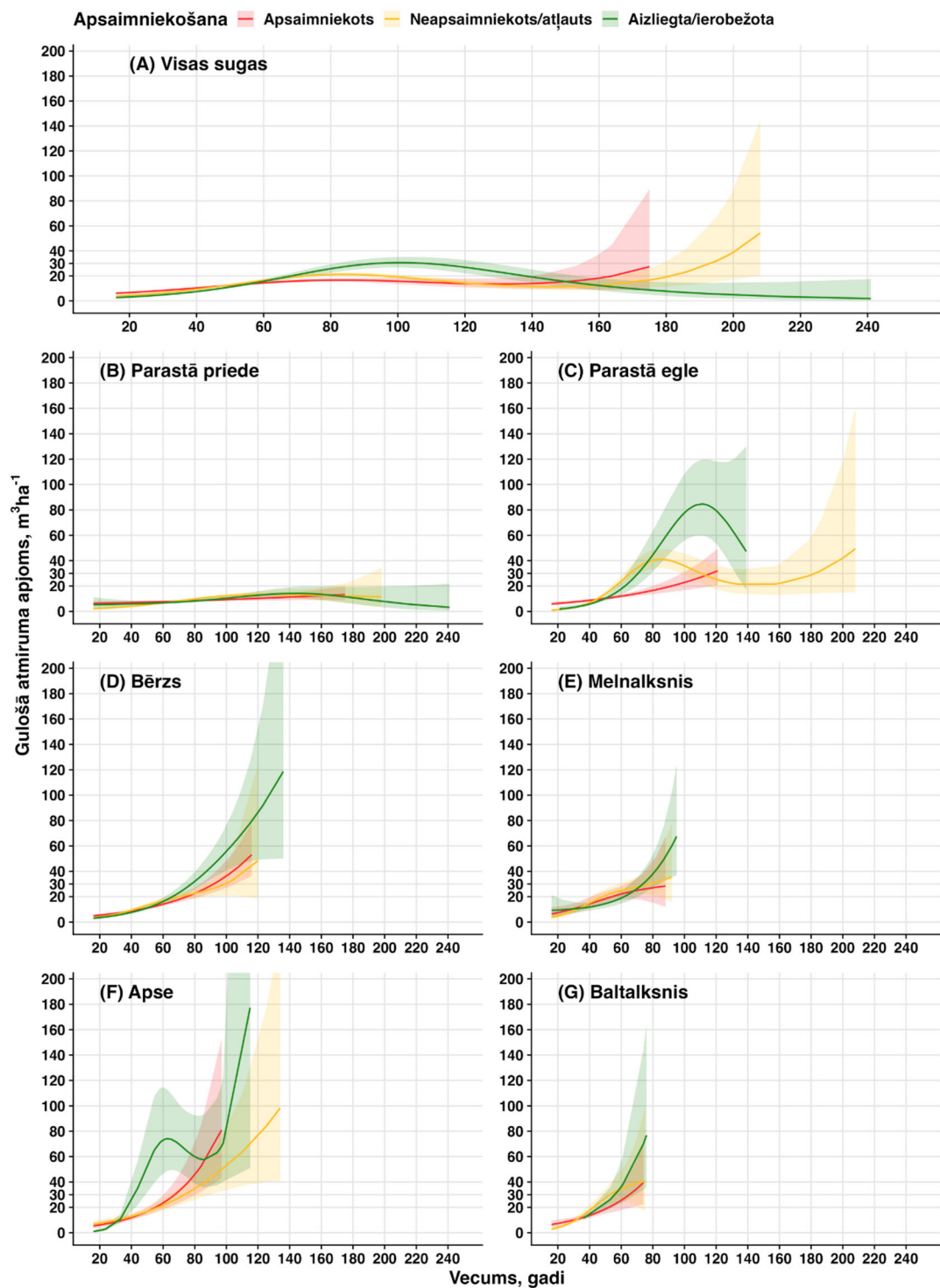
Atmirušās koksnes indikators: guloša atmirusī koksne

Latvijā laika posmā no 2019.–2024. gadam gulošas atmirušās koksnes vidējais apjoms bija $14,4 \pm 0,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (audzes vecākas par 15 gadiem), kas ir divreiz augstāks nekā vidēji Eiropā (aptuveni $6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; Forest Europe, 2020). Apsaimniekotās audzēs tas bija $9,7 \pm 1,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, apsaimniekotās/atļauts audzēs $15,0 \pm 1,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, bet audzēs ar aizliegtu/ierobežotu apsaimniekošanu $24,3 \pm 2,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (2. tabula). Atšķirības starp apsaimniekošanas grupām gan sugu kopumam, gan atsevišķām sugām bija līdzīgas ar stāvošo koksni, lai gan atsevišķām sugām koksnes apjoms aizliegtajā grupā bija ievērojami augstāks. Aizliegta apsaimniekošana sekmēja pieckārt lielāku gulošas koksnes apjoma veidošanos apses un egles audzēs, savukārt priedes audzēs, ņemot vērā plašos ticamības intervālus, atmiruma uzkrāšanās visās grupās bija līdzīga (2. tabula). Dalot pa dominējošajām sugām, nesen apsaimniekotajās audzēs gulošas atmirušās koksnes daudzums svārstījās no $7,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ priedei līdz $13,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ baltalksnim, kas, ņemot vērā to ticamības intervālus, kopumā bija salīdzināmi. Tomēr, līdzīgi kā stāvošajai koksnei, abām alkšņu sugām ticamības intervāli bija plašāki, norādot uz lielākām variācijām starp mežaudzēm. Sugu atšķirības neapsaimniekotām/atļauts audzēm bija lielākas, attiecīgi svārstoties no $10,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ priežu līdz $20,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ apšu audzēs. Šīm pašām sugām konstatētas arī lielākās vidējās gulošas koksnes apjoma atšķirības audzēs, kur apsaimniekošana aizliegta/ierobežota, attiecīgi $10,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ un $60,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Atmirušās koksnes daudzums uzrādīja gan ievērojamu lineāru, gan nelineāru ar vecumu saistītu dinamiku (3. tabula). Tomēr arī šim atmiruma veidam vecuma ietekmes stiprums variēja starp sugām, un, līdzīgi kā stāvošajai koksnei, vislielākos kontrastus uzrādīja priede un apse (R^2

attiecīgi 0,03 un 0,3; 3. tabula). Tomēr visām sugām kopā vecuma dinamika gulošajai koksnei bija nelineāra (ar mērenu ietekmi).

Salīdzinājumā ar stāvošo atmirumu, ar vecumu saistītā gulošās atmirušās koksnes daudzuma dinamika iezīmēja lielākas atšķirības starp apsaimniekošanas grupām jau no briestaudžu (60 gadi) vecuma, kad izteikti palielinājās koksnes apjoms audzēs ar aizliegtu/ierobežotu apsaimniekošanu (4.A att.). Nesen apsaimniekotajās un neapsaimniekotās/atļauts audzēs koksnes daudzums uzrādīja līdzīgu, pakāpenisku, gandrīz lineāru pieaugumu līdz 140 gadu vecumam, kad sākās straujāks koksnes pieaugums un izteiktas atšķirības starp šo abu grupu audzēm (ticamības intervāla paplašināšanās). Saimnieciski ierobežoto audžu grupai audzēs vecuma dinamika bija vairāk zvanveida, sasniedzot lokālu maksimumu komerciālā vecuma beigu posmā – 100 gados, bet pāraugušu audžu vecumā sekoja lejupslīde, kad gulošās koksnes apjomi bija mazāki nekā audzēs, kur apsaimniekošana nebija ierobežota. Līdzīgi kā stāvošajai koksnei, arī gulošās koksnes apjoma Eiropas vidējais līmenis, kas ir apmēram $6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Forest Europe, 2020), Latvijā neatkarīgi no apsaimniekošanas grupas vidēji tika sasniegts jau jaunaudžu vecumā. Gulošā atmirusī koksne veido 64% no kopējās atmirušās koksnes apjoma. Augstā proporcija skaidrojama ar apsaimniekošanas atbilstību MK noteikumiem Nr. 935 (MK noteikumi Nr. 935), kas, veicot koku ciršanu mežā, paredz saglabāt dažāda lieluma kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, no kuriem daļa laika gaitā kļūst par gulošu atmirušo koksni. Stāvošās un gulošās koksnes proporcija Latvijā ir līdzīga ar Eiropas valstu vidējiem rādītājiem (Forest Europe, 2020). Piemēram, Skandināvijā vecās audzēs 60–80% no kopējā atmirušās koksnes apjoma ir kritalas, kas 20–35% gadījumu radušās no sausokņiem (Sippola et al., 1998). Pēdējos gados pieaug dažādu abiotisko un biotisko dabisko traucējumu intensitāte un apjoms (Patacca et al., 2023), kas mežos rada daudz atmirušās koksnes. Latvijā 2023. gadā sanitāro ciršu platība veidoja 26,6% no visiem ciršu veidiem (Zemkopības ministrija, 2025).



4. attēls. Gulošās atmirušās koksnes apjoma prognozes atkarībā no apsaimniekošanas statusa un koku vecuma ekonomiski nozīmīgākajām sugām

Vecuma dinamika gulošās atmirušās koksnes apjomam parastās priedes audzēs bija praktiski vienāda visām apsaimniekošanas grupām, uzrādot ar vecumu saistītu pieaugumu, kas pāraugušā vecumā samazinājās audzēs ar ierobežotu apsaimniekošanu (4.B att.).

Līdzīgi kā stāvošajai koksnei, vizizteiktākās vecuma dinamikas atšķirības starp apsaimniekošanas grupām konstatētas parastajai eglei; būtiskas atšķirības konstatētas no 45 gadu vecuma (4.C att.). Nesen apsaimniekotajās audzēs novērota pakāpeniska eksponenciāla gulošās koksnes apjoma palielināšanās līdz maksimālajam novērojumu vecumam (120 gadi). Valsts vidējais rādītājs $14,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ apsaimniekotās egļu audzēs tiek sasniegts apmēram 60 gadu vecumā. Neapsaimniekoto/atļauto audžu grupā tendences bija līdzīgas kā stāvošai koksnei, atspoguļojot strauju divpakāpju (nelineāru) koksnes daudzuma vecuma dinamiku. Pirmais pīķis $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ tika sasniegts aptuveni 85 gadu vecumā, kam sekoja pakāpeniska koksnes daudzuma lejupslīde līdz 130 gadu vecumam un eksponenciāls pieaugums pāraugušā vecumā (> 140 gadi), maksimālo pīķi – apmēram $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ – sasniedzot 208 gadu vecumā. Taču augstās ticamības intervāla amplitūdas norāda uz lielām variācijām starp audzēm pāraugušā vecumā, norādot, ka koksnes apjoma pieaugums daļā audžu šajā vecumā nav sagaidāms. Audzēs ar ierobežotu apsaimniekošanu novērota paraboliska vecuma dinamika, kad pēc strauja kāpuma maksimālais apjoms $85 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ tika sasniegts 110 gadu vecumā, kam seko tikpat strauja koksnes daudzuma samazināšanās. Kopējais vidējais valsts gulošās atmirušas koksnes rādītājs egļu audzēs tika sasniegts 55 gadu vecumā. Lielais koksnes apjoms ierobežoto audžu grupā skaidrojams ar neseniem dabiskajiem traucējumiem, piemēram, 2005. gada vētru (Donis et al., 2018) un egļu astonezību mizgrauža masveida savairošanos, sākot ar 2018. gadu (Šmits, 2024), kas būtiskākos zaudējumus radīja briestaudzēs, pieaugušās un pāraugušās audzēs (Seidl et al., 2007; Mezei et al., 2014). Šie traucējumi radīja lielu apjomu lielu dimensiju koksnes, kuras sadalīšanās notiek lēnāk (Stokland et al., 2012), tādējādi veicinot kopējā gulošās atmirušas koksnes apjoma uzkrājuma palielināšanos (4.C att.). Pēdējos gados reģistrēts pieaugošs kaitēkļu un vējgāžu/snieglaužu bojāto (bojāgājušo) audžu īpatsvars, kas 2023. gadā pieauga divkārt (Zemkopības ministrija, 2025).

Bērzam ar vecumu saistītā gulošās koksnes apjoma dinamika visām apsaimniekošanas grupām bija eksponenciāli augoša un līdzīga līdz 60 gadu vecumam, pēc kura audzēs ar ierobežotu apsaimniekošanu bija vērojams straujāks pieaugums, 136 gadu vecumā vidēji sasniedzot gandrīz $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ar lielām variācijām starp audzēm; 4.D att.). Valsts vidējais gulošās koksnes rādītājs tika sasniegts apmēram 55 gadu vecumā. Ņemot vērā ticamības intervālus, vecuma dinamikas tendences abām alkšņu sugām (4.E,G att.) visām apsaimniekošanas grupām bija līdzīgas, vecākām audzēm uzrādot vien salīdzinoši straujāku pieaugumu audzēs ar ierobežotu apsaimniekošanu. Apšu audzēs (4.F att.), kur apsaimniekošana bija atļauta, koksnes atmirums uzrādīja līdzīgu dinamiku, lai gan pieaugums pēc 60 gadu vecuma bija straujāks nesen apsaimniekotajās audzēs. Audzēs ar ierobežotu apsaimniekošanu bija vērojama strauja, kaut arī sigmoidāla vecuma dinamika, sasniedzot lokālu pīķi $75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 60 gadu vecumā. Attiecīgi, šajās audzēs valsts vidējā vērtība tika sasniegta ~ 10 gadus agrāk nekā citās apsaimniekošanas grupās.

