



AKCIJU SABIEDRĪBAS „LATVIJAS VALSTS MEŽI” UN  
LATVIJAS VALSTS MEŽZINĀTNES INSTITŪTA „SILAVA”

ZINĀTŅIETILPĪGĀ  
LĪGUMDARBA

## **SAKŅU TRUPES UZRAUDZĪBA UN IEROBEŽOŠANA SKUJKOKU MEŽOS**

STARPATSKAITE

IZPILDĪTĀJS: LATVIJAS VALSTS MEŽZINĀTNES INSTITŪTS „SILAVA”

PROJEKTA VADĪTĀJS: TĀLIS GAITNIEKS, VADOŠAIS PĒTNIEKS, MEŽZINĀTŅU  
DOKTORS

---

*T. Gaitnieks*

2010

# Saturs

Kopsavilkums.....	3
1. Darba uzdevumi.....	4
2. Celmu izstrādes ietekme uz meža atjaunošanu, sakņu trapes izplatību un mikorizas sēņu sastopamību.....	5
2.1. Ievads .....	5
2.2. Celmu izstrāde kā sakņu trapes kontroles metode.....	5
2.3. Celmu izvākšanas ietekme uz meža atjaunošanu.....	7
2.4. Celmu izstrādes ietekme uz stādu mikorizāciju.....	9
2.5. Secinājumi .....	12
3. Preparāta „Rotstop” efektivitātes novērtējums skujkoku celmu aizsardzībā pret <i>Heterobasidion annosum</i> infekciju.....	13
3.1. Pirmā parauglaukuma rezultāti .....	14
3.2. Otrā parauglaukuma raksturojums .....	17
4. Veselu un ar sakņu piepi inficētu egļu sīksakņu morfoloģisko rādītāju un mikorizācijas novērtējums .....	21
5. Dažādu koku sugu rezistences novērtējums pret <i>Heterobasidion annosum</i> s.l. infekciju ....	25
6. Skujkoku stādmateriāla rezistences pētījumi .....	26
7. Sastāva kopšanas cirtēs atstāto sīko dimensiju celmu nozīme sakņu piepes izplatībā .....	27
8. Literatūras saraksts .....	33
PIELIKUMI	

## Kopsavilkums

Saskaņā ar 2010. gada 1. pusgada Darba uzdevumiem un kalendāro plānu, veicot literatūras analīzi, secināts, ka trupējušo celmu un sakņu izvākšana audzēs, kas inficētas ar *Heterobasidion* un *Armillaria*, būtiski samazina infekcijas īpatsvaru nākamajā koku ģenerācijā. Tomēr celmu un ciršanas atlieku izvākšana rada noteiktus teritorijas traucējumus, kas izraisa izmaiņas augsnes ķīmiskajās, fizikālajās un bioloģiskajās īpašībās, ietekmē veģētāciju un sēņu bioloģisko daudzveidību. Celmu un ciršanas atlieku izvākšanai no kailcirtēm ir pozitīva ietekme uz egļu stādu pieaugumu, taču negatīva ietekme uz sakņu mikorizāciju. Dažādi celmu izvākšanas aspekti, ietekme uz audzes produktivitāti, kā arī meža bioloģisko daudzveidību vēl nav līdz galam izpētīti, tāpēc ir ieteikts izmantot šo metodi tikai ar sakņu trupi stipri inficētās audzēs lai ierobežotu trupes izplatību.

Novērtējot „Rotstop” efektivitāti skujkoku celmu apstrādē, tika analizētas priedes un egles kontroles un ar preparātu „Rotstop” apstrādātās celmu ripas no diviem parauglaukumiem (pavisam 78 ripas). Preparāta „Rotstop” efektivitāte tika novērtēta analizējot uz *P. gigantea* un *H. annosum* inficēto ripu skaita attiecību, un abu sēņu aizņemto laukumu no ripas kopējā virsmas laukuma. Eksperimenta rezultāti liecina, ka preparāta „Rotstop” efektivitāte bija tikai 20 – 67%. Abos analizētajos parauglaukumos konstatēta augsta dabiskā *P. gigantea* infekcija.

Lai noskaidrotu ar sakņu piepes infekcijas ietekmi uz egļu sīksakņu morfoloģiskajiem rādītājiem un mikorizāciju, četrās ar *H. annosum* inficētās egļu biogrupās un četrās veselu egļu biogrupās ievākti 20 sakņu paraugi. Apkopojot iegūtos rezultātus secināts, ka veselas egles salīdzinot ar *H. annosum* inficētajām eglēm, raksturo augstākas sakņu morfoloģisko rādītāju vērtības – sakņu garums, sakņu tilpums, virsmas laukums un sakņu galiņu skaits. Veselo koku biogrupās 10 – 20 cm dziļumā konstatēts būtiski ( $p < 0.05$ ) vairāk mikorizu, kas veido baltu ārējo micēliju ar atejošām rizomorfām.

Pārbaudot *Heterobasidion* spp. attīstību augošu egļu stumbros (koki iepriekš mākslīgi inficēti), *Heterobasidion annosum* s.l. izdalīts no 14 eglēm - tas ir gandrīz divreiz vairāk, nekā atrasts 2009. gadā.

2010. gadā tika veikta papildus stādmateriāla sagatavošana skujkoku rezistences pētījumiem. AS Latvijas valsts meži „Sēklas un stādi” Kalsnavas Arborētuma siltumnīcā sagatavoti 429 egļu un 990 priežu stādi.

Izvērtējot sastāva kopšanas cirtēs atstāto egļu un priežu mazo dimensiju celmu (diametrs mazāks par 10 cm) nozīmi *H. annosum* izplatībā, Zinātniskajos mežos Kalsnavas mežu novadā piecos parauglaukumos kopā ievāktas 515 ripas. Sastāva kopšanas cirte šajos objektos veikta pirms gada (2009.gada vasarā) vai diviem (2008.gada vasarā). No četros parauglaukumos ievāktajām 377 ripām 71 jeb 18.8% ripu bija inficētas ar *H. annosum*. Iegūtie rezultāti liecina, ka *H. annosum* bazīdijsporu dabīgā infekcija analizētajos parauglaukumos bijusi pietiekami augsta, lai inficētu mazo dimensiju celmus. Turpmākajos pētījumos paredzēts noskaidrot, vai sēnes micēlijs var saglabāties šo celma saknēs un inficēt blakus esošos kokus.

# 1. Darba uzdevumi

Saskaņā ar projekta uzdevumiem 2009. gadā (Vienošanās pie 2005.gada 10.maija līguma Nr. 5.5.-5.1/12001/05/23 Par pētniecības pakalpojumu sniegšanu) 6. etapā līdz 2010. gada 1. septembrim bija paredzēti sekojoši darba uzdevumi:

1. Apkopot informāciju (literatūras analīze) par celmu izstrādes ietekmi uz meža atjaunošanu, trupi izraisīto sēņu *Armillaria* spp. un *Heterobasidion* spp., kā arī mikorizas sēņu sastopamību.
2. Novērtēt preparāta „Rotstop” efektivitāti skujkoku celmu aizsardzībā pret *Heterobasidion annosum* infekciju (apstrāde ar preparātu „Rotstop” veikta 2009. gada vasarā 2 objektos).
3. Salīdzināt veselu un ar sakņu piepi inficētu egļu sīksakņu morfoloģiskos rādītājus (sakņu garums, tilpums, sakņu galiņu skaits) un mikorizāciju (dzīvo mikorizu skaits, mikorizas tipu daudzveidība).
4. Pārbaudīt *Heterobasidion* spp. attīstību augošu egļu stumbros (inficēšana ar *Heterobasidion* spp. veikta 2007. gadā ierīkotajā eksperimentā). Sakņu piepes micēlija attīstība tiks analizēta 40 eglēs – 20 inficētas ar S un 20 inficētas ar P grupas izolātiem.
5. Papildināt stādmateriālu skujkoku rezistences pētījumiem pret sakņu piepes infekciju (sagatavot ne mazāk kā 950 priežu un 450 egļu stādu).
6. Izvērtēt sastāva kopšanas cirtēs atstāto sīko dimensiju celmu (diametrs 5 – 10 cm) nozīmi sakņu piepes izplatībā (vismaz 5 objektos Zinātnisko mežu Kalsnavas mežu novadā).

## **2. Celmu izstrādes ietekme uz meža atjaunošanu, sakņu trupes izplatību un mikorizas sēņu sastopamību**

### **2.1. Ievads**

Meži aizņem apmērām 50% no Latvijas teritorijas (3,22 miljoni ha) un 52% no tiem ir skujkoku meži (36% - priede un 16% - egļe). Galvenās cirtes vecumu sasniegušas mežaudzes aizņem 497,3 tūkstošus ha ar koksnes krāju 160,3 miljonus kubikmetru (Meža nozares valsts pārvalde 2009). Tāpat kā citās valstīs, arī Latvijā nopietnus zaudējumus izraisa sakņu trupe. Kopumā pasaulē ar sakņu trupi (*Heterobasidion* spp., *Armillaria* spp. un *Phellinus weirii* (Murr.) Gilb.) inficētas meža platības aizņem miljoniem hektāru. Sakņu trupe ir hroniska un progresējoša sēņu izraisīta kokaugu slimība, un tās rezultātā ik gadu tiek zaudēti miljoniem kubikmetru koksnes (Morrison *et al.* 1991, Shaw & Kile 1991, Woodward *et al.* 1998). Sakņu trupes izraisītājsēnes ietekmē ne tikai koksnes produkciju, bet arī mežaudzes stabilitāti, ūdens režīmu un meža atjaunošanos. Mežsaimniecības intensifikācija pēdējās desmitgadēs (kopšanas cirtes un kailcirtes siltajā gadalaikā, monokultūru īpatsvara palielināšanās) veicina sakņu trupes izplatību (Sturrock 2000). Lai ierobežotu sakņu trupes izplatību jau inficētās audzēs ir nepieciešams skujkoku vietā stādīt lapu kokus, vai arī izstrādāt inficētos skujkoku celmus. Tomēr, celmu izstrādes ieviešana mežsaimniecības praksē saistīta ar šī procesa rūpīgo dažādu aspektu izvērtēšanu.

### **2.2. Celmu izstrāde kā sakņu trupes kontroles metode**

Sakņu trupi pamatā izraisa sakņu piepe *Heterobasidion* spp. un celmene *Armillaria* spp. Neskatoties uz to, ka *Heterobasidion* un *Armillaria* pieder pie dažādām ģintīm, to bioloģija un ekoloģija ir līdzīga, un viņu izplatību veicina intensīva mežsaimniecība. Svarīga loma šo patogēnu dzīvēs ciklā ir celmiem: 1) svaigi celmi tiek inficēti ar sēņu sporām; 2) sēņu micēlijs kolonizē celmus un inficē arī blakus esošos kokus caur sakņu kontaktiem (*Heterobasidion*) vai ar rizomofrām (*Armillaria*); 3) celmos un to sakņu sistēmā sēnes saglabā dzīvotspēju līdz 50 gadiem, inficējot jauno koku ģenerāciju caur sakņu kontaktiem; 4) infekcija audzē tiek akumulēta un trupes sastopamība palielinās ar katru jaunu koku ģenerāciju; 5) inficētajās audzēs sēņu auglķermeņi producē lielu daudzumu sporu, kuras var izplatīties ar vēju gan tai pašā audzē, gan uz blakus esošām audzēm, dažreiz pat 10 – 100 km

attālumā (Risbeth 1951, Morrison *et al* 1991, Shaw & Kile 1991, Woodward *et al.* 1998, Rönnerberg & Vollbrecht 1999, Prospero *et al.* 2003).

Celmu izvākšana vairākos zinātniskos rakstos ir ieteikta kā iespējamā kontroles metode pret *Heterobasidion* spp., *Armillaria* spp., *Phellinus weirii* un *Inonotus tomentosus* (Fr.) Karst. (divas pēdējās – Ziemeļamerikā), pat bez kvantitatīva novērtējuma par metodes efektivitāti (Беляев 1939, Анкудинов 1951, Ключник 1962, Василяускас 1970, Pawsey 1973, Kuhlman *et al.* 1976, Morrison 1976, 1981, Wallis 1976, Roth *et al.* 1977, 1980, Roth & Rolph 1978, Shaw & Roth 1978, 1980, Wargo & Shaw 1985, Shaw *et al.* 1989, Sturrock *et al.* 1994, Lewis *et al.* 2000). Dažādo sakņu trupes kontroles metožu salīdzinājumi (ķīmiskā, bioloģiskā, kompleksā celmu aizsardzība, mežsaimnieciskie pasākumi) ļauj secināt, ka celmu izvākšana ir visefektīvākā *Heterobasidion*, *Armillaria* un *Phellinus* sakņu trupes kontroles metode inficētājas audzēs (Greig & McNabb 1976, Shaw & Roth 1978, 1980, Greig 1980, Thies 1984, van der Pas & Hood 1984, Morrison *et al.* 1991, Sturrock 2000, Greig *et al.* 2001, Gibbs *et al.* 2002).

Protams, celmu izvākšana pilnīgi neiznīcina slimību, tomēr būtiski samazina to. R. Vasaitis (2008) izanalizējot visus pieejamos citu pētnieku eksperimentu rezultātus: (18 eksperimenti ar *Armillaria* spp. inficētās platībās un 32 – ar *Heterobasidion* spp. inficētās platībās) secinājis, ka visos gadījumos (salīdzinot vidējas slimības sastopamības radītājus), infekcijas īpatsvars ir mazāks tajās audzēs, kur iepriekšējās ģenerācijas celmi tika izvākti. Piemēram, vidējā *Armillaria* spp. sastopamība kontroles parauglaukumos (kur celmi tika atstāti) bija  $21,1 \pm 21,5\%$ , bet parauglaukumos, kur celmi izvākti – tikai  $5,2 \pm 6,9\%$  (t-test:  $p=0,0002$ ). Vidējā *Heterobasidion* spp. sastopamība kontroles parauglaukumos bija  $24,9 \pm 21,5\%$ , bet parauglaukumos, kur celmi izvākti –  $14,5 \pm 17,2\%$  (t-test:  $p=0,00009$ ). Visplašākie pētījumi par sakņu trupes kontroli izmantojot celmu izraušanu tika veikti skujkoku mežos ASV ziemeļrietumos un Britu Kolumbijā, kā arī priežu plantācijās Jaunzēlandē un Anglijā. Anglijā sakņu trupes kontrole ar celmu izvākšanas metodi, pamatā izmantota, lai ierobežotu *Heterobasidion* sakņu trupī *Picea sitchensis*, *Pinus sylvestris* un *Pinus nigra* plantācijās. Šajos pētījumos ilgtermiņa eksperimentos secināts, ka tikai celmu izvākšana ir adekvāta patogēnu kontrole otrās rotācijas audzēs (Greig & Burdekin 1970, Greig & Low 1975, Greig & McNabb 1976, Greig 1980, 1984, Gibbs *et al.* 2002). Pētījumi citās Eiropas daļās ir nepietiekami, tomēr tie nedaudzie, kas tika veikti, apstiprina Anglijā iegūtus rezultātus (Stenlid 1987).

Diemžēl pilnīgi izvākt celmus, it īpaši trupējušus, ar visu sakņu sistēmu ir gandrīz neiespējami, un kāda daļa no saknēm vienmēr paliek augsnē (Hyppel 1978, Sturrock *et al.* 1994, Omdal *et al.* 2001) Pat jaunākā mežsaimniecības tehnika, kas speciāli izveidota, lai

izvāktu *Armillaria*-, *Heterobasidion*- un *Phellinus weirii*- inficētus celmus izstrādā 83-94% no sakņu biomasas, kas nozīmē, ka 6-17% no inficētajiem saknēm joprojām var palikt augsnē (Bloomberg & Reynolds 1988, Omdal *et al.* 2001). Tomēr 80% no augsnē atstātām saknēm diametrs ir mazāks par 5 cm (Sturrock *et al.* 1994, Omdal *et al.* 2001). Šo sakņu loma infekcijas saglabāšanā līdz šim nav izpētīta. Ir noskaidrots, ka pēc 8 gadiem 46% no *Phellinus weirii* inficētajām saknēm joprojām paliek inficētspējīgas - tievāko sakņu diametrs bija 1,3 cm (Thies & Hansen 1985), bet līdzīgu datu par *Armillaria* un *Heterobasidion* spp. pagaidām nav.

Neskatoties uz to, dažkārt pat celmu izraušana, atstājot augsnē lielāko daļu sakņu tomēr uzlabo audzes sanitāro stāvokli. Vairāku autoru dati liecina, ka rūpīga trupējušo celmu un sakņu izvākšana var vēl vairāk samazināt slimības izplatību, īpaši *Heterobasidion* un *Armillaria* sakņu trupes gadījumā (Yde-Andersen 1970, Shaw & Calderon 1977, Greig & McNabb 1976, Greig 1980, Greig 1984, Stenlid 1987, Gibbs *et al.* 2002). Ilglaicīga eksperimentā pierādīts, ka rūpīga sakņu palieku izvākšana audzēs, inficētās ar *Armillaria* sakņu trupī, samazina sēnes izraisītu priežu bojāeju nākamajā meža ģenerācijā. Eksperimentā salīdzināja 4 dažādas metodes: 1) maksimāli izvāc celmus un saknes ar mežsaimniecības tehniku, augsnē palikušās saknes savāc manuāli; 2) maksimāli izvāc celmus un saknes ar tehniku; 3) lielus celmus atstāj, bet maksimāli izvāc saknes izmantojot tehniku; 4) atstāj saknes, bet izvāc celmus. Pēc 21 gada dabīgi atjaunojušās priežu mežaudzēs infekcijas īpatsvars bija attiecīgi: 1 – 2,5-12%; 2 – 8,4-23%; 3 – 18-26,6% un 4 – 18-41%. Kontroles audzē, kur sakņu un celmu izvākšana netika veikta, inficētu koku īpatsvars bija 34-49% (Roth *et al.* 2000)

Morrison *et al.* (1988) savā eksperimentā parauglaukumos ne tikai izvāca celmus un lielās saknes, bet arī, izmantojot traktoru, pacēla paliekošās saknes, īpaši maza diametra saknes līdz 0-30 cm dziļumam. Tas arī var samazināt patogēnu izplatību, jo vairāki pētījumi liecina, ka patogēnās sēnes izspiešana ar saprofitiskām sēnēm no inficētā substrāta notiek ātrāk virsējos augsnes slāņos (Risbeth 1951, Nelson 1964, 1967, Munnecke *et al.* 1976).

### **2.3. Celmu izvākšanas ietekme uz meža atjaunošanu**

Viens no celmu izvākšanas negatīviem aspektiem varētu būt audzes līdzsvara traucējumi, tādi kā augsnes sablīvēšanās, barības vielu satura samazināšanās, augsnes erozija, veģetācijas izmaiņas un t. (Walmsley & Godbold 2010), kaut gan Wass un Senyk (1999) atzīmēja, ka to var izraisīt arī dažādi citi mežsaimnieciskie pasākumi (Wass & Senyk 1999). Pieejamie pētījumi parāda, ka celmu izvākšanas ietekme uz augsni ir pārsvarā atkarīga no celmu izraušanas metodes. Mazāka ietekme novērota audzēs, kur izrautie celmi tika atstāti

saknēm gaisā blakus to izraušanas vietai (Smith & Wass 1994). To varētu izmantot audzēs, kas inficētas ar *Armillaria* spp., *Phellinus weirii* un *Inonotus tomentosus* (pēdējas divas sugas sastopamas tikai Amerikā), jo pētījumi liecina, kā celma izžūšana negatīvi ietekmē šo sēņu dzīvotspēju (Thies 1984, 1987, Bloomberg & Reynolds 1988, Thies & Nelson 1988, Smith & Wass 1989, 1991, 1994, Thies *et al.* 1994, Thies & Westlind 2005). Diemžēl, inficētu celmu atstāšana nav pieļaujama ar *Heterobasidion* spp. inficētajās audzēs, jo celmu izžūšana neietekmē sēnes dzīvotspēju (Kurkela 2000). Šī sēne arī veido lielu daudzumu auglķermeņu uz izgāztiem celmiem un stumbriem, kas tikai veicina infekcijas izplatību (Woodward *et al.* 1998, Vasiliauskas *et al.* 2002, Müller *et al.* 2007).

Izrauto celmu aizvešanai ir ietekme uz audzes līdzsvaru: notiek gandrīz 100% minerālslāņa uznešana augsnes virskārtā, augsnes sablīvēšanās ir lielāka salīdzinājumā ar platībām, kur celmi ir atstāti (Smith & Wass 1989, 1991, Page-Dumroese *et al.* 1998, Hope 2007, Rabinowitsch-Jokinen & Vanha-Majamaa 2010). Roth *et al.* (2000) atzīmēja, ka pat pēc 10 gadiem augsnes blīvums audzēs, kur celmi tika izvākti bija būtiski lielāks, nekā kontroles audzēs. Tomēr citu autoru pētījumi liecina, ka celmu izstrādes ietekme uz augsnes kvalitāti ir atkarīga no augsnes īpašībām un ne vienmēr ir negatīva (Smith & Wass 1991, Thies *et al.* 1994, Thies & Sturrock 1995, Wass & Smith 1997, Sturrock 2000, Thies & Westerlind 2005, Hope 2007, Zabowski *et al.* 2008). Vairāki pētījumi liecina, ka celmu izvākšana samazina slāpekļa (N) saturu augsnē, īpaši virsējā slānī (Smith & Wass 1991, 1994, Wass & Smith 1997, Hope 2007, Zabowski *et al.* 2008, Page-Dumroese *et al.* 1998). Celmu izvākšana negatīvi ietekmē zemsedzi pirmajos gados, bet jau pēc 6 gadiem situācija uzlabojas un pēc 22-28 gadiem celmu izvākšanas ietekme uz zemsedzi nav būtiska (Kardell 1992, 2007, Smith & Wass 1991, 1994, Wass & Smith 1997). Amerikā veiktie pētījumi parādīja, ka celmu izvākšana negatīvi ietekmē krūmu izplatību un daudzveidību, bet palielina zālaugu daudzveidību, kā arī atvieglo invazīvo augu sugu iekļūšanu ekosistēmā (Kaye *et al.* 2008)

Ilgtermiņā vesela koka izstrādes eksperimenti parādīja, ka celmu un mežizstrādes atlieku izvākšana no izcirtumiem pozitīvi ietekmē dabisko meža atjaunošanos. Pēc 7 gadiem dabiski atjaunojušos koku daudzums parauglaukumā, kur tika veikta celmu izstrāde bija par 10% vairāk, un parauglaukumos, kur tika veikta kombinēta celmu un mežizstrādes atlieku izvākšana 51% vairāk nekā kontroles izcirtumā, kur celmi un mežizstrādes atliekas tika atstātas. (Kardell 1992). Ziemeļzviedrijā pēc 11 gadiem dabiski atjaunojušos koku skaits bija divreiz lielāks parauglaukumos, kur tika izvākti celmi un mežizstrādes atliekas, salīdzinājumā ar kontroles parauglaukumiem (Kardell 1996). Centrālajā Zviedrijā celmu un mežizstrādes atlieku izvākšana sekmēja dabiski atjaunojušos koku 82% pieaugumu pēc 13 – 17 gadiem (Kardell 2007). Somijā iegūti rezultāti arī parādīja, ka celmu un mežizstrādes atlieku





maz ir zināms par augsnes traucējumu ietekmi uz ektomikorizas sēnēm, īpaši attiecībā uz sugām, kas potenciāli varētu veidot mikorizu ar stādiem (Menkis *et al.* 2010).

Lauka apstākļos ierīkotā eksperimentā Amerikā bija pārbaudīta dažāda līmeņa augsnes sablīvēšanas un celmu izcelšanas ietekme uz skujkoku (*Pseudotsuga menziesii* var. *glauca* [Beissn.] un *Pinus monticola* Dougl. ex D. Don) stādu augšanu (Page-Dumroese *et al.* 1998). Gadu pēc izstādīšanas secināts, ka augsnes sablīvēšana un celmu izstrāde būtiski samazināja sakņu tilpumu, ektomikorizu skaitu un daudzveidību vienai no pētījumā audzētajām sugām. Trīs gadus pēc izstādīšanas abu sugu stādījumiem platībās, kurās veikta celmu izstrāde, konstatēts mazāks sakņu kakla diametrs un mazāks kopējais slāpekļa saturs stādu virszemes daļās (Page-Dumroese *et al.* 1998). Šī pētījuma rezultāti norāda, ka celmu izstrāde var nest īslaicīgu ieguvumu, kas ilgstošākā laika periodā var izraisīt augsnes auglības samazināšanos.

Veicot mežizstrādi, nereti augsne tiek saārdīta un tiek sarauts mikorizas hifu tīkls. Šis hifu tīkls augsnē ir svarīgs, jo paplašina un savstarpēji saista saimniekaugu sakņu sistēmas. Tas arī būtiski palielina augu spējas uzņemt minerālvielas un ūdeni no augsnes.

Dati par mežizstrādes ietekmi uz mikorizu veidošanas potenciālu augsnē un stādiņu mikorizāciju ir atšķirīgi (Jones *et al.* 2003). Sēņu hifu tīkls izcirtumu augsnē var sekmēt iestādīto kociņu mikorizāciju, taču citu autoru pētījumu dati neparāda būtisku mikorizācijas potenciāla samazināšanos hifu zuduma rezultātā. Nav arī skaidru pierādījumu, ka mikorizu veidojošo sēņu struktūru daudzums mežizstrādes rezultātā būtu samazināts tik stipri, ka būtiski ietekmētu nemikorizēto sakņu kolonizāciju ar mikorizas sēnēm. Atsevišķos pētījumos izcirtumos novērota samazināta sakņu kolonizācija ar mikorizas sēnēm, salīdzinot ar mežaudzēm (Harvey *et al.* 1980a; Perry *et al.* 1982; Parke *et al.* 1984). Tomēr citos pētījumos atzīmēts, ka mikorizu veidojošo sēņu daļu daudzums nav limitējošais faktors (Pilz & Perry 1984). Tā vietā izdalīti citi izcirtumu augšņu bioloģiskie parametri, kas samazina sakņu augšanu (Perry *et al.*, 1982). Sakņu mikorizācijas pakāpi izcirtumos, salīdzinot ar tiem pieguļošajiem mežiem, ietekmē arī izcirtuma lielums, meža tips, stādījumu vecums un attālums no meža malas (Hagerman *et al.* 1999a, Jones *et al.* 2003).

Ir svarīgi pēc iespējas mazāk mehāniski izārdīt augsnes struktūru arī tad, ja dzīvās īssaknītes ir atmirušas, jo citas mikorizas sēņu struktūras ir aktīvas.

Dažos pētījumos parādīts, ka sklerociji, rizomorfas un izolētas mikorizētas īssaknītes var veidot jaunas mikorizas gan laboratorijas, gan lauka apstākļos (Jones *et al.*, 1997). Sklerociji un mikorizas parasti visvairāk sastopami organiskajos augsnes horizontos (O un A) (Vogt *et al.*, 1991; Brundrett & Abbott, 1995), bet sausos mežos vai mežos ar vāji attīstītu organisko horizontu to izvietojums var būt savādāks (Meyer, 1973; Harvey *et al.*, 1979; Visser, 1995; Hashimoto & Hyakumachi, 1998). Līdz ar to mikorizācijas potenciāla

saglabāšanai organiskajā horizontā tiek ieteikta celmu un sīku dimensiju koksnes atlieku atstāšana (Harvey *et al.*, 1978; Kropp, 1982; Vāre, 1989), lai meža zemsedzes traucējums mežizstrādes laikā būtu pēc iespējas nelielāks (Harvey *et al.*, 1980b). Humuss un sadalījusies koksne veicina lielāko daļu mikorizas sēņu un koku simbiozi pieaugušās audzēs (Harvey *et al.* 1979, 1980a, Vogt *et al.* 1981).

Taču vairāki pētījumi par augsnes mehānisko sagatavošanu stādīšanai izcirtumos neatbalsta teoriju par atmirstošo mikorizu un sklerociju nozīmi jauno mikorizu veidošanā (Amaranthus *et al.* 1996). Arī Dahlberg (1990) pētījumā secināts, ka stādiņiem, augot substrātā ar vai bez humusa, atšķirība mikorizācijā ir tikai 4 %. Vēl ir iespējams, ka mikorizu veidojošo sēņu daļiņu daudzums augsnē nav tik svarīgs un mikorizācijai pietiek ar tām sēņu struktūrām, kas ir dziļākos augsnes slāņos (Hashimoto & Hyakumachi, 1998). Šo hipotēzi apstiprina arī tas, ka minerālaugsnē augošās saknes parasti ir labi mikorizētas, neskatoties uz to, ka vairāk aktīvu mikorizas sēņu struktūru ir organiskajā slānī (Harvey *et al.*, 1996, Parke *et al.* 1983).