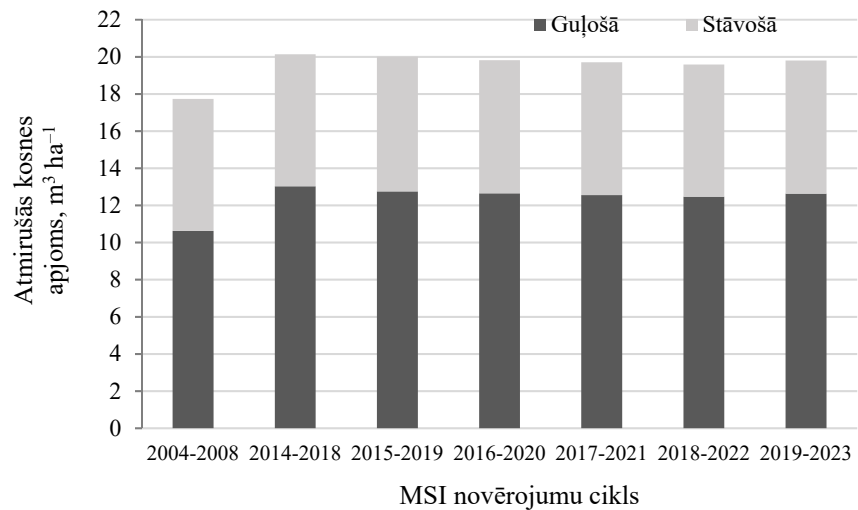
Ar gulošo atmirušo koksni saistīts liels skaits vaskulāro augu sugu, sēnes, gļotsēnes, ķērpji, sūnas, gliemeži, kukaiņi, kam gulošā atmirusī koksne ir gan dzīvotne, gan barošanās vieta (Kruys et al., 1999; Humphrey et al., 2005). Par šo atmiruma veidu pieejams plašāks pētījumu apjoms, kas analizē dažādu organismu grupu kritiskos sliekšņus. Atsevišķām sugām atmirušas koksnes kritiskie sliekšņi Latvijā noteikti, veidojot sugu aizsardzības plānus (Bergmanis, 2019), taču, piemēram, mazajam ērglim *Clanga pomarina* veidotajos mikroliegumos noteiktais atstājamais $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ atmirušas koksnes (kopā stāvoša un guloša) apjoms tiek uzskatīts par neapmierinošu (Bergmanis u.c., 2020). Zviedrijā boreālo mežu pieaugušās skujkoku audzēs kritiskā sliekšņa vērtība, lai saglabātu dažādu taksonu Sarkanās grāmatas sugas (pētījumā iekļautas 648 sugas) bija $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ziemeļu reģionā, bet $22,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ dienvidu reģionā (Hekkala et al., 2023). Somijas boreālajos mežos aizsargājamo piepju sugu kritiskais atmirušas koksnes sliekšnis bija $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$,

bet galvenais priekšnosacījums bija liels skaits celmu (Penttilä et al., 2004). Pētījumos uzsvērtā īpaši lielo dimensiju guļošās koksnes atlūzu nozīme dažādu sugu sastopamības saglabāšanai. Liela diametra (> 25 cm) priežu kritalu klātbūtne, īpaši to, kas ir vidējā un vēlīnā trūdēšanas stadijā, ir būtiska koksni noārdošo sēņu un saproksīlo bezmugurkaulnieku daudzveidībai (Sippola & Renvall, 1999). Piemēram, Norvēģijā saproksīlo vaboļu sugas (*Ipidia quadriplagiata*, *Xylophilus corticalis*, *Dendrophagus crenatus*) ir sastopamas audzēs, kurās ir 3–7 liela caurmēra kritalas uz hektāra 100–400 ha platībā (Økland et al., 1996). Francijas Alpos mikrodzīvotņu veidošanās uz liela caurmēra kritālām saistīta ar 36 apdraudētām vaboļu sugām, no kurām 17 ir atkarīgas no šī substrāta (Humphrey et al., 2005). Šajā reģionā ieteiktā kritiskā sliekšņa vērtība ir līdzīga kā Skandināvijas valstīs $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ atmirušās koksnes jeb 40 kritalas uz hektāru, no kurām 20% jābūt liela diametra (Humphrey et al., 2005). Lai gan putni parasti saistās ar stāvošo atmirušo koksni, atsevišķas sugas, piemēram, dižraibais dzenis *Dendrocopos major* un melnā dzilna *Dryocopus martius* barojas arī uz kritālām (Hoffmann, 2005; Smith, 2007). Baltmugurdzenim kritiskais guļošās atmirušās koksnes sliekšnis ir $23 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ar diametru > 10 cm (Czeszczewik & Walankiewicz, 2006). Atmirušās koksnes kritiskie apjomi, kas kalpo kā potenciāli saproksīlās un epiksīlās daudzveidības indikatori hemiboreālajos skujkoku mežos, ir $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ guļošās atmirušās koksnes ar caurmēru virs 20 cm un $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ celmu ar caurmēru virs 20 cm (Butler et al., 2002; Humphrey et al., 2002; Humphrey et al., 2005). Lielākoties šīs kritiskās vērtības lielu dimensiju koksnei Latvijā tiek nodrošinātas pie līdzšinējā apsaimniekošanas modeļa; grupai neapsaimniekots/atļauts guļošās koksnes apjoms ar caurmēru virs 30 cm ir $24,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, bet saimnieciski ierobežotajās teritorijās $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (4. tabula).

Atsevišķos pētījumos speciālistu sugu kritisko sliekšņu definēšanā uzsvērtā specifisku koku sugu nozīme. Lai uzlabotu atmirušās koksnes dzīvotņu kvalitāti egļu plantācijās, Apvienotajā Karalistē ieteikts saglabāt vecu (virs 100 gadiem) audžu fragmentus (vismaz 1% no meža platības) ar 30–40 liela caurmēra (virs 80 cm) kokiem uz hektāru (Humphrey et al., 2004). Lai arī bērzu audzes, kas Latvijā veido lielu audžu īpatsvaru, tiek uzskatītas par bioloģiski mazāk vērtīgām, vecu stāvošu bērzu stumbri un kritalas saistās ar lielu skaitu saproksīlo bezmugurkaulnieku, koksni noārdošo sēņu un epifītisko un epiksīlo ķērpju (Kaila et al., 1994; Sippola & Renvall, 1999; Halonen & Jääskeläinen, 2003). Lielā daļā pētījumu kritiskie sliekšņi definēti visai atmirušajai koksnei kopā, un tos grūti attiecināt uz kādu no regulā minētajiem indikatoriem (stāvoša un guļoša koksne). Taču Latvijas kopējais atmirušās koksnes apjoms $23,8 \pm 1,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (2. tabula) atbilst Eiropas boreālajiem un mērenajiem mežiem ieteiktajam $20\text{--}30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ jeb 3–8% no kopējā koksnes tilpuma apjoma (Müller & Bütler, 2010; Junninen & Komonen, 2011; Ylisirniö et al., 2012; Hekkala et al., 2023), līdz ar to arī sadalījums starp stāvošo un guļošo atmirumu, kas Latvijā ir līdzīgs ar Eiropas vidējo (Forest Europe, 2020), ir pieņemams, lai saglabātu lielāko daļu ar atmirušo koksni saistīto sugu. Tomēr robežvērtības ir sugai specifiskas un, visticamāk, atšķirsies dažādās ainavās atkarībā, piemēram, no meža tipa, mežaudzes kopējās kvalitātes, piemērotu dzīvotņu daudzuma un telpiskās konfigurācijas apkārtējā ainavā (Fahrig & Merriam, 1994; Andrén et al., 1997; With & King, 1999; Fahrig, 2001). Tādēļ vidējos kritiskos sliekšņus bieži attiecina uz konkrētu platību. Piemēram, Norvēģijā kopējā atmirušās koksnes kritiskā robežvērtība saproksīlajām vaboļu sugām (*Anaspis frontalis*, *Anoplodera maculicornis*, *Octotemnus glabriculus*, *Placusa suecica*, *Triplax aenea*) ir $8\text{--}28 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ vismaz 100–400 ha platībā (Økland et al., 1996). Dažkārt, lai iegūtu lielāku speciālistu sugu kopumu vienuviet, nosaka kritisko sliekšņu robežvērtības. Piemēram, egļu mežos Somijā apdraudētas koksni apdzīvojošās vaboļu sugas nav konstatētas mežos, kur kopējais atmirušās koksnes apjoms ir mazāks par $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, bet vairāk nekā divas apdraudētas sugas sastopamas mežos, kur apjoms ir lielāks par $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

(Penttilä et al., 2004). Taču, ņemot vērā, ka gan stāvošās, gan gulošās atmirušās koksnes apjoma sadalījumi starp audzēm atšķiras (2. tabula, 3. un 4. att.), jāpieņem, ka atsevišķās teritorijās tiek nodrošinātas arī to sugu prasības, kuru kritiskie sliekšņi būtiski pārsniedz vidējos ieteiktos. Piemēram, Somijas boreālajos mežos aptuveni puse no koksne dzīvojošajām retām vaboļu sugām sastopamas tikai vecos mežos, ja kopējais atmirušās koksnes apjoms lielāks par $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Martikainen et al., 2000). Lielāks atmirušās koksnes apjoms saistāms ar lielāku sugu kopumu, piemēram, Zviedrijas mežaudzēs, kur atmirušās koksnes bija vairāk nekā noteiktās kritiskās robežvērtības, ziemeļu un dienvidu reģionos bija attiecīgi par 86% un 104% vairāk Sarkanās grāmatas sugu (Hekkala et al., 2023). Taču pētījumi parāda, ka, palielinot atmirušās koksnes daudzumu mežā, saproksīlo sugu skaits nepalielinās proporcionāli, jo dažādas saproksīlās sugas ir atkarīgas no dažādiem atmirušās koksnes veidiem un reaģē uz dzīvotņu pieejamību dažādos telpiskajos mērogos. Laika gaitā tas drīzāk radītu vienmērīgi pieaugošu, nevis sigmoidālu sugu skaita un atmirušās koksnes apjoma attiecības likni (Ranius & Fahrig, 2006).

Pašreizējais valsts mēroga aplēstais vidējais gulošās atmirušās koksnes daudzums $14,4 \pm 0,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ divkārt pārsniedza Eiropas vidējo rādītāju ($\sim 6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; Forest Europe, 2020), norādot, ka šī atmiruma veida apjoms Latvijā ir salīdzinoši augsts. Analizējot atmirušās koksnes apjomu valsts mērogā, jāņem vērā, ka dabas regulas un dabas aizsardzības mērķis nav atsevišķu sugu, bet gan vispārējās bioloģiskās daudzveidības saglabāšana. ņemot vērā koku sugām specifiskos, un arī kopējos izkliedes intervālus (4. att., 2. tabula), jāsecina, ka lokāli gulošās koksnes apjomi atbilst speciālistu sugu kritiskajiem sliekšņiem, un līdz ar to gulošās atmirušās koksnes apjoms $14 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ var tikt uzskatīts par apmierinošu līmeni Latvijā. Sagaidāms, ka pie līdzšinējās pielietotās mežu apsaimniekošanas prakses gulošās un stāvošās atmirušās koksnes apjomi nākotnē strauji nemainīsies, jo atmirumu veidu proporcijas un apjomi saglabājas stabili visu MSI ciklu ietvaros (5. att.). Ranius & Kindvall (2004) secinājuši, ka Zviedrijā saproksīlajiem organismiem nepieciešamā substrāta daudzums tiek saglabāts un palielināts, mainot mežsaimniecības prakses un ar normatīvajiem aktiem regulējot mežsaimnieciskos ierobežojumus. Arī Latvijā lielā mērā abu atmirušās koksnes indikatoru (stāvoša un guloša) vērtības saistāmas ar Latvijas normatīvajos aktos noteikto atstājamo koku daudzumu un izmēriem pēc galvenās cirtes, tāpēc pie esošajiem normatīvajiem regulējumiem nav sagaidāmas straujas šo indikatoru izmaiņas nākotnē.



5. attēls. Vidējais stāvošās un guļošās atmirušās koksnes apjoms ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) pa piecgadēm pēc MSI datiem

Gulošas un stāvošas koksnes indikatori aprakstīti publikācijā: Jansons Ā., Matisone I., Šņepsts G. 2026. Deadwood in the hemiboreal forest stands in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 41(1): 11–66; <https://doi.org/10.1080/02827581.2025.2561657>.

2. Tāda meža īpatsvars, kurā dominē autohtonas koku sugas

2.1. Pamatojums un definīcijas

Dabas atjaunošanas regulā minēts, ka, nosakot indikatoru (izteikts %), jāvērtē tāda meža un citiem kokaugiem klātas zemes īpatsvars, kurā dominē (veido vismaz 50% no seguma) autohtonas koku sugas. “Meža” un “citiem kokaugiem klātas zemes” definīcijas dotas šī pētījuma ievadā. Iepriekšējos pētījumos secināts, ka platību, kas tieši atbilstu definējumam cita ar kokaugiem klāta zeme” Latvijā nav, taču daļēji tam atbilst krūmājs, purvs un pārejas joslas starp purviem un mežiem (Donis, 2003). MK noteikumos Nr. 562. (MK noteikumi Nr. 562) teikts, ka:

krūmājs ir zeme, kurā dominē kokaugi (kārkli, krūklī, sausserži, irbenes, segliņi, korintes, lazdas, paegli, pīlādži, ievas), kas veido vairākus līdz sešiem metriem augstus stumbrus;

purvs ir zeme ar pārmitrām, vāji aerētām kūdras augsnēm, kurās koku augstums konkrētajā vietā nevar sasniegt vairāk par septiņiem metriem un zemsedzē dominē dažādu grīšļu un sfagnu dzimtu sugas.

Dabas atjaunošanas regulas 3. pantā ir dota definīcija “autohtonai koku sugai”, kas nosaka, ka par autohtonu koku sugu uzskatāma tā, kas sastopama savā bijušajā vai pašreizējā dabiskajā areālā un izplatības potenciāla apgabalā, t.i., areālā, kuru tā aizņem dabiski vai varētu aizņemt bez cilvēku veiktas tiešas vai netiešas ieviešanas vai kopšanas.

Svešzemju jeb alohtona suga ir jebkuri dzīvi dzīvnieku, augu, sēņu vai mikroorganismu sugas, pasugas vai zemāka taksona īpatņi, kas introducēti ārpus to dabiskās izplatības teritorijas; tā ietver jebkuru šādu organismu daļu, dzimumsūnas, sēklas, olas vai dzinumus, kā arī jebkurus hibrīdus, varietātes vai šķirnes, kas varētu izdzīvot un vēlāk vairoties (Eiropas Parlamenta un Padomes Regula, 2014).

2.2. Materiāls un metodes

Latvijas likumdošanā nav pieejams pilns kokaugu vai koku sugu saraksts, kas noteiktu sugu piederību autohtonai (vietējai) vai alohtonai (citzemju/svešzemju) sugai, tādēļ šajā pētījumā primāri apkopota literatūrā pieejamā informācija, kas noteiktu sugu piederību vienai vai otrai grupai. Definīcijā minētais pašreizējais dabiskais areāls katrai sugai noteikts, balstoties uz Eiropas meža ģenētisko resursu saglabāšanas programmā (EUFORGEN) uzrādīto dabisko areālu (EUFORGEN, 2025). Bijušā areāla noteikšana balstās uz zinātniski pamatotiem un ticamiem literatūras avotiem.

Lai gan šī indikatora aprēķins regulā ir pietiekoši skaidri definēts, kas nosaka procentuāli izteikt tāda meža un citiem kokaugiem klātas zemes īpatsvaru, kurā dominē (veido vismaz 50% no seguma) autohtonas koku sugas, tā aprēķināšanu apgrūtina fakts, ka Latvijā nav pieejama informācija par “citiem kokaugiem klāto zemju” platību. Latvijā nav atbilstoša monitoringa vai datu bāzes, kas reģistrētu precīzas krūmāju platības. Purvu platības tiek monitorētas MSI ietvaros. Purvi Latvijā no 2019. līdz 2023. gadam aizņēma 118,1 tūkst. ha (<2% no valsts kopējās teritorijas), un pēdējo 15 gadu laikā platības ir samazinājušās par 7,8 tūkst. ha (Jansons & Šņepsts, 2024). MK noteikumu Nr. 562 pielikumā (MK noteikumi Nr. 562) definētās kokaugu sugas: kārkli, krūklī, sausserži, irbenes, segliņi, korintes, lazdas, paegli, pīlādži, ievas, kas veido krūmājus, lielākoties ir autohtonās jeb vietējās sugas. Arī purvu biotopu koku un krūmu stāvus Latvijā lielākoties veido vietējās sugas: parastā priede *Pinus sylvestris*, purva bērzs *Betula pubescens*, āra bērzs *Betula pendula*, parastā egle *Picea abies*, parastais krūklis *Frangula alnus* un zemais bērzs *Betula humilis* (Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā, 2013). Pārejas

jostas starp purviem un mežiem, kas būtu iekļaujamas “citiem kokaugiem klāto zemju” kategorijas platībās, Latvijā nav izdalītas, un šī uzdevuma veikšanai būtu nepieciešams atsevišķs pētījums (ģeolokācija, balstoties uz attālās izpētes datiem; Donis, 2003). Taču visdrīzāk, ka arī šajās platībās, līdzīgi kā purvos un lielākajā daļā mežu, dominētu vietējās kokaugu sugas. Ņemot vērā, ka “citiem kokaugiem klāto zemju” kategorijas precīzas platības Latvijā nav pieejamas, bet ir mazas, un pēc literatūras datiem tajās dominē vietējās kokaugu sugas, šajā pētījumā analīze balstīta uz “meža” platībām. Ja galējā indikatora definēšanā plānots ņemt vērā “citiem kokaugiem klāto zemju” kategoriju, tad sākotnēji jāveic tās platību aprēķini (ģeolokācija) un jānodrošina tās monitorēšana atbilstoši regulas prasībām. “Meža” platību sadalījuma analīzei pa valdošajām koku sugām pieejami divi datu avoti: MSI dati un VMD Meža valsts reģistra dati. Šajā pētījumā analīze balstīta uz mežaudžu un plantāciju mežu seguma īpatsvara sadalījumu pa valdošajām koku sugām, izmantojot VMD Meža valsts reģistra datubāzi, jo šajā datubāzē pieejama plašāka informācija par dažādām valdošajām, īpaši svešzemju, koku sugām. Nosakot indikatoru, papildus šī brīža sugu segumam ņemti vērā arī literatūrā pieejamie vēsturiskie sugu segumi, kā arī tuvākajā nākotnē prognozētās sugu izplatības tendences un Eiropas valstīs spēkā esošie normatīvie regulējumi par pieļaujamo svešzemju sugu īpatsvaru mežaudzēs.