Izciršanas laikā lielākā daļa koku tiek izvākti un, lai gan šie nav galvenie, tomēr noteikti dominantie ektomikorizu veidojošie saimniekaugi konkrētajā teritorijā. Vizuāli aktīvas ektomikorizas vēl ir aptuveni gadu pēc izciršanas, it sevišķi, ja mežizstrāde veikta vēlā rudenī vai ziemā. Starp pirmo un otro gadu pēc ciršanas sakņu sistēma sāk fragmentēties un parādās bojājumu pazīmes, kā arī ektomikorizu veidojošo sēņu daļiņu daudzums uz tilpuma vienību strauji samazinās (Harvey *et al.*, 1980a; Hagerman *et al.*, 1999).

Pēc izciršanas īpaši samazinās divi galvenie mikorizu veidojošo sēņu daļiņu veidi – ārējās (augsnē brīvi atējošās) hifas un dzīvās saknītes. Izvācot celmus, dzīvo saknīšu un ārējo hifu daudzums uz augsnes tilpuma vienību samazinās vēl straujāk, jo daļa to tiek mehāniski izvāktas, cita – ātrāk atmirst, jo ir atrauta no kopējās sakņu sistēmas.

Ektomikorizas sēnes ir simbiotiski organismi un ilgu laiku tās nevar izdzīvot bez augiem. Mikorizu veidojošo sēņu fragmentu zuduma dēļ literatūrā ieteikts izcirtumos, kurus plānots apmežot ar skujkokiem, apstādīt pēc iespējas ātrāk pēc mežizstrādes - vēlams divu gadu laikā (Harvey *et al.*, 1980a; Perry *et al.*, 1987; Swift *et al.*, 2000). Šī rekomendācija pamatā ir balstīta uz straujo aktīvo mikorizēto īssaknīšu zudumu izcirtumos - viena līdz divu gadu laikā pēc mežizstrādes (Harvey *et al.*, 1980a; Hagerman *et al.*, 1999). Izcirtumi primāri atjaunojas ar lakstaugiem vai krūmiem, kas neveido ektomikorizu. Turklāt izcirtumu apmežošanu apgrūtinā arī augsnes mikrofloras un ķīmiskā sastāva izmaiņas (Perry *et al.*, 1989; Jones *et al.*, 1997). Parke u.c. (1984) pētījumi ir parādījuši, ka vidēji deviņus gadus vecos izcirtumos bija samazināts mikorizas sēņu struktūru daudzums, taču plašākā mērogā

pietrūkst pētījumu, kas pierāda, ka ar izcirtuma vecumu samazinās mikorizācijas potenciāls augsnē.

Dažas mikorizas sēnes nocirsto koku celmu saknēs saglabā dzīvotspēju ilgāk par deviņiem mēnešiem (Ferrier & Alexander, 1985). Kaut gan mikorizu potenciāls gada laikā pēc izciršanas būtiski samazinās, citos pētījumos atzīmēts, ka kopumā augsnē no 1-5 gadus veciem izcirtumiem ir aktīvs mikorizu veidojošo sēņu potenciāls (Dahlberg, 1990; Perry *et al.*, 1987). Tomēr jāatzīmē, ka meža augsnēs ir konstatēta augstāka mikorizu daudzveidība kā izcirtumos (Pilz & Perry, 1984).

Jaunākajos pētījumos analizēta celmu un ciršanas atlieku izvākšanas ietekme uz izcirtumā iestādītu parastās egles stādu augšanu un mikorizāciju (Menkis *et al.* 2010). Lielāks stādiņu pieaugums trešajā augšanas sezonā bija vietās, kur tika izvākti celmi un zemāks vietās, kur stādījumi veikti uz pacilām. Līdzīgas augšanas tendences saglabājās arī ceturtajā gadā. Savukārt augstāka sakņu kolonizācija ar ektomikorizas sēnēm bija uz pacilām stādītajiem stādiņiem (96.6%) nekā teritorijās, kur celmi tika aizvākti (72.3%). Arī sēņu sugu daudzveidība augstāka bija stādījumos uz pacilām (10 sugas), nekā platībās, kurās izvākti celmi (3 sugas). Stādiņu mikorizācija platībās, kurās tika veikta ciršanas atlieku izvākšana kombinācijā ar celmu izvākšanu vai stādīšanu uz pacilām bija attiecīgi 76.0% un 76.3% (Menkis *et al.* 2010).

Kopumā pētījuma rezultāti parāda, ka celmu un ciršanas atlieku izvākšanai no kailcirtēm ir pozitīva ietekme uz egļu stādu pieaugumu, taču negatīva ietekme uz to mikorizāciju.

## 2.5. Secinājumi

1. Trupējušo celmu un sakņu izvākšana audzēs, kas inficētas ar *Heterobasidion* un *Armillaria* sakņu trupī, būtiski samazina infekcijas īpatsvaru nākamajā koku ģenerācijā.

2. Celmu un ciršanas atlieku izvākšana ir saistīta ar noteiktiem teritorijas traucējumiem, kas izraisa izmaiņas augsnes ķīmiskajās, fizikālajās un bioloģiskajās īpašībās, ietekmē veģetāciju un sēņu bioloģisko daudzveidību.

3. Celmu un ciršanas atlieku izvākšanai no kailcirtēm ir pozitīva ietekme uz egļu stādu pieaugumu, taču negatīva ietekme uz sakņu mikorizāciju. Šo pasākumu negatīvo ietekmi uz stādu mikorizāciju varētu mazināt izcirtuma apstādīšanu plānojot pēc iespējas ātrāk, kamēr vēl mikorizas sēņu struktūras augsnē ir aktīvas un izcirtums nav aizaudzis ar augiem, kas neveido ektomikorizu.

4. Dažādi celmu izvākšanas aspekti, ietekme uz audzes produktivitāti, kā arī meža bioloģisko daudzveidību vēl nav līdz galam izpētīti, tāpēc ir ieteikts izmantot šo metodi tikai ar sakņu trupi stipri inficētās audzēs lai ierobežotu trapes izplatību.

### 3. Preparāta „Rotstop” efektivitātes novērtējums skujkoku celmu aizsardzībā pret *Heterobasidion annosum* infekciju

Materiālu preparāta „Rotstop” efektivitātes novērtēšanai ievāca Daugavas (SIA „Rīgas meži”, 111.kv., 18.nog.) un Zemgales (Klīves iecirknis, 107.kv., 2.nog.) mežsaimniecībās.

Ripas ievāktas no 2009. gadā apstātajiem celmiem divos parauglaukumos egļu (*Picea abies*) un priežu (*Pinus sylvestris*) mistraudzēs.

Parauglaukumos 2 – 3 stundas pēc koku nociršanas ar preparātu „Rotstop” apstrādāja 17 celmus pirmajā parauglaukumā un 19 celmus 2. parauglaukumā (1.tabula). Preparātu izsmidzināja no pārnēsājama, dārzkopībā izmantojama smidzinātāja, kas saturēja suspensiju, pagatavotu pēc ražotāja instrukcijas. Celmu apstrādāja ar vienmērīgu suspensijas slāni. Tika atstāti arī kontroles celmi. Lai vēlāk uzskaites laikā būtu vieglāk identificēt kontroles un apstrādātos celmus, apstrādātus celmus iezīmēja ar sarkano krāsu.

Uzskaiti veica pēc viena gada. No katra celma nozāgēja vienu 3 cm biezu ripu, kura tika izmesta. Tad nozāgēja 4-5 cm biezu ripu, kuru analizēja laboratorijā. Ar marķiera palīdzību atzīmēja ripas virspusi un kontroles vai apstrādes variantu.

1.tabula. Ievāktā materiāla raksturojums.

	1.parauglaukums		2.parauglaukums	
Koku suga	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Picea abies</i>
Kontroles celmi	11	9	7	15
Ar „Rotstop” apstrādātie celmi	8	9	3	16
Kopējais celmu skaits	19	18	10	31

Celmu apstrādes laikā pirmajā parauglaukumā gaisa temperatūra bija 25<sup>0</sup>C un 10<sup>0</sup>C otrā parauglaukuma apstrādes laikā.

Parauglaukumos ievāktās ripas analizēja laboratorijā. Katru ripu nomizoja un mazgāja zem tekoša ūdens ar birstes palīdzību. Pēc tam ripu uz dažām minūtēm novietoja stāvus, lai

notek ūdens. Tad ripu ievietoja polietilēna maisā, lai tā neizzūst, atstājot maisa galu vaļā. Maisus ar ripām stāvus novietoja kastēs un inkubēja 5-7 dienas istabas temperatūrā.

Pēc inkubācijas sekoja ripu analīze. Ripas izņēma no polietilēna maisiem. Caurspīdīgu plēvi (A4 formāts, lielām ripām – A3 formāts) ar 1 x 1 cm tīklojumu piestiprināja pie ripas augšējās virsmas. Izmantojot *Leica* binokulāro mikroskopu MZ 7.5 (10 x 1,25 – 10 x 4,0), katru cm<sup>2</sup> sistemātiski pārbaudīja uz *Heterobasidion annosum* konīdiju klātbūtni.

Atrodot konīdijas, attiecīgo kvadrātu uz plēves atzīmēja ar ūdenī nešķīstošu sarkanās krāsas marķieri. Ja sēnes kolonija aizņēma vairāk nekā viena kvadrāta laukumu (>1cm<sup>2</sup>), ar krāsu atzīmēja tikai tos kvadrātus, kuros konīdijas aizņēma vismaz pusi no kvadrāta laukuma. Laukumu, kurus aizņēma *Phlebiopsis gigantea* atzīmēja to apvelkot ar zaļo krāsu. Kad visa ripa bija pārbaudīta, tās kontūru atzīmēja uz plēves ar melno krāsu.

Kad bija iegūts ripas zīmējums, tai ar planimetru (PLANIX S10 „Marble”) izmērīja ripas kopējo laukumu un *P. gigantea* aizņemto laukumu. *H. annosum* aizņemto laukumu cm<sup>2</sup> ieguva, saskaitot ar attiecīgu krāsu atzīmēto kvadrātu skaitu. Laukumu % ieguva, dalot konkrētās sēnes aizņemto laukumu cm<sup>2</sup> ar ripas kopējo laukumu cm<sup>2</sup> un reizinot ar 100%. Tika salīdzināti laukumu vidējie aritmētiskie kontroles un apstrādes variantos. Preparāta efektivitāti (*E*) aprēķināja, balstoties uz *H. annosum* inficēto ripu skaita (*n*) attiecību kontroles un apstrādes variantā.

Aprēķinam izmantoja Dr. Kari Korhonenā ieteikto formulu:

$$E(\%) = 100 - (n_{\text{Heterobasidion apstrādātajos celmos}} \cdot 100 / n_{\text{Heterobasidion kontroles celmos}})$$

Iegūtos rezultātus apstrādāja, izmantojot programmu *Microsoft Excel*.

Lai noskaidrotu, vai pastāv sakarība starp kopējo ripas laukumu un sēnes aizņemto laukumu cm<sup>2</sup>, kā arī starp divu sēņu aizņemto laukumu %, tika rēķināta korelācija. Korelācijas koeficienta būtiskumu pārbaudīja, salīdzinot ar kritisko vērtību pie  $\alpha = 0,05$  (Liepa, 1974).

### 3.1. Pirmā parauglaukuma rezultāti

No pirmajā parauglaukumā ievāktajām ripām *Picea abies* vidējais ripas laukums bija 391 cm<sup>2</sup> kontroles variantā un 315 cm<sup>2</sup> apstrādes variantā. *Pinus sylvestris* vidējais ripas laukums bija 544 cm<sup>2</sup> kontroles variantā un 677 cm<sup>2</sup> apstrādes variantā.

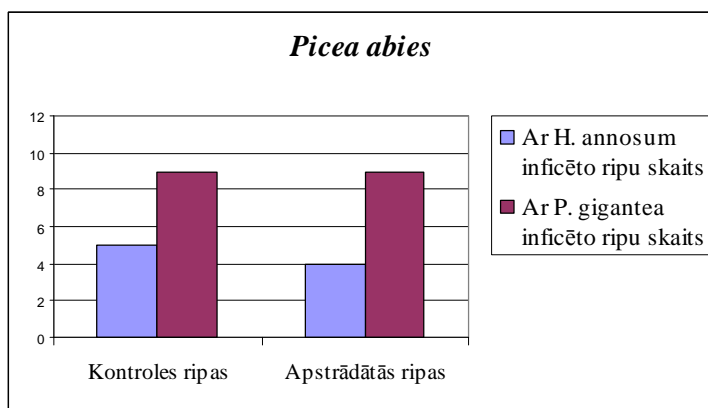
*P. abies* kontroles variantā ar *H. annosum* bija inficētas 5 ripas (56% no kopējā ripu skaita). Ar *P. gigantea* bija inficētas 9 ripas (100% no kopējā ripu skaita) (2. tabula).

Apstrādes variantā tika konstatētas 4 ar *H. annosum* inficētas ripas (44% no kopējā ripu skaita), ar *P. gigantea* inficēto ripu skaits bija 9 (100% no kopējā ripu skaita) (1.attēls).

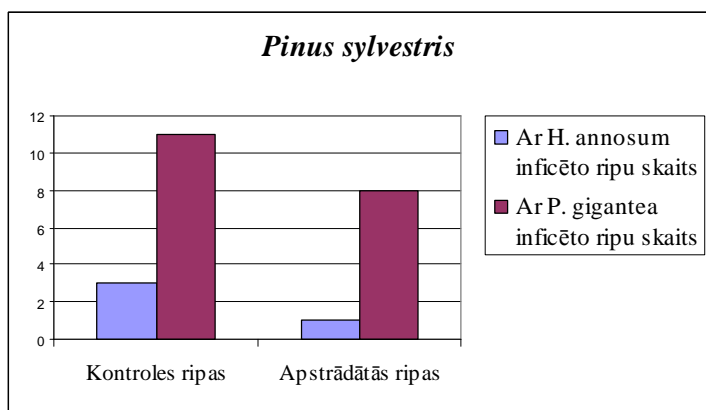
2.tabula. Preparāta „Rotstop” ietekmes novērtējums uz *H. annosum* sastopamību.