2.3. Rezultāti

Autohtonās un alohtonās koku sugas

Latvijas Zemkopības ministrijas vadlīnijās (17.pielikums Zemkopības ministrijas 12.11.2015. rīkojumam Nr. 167) minēts, ka koku sugas stādīšanas izvēlē primārais ir bioloģiski ekoloģiskais sugu izvēles pamatojums – noteiktā klimatiskajā zonā gadu simtiem veidojies dabiskas izcelsmes mežaudžu sugu sastāvs. Šobrīd pēc Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumos Nr. 264 pieejamās informācijas par autohtonām (vietējām) un alohtonām (citzemju/svešzemju) koku sugām uzskatāmas 5. tabulā minētās koku sugas. Daļa minēto sugu izmantojamas meža atjaunošanai un meža ieaudzēšanai atbilstoši Ministru kabineta noteikumos Nr. 308 “Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi” minētajiem nosacījumiem (5. tabulā atzīmētas ar “x”).

5. tabula. Latvijas autohtonās un alohtonās koku sugas

Nr.p.k.	Nosaukums latviešu valodā	Nosaukums latīņu valodā	Meža atjaunošanai un meža ieaudzēšanai izmantojamās koku sugas
I. Autohtonās sugas			
1	Āra (kārpainais) bērzs	<i>Betula pendula (Betula verrucosa)</i>	x
2	Baltalksnis	<i>Alnus incana</i>	x
3	Blīgzna (pūpolvītols)	<i>Salix caprea</i>	x
4	Eiropas segliņš	<i>Euonymus europaeus</i>	
5	Hibrīdais alksnis	<i>Alnus x pubescens</i>	x
6	Melnalksnis	<i>Alnus glutinosa</i>	x
7	Meža bumbiere	<i>Pyrus pyraeaster</i>	
8	Meža ābele	<i>Malus sylvestris</i>	
9	Parastā apse	<i>Populus tremula</i>	x
10	Parastā egle	<i>Picea abies</i>	x
11	Parastā goba	<i>Ulmus glabra</i>	x
12	Parastā ieva	<i>Padus avium</i>	
13	Parastā (ogu) īve	<i>Taxus baccata</i>	
14	Parastā kļava	<i>Acer platanoides</i>	
15	Parastā liepa	<i>Tilia cordata</i>	

Nr.p.k.	Nosaukums latviešu valodā	Nosaukums latīņu valodā	Meža atjaunošanai un meža ieaudzēšanai izmantojamās koku sugas
16	Parastais osis	<i>Fraxinus excelsior</i>	x
17	Parastais ozols	<i>Quercus robur</i>	x
18	Parastais pīlādzis	<i>Sorbus aucuparia</i>	x
19	Parastā priede	<i>Pinus sylvestris</i>	x
20	Parastais skābardis	<i>Carpinus betulus</i>	x
21	Parastā vīksna	<i>Ulmus laevis</i>	x
22	Purva (pūkainais) bērzs	<i>Betula pubescens (Betula alba)</i>	x
23	Šķetra	<i>Salix pentandra</i>	x
24	Trauslais vītols	<i>Salix fragilis</i>	x
25	Parastais kadiķis	<i>Juniperus communis</i>	
II. Alohtonās sugas			
26	Baltais vītols	<i>Salix alba</i>	x
27	Baltā robīnija	<i>Robinia pseudoacacia</i>	
28	Balzama baltegle	<i>Abies balsamea</i>	
29	Eiropas baltegle	<i>Abies alba</i>	
30	Eiropas ciedrupriede	<i>Pinus cembra</i>	
31	Eiropas lapegle	<i>Larix decidua</i>	x
32	Holandes liepa	<i>Tilia x europaea</i>	
33	Kalnu kļava	<i>Acer pseudoplatanus</i>	
34	Lēdebūra lapegle	<i>Larix ledebourii</i>	x
35	Krimas liepa	<i>Tilia x euchlora</i>	
36	Lauku kļava	<i>Acer campestre</i>	
37	Mandžūrijas riekstkoks	<i>Juglans mandshurica</i>	
38	Melnā priede	<i>Pinus nigra</i>	
39	Menzīsa duglāzija	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	
40	Papele	<i>Populus spp.</i>	x
41	Parastā zirgkastaņa	<i>Aesculus hippocastanum</i>	
42	Eiropas dižskābardis	<i>Fagus sylvatica</i>	x
43	Pensilvānijas osis	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	
44	Platlapu liepa	<i>Tilia platyphyllos</i>	
45	Pelēkais riekstkoks	<i>Juglans cinerea</i>	
46	Rietumu tūja	<i>Thuja occidentalis</i>	
47	Saldais ķirsis	<i>Cerasus avium</i>	x
48	Sarkanais ozols	<i>Quercus rubra</i>	x
49	Sarkstošais vītols	<i>Salix x rubens</i>	x
50	Sibīrijas baltegle	<i>Abies sibirica</i>	
51	Sibīrijas ciedrupriede	<i>Pinus sibirica</i>	
52	Sudraba kļava	<i>Acer saccharinum</i>	
53	Veimuta priede	<i>Pinus strobus</i>	
54	Vienkrāsas baltegle	<i>Abies concolor</i>	

Latvijas vaskulāro augu sarakstā (Stalažs, 2024) pie mežu plantācijās un/vai kāpu apmežošanai izmantotajām svešzemju (atbilstoši literatūras avotam – svešajām) sugām minētas 6.tabulā norādītās koku sugas. Līdz ar to Latvijā ir pieļaujama šo svešzemju sugu seguma izplatības palielināšanās.

6. tabula. Latvijā mežu plantācijās un/vai kāpu apmežošanai izmantotās svešzemju (svešās) sugas

Nosaukums latviešu valodā	Nosaukums latīņu valodā
Kaukāza baltegle	<i>Abies nordmanniana</i>
Eiropas lapegle	<i>Larix decidua</i>
Daurijas lapegle	<i>Larix gmelinii</i>
Japānas lapegle	<i>Larix kaempferi</i>
Amerikas lapegle	<i>Larix laricina</i>
Sibīrijas lapegle	<i>Larix sibirica</i>
Engelmaņa egle	<i>Picea engelmannii</i>
Kanādas egle	<i>Picea laxa</i>
Sibīrijas egle	<i>Picea obovata</i>
Asā egle	<i>Picea pungens</i>
Sitkas egle	<i>Picea sitchensis</i>
Benksa priede	<i>Pinus banksiana</i>
Eiropas ciedru priede	<i>Pinus cembra</i>
Greizā priede	<i>Pinus contorta</i>
Kalnu priede	<i>Pinus mugo</i>
Sibīrijas ciedru priede	<i>Pinus sibirica</i>
Veimuta priede	<i>Pinus strobus</i>
Zaļā duglāzija	<i>Pseudotsuga menziesii</i>
Saldais ķirsis	<i>Prunus avium</i>
Eiropas dižskābardis	<i>Fagus sylvatica</i>
Sarkanais ozols	<i>Quercus rubra</i>
Zībolda riekstkoks	<i>Juglans ailantifolia</i>
Pelēkais riekstkoks	<i>Juglans cinerea</i>
Laurlapu apse	<i>Populus laurifolia</i>
Spilvaugļu apse	<i>Populus trichocarpa</i>
Vetšsteina apse	<i>Populus ×wettsteinii</i>

Klimata pārmaiņu scenāriji prognozē, ka līdz gadsimta beigām klimats Latvijā atbilstīs šobrīd Centrāleiropā esošajiem nemorālajiem mežiem, un būs piemērots vairāku Latvijā šobrīd reti sastopamu un/vai introducētu koku sugu audzēšanai (Hickler et al., 2012), nodrošinot salīdzināmi augstu produktivitāti (Hanewinkel et al., 2012; Lindner et al., 2014). Klimata prognozes liecina par ievērojamu temperatūras paaugstināšanos, kas nozīmē, ka koku sugām nāksies pielāgoties ātrāk nekā iepriekš vēsturiski novērots. Diskusijās par mežu apsaimniekošanu arvien vairāk tiek runāts par to, kā ar apzinātu saimniecisko darbību mežu ekosistēmām varētu palīdzēt šajos adaptācijas procesos, īpaši, ja ir apdraudēti svarīgi meža ekosistēmu pakalpojumi. Viena no iespējām ir ieviest nākotnei prognozētās svešzemju koku sugas, lai palīdzētu meža ekosistēmām pielāgoties klimata pārmaiņām (Frischbier et al., 2019). Mērķis būtu plašāka koku sugu klāsta izmantošana, lai nodrošinātu pēc iespējas tālredzīgāku meža apsaimniekošanu, ilgtermiņā samazinot mežsaimniecības darbību riskus un vienlaikus nodrošinot meža aizsardzību. Tāpēc ir svarīgi apzināt katram reģionam un vietai piemēroto koku sugu izvēli (Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, 2021). Uz zināšanām balstīti koku sugu īpatsvara maiņas un augšanas eksperimenti/novērojumi var efektīvi atspoguļot sagaidāmās klimatisko apstākļu (augstāka temperatūra, garāks veģetācijas periods) izmaiņas, prognozēt sugu adaptācijas procesu un modelēt šo sugu nākotnes perspektīvas (Spittlehouse & Stewart, 2004; Kirilenko & Sedjo, 2007). Pēc 2025. gada datiem, Meža pētīšanas stacijas (MPS) apsaimniekotajos mežos svešzemju sugu stādījumu (nogabalu), kas nav vecāki par 25 gadiem, platība veido 94 ha (7. tabula). Vislielākās platības aizņem hibrīdās apses stādījumi.

7. tabula. Svešzemju sugu stādījumu, kas nav vecāki par 25 gadiem, platība (ha) Meža pētīšanas stacijas (MPS) apsaimniekotajos mežos

	Suga											
	Dižskābardis	Lapegle	Baltegle	Duglāzija	Sitkas egļe	Sarkanais ozols	Klinškalnu priede	Ciedru priede	Hibridā apse	Papele	Saldais ķirsis	Kalnu kļava
Platība (ha)	8,98	10,72	3,18	2,31	0,53	18,56	3,08	1,53	39,6	3,78	1,49	0,19

Pēc MSI datiem (2008.–2023. gads), 25,9% no Latvijas mežu platības veido vienas sugas kokaudzes, 63,1% kokaudzes veido divas līdz četras koku sugas un 74,1% – divas līdz piecas vai vairāk koku sugas. Lai palielinātu koku sugu daudzveidību, kas tiešā vai pastarpinātā veidā ir arī Eiropas Savienības (ES) pēdējos gados pieņemto stratēģisko dokumentu (ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģija 2030, ES Meža stratēģija 2030, Dabas atjaunošanas regula) pamatā, kā alternatīva varētu tikt izskatīta svešzemju sugu stādīšana atjaunojamās mežaudzēs. Mežsaimniecībā koku audzēšanai tīraudzēs ir sekojošas priekšrocības: vienkārša ierīkošana, kopšana, novākšana noteikta, vienveidīga sortimenta iegūšanai. Tomēr koku stādīšanai tīraudzēs ir arī ievērojami riski – palielinās kaitēkļu un slimību izplatīšanās risks, nelabvēlīgu apstākļu ietekme un var notikt augšņu noplicināšanās (Latvijā audzējamu meža koku audzēšanas vadlīnijas, 17. pielikums Zemkopības ministrijas 12.11.2015. rīkojumam Nr. 167). Koku sugu sastāvs būtiski maina apstākļus audzē. Mistraudzes ir noturīgākas pret slimībām, negatīviem vides faktoriem, tai skaitā, dabiskajiem traucējumiem, kā arī tajās sastopama lielāka dažādu augu un dzīvnieku sugu daudzveidība (Bartels & Chen, 2013; DAP, 2018; Grossiord, 2018). Tomēr pētījumi apstiprina, ka mistraudžu veidošana nav izmantojama kā universāla pieeja dažādu faktoru izraisītu bojājumu mazināšanai mežaudzēs (Jansons, 2020). Lai palielinātu koku sugu daudzveidību mežaudzēs, nepieciešams izvērtēt Latvijā meža atjaunošanai un meža ieaudzēšanai izmantojamās alohtonās un autohtonās koku sugas. Izvērtējumā kā svarīgs kritērijs būtu iekļaujama sugu spēja pielāgoties klimata pārmaiņām, koku sugas sekmīgai attīstībai piemērotu apstākļu veidošanās Latvijas teritorijā, kā arī līdzšinējā pieredze sugas izmantošanā.

Koku sugu izplatības prognozes

Kā viens no kritērijiem potenciālo koku sugu izvēlei stādīšanā mežā ir klimata pārmaiņu prognozes. Eiropas klimata modeļi (Mauri et al., 2022) prognozē, ka svešzemju sugām – Eiropas dižskābardim, papeļu sugām un saldajam ķirsim – klimatiskie apstākļi Latvijas teritorijā līdz šī gadsimta beigām kļūs arvien piemērotāki. Prognozes parāda arī klimatisko apstākļu lielāku piemērotību vietējām lapu koku sugām: parastajai liepai un parastajam ozolam. Eiropas klimata scenāriji prognozē, ka parastā oša, parastās kļavas, parastās gobas un melnalkšņa populācijas ir stabilas, un izplatība nākotnē palielināsies ziemeļu virzienā (Dyderski et al., 2025). Savukārt klimata pārmaiņu rezultātā Latvijā sagaidāma, un daļēji jau vērojama skujkoku sugu īpatsvara samazināšanās, bet lapu un platlapju sugu palielināšanās (Götmark et al., 2005; Laiviņš et al., 2021; Dyderski et al., 2025). VMD Meža valsts reģistra dati parāda, ka parastās priedes īpatsvars pēdējo 20 gadu laikā (2001–2025) pakāpeniski samazinājies no 36% uz 32% (8. tabula), kas šobrīd tikai pastarpināti saistīts ar klimata pārmaiņām pieaugošo biotisko (kaitēkļi, dzīvnieku postījumi, u.c.) un abiotisko (piemēram, vējš) traucējumu ietekmi. Priedes samazinājums šobrīd, iespējams, rezultējas ar bērza īpatsvara palielināšanos tam atbilstošajos augšanas apstākļos (8. tabula), taču nākotnē skujkoku īpatsvara samazināšanās var rezultēties ar svešzemju sugu platību

palielināšanos. Savukārt parastās egles īpatsvara izmaiņas Latvijā nav konstatējamas. Lai gan kopš 2018. gada Latvijā novērota egļu astoņzobu mizgrauža *Ips typographus* masveidīga savairošanās (Šmits, 2024), egles atjaunošana (atjaunotās platības), kā arī egļu mežu īpatsvars paliek nemainīgs (8. tabula; Valsts meža dienests, 2018–2025).