	<i>Picea abies</i>		<i>Pinus sylvestris</i>	
	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas
Kopējais ripu skaits	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>8</b>
Ar <i>H. annosum</i> inficēto ripu skaits	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>1</b>
Ar <i>H. annosum</i> inficēto ripu skaits, % no kopējā ripu skaita	<b>56</b>	<b>44</b>	<b>27</b>	<b>13</b>
Ar <i>P. gigantea</i> inficēto ripu skaits	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>8</b>
Ar <i>P. gigantea</i> inficēto ripu skaits, % no kopējā ripu skaita	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
Preparāta „Rotstop” efektivitāte, %	<b>20</b>		<b>67</b>	

*P. sylvestris* kontroles variantā ar *H. annosum* bija inficētas 3 ripas (27% no kopējā ripu skaita), ar *P. gigantea* – 11 ripas (100% no kopējā ripu skaita) ( 2.tabula). Apstrādes variantā ar *H. annosum* inficēta bija tikai viena ripa (13% no kopējā ripu skaita), ar *P. gigantea* inficēto ripu skaits: 8 (100 % no kopējā ripu skaita) (2. attēls).



1.attēls. Ar *H. annosum* un *P. gigantea* inficēto ripu skaits egles kontroles un apstrādes variantā.



2.attēls. Ar *H. annosum* un *P. gigantea* inficēto ripu skaits priedes kontroles un apstrādes variantā.

*P. abies* kontroles variantā *H. annosum* vidējais aizņemtais laukums bija 2,7 cm<sup>2</sup>, *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums – 188,8 cm<sup>2</sup> (45% no kopējā ripas laukuma). *P. abies* apstrādes variantā *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums bija 96,9 cm<sup>2</sup> (32% no kopējā ripas laukuma) (3. tabula).

3. tabula. Analizēto sēņu sastopamība (*Picea abies*).

	<i>H. annosum</i>		<i>P. gigantea</i>	
	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	2,7	1,6	188,8	96,9
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, % (no kopējā vidējā ripas laukuma)	0,7	0,4	45,4	32,3

*P. sylvestris* kontroles variantā *H. annosum* vidējais aizņemtais laukums bija 0,7 cm<sup>2</sup>, *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums bija 390,5 cm<sup>2</sup> (72 % no kopējā ripas laukuma) (4. tabula). *P. sylvestris* apstrādes variantā *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums bija 323,5cm<sup>2</sup> (52 % no kopējā ripas laukuma) (4. tabula).



4. tabula. Analizēto sēņu sastopamība (*Pinus sylvestris*).

	<i>H. annosum</i>		<i>P. gigantea</i>	
	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	0,7	0,1	390,5	323,5
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, % (no kopējā vidējā ripas laukuma)	0,1	<0,1	71,7	51,5

Izmantojot korelācijas analīzi noskaidrots, ka *P. abies* un *P. sylvestris* kontroles variantos būtiska korelācija pastāvēja starp kopējo ripas laukumu un *P.gigantea* aizņemto laukumu. Palielinoties ripas laukumam, palielinās arī *P.gigantea* aizņemtais laukums. Korelācijas koeficienti: 0,76 un 0,84 (pie  $\alpha$  0,05). Arī *P. sylvestris* apstrādes variantā būtiska bija korelācija starp kopējo ripas laukumu un *P. gigantea* aizņemto laukumu (korelācijas koeficients: 0,83).

### 3.2. Otrā parauglaukuma raksturojums

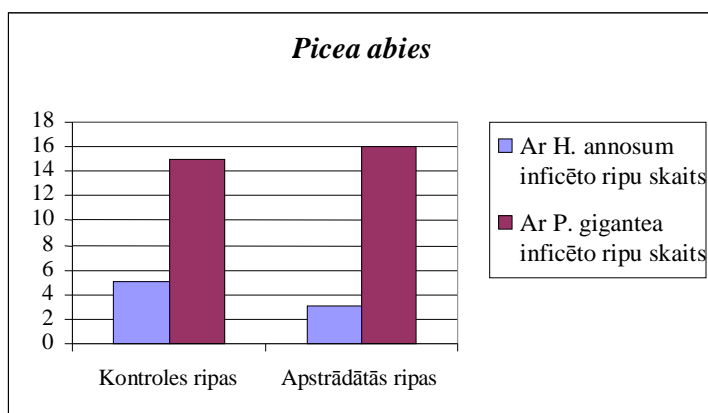
Otrajā parauglaukumā *P. abies* vidējais ripas laukums bija 529 cm<sup>2</sup> kontroles variantā un 609 cm<sup>2</sup> apstrādes variantā (3. pielikums). *P. sylvestris* vidējais ripas laukums bija 924 cm<sup>2</sup> kontroles variantā un 819 cm<sup>2</sup> apstrādes variantā (4. pielikums).

*Picea abies* kontroles variantā ar *H. annosum* inficēto ripu skaits bija 5 (33% no kopējā ripu skaita). Ar *P. gigantea* inficēto ripu skaits bija 15 (100% no kopējā ripu skaita) (5. tabula). Apstrādes variantā ar *H. annosum* inficēto ripu skaits bija 3 (19% no kopējā ripu skaita), ar *P. gigantea* bija inficētas visas apstrādātās ripas (3.attēls).

5.tabula. Preparāta „Rotstop” ietekmes novērtējums uz *H. annosum* sastopamību.

	<i>Picea abies</i>	
	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas
Ar <i>H. annosum</i> inficēto ripu skaits	<b>5</b>	<b>3</b>
Ar <i>H. annosum</i> inficēto ripu skaits, % no kopējā ripu skaita	<b>33</b>	<b>19</b>
Ar <i>P. gigantea</i> inficēto ripu skaits	<b>15</b>	<b>16</b>
Ar <i>P. gigantea</i> inficēto ripu skaits, % no kopējā ripu skaita	<b>100</b>	<b>100</b>
Preparāta „Rotstop” efektivitāte, %	<b>40</b>	

*P. sylvestris* kontroles variantā ar *H. annosum* nebija inficēta neviena rīpa, ar *P. gigantea* – 7 rīpas (100% no kopējā rīpu skaita). Tā kā gadu pēc eksperimenta ierīkošanas tika atrasti tikai 3 ar preparātu „Rotstop” apstrādātie priežu celmi (pārējie bija bojāti augsnes sastrādāšanas laikā vai nebija atrodami zem ciršanas atliekām), tad otrajā parauglaukumā nav iespējams objektīvi salīdzināt „Rotstop” efektivitāti egļu un priežu celmos.



3.attēls. Ar *H. annosum* un *P. gigantea* inficēto rīpu skaits egles kontroles un apstrādes variantā.

*P. abies* kontroles variantā *H. annosum* vidējais aizņemtais laukums bija 7,9 cm<sup>2</sup> (1,4% no kopējā rīpas laukuma), *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums bija 98,2 cm<sup>2</sup> (19% no kopējā rīpas laukuma) (6. tabula). *P. abies* apstrādes variantā *H. annosum* vidējais aizņemtais laukums sastādīja 1,5 cm<sup>2</sup> (0,2% no kopējā rīpas laukuma), *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums – 86,0 cm<sup>2</sup> (11,4% no kopējā rīpas laukuma) (6.tabula).

6. tabula. Analizēto sēņu sastopamība (*Picea abies*).

	<i>H. annosum</i>		<i>P. gigantea</i>	
	Kontroles rīpas	Apstrādātās rīpas	Kontroles rīpas	Apstrādātās rīpas
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	7,9	1,5	98,2	86,0
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, % (no kopējā vidējā rīpas laukuma)	1,4	0,2	18,8	11,4

*P. sylvestris* kontroles variantā *H. annosum* netika konstatēts, *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums – 620,6 cm<sup>2</sup> (68,4% no kopējā rīpas laukuma) (7. tabula). *P. sylvestris* apstrādes variantā *H. annosum* vidējais aizņemtais laukums bija 10,0 cm<sup>2</sup> (2,2% no kopējā

ripas laukuma), *P. gigantea* vidējais aizņemtais laukums – 552,5 cm<sup>2</sup> (65,8% no kopējā ripas laukuma) (7. tabula).

7. tabula. Analizēto sēņu sastopamība (*Pinus sylvestris*).

	<i>H. annosum</i>		<i>P. gigantea</i>	
	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas	Kontroles ripas	Apstrādātās ripas
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	0,0	10,0	620,6	552,5
Sēnes vidējais aizņemtais laukums, % (no kopējā vidējā ripas laukuma)	0	2,2	68,4	65,8

Korelācijas analīzes rezultāti liecināja, ka *P. abies* apstrādes variantā un *P. sylvestris* kontroles variantā palielinoties ripas laukumam, palielinās *P. gigantea* aizņemtais laukums. Korelācijas koeficienti: 0,69 un 0,97 (pie  $\alpha$  0,05).

Iegūtie dati liecina, ka gan priežu, gan egļu celmos preparāta „Rotstop” efektivitāte ir salīdzinoši zema (20 - 67%).

Pirmais un otrais parauglaukums atšķiras pēc to inficētības pakāpes ar *Heterobasidion annosum* un *Phlebiopsis gigantea*. Pirmajā parauglaukumā konstatēta augsta inficētības pakāpe ar *H. annosum*: 56% no priežu kontroles celmiem un 36% no egļu kontroles celmiem bija inficēti. Taču tika konstatēta augsta dabiskā *P. gigantea* infekcija kontroles celmos – 100% priežu (vidēji aizņemtais laukums 71,7% no ripas kopējā laukuma) un egļu (vidēji aizņemtais laukums 18,8 % no ripas kopējā laukuma) celmos. Apstrāde ar preparātu „Rotstop” samazināja celmu inficētību ar *H. annosum* līdz 44% egļu celmos un līdz 13 % priežu celmos.

Otrajā parauglaukumā, atšķirībā no pirmā parauglaukuma, novēroja zemāku *H. annosum* infekcijas pakāpi. Ar *H. annosum* bija inficēti 33% egļu kontroles celmu. Dabiskā *P. gigantea* infekcija bija tikpat augsta kā pirmajā parauglaukumā – bija inficēti visi priežu un egļu celmi. Pēc apstrādes ar preparātu „Rotstop” *H. annosum* infekcija egļu celmos samazinājās līdz 19%.

Priežu celmi ir uzņēmīgāki pret *P. gigantea* dabisko infekciju salīdzinājumā ar egļu celmiem, kas sakrīt ar citu pētnieku novērojumiem (Lipponen 1991; Korhonen et al. 1998). Mūsu iegūtie rezultāti parāda, ka egļu kontroles celmos *P. gigantea* aizņemtais virsmas laukums pirmajā un otrajā parauglaukumā sastādīja attiecīgi 45,4% un 18,8% no celma kopēja laukuma, bet priežu celmos – 71,7% un 68,4%.

Kopumā jāatzīmē, ka analizētajos parauglaukumos preparāts „Rotstop” neuzradīja augstu efektivitāti pret *H. annosum* infekciju.

Darba rezultātā konstatētā „Rotstop” efektivitāte saskan ar citu autoru pētījumos iegūtajiem datiem. Belgrund un Ronnenber (2004) pētījumā par *P.gigantea* efektivitāti egļu celmu apstrādē konstatēts, ka arī pilnīgas (100%) celmu apstrādes rezultātā, 26-30% celmu konstatēta *H. annosum* infekcija. Vasiliauskas et al. (2005) konstatējis *H. annosum* infekciju 76,2% ar preparātu „Rotstop” apstrādāto egļu celmu, kas pierāda, ka celmu apstrāde 100% neizslēdz to inficēšanos ar *H. annosum*, tomēr apstrāde samazina substrāta pieejamību *H.annosum*. Zviedru zinātnieki secinājuši, ka pilnīga celmu virsmas apstrāde ar *P. gigantea* suspensiju var radīt stimulējošus apstākļus *H. annosum* sporu dīgšanai. Šāds efekts tika novērots tikai 100% apstrādātos celmos. Minētajā pētījumā „Rotstop” neefektivitātes iemesli nav zināmi, jo preparāts sagatavots atbilstoši ražotāja sniegtajām instrukcijām (Thor, Stenlid, 1998).

Lielākajā daļā pētījumu dominē atziņa, ka *P.gigantea* izmantošana celmu aizsardzībā var samazināt celmu inficēšanos ar *H. annosum* par 90 - 95% (Korhonen et al., 1994; Pratt, 1994; Thor, 1997). Arī mūsu iepriekšējos pētījumos preparāts „Rotstop” uzradīja augstu efektivitāti pret *H. annosum* infekciju skujkoku celmos - *P. gigantea* sastopamība apstrādātajos celmos bija 98-100%. Preparāta „Rotstop” efektivitāte attiecīgi 63 - 100% (A. Mihailova, npublicēti dati).

Korelācijas analīzes rezultātā secināts, ka palielinoties ripas laukumam, pieaug *P. gigantea* aizņemtais laukums. Šāds secinājums iegūts arī mūsu iepriekšējos pētījumos (A.Mihailova, npublicēti dati).

Preparāta „Rotstop” zemā efektivitāte pirmajā parauglaukumā varētu būt skaidrojama ar salīdzinoši augsto gaisa temperatūru (25°C), kas bija celmu apstrādes laikā. Tomēr mūsu pētījumos, kas veikti pie 22°C un 24°C temperatūras, augstas temperatūras negatīvā ietekme uz celmu apstrādes kvalitāti netika novērota (A. Mihailova, npublicēti dati). Šī atziņa sakrīt arī ar Thor (2005) laboratorijas pētījumā konstatēto, ka 20°C – 30°C temperatūra neietekmē *P. gigantea* sporu dīgtspēja.

Analizējot 2009. gada eksperimenta rezultātus ierīkotajos parauglaukumos, nav iespējams objektīvi novērtēt preparāta „Rotstop” efektivitāti, jo abās audzēs konstatēta augsta dabiskā *P.gigantea* sastopamība un salīdzinoši zems *H. annosum* infekcijas fons. Turpmākajos pētījumos jāizvērtē, kādēļ kontroles celmos *P. gigantea* attīstījās labāk nekā ar preparātu „Rotstop” apstrādātajos celmos. Līdzšinējo eksperimentu rezultāti apstiprina dabisko konkurenci par koksnes substrātu starp *H. annosum* un *P. gigantea*.

Līdzšinējos eksperimentos iegūtie rezultāti apstiprina *P. gigantea* dabiskās infekcijas lomu *H. annosum* izplatības ierobežošanā – to nosaka konkurence par koksnes substrātu starp

*H. annosum* un *P. gigantea*. Izvērtējot celmu aizsardzību no šī aspekta ir pilnīgi skaidrs, ka celmu apstrādei ir jāizmanto „efektīvākie” *P. gigantea* sēņu izolāti, 2 – 3 gadu laikā pēc celmu apstrādes uz šiem celmiem izveidojas sēnes *P. gigantea* augļķermeņi, kas izdala sporas un sekmē *P. gigantea* izplatību. Tādējādi „efektīvāko” *P. gigantea* izolātu izmantošana celmu apstrādei veicinātu arī dabisko *P. gigantea* infekciju mūsu mežos.

#### 4. Veselu un ar sakņu piepi inficētu egļu sīksakņu morfoloģisko rādītāju un mikorizācijas novērtējums

Lai noskaidrotu – vai sakņu trupe ietekmē egļu sīksakņu attīstību un mikorizāciju MPS „Kalsnava” 139.kv. 1.nog. ierīkotajā parauglaukumā četrās ar *H. annosum* inficētās egļu biogrupās un četrās veselu egļu biogrupās (8. tabula) 2010. gada 25. jūnijā tika ievākti sakņu paraugi.

8. tabula. Analizētais empīriskais materiāls.

Trupējušo egļu biogrupas	Veselo egļu biogrupas
1-1 (koki 215*, 216, 214)	2-1 (koki 235, 236, 237)
1-2 (koki 221, 222, 218)	2-2 (koki 103, 55, 104, 105)
1-3 (koki 50,51,52,53)	2-3 (koki 40,41, 43,44,59)
1-4 (koki 22, 25, 26, 27)	2-4 ( koki 323, 341, 321, 344, 343)

\* 22 ... 343 – koki, nk kuriem paņemti koksnes paraugi - koki tika izurbti, kā arī numurēti 2009.gadā un laboratorijā, analizējot urbumu skaidiņas, noskaidrota *Heterobasidion annosum* sastopamība (pavisam analizēti 393 koki)

Saknes tika analizētas divos dziļumos – 0-10 cm un 10-20 cm. Sakņu paraugi ievākti izmantojot plastmasas cilindru (D=12 cm). Katrā biogrupā tika ievākti pieci sakņu paraugi, ietīti polietilēna plēvē un līdz tālākai apstrādei uzglabāti aukstumkamerā pie + 4°C. Kopējais sakņu paraugu skaits 20.

Katrā paraugā esošās egļu saknes tika rūpīgi izlasītas no augsnes un nomazgātas. No katra sakņu parauga atdalītas saknes, kuru diametrs bija lielāks par 2mm, saknes ar diametru no 1 - 2mm un īssaknītes (diametrs mazāks par 1mm).

Vispirms katra sakņu parauga īssaknītes (diametrs mazāks par 1mm) tika sagrieztas apmēram 1 cm garos fragmentos. Pēc tam sagrieztās saknītes tika vienmērīgi izklidētas Petri platē (diametrs 9 cm), kurā bija ieliets ūdens. Petri platē pēc tam tika ielikts no metāla

plāksnītēm izveidots trafarets, kas plati sadalīja 8 daļās. Turpmākajām analīzēm no katra sakņu parauga tika izvērtēta 1/8 daļa randomizēti izvēlēto īssaknīšu.

Lai novērtētu sakņu morfoloģiskos rādītājus saknēm, kuru diametrs mazāks par 2mm, paraugi tika skenēti, izmantojot datorprogrammu Win RHIZO 2005 C (Regent instrument<sup>R</sup>) un kalibrētu skeneri STD-1600+. Skenēšana tika veikta ar 500 dpi izšķirtspēju (standarta 8 bit; pelēkie toņi (256)). Izdalītas četras gradācijas klases (sakņu caurmēra salīdzināšanai): 0-0,5 mm; 0,5-1,0 mm; 1,0-1,5 mm; 1,5-2,0 mm. Skenēto attēlu matemātiskā apstrāde veikta ar Win RHIZO 2005 C. Pēc tam paraugi tika žāvēti 12 stundas pie 70°C. Pēc žāvēšanas tika noteikta sakņu masa.

Sakņu paraugu morfoloģiskie parametri un mikorizācija salīdzināti starp trupējušo un veselo koku biogrupām ar t-testu pie  $\alpha=0,01$  un pie  $\alpha=0,05$  programmā SPSS.

No sakņu morfoloģiskiem parametriem būtiski atšķīrās ( $p<0,05$ ) sakņu (D no 0,5mm-1mm) garums 10 – 20 cm dziļumā (9. tabula). Citi sakņu morfoloģiskie parametri starp veselo un trupējušo koku biogrupām būtiski neatšķīrās. Taču, kaut gan netika konstatētas būtiskas atšķirības, vērojama tendence, ka veselo koku biogrupās bija vairāk īssaknīšu un to kopējais garums, tilpums un galiņu skaits uzrādīja augstākas vērtības. Sakņu sastopamība augsnē ir atšķirīga un, iespējams, ka lielāks paraugu skaits izlīdzinātu sakņu sastopamības atšķirību dēļ radītās lielās svārstības analizēto biogrupu ietvaros.

9. tabula. Sakņu morfoloģiskie parametri veselo un trupējušo egļu biogrupās.

Dziļums	Egļu raksturojums	Sakņu (D>0,5mm) garums (cm)	Sakņu (D no 0,5mm-1mm) garums (cm)	Sakņu virsmas laukums (cm <sup>2</sup> )	Sakņu tilpums (cm <sup>3</sup> )	Sakņu galiņu skaits
0-10	Trup.	1239±131	252±27	198±22	2,01±0,24	15679±1782
	Vesels	1445±147	309±31	261±35	4,04±1,58	18257±1999
10-20	Trup.	552±80	119±13	88±11	0,89±0,11	6483±1040
	Vesels	684±89	171±18	121±16	1,30±0,18	9133±1486

Arī sakņu masa starp paraugiem bija atšķirīga. Būtiskas atšķirības konstatētas saknīšu (diametrs mazāks par 1mm) masā, salīdzinot augsnes paraugus 10 – 20 cm dziļumā veselo un trupējušo koku biogrupās (10.tabula).

10. tabula. Sakņu masa (g) trupējušo un veselo koku biogrupās.

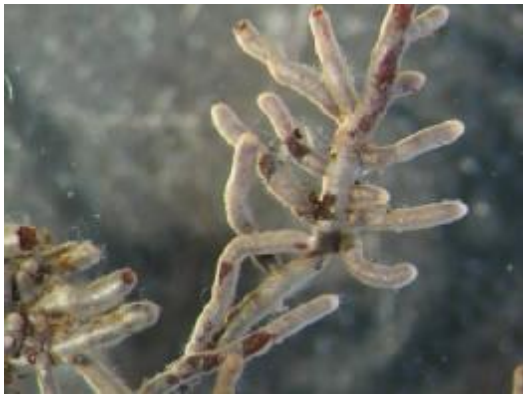
Dziļums	Egļu raksturojums	<1mm diam.	1 - 2mm diam.	>2mm diam.
0-10	Trup.	0,49±0,06	1,05±0,11	0,56±0,06
	Vesels	0,64±0,07	1,26±0,13	0,63±0,06
10-20	Trup.	0,27±0,03	0,66±0,06	0,39±0,04
	Vesels	0,38±0,04	0,88±0,10	0,50±0,07

Novērtējot mikorizu tipu sastopamību starp veselām un trupējušām eglēm konstatētas būtiskas atšķirības. Kopumā uz egļu saknēm analizētajā audzē tika konstatēti 10 mikorizu morfortipi. Morfortipu izdalīšanai pamatā izmantota mikorizu mantijas struktūra un krāsa. No tiem biežāk sastopami bija seši morfortipi (11. tabula).

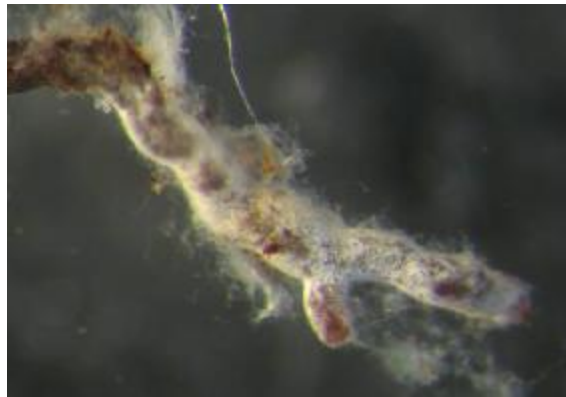
11.tabula. Mikorizu tipu sastopamība trupējušu un veselu egļu biogrupās (dziļums 10-20 cm).

Egļu biogrupas raksturojums	Mikorizu mantijas raksturojums					<i>Amphynema</i> sp.
	Mikoriza ar „matētu” mantiju	Mikoriza ar tumšu mantiju	Mikoriza ar gaišu, uzbiezinātu mantiju	Mantija veido ārējo micēliju un rizomorfas	Mikoriza ar tumšu uzbiezinātu mantiju	
Trup.	12,7±1,5	28,1±2,1	3,7±0,8	4,2±1,2	4,9±0,9	11,3±1,9
Vesels	7,1±1,3	31,0±2	2,0±0,5	9,7±1,8	5,4±0,9	9,9±1,7

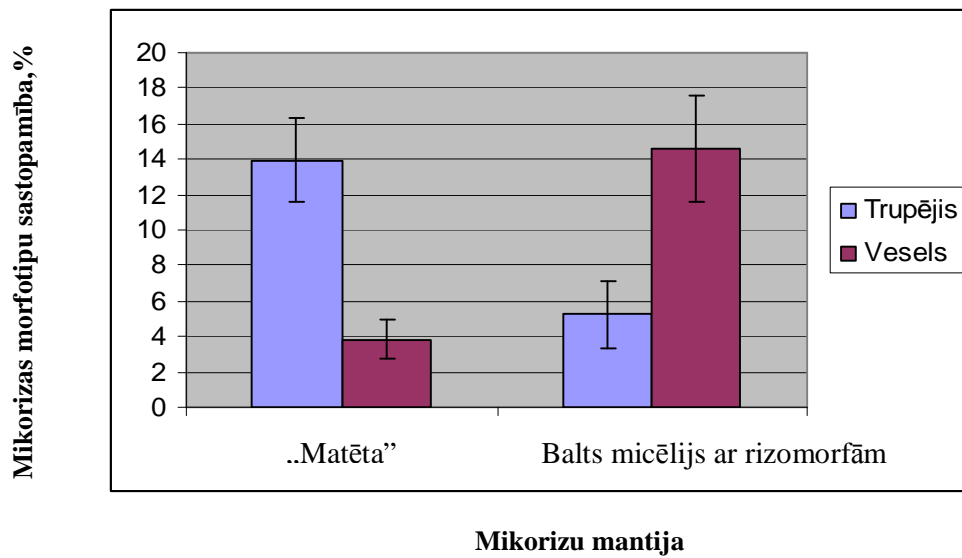
Mikorizas ar „matētu” mantiju būtiski vairāk ( $p<0,01$ ) bija sastopamas trupējušo egļu biogrupās 10-20 cm dziļumā, savukārt pretēji – baltās mikorizas ar micēliju un rizomorfām bija vairāk sastopamas tieši veselo koku biogrupās 10-20 cm dziļumā ( $p<0,05$ ) (4., 5. un 6. attēls).



4. attēls. Mikoriza ar „matētu” mantiju.



5. attēls. Mikorizas mantija ar baltu ārējo micēliju un rizomorfām.



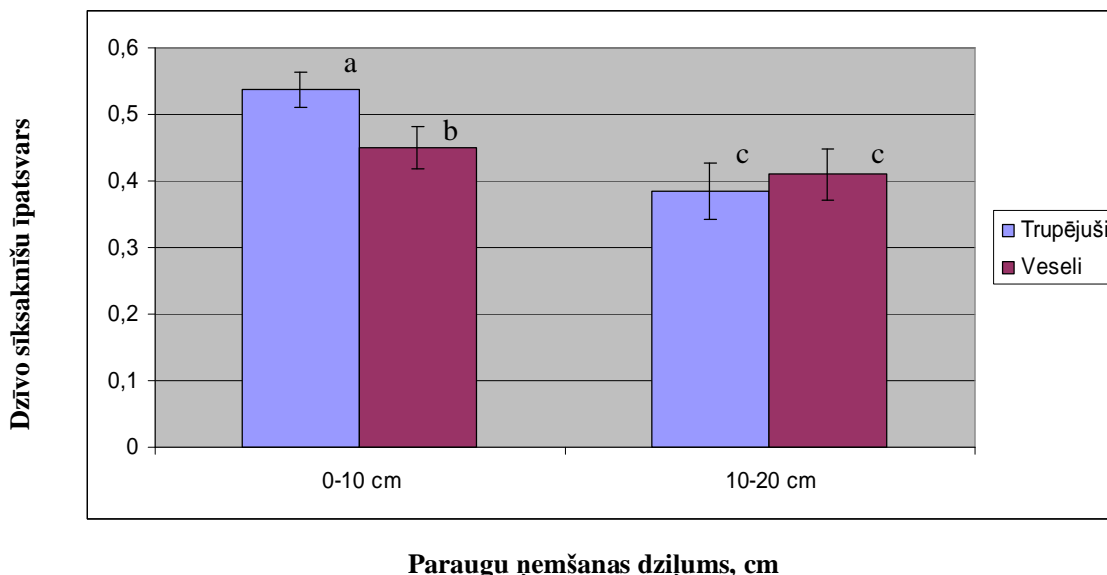
6. attēls. Mikorizas morfotipu sastopamība (%) trupējušo un veselo egļu biogrupās 10-20 cm dziļumā ņemtajos sakņu paraugos ( $\pm$  SE).

No 0-10 cm dziļumā ņemtajiem sakņu paraugiem trupējušo koku biogrupās, salīdzinot ar veselajām, būtiski vairāk ( $p < 0,05$ ) bija sastopamas gaišās mikorizas ar uzbiezinātu mantiju, attiecīgi  $5,2 \pm 1,3$  un  $2,1 \pm 0,8$ . Taču iespējams šis mikorizu tips raksturo iepriekšminētās mikorizas ar „matētu” mantiju, jo mikorizu mantijas struktūra mainās laika gaitā. Gaišo uzbiezināto mikorizu veidojošā sēņu suga tiks tālākā darbā noskaidrota, veicot mikorizu ģenētiskās analīzes.