8. tabula. Mežaudžu un plantāciju mežu īpatsvara sadalījums pa valdošajām koku sugām pēc Valsts meža dienesta Meža valsts reģistra 2001.–2025. gada datiem. Tabulā nav iekļauts “vītols”, kura īpatsvars 2025. gadā bija 0,028%, jo vītols var būt gan vietējā, gan svešzemju suga. Sugu iedalījums balstās uz 5. tabulu un/vai Eiropas meža ģenētisko resursu saglabāšanas programmā (EUFORGEN) uzrādīto dabiskā areāla izplatību (EUFORGEN, 2025)

Suga	Gads					
	2025	2020	2015	2010	2005	2001
Autohtonās (vietējās) sugas						
Priede	31,58	32,59	34,3	34,37	35,55	36,88
Bērzs	30,24	29,65	30,82	29,08	28,26	28,4
Egle	18,42	18,81	17,97	17,39	17,51	18,82
Apse	7,59	7,22	5,41	4,31	3,42	2,88
Baltalksnis	7,31	7,24	7,38	6,6	6,45	6,33
Melnalksnis	3,78	3,35	2,98	2,65	2,53	2,46
Ozols	0,35	0,33	0,34	0,33	0,34	0,35
Osis	0,25	0,4	0,47	0,55	0,62	0,76
Blīgzna	0,12	0,11	0,07	0,04	-	-
Kļava	0,08	0,07	0,04	0,03	-	-
Liepa	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06	0,06
Goba, vīksna	0,07	0,07	0,04	0,03	-	-
Pīlādži	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	-	-
Skabārdis	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	-	-
Ievas	< 0,01	< 0,01	-	-	-	-
Īve	< 0,01	-	-	-	-	-
Kopā	99,9	99,9	99,9	95,4	94,7	96,9
Alohtonās (svešzemju) sugas						
Lapegle	0,037	0,037	0,038	0,04	0,042	0,052
Papele	0,031	0,017	0,012	0,009	0	0
Citas priedes	0,002	0,002	0,003	0,004	0	0
Dižskabārdis	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002
Citi ozoli	0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Saldais ķirsis	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Hibrīdā apse	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Citas kļavas	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Baltegle	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Citas egles	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Citas gobas, vīksnas	< 0,001	< 0,001	0	0	0	0
Zirgkastaņi	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Citi oši	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0	0
Ciedru priede	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Duglāzija	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Riekstkoki	< 0,001	< 0,001	0	0	0	0
Dzeltenā akācija	< 0,001	0	0	0	0	0
Mežābele	0	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0	0
Kopā	0,077	0,062	0,059	0,056	0,044	0,054

Konkrētu sugu nākotnes īpatsvaru ir iespējams prognozēt, izmantojot dažādus prognožu modeļus un analīzes. Izmantojot bioklimatiskās nišas modeļus, iespējams prognozēt, kā sugas reaģēs (mainīsies to dabiskie izplatības areāli), ja tiks pārsniegti sugai raksturīgie klimatiskie sliekšņi. Lai prognozētu Eiropas koku sugu potenciālo sastāvu jebkurā konkrētā Eiropas vietā, tiek modelēti dažādi izplatības scenāriji, apvienojot klimata analoģu koncepciju ar nacionālās meža inventarizācijas datiem (Buras & Menzel, 2019). Rezultāti parāda sugas, kas potenciāli varētu kļūt nozīmīgākas konkrētai vietai paredzamajos apstākļos, ieskaitot potenciālās izmaiņas koku sugu daudzumā un sastāvā (Buras & Menzel, 2019). Savukārt, dažādu svešzemju koku sugu populāciju (provenienču) nākotnes perspektīvas, kas ir būtiskas mežu atjaunošanas un populāciju pārnesei programmām, var analizēt, izmantojot universālās atbildes reakcijas funkcijas (*Universal Response Functions*; piemēram, Chakraborty et al., 2015) vai koku sugu pārnesei analīzi (*transfer analysis*; Mátyás et al., 2009). Koku sugu populāciju identificēšana, kas potenciāli ir pielāgojušās paredzamajiem klimatiskajiem apstākļiem, tiek balstīta uz populācijas kvantitatīvo pazīmju korelāciju ar klimata mainīgajiem vai arī, izmantojot klimata “aploksnes” modeļus, kas salīdzina sēklu avota vietas klimatu un potenciālās augšanas vietas klimatu. Tiek uzskatīts, ka koka fenotipiskā reakcija uz makroklimatiskajām izmaiņām ir atkarīga no populācijas iedzimtā adaptācijas potenciāla un no piedzīvoto vides izmaiņu lieluma. Sugu pārvietošana eksperimentālo stādījumu ietvaros tiek interpretēta kā vides izmaiņu simulācija. Izmantojot konkrētās sugas koku augšanas datus no dažādiem eksperimentālajiem/selekcijas stādījumiem, tiek izstrādāta universālā atbildes reakcijas funkcija, piemēram, koku caurmēram un augstumam, kas salīdzina labākos atlasītos populāciju augšanas rādītājus ar populācijām, kas identificētas, izmantojot klimata “aploksnes” pieejas augšanu. Izmantojot šīs pieejas, var identificēt konkrētiem augšanas apstākļiem piemērotāko reproduktīvo materiālu un noskaidrot konkrētās koku sugas nākotnes pārnesei perspektīvas. Līdz šim Latvijā nav veikti nopietni pētījumi par bioklimatiskās nišas izmaiņām kādai konkrētai koku sugai, taču atsevišķi pētījumi Eiropā mūsu reģionam prognozē pieaugošu koku sugu daudzveidību un izplatītāko, ekonomiski nozīmīgāko koku sugu – priedes un egles – daudzuma samazināšanos (Dyderski et al., 2025). Latvijā nav izstrādātas arī universālās atbildes reakcijas funkcijas introducētajām svešzemju sugām, un izdzīvošanas, augšanas/produktivitātes novērojumi balstās uz stādījumu monitorēšanu (piemēram, Eiropas lapeglei, Eiropas dižskābardim, Eiropas balteglei, sarkanajam ozolam, Klinškalnu priedei u.c.). Taču pētījumi Baltijas jūras reģiona valstīs parāda arī citu atsevišķu koku sugu iespējamo nozīmību pielietošanai mežsaimniecībā. Igaunijā Sibīrijas baltegle (*Abies sibirica*), Eiropas lapegle (*Larix decidua*), Sibīrijas lapegle (*L. sibirica*) un zaļā duglāzija (*Pseudotsuga menziesii*) novērtētas kā augšanas un produktivitātes ziņā perspektīvas svešzemju sugas (Sander & Meikar, 2009). Somijas mežsaimniecībā no svešzemju sugām praktiska nozīme šobrīd ir *Larix sibirica* un Klinškalnu priedei *Pinus contorta* var. *latifolia*, tomēr kopumā šīs sugas aizņem 0,1% no mežu platības (Ruotsalainen, 2017). Baltijas jūras reģionā dažādu lapegļu sugu kultivēšana uzsākta jau 1840-ajos gados, un īsi pirms Otrā pasaules kara lapegles bija visplašāk kultivētās eksotiskās koku sugas Igaunijā un Somijā, kuru platība katrā valstī aizņēma vairāk nekā 100 ha (Elfing et al., 2001; Ruotsalainen, 2017). Lapegles ātraudzība, augstā produktivitāte, un klimata noturība Latvijā liecina par tās mežsaimnieciskās izmantošanas perspektīvu (Jansons, 2020), tomēr sugas izplatību neaizsargātās mežaudzēs ierobežo pārnadžu bojājumi (Larsson-Stern, 2003). Zviedrijā visizplatītākā saimnieciski izmantotā svešzemju koku suga ir Klinškalnu priede, kuras platība 1990-to gadu beigās aizņēma 565 000 ha jeb 2,6% no produktīvās mežu platības, un tās straujā izplatība tika samazināta, ierobežojot atļauto ikgadējo apmežošanas apjomu (Elfing et al., 2001). Pētījumos Latvijā konstatēts, ka atbilstoši izvēlētas Klinškalnu priedes proveniences var būt laba

alternatīva plantāciju ierīkošanai mazauglīgās smilts augsnēs, kā arī dažādojot sugu sastāvu stādījumos uz šādām augsnēm (Jansons et al., 2013; Sisenis, 2013), taču sugas dabiskās atjaunošanās intensitāte šobrīd ir zema.

Dabiskais dižskābarža izplatības areāls Ziemeļaustrumeiropā sniedzas līdz Dienvidzviedrijai un centrālās un Austrumpolijas zemienēm, nesasniedzot Baltijas valstis (Czajkowski et al., 2006). Savā dabiskajā izplatības areālā dižskābardis veido gan tīraudzes, gan jauktas audzes (Liepiņš u.c., 2025). Tomēr prognozes par klimata apstākļu pārmaiņām liecina, ka līdz šī gadsimta beigām dižskābardim piemērotāki klimatiskie apstākļi aptvers arī Baltijas jūras austrumu krastu (Dyderski et al., 2025). Latvijā Eiropas dižskābardis tika introducēts jau 18. gadsimtā (Liepiņš u.c., 2025). Dižskābarža atbilstība vietējai florai ir diskutējama, jo ir atsevišķi pierādījumi, ka dižskābardis vēsturiski bijis sastopams visā Latvijas teritorijā atlantiskā perioda laikā (Strods u.c., 1999). Līdz ar to, ņemot vērā autohtonu sugu definīciju, dižskābardis jau šobrīd varētu tikt definēts kā vietējā jeb autohtona koku suga Latvijā. Šobrīd suga mežaudzēs sastopama salīdzinoši reti, tomēr tā uzrādījusi labas adaptācijas spējas (veiksmīgāka adaptācija novērota Kurzemē) (Liepiņš u.c., 2025), kas liecina, ka suga varētu būt vērtīgs papildinājums Baltijas jūras reģiona mežiem, palielinot mežu noturību un bioloģisko daudzveidību, kā arī nodrošinot augstas kvalitātes kokmateriālus (Liepiņš & Bleive, 2025). Lai gan pēc VMD Meža valsts reģistra datiem parastā dižskābarža audzes 2025. gadā Latvijā aizņem 51,08 ha jeb 0,002% no kopējās meža platības (8. tabula), par šo sugu tiek izrādīta arvien lielāka mežsaimnieciska interese (7. tabula), un prognozējams, ka tuvākajos gados platība pieaugs. 2020. gadā izveidotie augšanas gaitas vienādojumi liecina par dižskābarža otrās paaudzes veiksmīgu adaptāciju Latvijas klimatā. Latvijas rietumu daļā iespējams izveidot ražīgas dižskābarža audzes (Jansons, 2020).

Apses un papeles ir vienas no visbiežāk plantācijās kultivētajām koku sugām Eiropā. Latvijā vienīgā vietējā koku suga no apšu ģints ir Eiropas jeb parastā apse. Melnās papeles (*Populus nigra*) izplatības areāla ziemeļu robeža skar Lietuvas dienvidus, tomēr līdz Latvijai nesniedzas. Latvijai ir ilggadēja pieredze vairāku papeļu sugu introdukcijā, bet hibrīdā apse ir gan eksperimentālajos stādījumos (7. tabula), gan lauksaimniecības zemju apmežošanā biežāk praktizētā suga. Par hibrīdo apsi ir veikti plaši zinātniski pētījumi (Zeps, 2017). Tās ļoti labi aug gan apstādījumos, gan mežaudzēs, un galvenais sugas izplatību ierobežojošais faktors ir intensīvie dzīvnieku bojājumi. Papeļu sugas un to hibrīdi šobrīd ir Latvijā meža atjaunošanai un meža ieaudzēšanai izmantojamo koku sugu sarakstā (5., 6. tabula). To stādmateriālam jābūt sertificētam izmantošanai Latvijā atbilstoši MK noteikumiem Nr. 159 par meža reproduktīvo materiālu (Liepiņš, 2022). VMD statistikas dati rāda, ka laika posmā no 2000. līdz 2014. gadam apšu hibrīds ieviests lauksaimniecības zemju apmežojumos 346,47 ha platībā, no kuriem 206,36 ha reģistrētas kā plantācijas, kas veido 60% no platībām, kas apmežotas ar šo apšu hibrīdu (Meža ieaudzēšana. Meža statistikas CD, 2000–2015).

Saldais ķirsis (*Cerasus avium* syn. *Prunus avium*) savvaļā sastopams Eiropas dienvidu daļā, taču klimats tam kļūs piemērotāks lielākajā daļā Eiropas (Dyderski et al., 2025). Tas plaši ieviests citur Eiropā un vietām pārgājis savvaļā. Latvijā jau apmēram 10. gs. saldaiss ķirsis fiksēts kā meža koku suga. Eiropas vidienē un dienvidu valstīs, pēdējā laikā arī Eiropas ziemeļdaļā, t.sk., Zviedrijā saldaiss ķirsis tiek sekmīgi audzēts plantācijās, un notiek izpētes darbi perspektīvāko klonu atlasei (Welk et al., 2016; Daugaviete, 2021). Saldaiss ķirsis optimāli aug boreālo mežu zonas dienvidu daļā, mērenā lapu koku mežu zonā un stepju zonā (Kobliha & Janicek, 2001; Kobliha, 2002; Kupka, 2002; Kobliha et al., 2004) ar minerālvielām bagātās smilšmāla un kalcifilās augsnēs (Russel, 2003; Spiecker et al., 2009). Tomēr tas aug arī ar kalciju nabadzīgākās, skābākās un

sausākās augsnēs (Spiecker, 1992; Russel, 2003; Spiecker et al., 2009). Eiropas valstīs saldā ķirša mežaudzes pārsvarā tiek atjaunotas mākslīgi (vidēji ap 43,5% no to kopskaita) (Spiecker et al., 2009). Latvijā ir apmēram 40 ha saldā ķirša plantāciju, un tas tiek uzskatīts par ātri augošu, un saimnieciski potenciālu cieto lapu koku sugu, taču intensīvo dzīvnieku bojājumu dēļ audzējams tikai no tiem aizsargātās platībās.

Pēdējo gadu laikā pieaugošā platība “citām kļavām”, “citām gobām, vīksnām”, “citiem ošiem” (8. tabula) norāda, ka interese par šīm sugām aug, un nākotnē platības, iespējams, turpinās palielināties. Liepas un kļavas audzēm konstatēts liels pārnadžu bojāto koku īpatsvars, tādēļ pirms stādīšanas jāizvērtē pārnadžu populācijas blīvums konkrētajā teritorijā (kas var kļūt par ierobežojošu faktoru) (Jansons, 2020).

Ja teorētiski apstiprinātu iespēju par svešzemju sugu mērķtiecīgu stādīšanu mežaudzēs, tad būtu nepieciešams noteikt, kāds būtu vēlamais vai pieļaujamais procentuālais svešzemju sugu piemistrojums. Pretzsch (2022) analizējis dažādu koku sugu ietekmi uz koku augšanu mistraudzēs. Pētījumā izmantotajā modeli kā kritērijs izvēlēts piemistrojums, kas lielāks vai mazāks par 10%. Pētījuma rezultāti parāda, ka atsevišķas sugas piemistrojumā, kas lielāks par 10%, palielina citu koku potenciālo augšanu. Īrijas apmežošanas plānā 2023.–2027. gadam noteikts, ka noteiktos meža tipos skuju koku stādījumos nepieciešams vismaz 20% lapu koku piemistrojums (Forestry Division, 2023). Vācijas federālās zemes Zārlandes meža apsaimniekošanas vadlīnijas paredz, ka individuāli noteiktā ietvarā un saskaņā ar dabas aizsardzības noteikumu vai sertifikācijas prasību specifikācijām vietai piemērotas svešzemju koku sugas var integrēt meža veidošanā ekosistēmai atbilstošā veidā: atsevišķi vai puduros (< 0,3 ha), kur platība ārpus aizsargājamām teritorijām nedrīkst pārsniegt 20% no apstrādes vienības (novērtēšanas vienības) un aizsargājamās teritorijās nedrīkst pārsniegt 10% (Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, 2021). Klinšklņu priedes straujā izplatība Zviedrijā tika samazināta, ierobežojot atļauto apmežošanas apjomu, kas kopš 1994. gada ir 14 000 ha gadā (Elfing et al., 2001).

Autohtono un alohtono koku sugu īpatsvars

VMD Meža valsts reģistra dati rāda, ka Latvijā vietējās jeb autohtonas koku sugas pēdējo 10 gadu intervālā dominē 99,9% mežaudžu (8. tabula). Senākos reģistra datos īpatsvars nokrīt līdz 94,7%, bet tas skaidrojams ar nepietiekamu sugu izšķirtspēju, jo retāk sastopamas sugas netika atsevišķi izdalītas. Ņemot vērā klimata pārmaiņas un modelētās sugu daudzveidības un īpatsvara izmaiņas, kas paredz šobrīd dominējošo vietējo sugu – egles un priedes – īpatsvara samazināšanos, bet svešzemju/introducēto sugu īpatsvara pieaugumu, jāreķinās, ka radīsies mežsaimnieciski un arī ekoloģiski pamatota nepieciešamība palielināt svešzemju sugu īpatsvaru, tās stādot gan mistrojumā ar vietējām sugām, gan tīraudzēs. Šī brīža Eiropas valstu meža apsaimniekošanas vadlīnijas paredz veidot mistrotas mežaudzes, kur 10–20% veido platlapju vai citu lapu koku sugas (Forestry Division, 2023). Primāri priekšroka dodama vietējām lapu koku sugām, taču, palielinoties prognozētajai sugu daudzveidībai, ar laiku lielāku aktualitāti iegūs arī svešzemju sugas. Vācijas federālās zemes Zārlandes vadlīnijas pieļauj 20% svešzemju koku sugu īpatsvaru no apstrādes vienības (novērtēšanas vienības) saimnieciskajās mežaudzēs un 10% aizsargājamajās teritorijās (Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, 2021). Jāņem vērā, ka pētījumā nav iekļautas “citiem kokaugiem klātās zemes”, un, lai gan literatūras avoti norāda, ka arī šajās platībās izteikti dominē vietējās kokaugu sugas, tomēr, nosakot indikatoru, šai zemju kategorijai iesakāms atvēlēt minimālu 5% svešzemju koku sugu īpatsvaru. Definējot indikatoru, jāņem vērā klimata pārmaiņu scenāriji, apsaimniekošanas tradīciju iespējamā maiņa, pieaugot klimatam piemēroto un produktīvo (tai skaitā ātraudzīgo) sugu daudzveidībai, kā arī kaimiņvalstīs līdz šim reģistrētais

svešzemju sugu izplatības potenciāls un Eiropas valstu vadlīnijas par svešzemju koku sugu integrāciju. Tādēļ, definējot indikatoru, iesakāms noteikt vismaz 10% rezervi svešzemju sugu īpatsvara palielināšanai. Attiecīgi, indikatora – tāda meža īpatsvars, kurā dominē autohtonas koku sugas – apmierinošs līmenis Latvijā varētu būt 80–85%. Pēc MSI datiem aprēķinātais autohtono koku sugu īpatsvars 2024. gadā Latvijā bija 99,5% (Jansons, 2024), pēc VMD Meža valsts reģistra datiem šobrīd meža un plantāciju mežu zemēs vietējo jeb autohtono koku sugu īpatsvars ir vēl augstāks – 99,9% (8. tabula), norādot, ka šis līmenis jau šobrīd nodrošina labu stāvokli, un nevar sagaidīt, ka šis stāvoklis regulas prasību dēļ varētu tikt vēl uzlabots.

3. Parasto meža putnu populāciju indekss

3.1. Pamatojums

Parasto meža putnu populāciju indekss – obligāti noteikts rādītājs jeb meža ekosistēmu raksturojošs indikators, kas jāmēra neatkarīgi no pārējiem regulā piedāvātajiem indikatoriem. Dalībvalstij jāpanāk, ka konkrētais indekss uzrāda augšupejošu tendenci laika periodā no 2024. gada 18. augustam līdz 2030. gada 31. decembrim, tas ir jāpārmēra reizi sešos gados, līdz ir sasniegts apmierinošs līmenis. Meža putnu indekss raksturo parasto meža putnu skaitliskuma tendences to Eiropas areālā laika gaitā (sugas relatīvo skaitu procentos attiecībā pret bāzes gadu). Tas ir salikts indekss, ko veido Eiropas meža dzīvotnēm raksturīgo putnu sugu novērošanas dati. Meža putnu monitoringa mērķis ir sekot līdzi to Latvijas ligzdojošo putnu sugu populāciju lieluma un teritoriālā izvietojuma izmaiņām, kuras iespējams konstatēt standartizētās rīta (agri no rīta) uzskaitēs.

Pētījuma mērķis bija izpētīt iepriekšējo pētījumu rezultātu reprezentativitāti, radot bāzi tālākām rekomendācijām apsaimniekošanas darbību izmaiņām, kas var pozitīvi ietekmēt indikatoru vērtības.

3.2. Materiāls un metodika

Parasto meža putnu populāciju indekss

Dabas atjaunošanas regula nosaka, ka parasto meža putnu populācijas indeksu nosaka, balstoties uz katrā dalībvalstī izveidotu sugu sarakstu. Mežu putnu indeksam (MPI) 2017. gadā papildus sākotnējam MPI sarakstam (LFoBI-2007) izveidots precizēts saraksts (LFoBI-2015), kura vienīgā atšķirība ir tā, ka tajā vidējais dzenis (suga, kas samērā plaši izplatīta arī ārpus mežiem) aizstāts ar trīspirkstu dzenis, kas ir daudz tipiskāka (Dienas putnu valsts monitoringa, 2024) Latvijas mežu speciālistu suga. LFoBI-2015 – EBCC Paneiropas putnu monitoringa programmas boreālā reģiona meža putnu indekss Latvijai; iekļautas 23 putnu sugas (9. tabula).

9. tabula. Meža putnu indeksā LFoBI-2015 Latvijai iekļautās sugas (Auniņš & Mārdega, 2024)

Nr.p.k.	Sugas nosaukums	Latīniskais nosaukums
1	vistu vanags	<i>Accipiter gentilis</i>
2	zvirbulvanags	<i>Accipiter nisus</i>
3	mežirbe	<i>Tetrastes bonasia</i>
4	pelēkā dzilna	<i>Picus canus</i>
5	melnā dzilna	<i>Dryocopus martius</i>
6	trīspirkstu dzenis	<i>Picoides tridactylus</i>
7	mazais dzenis	<i>Dryobates minor</i>
8	baltmugurdzenis	<i>Dendrocopos leucotos</i>
9	silā strazds	<i>Turdus viscivorus</i>
10	svirlītis	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
11	zeltgalvītis	<i>Regulus regulus</i>
12	mazais mušķērājs	<i>Ficedula parva</i>
13	melna mušķērājs	<i>Ficedula hypoleuca</i>
14	garastīte	<i>Aegithalos caudatus</i>
15	purva zīlīte	<i>Poecile palustris</i>
16	pelēkā zīlīte	<i>Poecile montanus</i>
17	cekulzīlīte	<i>Lophophanes cristatus</i>
18	meža zīlīte	<i>Periparus ater</i>
19	mizložņa	<i>Certhia familiaris</i>

Nr.p.k.	Sugas nosaukums	Latīniskais nosaukums
20	riekstrozis	<i>Nucifraga caryocatactes</i>
21	egļu krustknābis	<i>Loxia curvirostra</i>
22	svilpis	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
23	dižknābis	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>

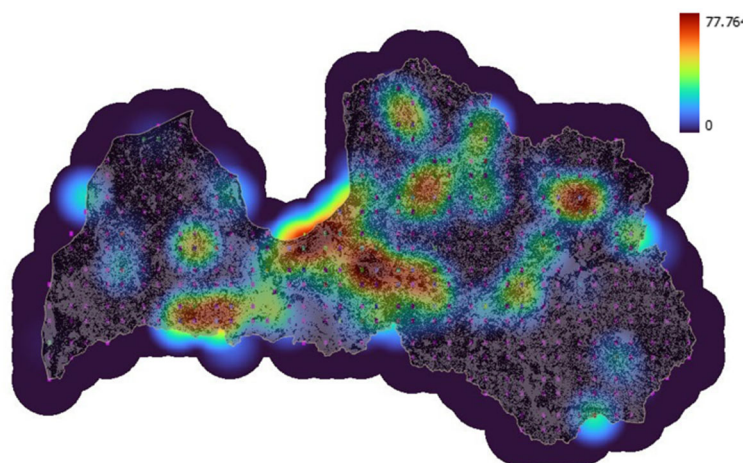
Pašreiz indikatora vērtība tiek aprēķināta, izmantojot ligzdojošo putnu monitoringa laukumus (Auniņš 2018). Monitoringa uzskaišu veikšanai ir izveidots parauglaukumu tīkls 25×25 km karšu lapā. Putnu uzskaites tiek veiktas iepriekš noteiktos, nemainīgos uzskaišu maršrutos (divi 2 km gari paralēli transeksti kilometra attālumā viens no otra), kas izvietoti kvadrātu tīklā (5×5 km). Katrs maršruts ir sadalīts astoņos posmos, katrs posms ir 500 m garš (Auniņš, 2018). Putnu uzskaites notiek četras reizes sezonā: marta beigās (kopš 2007. gada), aprīļa beigās, maija vidū un jūnija pirmajā pusē, skaitot putnus trijās uzskaišu joslās: līdz 25 m no maršruta, 25 līdz 100 m no maršruta un tālāk par 100 m no maršruta. Tomēr monitoringa sekmes ir dažādas – novērots nevienmērīgs teritoriālais sadalījums – labs pārklājums ir tikai Latvijas vidusdaļā, bet citur tas ir nepietiekams, tādējādi veicinot datu tendenciozitāti (Auniņš, 2023).

Līdz 2015. gadam kompleksie indikatori tika aprēķināti, tikai izmantojot vienkāršu MS Excel formulu (=GEOMEAN()), lai no ikgadējiem indikatorā iekļauto sugu populāciju indeksi aprēķinātu ikgadējās indikatoru vērtības, kā arī Gregory et al. (2005) formulu indeksa variācijas (un standartnovirzes) aprēķināšanai. Kopš 2016. gada kompleksie indikatori tiek aprēķināti, izmantojot komplekso indikatoru aprēķināšanas rīku TRIM / R pakotni rtrim. Indeksu atšķirības, kas veidojas, rēķinot indeksus ar “veco” un “jauno” metodi, aplūkot 2016. gada atskaitē (Auniņš & Mārdega, 2016).

Putnu uzskaites telpiskā izvietojuma analīze

Putnu uzskaites telpiskais izvietojums, kas raksturo biežāk apsektos transektus laika periodā no 2014.–2023. gadam uzrādīts, veicot “HotSpot” analīzi (6. att.; Jansons, 2024). Jansons (2024) veiktajā analīzē izdalītie reģioni ar statistiski būtiskiem klāsteriem tika izmantoti šī pētījuma telpiskajā analīzē, salīdzinot attiecināmo teritoriju reprezentativitāti pret pārējo Latvijas teritoriju, konkrēti – meža teritorijām. Meža putnu monitoringa ietvaros apsektoto teritoriju reprezentativitāte īpaši aizsargājamās dabas teritorijas (ĪADT) un ES biotopu aspektos noteikta, salīdzinot meža nogabalu apakškopu (Jansons (2024) ziņojuma HotSpot analīzē izdalīto reģionu) rādītājus un attiecinot tos pret pārējo teritoriju/Latvijas kopējiem rādītājiem.

Kā datu avots tika izmantoti VMD Meža Valsts reģistra 2025. gada dati. Analīze veikta, izmantojot ArcGIS Pro 3.5.4 un MS Excel 365 programmatūru.



6. attēls. Putnu uzskaites telpiskais izvietojums (Jansons, 2024)

3.3. Rezultāti

Izvērtējot 2004. gada pētījuma rezultātu reprezentativitāti visai Latvijas teritorijai, turpmāk sniegts izvērtējums par putnu monitoringā apsekoto meža teritoriju reprezentativitāti meža putnu indeksa aprēķināšanai. Pirmkārt, tika veikts mežainuma (mežaudžu platības īpatsvara pret sauszemes platību telpiskajā vienībā) reprezentativitātes salīdzinājums (10. tabula). Aprēķinātais mežainums apsekotajās teritorijās sasniedza 50,4%, savukārt ārpus šīm teritorijām 48,4%, kas veido +3 procentpunktu atšķirību, respektīvi, putnu monitoringā apsekoto teritoriju mežainums ir par 3% augstāks nekā Latvijā kopumā.

10. tabula. Mežainuma reprezentativitāte meža putnu monitoringa teritorijām Latvijā (Meža valsts reģistrs, 2025)

Apsektie meži (ha)	Pārējie meži (ha)	Apsektie meži (%)	Pārējie meži (%)	Diference (p.p.)	Novirze no LV vidējā (p.p.)
793762,76	2299756,76	50,4%	48,4%	2,0	+3,0

Atšķirības starp apsekoto un pārējo meža teritoriju meža tipiem platību salīdzinājuma formā attēlotas 11. tabulā. Meža tipu griezumā lielākās novirzes vērojamas vēra meža tipa (−3,4 p.p.) reprezentativitātē, respektīvi, apsekotajās teritorijās vēri bijuši par 3,4% mazāk pārstāvēti nekā Latvijā kopumā. Citos meža tipos novirzes meža tipu reprezentativitātē bijušas nelielas: +1,6 p.p. lānā, +1,4 p.p. šaurlapu kūdrēnī un +1,3 p.p. mētrājā.