Dzīvo īsskanīšu īpatsvars 0-10 cm dziļumā ņemtajos sakņu paraugos būtiski lielāks bija trupējušo koku biogrupās, salīdzinot ar veselajiem kokiem ( $p < 0,05$ ). Savukārt 10-20 cm



dziļumā dzīvo saknīšu īpatsvars paraugos bija mazāks un starp biogrupām būtiskas atšķirības netika konstatētas (7.attēls).



7. attēls. Dzīvo saknīšu īpatsvars sakņu paraugos ( $\pm$  SE).

Apkopojot iegūtos rezultātus secināts, ka veselas egles salīdzinot ar *H. annosum* inficētajām eglēm, raksturo augstākas sakņu morfoloģisko rādītāju vērtības – sakņu garums, sakņu tilpums, virsmas laukums un sakņu galiņu skaits. Veselo koku biogrupās 10 – 20 cm dziļumā konstatēts būtiski ( $p < 0.05$ ) vairāk mikorizu, kas veido baltu ārējo micēliju ar atejošām rizomorfām.

## 5. Dažādu koku sugu rezistences nevērtējums pret *Heterobasidion annosum* s.l. infekciju

2007. gadā pavasarī MPS „Kalsnava” teritorijā tika ierīkots eksperiments, lai novērtētu dažādu koku sugu rezistenci pret *H. annosum* S un P grupām. No katras koku sugas 20 koki tika inficēti ar *H. parviporum* (S grupu), bet 20 – ar *H. annosum* (P grupu). Šogad tika veikta inficēto egļu pārbaude, lai noskaidrotu vai *H. annosum* s.l. micēlijs attīstās egļu stumbrā, kā arī tika veikts pārējo inficēto koku sugu novērtējums (12. tabula). No visām inficētām eglēm ar Preslera urbi tika paņemtas koku skaidiņas. Paraugi ņemti apmēram 5-10 cm virs inokulācijas vietas. Laboratorijā koksnes skaidiņas sterilizēja un uzlika Petri platēs ar iesala barotni. Pēc divu nedēļu ilgas inkubācijas visas plātes tika apskatītas mikroskopā, un *Heterobasidion* izolāti izdalīti tīrkultūrā.

12. tabula. Analizētā materiāla raksturojums (Zinātniski meži, „Kalsnavas” mežu novads).

N.p.k.	Koku suga	Kvartāls	Nogabals	platība	Piezīmes
1	Priede	65	14	0,2	
2	Egle	60	16	5,8	Mizas bojājumi
3	Bērzs	263	10	2,2	
4	Melnalksnis	263	10	2,2	1 koks nokaltis, 1 - izgāzts
5	Osis	263	9	2,4	11 koki izgāzti vai nokaltuši
6	Ozols	222	1	1,1	
7	Baltalksnis	260	4	1,2	
8	Apse	244	4;10	2,3	Mizas bojājumi
9	Lapegle	251	11	11	Mizas bojājumi

*Heterobasidion annosum* s.l. izdevās izdalīt no 14 eglēm. *H. parviporum* (S grupa) ir izdalīts no 6 kokiem un *H. annosum* (P grupa) – no 8 kokiem. Tas ir gandrīz divreiz vairāk, nekā atrasts 2009. gadā, kad *H. parviporum* tika konstatēts tikai 3 kokiem, bet *H. annosum* – 5 kokiem. Pārbaudot citu inokulēto koku stāvokli, konstatēts, ka melnalkšņu audzē izgāzts viens koks. Ošu audzē 11 koki ir izgāzti vai nokaltuši, to saknes stipri inficētas ar celmeni (*Armillaria cepistipes*). Šajā parauglaukumā vairākiem kokiem arī novērota dažādas pakāpes defoliācija, kas varētu būt saistīta ar jauno ošu slimību Eiropā (*Chalara fraxinea*), kas izraisa ošu vainaga (lapu un zaru) bojāeju. Parējās audzēs nokaltuši vai izgāzti koki netika konstatēti.

## 6. Skujkoku stādmateriāla rezistences pētījumi

2010. gadā tika veikta papildus stādmateriāla sagatavošana skujkoku rezistences pētījumiem pret sakņu piepes infekciju. Stādmateriāls tika sagatavots AS LVM „Sēklas un stādi” Kalsnavas Arborētuma siltumnīcās, kā arī Mežu pētīšanas stacijas Eksperimentālajā kokaudzētavā. Tika pārstādīti 2009. gadā sētie stādi. Kopā sagatavoti 429 egļu un 990 priežu stādi (13.tabula).

13.tabula. Stādmateriāla raksturojums skujkoku rezistences pētījumiem.

Koku suga	Stādu skaits	Izcelsme
Egle	128	Remtes sēklu plantācija
	91	Ludza, Mērdzene
	112	Sventes spraudēju sēklu plantācija
	98	Katvaru sēklu plantācija
Priede	68	Priekules sēklu plantācija
	134	Sāviena
	118	Kurmales sēklu plantācija
	83	Katvaru sēklu plantācija
	129	Dravu sēklu plantācija
	124	Sāviena Misas plantācija
	108	Gaigalavas iecirknis 42.kv. 5.nog.
	120	Gaigalavas iecirknis 30.kv. 19.nog.
106	Gaigalavas iecirknis 30.kv. 20.nog.	

## 7. Sastāva kopšanas cirtēs atstāto sīko dimensiju celmu nozīme sakņu piepes izplatībā

Ziemeļu puslodes mērenajā klimatiskajā zonā sakņu piepe *Heterobasidion annosum* s.l. ir ekonomiski nozīmīgākais meža patogēns, kas Eiropas Savienībā vien gada laikā rada vismaz 500 miljonu eiro zaudējumus (Woodward 1998). Lai ierobežotu sakņu trupi izraisošās sēnes *H. annosum* izplatību Latvijā, AS „Latvijas valsts meži” kopš 2007.gada galvenajā cirtē veic celmu apstrādi ar bioloģisko preparātu Rotstop®. Sastāva kopšanas cirtēs celmu apstrāde netiek veikta. Tomēr maza diametra celmu nozīme *H. annosum* izplatībā līdz šim pētīta tikai fragmentāri. Uzska, ka maza diametra celmiem nav būtiskas nozīmes sakņu trupes izplatībā, jo celmi samērā ātri sadalās un šo celmu saknes nespēj inficēt blakus esošos veselos kokus (K. Korhonen, viedokļu apmaiņa). Zviedrijā veiktajos eksperimentos (Gunulf *et al.* 2009), mākslīgi inficējot celmus ar *H. parviporum*, konstatēts, ka infekcija var izplatīties uz blakus esošajiem kokiem neatkarīgi no inficētā celma diametra. Jau agrākajos pētījumos Norvēģijā tika salīdzināta *H. annosum* sastopamība dažāda diametra *Picea abies* celmos un secināts, ka inficēto celmu skaits pozitīvi korelē ar celma diametru (Solheim 1994).

Mūsu darba mērķis bija izvērtēt sastāva kopšanas cirtēs atstāto egļu (*P. abies*) un priežu (*Pinus sylvestris*) mazo dimensiju celmu (diametrs mazāks par 10 cm) nozīmi *H. annosum* izplatībā.

## Parauglaukumu raksturojums

Nosaukums	Kvartāls	Nogabals	Platība, ha	Audzes sastāva formula	Audzes vecums	Sastāva kopšanas veikšanas gads
3.PL(E2008)	196	10	1.6	10E	15	2008
4.PL(P2008)	179	1	3.7	10P	15	2008
	179	11	1	10P	15	2008
5.PL(E2009)	93	19	1	8B 2E	12	2009
6.PL(P2009)	93	15	3.5	10P	13	2009
1.PL(P2009)	175	1	2.6	10P	13	2009

2010.gadā Kalsnavas mežu novada zinātniskajos mežos iekārtoti pieci parauglaukumi, kuros pirms gada (2009.gada vasarā) vai diviem (2008.gada vasarā) tika veikta sastāva kopšana (14.tabula) un celmi netika ne apstrādāti ar Rotstop®, ne mākslīgi inficēti. Kultūru vecums iekārtotajos parauglaukumos bija no 12 līdz 15 gadiem (8. un 9. attēls).



a



b

8.attēls. 12 gadus veca egļu audze; a – parauglaukums 5.PL(E2009), b – nozāgēts koks



a



b

9.attēls. 15 gadus veca priežu audze – parauglaukums 6.PL(P2009).

Visos parauglaukumos celmiem ar diametru 2.5 – 10 cm nozāgējām divas virsējās 3 cm biezas ripas. Katram celmam ar precizitāti līdz 0.5 cm ar lineālu tika izmērīts augšējās ripas diametrs un mērījums uzrakstīts uz apakšējās ripas. Visas virsējās ripas tika izmestas, un laboratorijā nogādātas tikai apakšējās ripas, kuras tika nomizotas un nomazgātas zem tekoša ūdens un inkubētas vienu nedēļu aptuveni 20°C, ievietotas daļēji atvērtos polietilēna maisiņos.

Inkubētās ripas analizējām, izmantojot binokulāro mikroskopu LEICA MZ 16 ar 25 reizu palielinājumu un rūtiņu režģi ar rūtiņas malas garumu 0.7 cm, kas tika novietots un nostiprināts uz apskatāmās ripas. Ja režģa rūtiņā bija kaut viens *H. annosum* konidiofors, tā tika atzīmēta uz plēves. Vēlāk uz plēves tika uzzīmēta ripas kontūra, lai varētu izmērīt tās laukumu ar planimetru Tamaya Planix 10S. Pārzīmētajā ripas kontūrā atzīmējām arī *H. annosum* antagonista *Phlebiopsis gigantea* aizņemto platību, kā arī atzīmējām citas uz celmiem biežāk sastopamās sēnes (*Graphium* spp., *Trichoderma* sp. u.c.).

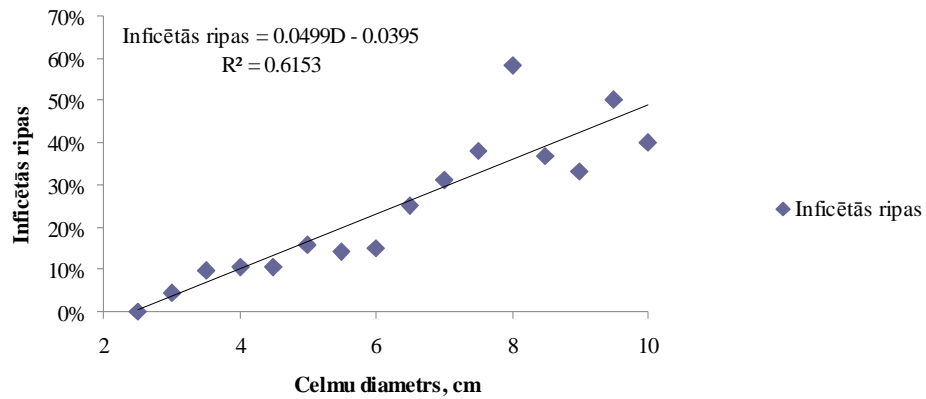
Visos parauglaukumos kopā ievācām 515 ripas. Parauglaukumā 5.PL(E2009) tika ievāktas 138 ripas, kuras tiks analizētas turpmākajā darbā. No četros parauglaukumos ievāktajām 377 ripām 71 jeb 18.8% ripu bija inficētas ar *H. annosum* (15.tabula). Lielākās inficēto ripu skaita atšķirības konstatētas pirms diviem gadiem retinātajos parauglaukumos - 3.PL(E2008) tikai 3.6% ripu konstatēti *H. annosum* konidiofori, bet visvairāk (38.1%) inficēto ripu raksturo parauglaukumu 4.PL(P2008). Iegūtie rezultāti liecina, ka *H. annosum* bazīdijsporu dabīgā infekcija analizētajos parauglaukumos vidēji bijusi pietiekami augsta, lai inficētu celmus, bet atklāts paliek jautājums, vai sēnes micēlijs var saglabāties celma saknēs un inficēt blakus esošos kokus.

*H. annosum* (H.a.) sastopamības novērtējums analizētajos celmos

Celmu diametrs, cm	3.PL(E2008)		4.PL(P2008)		6.PL(P2009)		1.PL(P2009)		Kopā	
	Ripu skaits	Ripas ar H.a.	Ripu skaits	Ripas ar H.a.	Ripu skaits	Ripas ar H.a.	Ripu skaits	Ripas ar H.a.	Ripu skaits	Ripas ar H.a.
2,5	0	0	0	0	4	0	0	0	4	0
3	4	0	5	1	9	0	5	0	23	1
3,5	5	0	5	1	19	1	13	2	42	4
4	5	1	16	2	13	1	13	1	47	5
4,5	11	1	6	1	18	2	12	1	47	5
5	11	1	8	2	9	1	4	1	32	5
5,5	6	0	4	2	11	1	7	1	28	4
6	15	0	14	5	7	0	4	1	40	6
6,5	6	0	4	2	9	2	5	2	24	6
7	4	0	8	2	4	3	0	0	16	5
7,5	6	0	10	6	5	2	0	0	21	8
8	2	0	9	6	1	1	0	0	12	7
8,5	2	0	10	6	4	0	3	1	19	7
9	6	0	4	2	1	0	4	3	15	5
9,5	0	0	1	1	1	0	0	0	2	1
10	1	0	1	1	1	0	2	1	5	2
Kopā	84	3	105	40	116	14	72	14	377	71
		3,6%		38,1%		12,1%		19,4%		18,8%

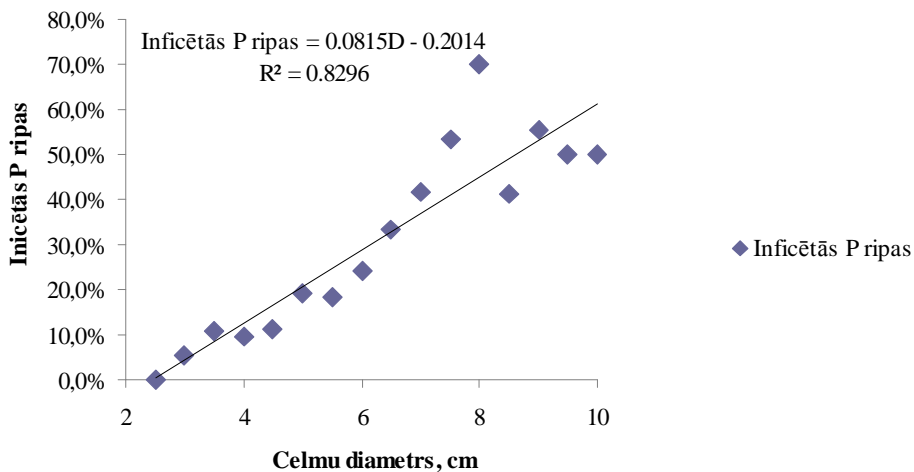
Zviedrijā veiktajos pētījumos konstatēts, ka *H. parviporum* spēj inficēt *P. abies* celmus, kuru diametrs ir 2 – 4 cm, un izplatīties tajos, sasniedzot blakus esošos kokus. Šādi rezultāti iegūti, mākslīgi inficējot mazo diametru celmus ar *H. parviporum* izolātu Rb175 (Jan Stenlid) tūlīt pēc nozāģēšanas un pēc pieciem gadiem paņemot koksnes paraugus no blakus augošo koku saknēm. *H. annosum* genotipu salīdzinājums pierādīja, ka koku saknes bija inficētas ar eksperimentā izmantoto izolātu Rb175 (Gunulf *et al.* 2009).