11. tabula. Meža tipu platību sadalījumu reprezentativitāte meža putnu monitoringa teritorijām Latvijā (Meža valsts reģistrs 2025)

Saīsi- nājums	Nosaukums	Apsektie meži (ha)	Pārējie meži (ha)	LV kopā (ha)	Apsektie meži (%)	Pārējie meži (%)	LV kopā (%)	Novirze no LV vidējā (p.p.)
Sl	Sils	9857,79	19395,27	29253,06	1,2	0,9	1,0	+0,3
Mr	Mētrājs	35074,71	59225,22	94299,93	4,4	2,6	3,1	+1,3
Ln	Lāns	57638,43	114768,99	172407,42	7,3	5,1	5,6	+1,6
Dm	Damaksnis	166026,81	461504,87	627531,68	20,9	20,4	20,5	+0,4
Vr	Vēris	154996,3	543943,48	698939,78	19,5	24,1	22,9	−3,4
Gr	Gārša	16063,39	54840,74	70904,13	2,0	2,4	2,3	−0,3
Gs	Grīnis	135,85	3025,41	3161,26	0,0	0,1	0,1	−0,1
Mrs	Slapjais mētrājs	8206,46	33104,18	41310,64	1,0	1,5	1,4	−0,3
Dms	Slapjais damaksnis	28930,91	111644,36	140575,27	3,6	4,9	4,6	−1,0
Vrs	Slapjais vēris	23702,2	84209,71	107911,91	3,0	3,7	3,5	−0,5

Saīsi- nājums	Nosaukums	Apsektie meži (ha)	Pārējie meži (ha)	LV kopā (ha)	Apsektie meži (%)	Pārējie meži (%)	LV kopā (%)	Novirze no LV vidējā (p.p.)
Grs	Slapjā gārša	4476,87	11081,27	15558,14	0,6	0,5	0,5	+0,1
Pv	Purvājs	18303,7	43282,68	61586,38	2,3	1,9	2,0	+0,3
Nd	Niedrājs	31928,14	96075,07	128003,21	4,0	4,3	4,2	-0,2
Db	Dumbrājs	19317,77	68885,4	88203,17	2,4	3,0	2,9	-0,5
Lk	Liekņa	1955,67	4358,97	6314,64	0,2	0,2	0,2	0,0
Av	Viršu ārenis	131,19	3520,06	3651,25	0,0	0,2	0,1	-0,1
Am	Mētru ārenis	9737,94	33720,89	43458,83	1,2	1,5	1,4	-0,2
As	Šaurlapju ārenis	58190,85	163160,1	221350,95	7,3	7,2	7,2	+0,1
Ap	Platlapju ārenis	43294,19	115407,48	158701,67	5,5	5,1	5,2	+0,3
Kv	Viršu kūdrenis	6416,86	13716,64	20133,5	0,8	0,6	0,7	+0,1
Km	Mētru kūdrenis	12118,09	20454,64	32572,73	1,5	0,9	1,1	+0,5
Ks	Šaurlapju kūdrenis	56450,15	116655,62	173105,77	7,1	5,2	5,7	+1,4
Kp	Platlapju kūdrenis	31135,71	84438,96	115574,67	3,9	3,7	3,8	+0,1

Salīdzinot meža teritoriju reprezentativitāti pa dominējošajām koku sugām 1. stāvā, redzams, ka lielākā novirze no Latvijas vidējā rādītāja ir priedes audzēm +5,2 p.p., kas nozīmē, ka apsektajos mežos priedu audzes bijušas par 5,2% vairāk pārstāvētas (12. tabula). Citām koku sugām – bērzam, eglei, apsei, melnalksnim un baltalksnim – novērojama zemāka reprezentativitāte (-0,1 līdz -1,8 p.p.) vai nebūtiskas atšķirības.

12. tabula. Koku sugu platību sadalījumu reprezentativitāte meža putnu monitoringa teritorijām Latvijā (Meža valsts reģistrs, 2025)

Kods	Suga*	Apsektie meži (ha)	Pārējie meži (ha)	LV kopā (ha)	Apsektie meži (%)	Pārējie meži (%)	LV kopā (%)	Novirze no LV vidējā, p.p.
P	Priede	293249,57	676000,93	969250,5	36,9	29,9	31,7	+5,2
E	Egle	136990,16	427766,96	564757,12	17,3	18,9	18,5	-1,2
B	Bērzs	225172,77	694603,67	919776,44	28,4	30,7	30,1	-1,8
M	Melnalksnis	27590,90	89568,05	117158,95	3,5	4,0	3,8	-0,4
A	Apse	49426,51	180583,82	230010,33	6,2	8,0	7,5	-1,3
Ba	Baltalksnis	54277,89	166713,96	220991,85	6,8	7,4	7,2	-0,4
Oz	Ozols	2038,77	8507,23	10546,0	0,3	0,4	0,3	-0,1
Os	Osis	1608,66	5893,06	7501,72	0,2	0,3	0,2	0,0
L	Liepa	848,39	1685,96	2534,35	0,1	0,1	0,1	0,0
Le	Lapegle	231,37	881,27	1112,64	0,0	0,0%	0,0	0,0
-	citi	2654,99	8188,70	10843,69	0,3	0,4	0,4	0,0

* Dominējošā koku suga mežaudzes 1. stāvā.

Cits aspekts, kādā izvērtējama apsektoto meža teritoriju reprezentativitāte, ir meža aizsardzības statuss. Salīdzinājums starp dabas aizsardzības teritoriju reprezentativitāti apsektajos un pārējos mežos dots 13. tabulā. Apsektajos mežos dabas aizsardzības līmenis kopumā bijis augstāks nekā Latvijā kopumā – gan ĪADT un mikroliegumu platību īpatsvaram (+2,2 p.p.), gan ES biotopu īpatsvaram (+1,8 p.p.).

13. tabula. Dabas aizsardzības platību sadalījumu reprezentativitāte meža putnu monitoringa teritorijām Latvijā (Meža valsts reģistrs, 2025).

ĪADT – īpaši aizsargājama dabas teritorija; ML – mikroliegums

	Apsektie meži (ha)	Pārējie meži (ha)	Apsektie meži (%)	Pārējie meži (%)	Diference (p.p.)	Novirze no LV vidējā (p.p.)
ĪADT + ML*	155122,16	2299429,54	9,9	7,1	2,7	+2,2
ES biotopi	114827,63	240950,6	7,3	5,1	2,0	+1,8

* ĪADT nav iekļauts Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāts.

Apsekoto mežu reprezentativitātes konsolidētās novirzes aprēķins tika veikts, izmantojot vidējo absolūtās novirzes indeksu (*mean absolute deviation index*), kas izmanto pēc-stratifikācijas svarus (*post-stratification weights*), kas iegūti no Meža valsts reģistra datu analīzes. Katrā no trim izvērtējuma kategorijām tika aprēķināts kopējais (apvienotais) reprezentativitātes indekss (RI). Meža tipu RI ir 0,996, aizsardzības līmeņa RI ir 0,98, savukārt koku sugu RI ir 1.

Meža tiptiem tika piešķirts lielākais koeficients – 0,5 (augstāka ekoloģiskā nozīme, salīdzinot ar pārējiem kritērijiem; Austin & Margules, 1986), aizsardzības līmenis, savukārt, pieņemts kā sekundārs kritērijs (koeficients 0,3), savukārt koku sugu kritērijam tika piemērots zemākais koeficients (0,2).

Statistisko svaru aprēķins:

$$W_{geomean} = (0.5 * \ln(RI_{mt})) + (0.3 * \ln(RI_{prot})) + (0.2 * \ln(RI_{sp})), \text{ kur}$$

$W_{geomean}$ – svērtais ģeometriskais vidējais;

RI_{mt} – meža tipu reprezentativitātes indekss;

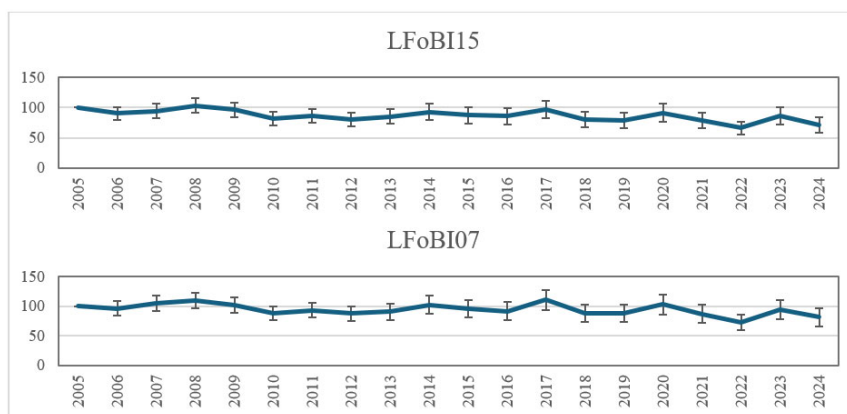
RI_{prot} – mežu aizsardzības līmeņa reprezentativitātes indekss;

RI_{sp} – koku sugu reprezentativitātes indekss.

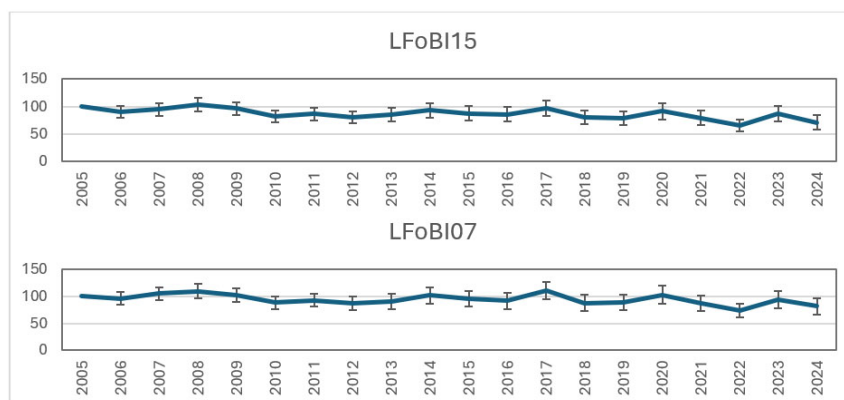
Pēc šīs formulas pārrēķināto ikgadējo indeksa vērtību standartklūdu statistiskais svars ir 0,99196.

Putnu indeksa vērtību standartklūdu pārrēķins

Veiktā apsekoto meža teritoriju reprezentativitātes izvērtējuma kontekstā ieteicams veikt parasto meža putnu populāciju indeksa standartklūdu pārrēķinu, ņemot vērā noskaidrotos reprezentativitātes indeksus. Aktuālās meža putnu indeksa vērtības un ticamības intervāli attēloti 7. attēlā, bet pārrēķinātās standartklūdas attēlotas 8. attēlā.



7. attēls. Meža putnu indeksu LFoBI15 un LFoBI07 vērtību izmaiņas kopš 2005. gada (LOB, 2025)



8. attēls. Meža putnu indeksu LFoBI15 un LFoBI07 pārrēķināto standartklūdu izmaiņas kopš 2005. gada (LOB, 2025)

Veicot tikai publicēto putnu indeksu vērtību standartklūdu pārrēķinu, nemainās sniegtais trendu (tendenču) vērtējums, tikai šo tendenču ticamības intervāls, ko attēlo indeksa vērtību standartklūdas (1. un 2. pielikums).

Putnu indikatoru pielāgošana izlases reprezentativitātei

Eiropā izplatīto putnu sugu populāciju tendences parasti tiek novērtētas, izmantojot log-lineārus Puasona regresijas modeļus, kas ieviesti TRIM (*Trends and Indices for Monitoring data*), kas veido Paneiropas parasto putnu monitoringa sistēmas (PECBMS) metodoloģisko pamatu. Šajā sistēmā gada indeksi tiek iegūti no uzskaišu datiem kvadrantu līmenī, vienlaikus skaidri ņemot vērā trūkstošos novērojumus un pārmērīgu izkliedi (Pannekoek & van Strien, 2001; van Strien et al., 2001). Svarīgs TRIM balstītu indikatoru metodoloģiskais princips ir tāds, ka tendenču aprēķini atspoguļo relatīvās sastopamības izmaiņas laika gaitā atlasītajā populācijā, nevis absolūtos populācijas lielumus. Līdz ar to indeksu vērtību post-hoc modifikācija, izmantojot ārējos korekcijas koeficientus, nav statistiski pamatota.

Izlases reprezentativitāte ir tipiska problēma liela mēroga bioloģiskās daudzveidības monitoringā, īpaši, ja apsekojuma vietas ir nevienmērīgi sadalītas pa dzīvotņu veidiem, apsaimniekošanas režīmiem vai aizsardzības kategorijām. Lai kvantitatīvi novērtētu šādu neobjektivitāti (*bias*), reprezentativitātes indeksus (RI) var iegūt, salīdzinot apsekojamo vietu sadalījumu ar valsts vai reģionālo atsauces statistiku (piemēram, meža tipu sastāvu vai aizsardzības statusu). Lai gan šie indeksi sniedz svarīgu izlases kvalitātes diagnostiku, tos nevar tieši piemērot TRIM indeksa vērtību pārrēķinam. Indeksa vērtību multiplikatīva vai aditīva pielāgošana pārkāptu log-lineārā modeļa iekšējo konsekveni un izjauktu aplēstās ikgadējās vērtības, kas iegūtas tikai no novērotajām laika izmaiņām monitoringa datus (Pannekoek & van Strien, 2001; Soldaat et al., 2007).

PECBMS ietvaros reprezentativitāti var iekļaut divos metodoloģiski pamatos veidos: (1) izmantojot stratificētu vai svērtu apsekojumu datu apkopošanu pirms indeksa aprēķināšanas vai (2) izmantojot skaidru nenoteiktības aprēķinu pielāgošanu. Ja TRIM aprēķina atkārtošana nav iespējama, otrā pieeja nodrošina matemātiski korektu risinājumu. Respektīvi, reprezentativitātes indeksi tiek izmantoti, lai pielāgotu katra gada indeksa vērtību standartklūdas, tādējādi atspoguļojot paaugstinātu nenoteiktību, kas saistīta ar neobjektīvu izlasi, vienlaikus atstājot atsevišķu gadu vērtību aprēķinus nemainīgus.

Praksē salikto reprezentativitātes indeksu var atvasināt kā apakšindeksu (piemēram, meža tips, dominējošā koku suga, aizsardzības statuss) svērtu kombināciju, kur svāri atspoguļo to ekoloģisko nozīmīgumu mērķa sugu grupai. Apvienotais RI, kas ir ierobežots starp 0 un 1, pēc tam tiek izmantots, lai palielinātu nenoteiktības aprēķinus saskaņā ar:

$$SE_{adj} = \frac{SE_{trim}}{RI}, \text{ kur}$$

SE_{adj} – koriģētā standartklūda;

SE_{trim} – ar TRIM metodiku aprēķinātā standartklūda;

RI – reprezentativitātes indekss.

Tādējādi zemāka reprezentativitāte veido lielākus ticamības intervālus ar konservatīvākiem secinājumiem, nemainot aprēķinātās tendences (trendus). Šī pieeja atbilst ekoloģiskā monitoringa uz dizainu balstītiem principiem, kur paraugošanas dizaina neobjektivitāte (*sampling bias*) atspoguļojas dispersijā, nevis aprēķināto trendu deterministiskā korekcijā (Thompson, 2012). Tā atbilst arī PECBMS praksei, kur tendenču stabilitāte parasti tiek novērtēta, izmantojot jutīguma analīzes (*sensitivity analysis*), nevis indeksu post-hoc mērogošanu (Gregory et al., 2005; EBCC, 2020).

Kopumā pētījums parādīja, ka reprezentativitātes indeksi ir noderīgi, lai novērtētu aprēķināto putnu indikatoru ticamību, taču to loma ir ierobežota ar nenoteiktības (*uncertainty*) kvantitatīvu noteikšanu un jutīguma analīzi (*sensitivity analysis*). Standartklūdu, nevis indeksu vērtību, pielāgošana saglabā TRIM modeļu matemātisko integritāti un nodrošina pilnīgu saderību ar putnu populāciju stāvokļa ziņošanas standartiem atbilstoši PECBMS metodoloģijai. Lai pilnveidotu meža putnu stāvokļa monitoringu, ir nepieciešams pielāgot uzskaišu tīklu, lai tas precīzāk raksturotu mežainuma un putnu sastopamības sakarības Latvijas mērogā. Tas ietvertu uzskaišu skaita koriģēšanu noteiktās teritorijās (25×25 km kvadrātos ar iepriekš noteiktām reprezentativitātes novirzēm), tādā veidā nodrošinot arī augstāku datu ticamību (veicot datu statistisko analīzi). Nākotnē putnu indeksu aprēķinā jau sākotnēji jāiekļauj apsekoto traktu reprezentativitātes klūdas. Ieteicams būtu arī agrāk aprēķināto trendu pārrēķins, izmantojot konstatētās reprezentativitātes novirzes (uz reprezentativitātes indeksiem balstīti statistiskie svāri).