Mūsu iegūtie dati liecina, ka pastāv pozitīva korelācija ( $R^2=0.6153$ ) starp visu inficēto ripu skaitu (%) un celma diametru (10.attēls), kas sakrīt ar zviedru un norvēģu kolēģu secinājumiem (Solheim 1994, Gunulf *et al.* 2009).



10.attēls. Analizēto ripu (*P. sylvestris* un *P. abies*) inficētība (%) ar *H. annosum* atkarībā no celma diametra

Augstāka korelācija konstatēta, atsevišķi analizējot *P. sylvestris* celmus (11.attēls). Korelācijas koeficients  $R^2=0.8296$ .



11.attēls. Analizēto *P. sylvestris* ripu inficētība (%) ar *H. annosum* s.l. atkarībā no celma diametra

Egļu parauglaukumā (3.PL(E2008)), kurā sastāva kopšanas cirte veikta pirms diviem gadiem no 84 analizētajām ripām tikai trīs bija inficētas ar *H. annosum*. Iespējams, ka šajā nogabalā ir maza dabiskā infekcija *H. annosum* vai arī sastāva kopšanas cirte tika veikta *H. annosum* bazīdijsporu attīstībai ļoti nelabvēlīgā laikā (liels karstums vai arī spēcīgs lietus). Diemžēl mūsu rīcībā nav šīs informācijas. *H. annosum* sporu attīstību varēja ietekmēt arī *P. gigantea* dabiskā infekcija. Dati par *P. gigantea* sastopamību parauglaukumos tiks iegūti,

novērtējot *P. gigantea* aizņemto laukumu uz analizētajām ripām. Papildus visos parauglaukumos tiks novērtēts arī *H. annosum* bazīdijsporu infekcijas fons.

Turpmākajos pētījumos paredzēts noskaidrot *H. annosum* sastopamību skujkoku audzēs, kur sastāva kopšanas cirte veikta pirms 4-5 gadiem, kā arī aktīvā eksperimentā analizēt, vai bazīdijsporu infekcija var saglabāties mazo diametru koku saknēs, taču jau šobrīd mūsu rīcībā esošie dati liecina, ka mazo dimensiju celmi var tikt inficēti ar *H. annosum*.



## 8. Literatūras saraksts

1. **Atkinson, D. J. Read and M. B. Usher.** Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 175-179.
2. **Ballard T.M. 2000.** Impact of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management* **133**: 37–42.
3. **Berglund M., Rönnberg J. 2004.** Effectiveness of treatment of Norway spruce stumps with *Phlebiopsis gigantea* at different rates of coverage for the control of *Heterobasidion*. – *Forest Pathology*, 34: 233-243.
4. **Bloomberg W. J., Reynolds G. 1982.** Factors affecting transfer and spread of *Phellinus weirii* mycelium in roots of second-growth Douglas fir. *Canadian Journal of Forest Research* **12**: 424-427.
5. **Brundrett M.C., Abbott L.K. 1995.** Mycorrhizal fungus propagules in the Jarrah forest II. Spatial variability in inoculum levels. *New Phytologist* **131**: 461–469.
6. **Dahlberg A. 1990.** Effect of soil humus cover on the establishment and development of mycorrhizae on containerized *Pinus sylvestris* L. and *Pinus contorta* ssp. *latifolia* Engelm. after outplanting. *Scandinavian Journal of Forest Research* **5**: 103–112.
7. **Ferrier R. C., Alexander I. J. 1985.** Persistence under field conditions of excised fine roots and mycorrhizas of spruce. In: *Ecological Interactions in Soil*. Eds. A. H. Fitter, D. Gibbs J. N., Greig B. W. J., Pratt J. E. 2002. *Fomes* root rot in Thetford forest, East Anglia: past, present and future. *Forestry* **75**: 191-202.
9. **Greig B. J. W. 1980.** Chemical, biological and silvicultural control of *Fomes annosus*. In: Dimitri L. (ed.) *Proceedings of the 5<sup>th</sup> IUFRO conference on problems of root and butt rot in conifers*, Germany, 1978. Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Hann. Münden. p. 75-84.
10. **Greig B. J. W., Burdekin D. A. 1970.** Control and eradication of *Fomes annosus* in Great Britain. In: Hodges C. S., Risbeth J., Yde-Andersen A. (eds.) *Proceedings of 3rd international conference on Fomes annosus*, Aarhus, Denmark, July 2 – August 3 1968. USDA Forest Service, Asherville p. 21-32.
11. **Greig B. J. W., Low J. D. 1975.** An experiment to control *Fomes annosus* in second rotation pine crops. *Forestry* **48**: 147 – 163.
12. **Greig B. J. W., McNabb H. S. Jr. 1976.** Management of *Fomes annosus* root rot disease in pine crops in Britain. *Iowa State Journal of Research* **50**: 287-292.
13. **Greig B. J. W. 1984.** Management of East England pine plantations affected by *Heterobasidion annosum* root rot. *European Journal of Forest Pathology* **14**: 393-397.
14. **Greig B. J. W., Gibbs, J. N., Pratt J. E. 2001.** Experiments on the susceptibility of conifers to *Heterobasidion annosum* in Great Britain. *Forest Pathology* **31**: 219-228.
15. **Gunulf, A., Wang, L., Rönnberg, J., Welander, T. 2009.** Lower limit of stump diameter for the spread of *Heterobasidion parviporum*. SNS PATHCAR Nordic/Baltic Forest Pathology Meeting 28th of September – 2nd of October 2009, Palanga, Lithuania
16. **Hagerman S.M., Jones M.D., Bradfield G. E., Sakakibara S.M. 1999a.** Ectomycorrhizal colonization of *Picea engelmannii* × *Picea glauca* seedlings planted across cut blocks of different sizes. *Canadian Journal of Forest Research* **29**: 1856–1870.
17. **Hagerman, S.M., Jones, M.D., Bradfield, G.E., Gillespie, M., and Durall, D.M. 1999b.** Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. *Canadian Journal of Forest Research* **29**: 124 – 134.

18. **Harvey A.E., Larsen M.J., Jurgensen M.F. 1978.** Seasonal distribution of ectomycorrhizae in a mature Douglas-fir/larch forest soil in western Montana. *Forest Science* **24**: 203–208.
19. **Harvey A.E., Jurgensen M.F., Larsen M.J. 1979.** Comparative distribution of ectomycorrhizae in soils of three western Montana forest habitat types. *Forest Science* **25**: 350–358.
20. **Harvey A.E., Jurgensen M.F., Larsen M.J. 1980a.** Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. *Canadian Journal of Forest Research* **10**: 300–303.
21. **Harvey A.E., Larsen M.J., Jurgensen M.F. 1980b.** Partial cut harvesting and ectomycorrhizae: early effects in Douglas-fir-larch forests of western Montana. *Canadian Journal of Forest Research* **10**: 436–440.
22. **Harvey A.E., Page-Dumroese D.S., Jurgensen M.F., Graham R.T., Tonn J.R. 1996.** Site preparation alters biomass, root and ectomycorrhizal development of outplanted western white pine and Douglas-fir. *New Forests* **11**: 255–270.
23. **Hashimoto Y., Hyakumachi M. 1998.** Distribution of ectomycorrhizas and ectomycorrhizal fungal inoculum with soil depth in a birch forest. *Journal of Forest Research* **3**: 243–245.
24. **Hope G.D. 2007.** Changes in soil properties, tree growth, and nutrition over a period of 10 years after stump removal and scarification on moderately coarse soils in interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* **242**: 625–635.
25. **Hyppel, A. 1978.** Rottröta och stubbrytning. Projekt Helträdsutnyttjande, Projektgrupp Skog, Rapport 60. SLU, Uppsala. 12 p (in Swedish)
26. **Jones M.D., Durall D.M., Harniman S.M.K., Classen D.C., Simard S.W. 1997.** Ectomycorrhizal diversity on *Betula papyrifera* and *Pseudotsuga menziesii* seedlings grown in the greenhouse or outplanted in single-species and mixed plots in southern British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* **27**: 1872–1889.
27. **Jones M.D., Durall D.M., Cairney J.W.G. 2003.** Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist* **157**: 399–422.
28. **Kardell L. 1992.** Vegetationsförändring, plantetablering samt bärproduktion efter stub- och riståkt. Institutionen för Skoglig Landskapsvård, Rapport 50. SLU, Uppsala. 80 p. (In Swedish).
29. **Kardell L. 1996.** Stubbrytningsförsöken I Piteåtrakten 1979–1990. Institutionen för Skoglig Landskapsvård, Rapport 63. SLU, Uppsala. 72 p. (In Swedish).
30. **Kardell L. 2007.** Vegetationseffekter efter stubbrytning. Analys av några försök 1978–2006. Institutionen för Skoglig Landskapsvård, Rapport 100. SLU, Uppsala. 69 p. (In Swedish).
31. **Kardell L. 2008.** Stubbrytning och schaktning. Skogsenergiförsöken i Vindeln 1979–2004. Institution för Skoglig Landskapsvård. Report 102. SLU, Uppsala. (In Swedish)
32. **Kardell L., Eriksson L. 2008.** Stubbrytningsförsöken i Bergslagen 1977–2007. Institution för Skoglig Landskapsvård. Report 103. SLU, Uppsala. (In Swedish).
33. **Kaye T. N., Blakeley-Smith M., Thies W. G. 2008.** Long-term effects of post-harvest stump removal and N-fertilization on understory vegetation in Western USA forests. *Forest Ecology and Management* **256**: 732–740.
34. **Korhonen, K., Kannelsuo, S., Vainio, E., Hantula, J., 1998.** Population structure of *Phlebiopsis gigantea* in Europe. In: Root and Butt Rots of Forest Trees (9th Int. Conference Root and Butt Rots, Carcans-Maubuisson, September 1–7, 1997). Ed. By Delatour, C.; Guillaumin, J. J.; Lung - Escarmant, B.;MARC\_ AIS, B. INRA Editions (France), Les Colloques, no. 89, 438 (abstract).
35. **Korhonen, K., Piri, T. 1994.** The main hosts and distribution of the S and P groups of *Heterobasidion annosum* in Finland. In: Johansson, M. & Stenlid, J. (Eds.).

- Proceedings of the 8th IUFRO Conference on Root and Butt Rots, Wik, Sweden and Haikko, Finland, 9–16 August 1993. Swed. Univ. Agr. Sci., Uppsala, Sweden. pp. 260-267.
36. **Kropp B.R. 1982.** Formation of mycorrhizae on nonmycorrhizal western hemlock outplanted on rotten wood and mineral soil. *Forest Science* **28**: 706–710.
  37. **Kropp B.R., Langlois C.G. 1990.** Ectomycorrhizae in reforestation. *Canadian Journal of Forest Research* **20**:438–451.
  38. **Kuhlman E. G., Hodges C. S., Froelich R. C. 1976.** Minimizing losses to *Fomes annosus* in the southern United States. USDA Forest Service Research Paper SE-151. Asherville, North Carolina, 16 p.
  39. **Kurkela T. 2000.** Transmission of *Heterobasidion* root rot to planted Scots pine and Siberian larch after clearcut of infested pine forest. *Forestry Studies* (Tartu) **34**: 30-34.
  40. **Lewis K. J., Trummer L. M., Boughton J., Forward P. W. 2000.** *Tomentosus* root rot: comparisons of disease expression and management between Alaska and British Columbia, Canada. USDA Forest Service Technical Report R10-TP-83. Anchorage, Alaska, 16 p.
  41. **Lipponen, K., 1991.** Stump infection by *Heterobasidion annosum* and its control in stands at the first thinning stage. *Folia Forestalia*, No. 770. 12 pp.
  42. **Menkis A., Uotila A., Arhipova A., Vasaitis R. 2010.** Effects of stump and slash removal on growth and mycorrhization of *Picea abies* seedlings outplanted on a forest clear-cut. *Mycorrhiza* (in press).
  43. **Menkis A., Vasiliauskas R., Taylor A.F.S., Stenlid J., Finlay R. 2007.** Afforestation of abandoned farmland with conifer seedlings inoculated with three ectomycorrhizal fungi—impact on plant performance and ectomycorrhizal community. *Mycorrhiza* **17**:337–348.
  44. **Meyer F.H. 1973.** Distribution of ectomycorrhizae in native and man-made forests. In: Marks GC, Kozlowski TT, eds. *Ectomycorrhizae: their ecology and physiology*. New York, USA: Academic Press, 79–105.
  45. **Morrison D. J. 1976.** *Armillaria* root rot. Canadian Forest Service Forest Pest Leaflet 35. Victoria, British Columbia. 5 p.
  46. **Morrison D. J. 1981.** *Armillaria* root disease: a guide to disease diagnosis, development and management in British Columbia. Canadian Forest Service, Pacific Forest Research Centre Information Report Bc-X-203. Victoria, British Columbia, 16 p.
  47. **Morrison D. J., Wallis G. W., Weir L. C. 1988.** Control of *Armillaria* and *Phellinus* root diseases: 20-year results from Skimikin stump removal experiment. Canadian Forestry Service, Pacific Forestry Centre Information Report BC-X-302. Victoria, British Columbia. 16 p.
  48. **Morrison, D.J., Merler, H, Norris, D. 1991.** Detection, recognition and management of *Armillaria* and *Phellinus* root diseases in the southern interior of British Columbia. Canada-British Columbia Partnership Agreement on Forest Resource development: FRDA II, Report 179, Victoria, British Columbia, 25 p.
  49. **Müller M. M., Heinonen J., Korhonen K. 2007.** Occurrence of *Heterobasidion* basidiocarps on cull pieces of Norway spruce left on cutting areas and in mature spruce stands. *Forest Pathology* **37**: 374-386.
  50. **Munnecke D. E., Wilbur W., Darley E. F. 1976.** Effect of heating or drying on *Armillaria mellea* or *Trichoderma viride* and the relationship to survival of *A. mellea* in soil. *Phytopathology* **66**: 1363-1368.
  51. **Nelson E. E. 1964.** Some probable relationships of soil fungi and zone lines to survival of *Poria weirii* in buried wood blocks. *Phytopathology* **54**: 120 – 121.
  52. **Nelson E. E. 1967.** Factors affecting survival of *Poria weirii* in small buried cubes of Douglas-fir heartwood. *Forest Science* **13**: 78-84.