Literatūras saraksts

- Aggestam F., Koncza A., Sotirov M., Wallin I. et al. 2020. Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. *Journal of Environmental Management* 268: 110670; <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110670>.
- Ahti T., Hämet-Ahti L., Jalas J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 169–211.
- Andrén H., Delin A., Seiler A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80(1): 193–196.
- Auniņš A. 2018. Latvijas ligzdojošo putnu monitorings. Uzskaišu metodika. Versija 2.0. Rīga: LOB. Pieejams: https://lob.lv/wp-content/uploads/2019/12/Metodika_LLPU_2018_finalfin_compressed.pdf.
- Auniņš A. 2023. Parasto putnu skaita pārmaiņas 2005–2022: kā klājas dažādu ekosistēmu putniem? *Putni dabā* 91(1): 34–41. Pieejams: https://putnidaba.lob.lv/wp-content/uploads/2023/12/PD91_34-41_Monitorings-parastie.pdf.
- Auniņš A., Mārdega I. 2024. Dienas putnu valsts monitorings. Gala atskaite par 2024. gadu. Latvijas Ornitoloģijas biedrība. Pieejams: <https://www.daba.gov.lv/lv/media/22374/download?attachment>.
- Auniņš A., Mārdega I. 2016. Fona monitorings: Dienas putnu monitorings. Gala atskaite par 2016. gadu. Rīga. Pieejams: <https://www.daba.gov.lv/lv/media/25253/download?attachment>.
- Austin M.P., Margules C.R. 1986. Assessing representativeness. In: Wildlife conservation evaluation. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 45–67.
- Barbaro L., Blache S., Trochard G. et al. 2016. Hierarchical habitat selection by Eurasian Pygmy Owls *Glaucidium passerinum* in old-growth forests of the southern French Prealps. *Journal of Ornithology* 157: 333–342; <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1285-3>.
- Barone I., Brūmelis G., Donis J. 2024. Living and dead retention tree value in the conservation of bryophyte and lichen communities in production forests. *Forest Ecology and Management* 569: 122152; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122152>.
- Bartels S.F., Chen H.Y. 2013. Interactions between overstorey and understorey vegetation along an overstorey compositional gradient. *Journal of Vegetation Science* 24: 543–552.
- Basile M., Balestrieri R., de Groot M., Flajšman K., Posillico M. 2016. Conservation of birds as a function of forestry. *Italian Journal of Agronomy* 11: 42–48.
- Bergmanis M., Priednieks J., Avotiņš A. jun., Priedniece I. 2020. Mazā dzeņa *Dryobates minor*, vidējā dzeņa *Leiopicus medius*, baltmugurdzeņa *Dendrocopos leucotos*, dižraibā dzeņa *Dendrocopos major*, trīspirkstu dzeņa *Picoides tridactylus*, melnās dzilnas *Dryocopus martius* un pelēkās dzilnas *Picus canus* aizsardzības plāns. Rīga: Latvijas Ornitoloģijas biedrība.
- Bergmanis U. 2019. Mazā ērgļa *Clanga pomarina* aizsardzības plāns Latvijā. Rīga: Latvijas Dabas fonds.
- Bernes C. (Ed.). 1994. Biological diversity in Sweden. A country study. Solna: Swedish Environmental Protection Agency.
- Bioloģiskās daudzveidības monitoringa programma. 2020. Pieejams: https://www.varam.gov.lv/sites/varam/files/content/files/iv_biodaudzv_190115.pdf.
- Blattert C., Eyvindson K., Mönkkönen M., Raatikainen K.J., Triviño M., Duflot R. 2023. Enhancing multifunctionality in European boreal forests: The potential role of Triad landscape functional zoning. *Journal of Environmental Management* 348: 119250; <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119250>.
- Bobiec A. 2002. Living stands and dead wood in the Białowieża forest: Suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165: 125–140; [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00655-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00655-7).
- Brazee N.J., Lindner D.L., Fraver S., D'Amato A.W., Milo A.M. 2012. Wood-inhabiting, polyporoid fungi in aspen-dominated forests managed for biomass. *Fungal Ecology* 5(5): 600–609; <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2012.03.002>.

- Bujoczek L., Bujoczek M., Zięba S. 2021. Distribution of deadwood and other forest structural indicators relevant for bird conservation in Natura 2000 special protection areas in Poland. *Scientific Reports* 11(1): 14937; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107027>.
- Bujoczek L., Szweczyk J., Bujoczek M. 2018. Deadwood volume in strictly protected, natural, and primeval forests in Poland. *European Journal of Forest Research* 137(4): 401–418; <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1124-1>.
- Buras A., Menzel A. 2019. Projecting tree species composition changes of European forests for 2061–2090 under RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios. *Frontiers in Plant Science* 9: 1986; <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01986>.
- Bütler J., Currie F., Kirby K. 2002. There's life in that dead wood – so leave some in your woodland. *Quarterly Journal of Forestry* 96: 131–137.
- Bütler R. 2003. Dead Wood in Managed Forests: How Much and How Much is Enough?: Development of a Snag-Quantification Method by Remote Sensing & GIS and Snag Targets Based on Three-toed Woodpeckers' Habitat Requirements. Dissertation, Institut EPFL.
- Bütler R., Angelstam P., Ekelund P., Schlaepfer R. 2004a. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence. *Biological Conservation* 119(3): 305–318; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.014>.
- Bütler R., Angelstam P., Schlaepfer R. 2004b. Quantitative snag targets for the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. *Ecological Bulletins* 51: 219–232; <https://www.jstor.org/stable/20113310>.
- Chakraborty D., Wang T., Andre K. et al. 2015. Selecting populations for non-analogous climate conditions using universal response functions: the case of Douglas-fir in central Europe. *PLoS ONE* 10(8): e0136357; <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136357>.
- Coote L., Dietzsch A.C., Wilson M.W. et al. 2013. Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological Indicators* 32: 107–115; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.020>.
- Czajkowski T., Kompa T., Bolte A. 2006. Zur Verbreitungsgrenze der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa. *Forstarchiv* 77: 203–216.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W. 2006. Logging affects the white-backed woodpecker distribution in the Białowieża Forest. *Annales Zoologici Fennici* 43: 221–227.
- Dabas atjaunošanas regula. 2024. Eiropas Parlamenta un Padomes regula (ES) 2024/1991 par dabas atjaunošanu (2024. gada 24. jūnijs). Pieejams: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/LV/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202401991.
- DAP. 2018. Dabas aizsardzības pārvalde. *Mežu apsaimniekošana dabas daudzveidībai (2018)*. Pieejams: <https://www.daba.gov.lv/lv/informativo-materialu-katalogs/mezu-apsaimniekosana-dabas-daudzveidibai-2018>.
- Daugaviete M. 2021. Mazāk populāru koku sugu audzēšanas metodes un iegūstamie produkti Latvijas klimatiskajos apstākļos. Prezentācija LMĪB seminārā. https://mezaipasniki.lv/sites/default/files/media/documents/2021-11/mazak-popularu-koku-sugu-audzesana-un-ekonomiskie-ieguvumi_2021.pdf.
- Dyderski M.K., Paż-Dyderska S., Jagodziński A.M., Puchałka R. 2025. Shifts in native tree species distributions in Europe under climate change. *Journal of Environmental Management* 373: 123504; <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123504>.
- Donis J. 2022. Konceptuāls cismās saglabāto iepriekšējās paaudzes koku ietekmes izvērtējums uz meža ekosistēmu pakalpojumiem. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”, 66 lpp.
- Donis J. 2023. Konsultatīvi zinātniskais atbalsts Latvijas meža nozares interešu pamatojumam Eiropas Savienības bioloģiskās daudzveidības stratēģijas 2030 ieviešanai un Eiropas Savienības meža stratēģijas 2030 ieviešanai. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”, 49 lpp.
- Donis J., Kitenberga M., Šnepsts G., Dubrovskis E., Jansons Ā. 2018. Factors affecting windstorm damage in hemiboreal forests. *Silva Fennica* 52(4): 10009; <https://doi.org/10.14214/sf.10009>.
- EBCC. 2020. PECBMS Methods and Quality Assurance Guidelines. Prague: European Bird Census Council.

- Eiropas Parlamenta un Padomes Regula (ES) Nr.1143/2014. 2014. Par invazīvu svešzemju sugu introdukcijas un izplatīšanās profilaksi un pārvaldību. *Eiropas Savienības Oficiālais Vēstnesis* L 317/35. Pieejams: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/LV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143>.
- Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums. 2013. Auniņš A. (red.) Rīga: Latvijas Dabas fonds Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 320 lpp.
- Elfing B., Ericsson T., Rosvall O. 2001. The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden – a review. *Forestry Ecology and Management* 141(1–2): 15–29.
- EUFORGEN. 2025. European Forest Genetic Resources Programme. Pieejams: <https://www.euforgen.org/>.
- Fahrig L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65–74.
- Fahrig L., Merriam G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.
- Forest Europe. 2020. State of Europe's Forests 2020. Forest Europe, Brussels. Pieejams: https://foresteurope.org/publications_type/state-of-europes-forests-2020/.
- Forestry Division, Department of Agriculture, Food & the Marine. 2023. Afforestation Scheme 2023–2027, Ireland. Pieejams: <https://teagasc.ie/wp-content/uploads/2025/05/Afforestation-Scheme-2023-2027-04-2024.pdf>.
- Frischbier N., Nikolova P.S., Brang P. et al. 2019. Climate change adaptation with non-native tree species in Central European forests: early tree survival in a multi-site field trial. *European Journal of Forest Research* 138: 1015–1032; <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01222-1>.
- Götmark F., Fridman J., Kempe G., Norden B. 2005. Broadleaved tree species in conifer-dominated forestry: regeneration and limitation of saplings in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 214: 142–157; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.001>.
- Gough C.M., Vogel C.S., Kazanski C. et al. 2007. Coarse woody debris and the carbon balance of a north temperate forest. *Forest Ecology and Management* 244: 60–67; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.039>.
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Gmelig Meyling A.W., Noble D.G., Foppen R.P.B., Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360: 269–288; <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>.
- Grossiord C. 2018. Having the right neighbors: how tree species diversity modulates drought impacts on forests. *New Phytologist* 228(1): 42–49.
- Gustafsson L., Hannerz M., Koivula M. et al. 2020. Research on retention forestry in Northern Europe. *Ecological Processes* 9: 1–13; <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0208-2>.
- Halonen P., Jääskeläinen K. 2003. Jäkälät. In: Kuusisto A. (Ed.) *Ylläs-Aakenuksen luonto. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu, Sarja A* 141: 108–117.
- 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(3): 203–207; <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>.
- Harestad A.S., Keisker D.G. 1989. Nest tree use by primary cavity-nesting birds in south central British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1067–1073; <https://doi.org/10.1139/z89-148>.
- Hautala H., Kaikusalo A., Kellomäki S. 1978. Kololinnut ja muut pötkelöpesijät. Helsinki: Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy, 190 p.
- Hekkala A.M., Jönsson M., Kärvelä 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>.
- Hickler T., Vohland K., Feehan J. et al. 2012. Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global Ecology and Biogeography* 21: 50–63; <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00613.x>.
- Hoffmann M. 2005. Der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) im Burgwald – Bestands-entwicklung, Brutbaumauswahl und Höhlenanlage. *Vogel und Umwelt* 16: 67–91.

- Hottola J., Ovaskainen O., Hanski I. 2009. A unified measure of the number, volume and diversity of dead trees and the response of fungal communities. *Journal of Ecology* 97: 1320–1328; <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01583.x>.
- Humphrey J.W., Peace A.J., Jukes M.R., Poulsom E.L. 2004. Multiple-scale factors affecting the development of biodiversity in UK plantations. In: Honnay O., Verheyen K., Bossuyt B., Hermý M. (Eds.). *Forest biodiversity: Lessons from history for conservation*. Leuven: CABI, p. 143–162.
- Humphrey J.W., Sippola A.L., Lempérière G., Dodelin B., Alexander K.N.A., Butler, J.E. 2005. Deadwood as an indicator of biodiversity in European forests: from theory to operational guidance. *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality* 51: 193–206.
- Humphrey J.W., Stevenson A., Swales J. 2002. Life in the deadwood: a guide to the management of deadwood in Forestry Commission forests. Forest Enterprise Living Forests Series. Edinburgh: Forest Enterprise.
- Ylisirniö A.L., Penttilä R., Berglund H. et al. 2012. Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands – lessons for biodiversity management in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 286: 16–27; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.018>.
- Jansons A., Sisenis L., Neimane U., Rieksts-Riekstins J. 2013. Biomass production of young lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia*) stands in Latvia. *iForest* 6: 10–14.
- Jansons Ā. 2020. Meža apsaimniekošanas risku izmaiņu prognozes un to mazināšana. Pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”, 49 lpp.
- Jansons Ā. 2024. Priekšlikumi meža ekosistēmu bioloģiskās daudzveidības uzlabošanai, izmantojot regulas par dabas atjaunošanu projektā ietvertos rādītājus: parasto meža putnu populāciju indeksu, atmirušās koksnes apjomu, nevienmērīgas vecumstruktūras mežu īpatsvaru, meža savienojamību, organiskā oglekļa uzkrājumu, to mežu īpatsvaru, kuros dominē autohtonas koku sugas, un koku sugu daudzveidību. Pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”. Pieejams: <https://www.silava.lv/images/Petijumi/2024-MAF-Restoration-law/2024-MAF-Restoration-law-Parskats.pdf>.
- Jansons J., Šņepsts G. 2024. Meža resursu monitoringa rezultāti. Pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”, 45 lpp.
- Jonsson B.G., Ekström M., Esseen P.A., Grafström A., Ståhl G., Westerlund B. 2016. Dead wood availability in managed Swedish forests – policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 376: 174–182; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.017>.
- Jönsson M.T., Jonsson B.G. 2007. Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: Implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management* 242: 363–373; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.054>.
- Junninen K., Komonen A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation* 144(1): 11–20; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.010>.
- Kaila L., Martikainen P., Punttila P., Yakovlev E. 1994. Saproxylic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. *Annales Zoologici Fennici* 31: 97–197.
- Kajtoch Ł., Figarski T., Pełka J. 2013. The role of forest structural elements in determining the occurrence of two specialist woodpecker species in the Carpathians, Poland. *Ornis Fennica* 90: 23–40; <https://doi.org/10.51812/of.133819>.
- Kirilenko A.P., Sedjo R.A. 2007. Climate change impacts on forestry. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 19697–19702; <https://doi.org/10.1073/pnas.0701424104>.
- Kobliha J. 2002. Wild cherry (*Prunus avium* L.) breeding program aimed at the use of this tree in the Czech forestry. *Journal of Forest Science* 48(5): 202–218.
- Kobliha J., Janecek J., Hajnala M. 2004. Breeding of Wild Cherry in the Czech Republic. In: IUFRO Joint Conference of Division 2 – Forest genetics and tree breeding in the age of fenomics: Progress and Future, November 1–5, 2004. IUFRO, p. 234–242.
- Kobliha J., Janicek V. 2001. Šlechtění trešne ptací v Evropě [Wild cherry breeding in Europe]. *Lesnická práce* 80(6): 255–257.

- Krankina O.N., Harmon M.E. 1995. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water, Air, and Soil Pollution* 82: 227–238; <https://doi.org/10.1007/BF01182836>.
- 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(11): 1143; <https://doi.org/10.3390/f11111143>.
- Kruys N., Fries C., Jonsson B.G., Lämås T., Ståhl G. 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 178–186.
- Kupka I. 2002. Vliv možných klimatických zmen na zastoupení dřevin v našich lesích [Influence of possible climate changes on species composition of our forests]. *Lesnická práce* 81(1): 18–19.
- Kuuluvainen T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: A review. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 35–51.
- Ķēniņa L., Zute D., Jaunslaviete I., Samariks V., Jansons Ā. 2022. Old-growth coniferous stands on fertile drained organic soil: First results of tree biomass and deadwood carbon stocks in Hemiboreal Latvia. *Forests* 13(2): 279; <https://doi.org/10.3390/f13020279>.
- Laita A., Mönkkönen M., Kotiaho J.S. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation* 143(5): 1212–1227.
- Laiviņš M., Čekstere G., Kaupe D. 2021. Nemoralisation of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* forest stands in the hemi-boreal zone: a case study from Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences* 75(4): 299–309.
- Larsson-Stern M. 2003. Larch in commercial forestry: A literature review to help clarify the potential of hybrid larch (*Larix × eurolepis* Henry) in southern Sweden. Alnarp: Southern Swedish Forest Research Centre, 34 p.
- Latvijā audzējamu meža koku audzēšanas vadlīnijas. 2015. 17. pielikums Zemkopības ministrijas 12.11.2015. rīkojumam Nr. 167. Zemkopības ministrija, 82 lpp. Pieejams: <https://www.zm.gov.lv/lv/media/795/download?attachment>.
- Laurent L., Paillet Y., Winter S. et al. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194–207; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>.
- Liepa I. 1996. Pieauguma mācība. Jelgava: LLU.
- Liepa L. 2021. Atmirušās koksnes daudzveidība dažādos mežos Zemgalē. *Akadēmiskā Dzīve* 57: 112–117.
- Liepiņš K., Bleive A. 2025. The potential of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the hemiboreal Baltic region: A review. *Forests* 16(1): 109.
- Liepiņš K. 2022. Papeļu stādījumi. Vadlīnijas plantāciju mežu un kokaugu stādījumu ierīkošanai un kopšanai. Salaspils: LVMI “Silava”, 5. un 9. lpp.
- Liepiņš K., Lazdiņa D., Daugaviete M., Vendiņa V., Bleive A., Celma S. 2025. Dižskābarža stādmateriāla audzēšana. Salaspils: LVMI “Silava”, 5. lpp.
- Linder P., Elfving B., Zackrisson O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98(1): 17–33; [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00076-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00076-5).
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S. et al. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259: 698–709; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>.
- 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.
- Matisons R., Elferts D., Krišāns O., Schneck V., Gärtner H., Bast A., Wojda T., Kowalczyk J., Jansons Ā. 2021. Non-linear regional weather-growth relationships indicate limited adaptability of the eastern Baltic Scots pine. *Forest Ecology and Management* 479: 118600; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118600>.

- Mátyás C., Bozic G., Gömöry D., Ivankovic M., Rasztoivits E. 2009. Transfer analysis reveals macroclimatic adaptation of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 47–62; <https://doi.org/10.37045/aslh-2009-0004>.
- Mauri A., Girardello M., Strona G., Beck P.S.A., Forzieri G., Caudullo G., Manca F., Cescatti A. 2022. EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species. *Scientific Data* 9: 37; <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01128-5>.
- Mezei P., Grodzki W., Blaženec M., Škvarenina J., Brandýsová V., Jakuš R. 2014. Host and site factors affecting tree mortality caused by the spruce bark beetle (*Ips typographus*) in mountainous conditions. *Forest Ecology and Management* 331: 196–207; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.031>.
- Meža resursu monitoringa metodika. 2022. Meža resursu monitoringa metodika / LVMI “Silava”, 30 lpp. Pieejams: <https://www.silava.lv/images/Petijumi/Nacionalais-meza-monitorings/2022-04-28-MRM-metodika.pdf>.
- Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology* 15: 208–217.
- Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz 2021. *Waldbewirtschaftungsrichtlinie für den Staatswald des Saarlandes*. Pieejams: https://www.saarland.de/SharedDocs/Downloads/DE/mukmav/waldundforstwirtschaft/dl_waldbewirtschaftungsrichtlinie_mukmav.pdf?__blob=publicationFile&v=2.
- Ministru kabineta 2007. gada 21. augusta noteikumi Nr. 562 “Noteikumi par zemes lietošanas veidu klasifikācijas kārtību un to noteikšanas kritērijiem”. *Latvijas Vēstnesis* 137, 24.08.2007. Pieejams: <https://likumi.lv/ta/id/162207-noteikumi-par-zemes-lietosanas-veidu-klasifikacijas-kartibu-un-to-noteikšanas-kriterijiem>.
- Ministru kabineta 2012. gada 18. decembra noteikumi Nr. 935 “Noteikumi par koku ciršanu mežā”. *Latvijas Vēstnesis* 203, 28.12.2012. Pieejams: <https://likumi.lv/ta/id/253760>.
- Ministru kabineta 2012. gada 18. decembra noteikumi Nr. 936 “Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā”. *Latvijas Vēstnesis* 203, 28.12.2012. Pieejams: <https://likumi.lv/ta/id/253758>.
- Ministru kabineta 2012. gada 2. maija noteikumi Nr. 308 “Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi”. *Latvijas Vēstnesis* 70, 08.05.2012. Pieejams: <https://likumi.lv/ta/id/247349>.
- 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>.
- Nacionālā meža monitoringa noteikumi. 2022. Ministru kabineta noteikumi Nr. 51. Pieejams: <https://likumi.lv/ta/id/329305-nacionala-meza-monitoringa-noteikumi>.
- Økland B., Bakk A., Hågvær S., Kvamme T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5: 75–100.
- Paletto A., Ferretti F., De Meo I., Cantiani P., Focacci M. 2012. Ecological and environmental role of deadwood in managed and unmanaged forests. In: García J.M., Casero J.J.D. (Eds.) *Sustainable Forest Management—Current Research*. Rijeka: InTech, p. 219–238.
- Pannekoek J., van Strien A. 2001. TRIM 3 Manual (Trends and Indices for Monitoring Data). Voorburg: Statistics Netherlands.
- Parisi F., Pioli S., Lombardi F., Fravolini G., Marchetti M., Tognetti R. 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests—a review. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 11(3): 423; <https://doi.org/10.3832/ifor2670-011>.
- Patacca M., Lindner M., Lucas-Borja M.E., Cordonnier T., Fidej G., Gardiner B., Hauf Y., Jasinevičius G., Labonne S., Linkevičius E. et al. 2023. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology* 29: 1359–1376; <https://doi.org/10.1111/gcb.16531>.
- Penttilä R., Siitonen J., Kuusinen M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117(3): 271–283.

- Pretzsch H. 2022. Facilitation and competition reduction in tree species mixtures in Central Europe: consequences for growth modeling and forest management. *Ecological Modelling* 464: 109812; <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109812>.
- Puletti N., Canullo R., Mattioli W., Gawrys R., Corona P., Czerepko J. 2019. A dataset of forest volume deadwood estimates for Europe. *Annals of Forest Science* 76: 68; <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0832-0>.
- R Core Team. 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org>.
- 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.
- Ranius T., Kindvall O. 2004. Modelling the amount of coarse woody debris produced by the new biodiversity-oriented silvicultural practices in Sweden. *Biological Conservation* 119: 51–59; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.021>.
- Renvall P., Niemelä T. 1994. Lahoamistavat – sienilajiston monimuotoisuutta kaatuneissa puunrungoissa. *Luonnon Tutkija* 5: 186–193.
- Roberge J.M., Angelstam P., Villard M.A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141(4): 997–1012; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.010>.
- Ruotsalainen S. 2017. The history of cultivation of exotic tree species in Finland. *Natural resources and bioeconomy studies* 88. Helsinki: Natural Resources Institute Finland, 27 pp.
- Russell K. 2003. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for wild cherry (*Prunus avium*). Rome: International Plant Genetic Resources Institute, 6 p.
- Sander H., Meikar T. 2009. Exotic coniferous trees in Estonian forestry after 1918. *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung* 180: 158–169.
- Seidl R., Baier P., Rammer W., Schopf A., Lexer M.J. 2007. Modelling tree mortality by bark beetle infestation in Norway spruce forests. *Ecological Modelling* 206(3–4): 383–399; <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.002>.
- Shvidenko A., Mukhortova L., Kapitsa E. et al. 2022. A modelling system for dead wood assessment in the forests of Northern Eurasia. *Forests* 14(1): 45; <https://doi.org/10.3390/f14010045>.
- Siitonen J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41; <https://www.jstor.org/stable/20113262>.
- Simberloff D. 1995. Habitat fragmentation and population extinction of birds. *Ibis* 137: 105–111.
- Sippola A.-L., Renvall P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecology and Management* 15: 183–201.
- Sippola A.-L., Siitonen J., Kallio R. 1998. The amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 204–214.
- Sisenis L. 2013. Klinškalnu priedes (*Pinus contorta* Dougl. var. *latifolia* Engelm.) introdukcijas perspektīvas Latvijā. Promocijas darbs. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības universitāte.
- Smith K.W. 2007. The utilization of dead wood resources by woodpeckers in Britain. *Ibis* 149(2): 183–192.
- Soldaat L., Visser H., van Strien A., van Swaay C. 2007. Smoothing and trend detection in population monitoring data. *Journal of Applied Statistics* 34: 435–452.
- Spiecker H., Hedin S., Makkonen-Spiecker K., Thies M. 2009. Valuable Broadleaved Forests in Europe. Leiden, Boston: EFI, 56 pp.
- Spiecker M. 1992. Growth and silvicultural treatment of valuable wild cherry. *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg* 181: 92.
- Spittlehouse D.L., Stewart R.B. 2004. Adaptation to climate change in forest management. *Journal of Ecosystems and Management* 4(1): 1–11; <https://doi.org/10.22230/jem.2004v4n1a254>.
- Stalažs A. 2024. List of vascular plants of Latvia (with Latvian names): Latvijas vaskulāro augu saraksts (ar latviskajiem nosaukumiem). *Raksti par dabu* 3: 1–312.

- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge: Cambridge University Press.
- Strods H., Zunde M., Mugarēvičs E., Mugarēvičs A., Liepiņa Dz., Dumpe L. (red.) 1999. Latvijas mežu vēsture līdz 1940. gadam. Rīga: WWF – Pasaules dabas fonds, 363 lpp.
- Šēnhofa S., Jaunslaviete I., Šņepsts G., Jansons J., Liepa L., Jansons Ā. 2020. Deadwood characteristics in mature and old-growth birch stands and their implications for carbon storage. *Forests* 11(5): 536; <https://doi.org/10.3390/f11050536>.
- Šmits A. 2024. Meža kaitēkļu un slimību monitoringa 2023. gada rezultāti. Salaspils: LVMI “Silava”. Pieejams: <https://www.silava.lv/images/Petijumi/Nacionalais-meza-monitorings/MBRF-monitorings-rezultati/2023-MBRF-monitorings-Kaitekli-slimibas-Parskats.pdf>.
- Teshome D.T., Zharare G.E., Naidoo S. 2020. The threat of the combined effect of biotic and abiotic stress factors in forestry under a changing climate. *Frontiers in Plant Science* 11: 601009; <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.601009>.
- Thompson S.K. 2012. Sampling. 3rd ed. New York: Wiley.
- Timonen J., Siitonen J., Gustafsson L., Kotiaho J.S., Stokland J.N., Sverdrup-Thygeson A., Mönkkönen M. 2010. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25(4): 309–324.
- Tomppo E., Gschwantner T., Lawrence M., McRoberts R.E. 2010. National Forest Inventories. Pathways for Common Reporting. 1st ed. Springer, 612 pp.
- Valsts meža dienests 2018–2025. Meža statistika. 7. forma. Pieejams: <https://www.vmd.gov.lv/lv/meza-statistikas-cd>.
- van Strien A.J., Pannekoek J., Gibbons D. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study* 48: 200–213; <https://doi.org/10.1080/00063650109461219>.
- Walankiewicz W. 2002. Nest predation as a limiting factor to the breeding population size of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* in the Białowieża National Park (NE Poland). *Acta Ornithologica* 37(2): 91–106; <https://doi.org/10.3161/068.037.0205>.
- Welk E., de Rigo D., Caudullo G. 2016. *Prunus avium* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayán J. et al. (Eds.) *European Atlas of Forest Tree Species*. Luxembourg: Publications Office of the EU, p. e01491d+.
- With K.A., Crist T.O. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446–2459.
- With K.A., King A.W. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13: 314–326.
- Wood S.N., Py N., Säfken B. 2016. Smoothing parameter and model selection for general smooth models. *Journal of the American Statistical Association* 111(516): 1548–1563; <https://doi.org/10.1080/01621459.2016.1180986>.
- Zemkopības ministrija. 2025. Meža nozare 2025 skaitļos un faktos. Rīga: Biedrība “Zaļās mājas”, 52 lpp.
- Zeps M. 2017. Apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* michx. × *Populus tremula* L.) audzēšanas potenciāls Latvijā. Promocijas darba kopsavilkums. Salaspils, Jelgava: LVMI “Silava, LLU, 51 lpp.
- Zielewska-Büttner K., Heurich M., Müller J., Braunisch V. 2018. Remotely sensed single tree data enable the determination of habitat thresholds for the three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*). *Remote Sensing* 10(12): 1972; <https://doi.org/10.3390/rs10121972>.

Pielikumi

1. pielikums. Aktuālās meža putnu indeksu LFoBI15 un LFoBI07 vērtību izmaiņas Latvijai

Indekss LFoBI15																
Rādītājs	Bāze	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Indekss	2005	100	90,66	94,57	103,12	96,18	82,31	86,16	80,19	85,26	92,91	87,54	85,9	96,73	80,05	78,94
Standartklūda	2005	0	10,69	11,62	12,23	11,95	11,14	11,52	11,25	12,46	13,24	13,41	13,41	14,55	12,86	12,66
		2020	2021	2022	2023	2024	Tendence visai datu kopai	Vērtējums	Tendence 5 gadi							
		91,43	78,84	66	86,3	71,11	0,9875	mērens samazinājums	0,9596							
		14,49	13,16	11,08	14,17	13,03	0,0054		0,0521							
Indekss LFoBI07																
Rādītājs	Bāze	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Indekss	2005	100	96,22	105,02	109,5	102,14	88,02	93,04	87,65	90,32	102,08	95,31	91,57	110,74	87,81	88,32
Standartklūda	2005	0	11,91	12,51	13,26	13,19	12,02	12,48	12,53	13,79	15,24	14,92	14,9	16,87	14,63	14,64
		2020	2021	2022	2023	2024	Tendence visai datu kopai	Vērtējums	2021	2022						
		103,11	87,1	73,13	94,22	81,28	0,9911	stabila	87,1	73,13						
		16,67	14,92	12,95	16,2	15,49	0,0056		14,92	12,95						

2. pielikums. Pārrēķinātās meža putnu indeksa vērtību standartklūdas

Indekss	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
LFoBI15	100	90,66	94,57	103,12	96,18	82,31	86,16	80,19	85,26	92,91	87,54	85,9	96,73	80,05	78,94	91,43	78,84	66	86,3	71,11
	0	10,60	11,53	12,13	11,85	11,05	11,43	11,16	12,36	13,13	13,30	13,30	14,43	12,76	12,56	14,37	13,05	10,99	14,06	12,93
LFoBI07	100	96,22	105,02	109,5	102,14	88,02	93,04	87,65	90,32	102,08	95,31	91,57	110,74	87,81	88,32	103,11	87,1	73,13	94,22	81,28
	0	11,81	12,41	13,15	13,08	11,92	12,38	12,43	13,68	15,12	14,80	14,78	16,73	14,51	14,52	16,54	14,80	12,85	16,07	15,37