53. **Omdal D. W., Shaw C. G., Jacobi W. R. 2001.** Evaluation of three machines to remove *Armillaria*- and *Annosum*-infected stumps. *Western Journal of Applied Forestry* **16**: 22-25.
54. **Page-Dumroese, D. S., Harvey, A. E., Jurgensen, M. F., Amaranthus, M. P. 1998.** Impacts of soil compaction and tree stump removal on soil properties and outplanted seedlings in northern Idaho, USA. *Canadian Journal of Forest Sciences* **78**: 29–34.
55. **Parke JL, Linderman RG, Trappe JM. 1983.** Effects of forest litter on mycorrhiza development and growth of Douglas-fir and western red cedar seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* **13**: 666–671.
56. **Parke, J.L., Linderman, R.G., and Trappe, J.M. 1984.** Inoculum potential of ectomycorrhizal fungi in forest soils of southwest Oregon and northern California. *Forest Sciences* **30**: 300–304.
57. **Pas van der J. B., Hood I. A. 1984.** The effect of site preparation on the incidence of *Armillaria* root rot in *Pinus radiata* four years after conversion from indigenous forest in Omataroa Forest, New Zealand. In: Kile, G. A. (ed.) Proceedings of the 6<sup>th</sup> international conference on root and butt rot of forest trees, August 25-31, 1983, Melbourne, Victoria and Gympie, Australia. IUFRO Australia, Melbourne. p. 387 – 397.
58. **Pawsey R. G. 1973.** Honey fungus: recognition, biology and control. *The Arboricultural Association Journal* **2**: 116-126.
59. **Perry D.A., Amaranthus M.P., Borchers J.G., Borchers S.L., Brainerd R.E. 1989.** Bootstrapping in ecosystems. *Bioscience* **39**: 230–237.
60. **Perry D.A., Meyer M.M., Egeland D., Rose S.L., Pilz D. 1982.** Seedling growth and mycorrhizal formation in clearcut and adjacent, undisturbed soils in Montana: a greenhouse bioassay. *Forest Ecology and Management* **4**: 261–273.
61. **Perry D.A., Molina R., Amaranthus M.P. 1987.** Mycorrhizae, mycorrhizospheres, and reforestation; current knowledge and research needs. *Canadian Journal of Forest Research* **17**: 929–940.
62. **Pfleger F.L., Lingerman R.G. (eds.) 1994.** Mycorrhizae and plant health. APS, St Paul
63. **Pietikäinen J, Fritze H. 1995.** Clearcutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* **27**: 101–109.
64. **Pilz D.P., Perry D.A. 1984.** Impact of clearcutting and slash burning on ectomycorrhizal associations of Douglas-fir seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* **14**: 94–100.
65. **Pratt, J.E. 1994.** Some experiments with borates and with urea to control stump infection by *H. annosum* in Britain. In: Johansson, M. & Stenlid, J. (Eds.). Proceedings of the 8th IUFRO Conference on Root and Butt Rots, Wik, Sweden and Haikko, Finland, 9–16 August 1993. Swed. Univ. Agr. Sci., Uppsala, Sweden. pp. 662-667.
66. **Prospero S., Holdenrieder O., Rigling D. 2003.** Primary resource capture in two sympatric *Armillaria* species in managed Norway spruce forests. *Mycological Research* **107**: 329-338.
67. **Rabinowitsch-Jokinen R., Vanha-Majamaa I., 2010.** Immediate effects of logging, mounding and removal of logging residues and stumps on coarse woody debris in managed boreal Norway spruce stands. *Silva Fennica* **44**: 51-62.
68. **Read L. F., Lewis D.H., Fitter A.H., Alexander I.J. (eds.) 1996.** Mycorrhizas in ecosystems. CAB, Wallingford.
69. **Risbeth J. 1951.** Observations on the biology of *Fomes annosus*, with particular reference to East Anglian pine plantations. II. Spore production, stump infection, and saprophytic activity in stumps. *Annals of Botany* **15**: 1- 21.

70. **Rönnerberg J., Vollbrecht G. 1999.** Early infection by *Heterobasidion annosum* in *Larix × eurolepis* seedlings planted on infested sites. *European Journal of Forest Pathology* **29**: 81-86.
71. **Roth L. F., Shaw C. G., Rolph L. 1977.** Marking ponderosa pine to combine commercial thinning and control *Armillaria* root rot. *Journal of Forestry* **75**: 644-647.
72. **Roth L. F., Rolph L. 1978.** Marking guides to reduce *Armillaria* root rot in ponderosa pine are effective. *Forest Science* **24**: 451-454.
73. **Roth L. F., Rolph, L., Cooley S. 1980.** Identifying infected ponderosa pine stumps to reduce costs of controlling *Armillaria* root rot. *Journal of Forestry* **78**: 145-151.
74. **Roth L. F., Shaw C. G., Rolph L. 2000.** Inoculum reduction measures to control *Armillaria* root disease in a severely infested stand of ponderosa pine in south-central Washington: 20 year results. *Western Journal of Applied Forestry* **15**: 92-100.
75. **Saarinen V.-M. 2006.** The effects of slash and stump removal on productivity and quality of forest regeneration operations – preliminary results. *Biomass and Bioenergy* **30**: 349-356.
76. **Shaw C. G., Calderon S. 1977.** Impact of *Armillaria* root rot in plantations of *Pinus radiata* established on sites converted from indigenous forest. *New Zealand Journal of Forestry Science* **7**: 359-373.
77. **Shaw C. G., Roth L. F. 1978.** Control of *Armillaria* root rot in managed coniferous forests. A literature review. *European Journal of Forest Pathology* **8**: 163-174.
78. **Shaw C. G., Roth L. F. 1980.** Control of *Armillaria* root rot in managed coniferous forests. In: Dimitri L. (eds.) Proceedings of the 5<sup>th</sup> IUFRO conference on problems of root and butt rot in conifers, Germany, 1978. Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Hann. Münden. p. 245-258.
79. **Shaw C. G., Goheen D. J., Eav B. B. 1989.** Stimulation of impact of *Annosus* root disease with the western root disease model. In: Orosina V. J., Scharpf R. F. (eds.) Proceedings of the symposium on research and management of *Annosus* root disease (*Heterobasidion annosum*) in western North America, April 18 -21, 1989, Monterey, California. USDA Forest Service General Technical Report PSW-116. Berkeley, California. p. 129-139.
80. **Shaw, C. G., Kile, G. A. (eds.) 1991.** *Armillaria* root disease. Agricultural handbook 691. USDA Forest Service, Washington DC. 233 p.
81. **Smith R. B., Wass E. F. 1989.** Soil displacement in stump-uprooting equipment trials on a root rot infected cutover. *Journal of Soil and Water Conservation* **44**: 351-352.
82. **Smith R. B., Wass E. F. 1991.** Impacts of two stumping operations on site productivity in interior British Columbia. Forestry Canada, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-327. Victoria, British Columbia, 19p.
83. **Smith R. B., Wass E. F. 1994.** Impacts of a stump uprooting operation on properties of a calcareous loamy soil and on planted seedling performance. Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-244. Victoria, British Columbia, 19 p.
84. **Solheim, H. 1994.** Rapport fra skogforsk 3/94
85. **Stenlid J. 1987.** Controlling and predicting the spread of *Heterobasidion annosum* from infected stumps and trees of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* **2**: 187- 198.
86. **Stenström E., Ek M., Unestam T. 1990.** Variation in field response of *Pinus sylvestris* to nursery inoculation with four different ectomycorrhizal fungi. *Canadian Journal of Forest Research* **20**:1796–1803.
87. **Sturrock R. N. 2000.** Management of root diseases by stumping and push-falling. Technology Transfer Note 16. Canadian Forest Service, Victoria, British Columbia 8 p.

88. **Sturrock R. N., Phillips E. J., Fraser R. G. 1994.** A trial of push-falling to reduce *Phellinus weirii* infection of coastal Douglas-fir. Canada-British Columbia Partnership Agreement on Forest Resource Development: FRDA Report 217. Victoria, British Columbia. 22p.
89. **Swift K.M., Jones M.D., Hagerman S.M. 2000.** An initial look at mycorrhizal fungi and inoculum potential in high elevation forests. *Journal of Ecosystems and Management* **1**: 1–6.
90. **Thies W. G. 1984.** Laminated root rot: the quest for control. *Journal of Forestry* **82**: 345-356.
91. **Thies W. G., Hansen E. M. 1985.** Bulldozing to control laminated root rot – another consideration. In: Proceedings of 33<sup>rd</sup> Western international forest disease work conference, September 24-27, 1985, Olympia, Washington. Oregon State University, Corvallis, Oregon. p. 104-105.
92. **Thies W. G. 1987.** Stump removal to control laminated root rot. *Northwest Woodlands* **3**: 19-26.
93. **Thies W. G., Nelson E. E. 1988.** Bulldozing stumps and nitrogen fertilization affect growth of Douglas-fir seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* **18**: 801-804.
94. **Thies W. G., Nelson E. E., Zabowski D. 1994.** Removal of stumps from *Phellinus weirii* infested site and fertilization affect mortality and growth of planted Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* **24**: 234-239.
95. **Thies W. G., Westlind D. J. 2005.** Stump removal and fertilization of five *Phellinus weirii*-infested stands in Washington and Oregon affect mortality and growth of planted Douglas-fir 25 years after treatment. *Forest Ecology and Management* **219**: 242-258.
96. **Thor, M. 1997.** Stump treatment against *Heterobasidion annosum* - techniques and biological effect in practical forestry. Licentiate's thesis, Dept. Forest Mycol. Pathol., Swed. Univ. Agr. Sci., Uppsala, Sweden. 21 pp.
97. **Thor, M., Stenlid, J., 1998.** *Heterobasidion annosum* infection following mechanized first thinning and stump treatment in *Picea abies*. In: Root and Butt Rots of Forest Trees (Proc. 9th Int. Conf. on Root and Butt Rots, Carcans-Maubuisson, September 1–7, 1997). Ed. by Delatour, C.; Guillaumin, J. J.; Lung-Escarmant, B.; Marc, ais B. Paris: INRA Editions (France), Les Colloques, No. 89, pp. 397–407.
98. **Väre H. 1989.** Influence of decaying birch logs to Scots pine mycorrhizae at clear-cutted ploughed sites in northern Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **28**: 539–545.
99. **Vasaitis R., Stenlid J., Thomsen I. M., Barklund P., Dahlberg A. 2008.** Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica* **42**: 457-483.
100. **Vasiliauskas R., Juska E., Vasiliauskas A, Stenlid J. 2002.** Community of *Aphyllorphorales* and root rot in stumps of *Picea abies* on clear-felled forest sites in Lithuania. *Scandinavian Journal of Forest Research* **17**: 398-407.
101. **Vasiliauskas, R., Lygis, V., Thor, M. & Stenlid, J. 2004.** Impact of biological (Rotstop) and chemical (urea) treatments on fungal community structure in freshly cut *Picea abies* stumps. *Biological Control* **31**, 405-413.
102. **Visser S. 1995.** Ectomycorrhizal fungal succession in jack pine stands following wildfire. *New Phytologist* **129**: 389–401.
103. **Vogt K.A., Publicover D.A., Vogt D.J. 1991.** A critique of the role of ectomycorrhizas in forest ecology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **35**: 171–190.
104. **Wallis G. W. 1976.** *Phellinus (Poria) weirii* root rot: detection and management proposals in Douglas-fir stands. Forestry Technical Report 12. Forestry Service, Canada, 16 p.

105. **Walmsley J. D., Godbold D. L. 2010.** Stump harvesting for bioenergy – a review of the environmental impact. *Forestry* **83**: 17-38.
106. **Wargo P. M., Shaw C. G. 1985.** *Armillaria* root rot: the puzzle is being solved. *Plant Disease* **69**: 826-832.
107. **Wass E. F., Senyk J. P. 1999.** Tree growth for 15 years following stumping in interior British Columbia. Technology Transfer Note 13. Canadian Forest Service. 4 p.
108. **Wass E. F., Smith R. B. 1997.** Impacts of stump uprooting on a gravely sandy loam soil and planted Douglas-fir seedlings in south-coastal British Columbia. Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-368. Victoria, British Columbia. 15 p.
109. **Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (eds.) 1998.** *Heterobasidion annosum*: Biology, Ecology, Impact and Control. CAB International, Wallingford, 589 p.
110. **Yde-Andersen A. 1970.** *Fomes annosus* in forest stands of first and second rotation. In: Hodges C. S., Risbeth J., Yde-Andersen A. (eds.) Proceedings of the 3<sup>rd</sup> international conference on *Fomes annosus*, Aarhus, Denmark, July 29 – August 3 1968. USDA Forest Service, Asherville. P. 137-148.
111. **Zabowski D., Chambreau D., Rotramel N., Thies W. G. 2008.** Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. *Forest Ecology and Management* **255**: 720-727.
112. **Анкудинов А. М. 1951.** Корневая губка в сосняках. В: Болезни сосны и дуба и борьба с ними в питомниках и культурах. ГОСЛЕСБУМИЗДАТ, Москва, стр. 5-42.
113. **Беляев И. А. 1939.** Корневая губка и меры борьбы с нею. Лесное хозяйство, 5.
114. **Василюскас А. 1970.** Восстановления сосновых насаждений поврежденных корневой губкой. Каунас, 20 стр.
115. **Клюшник П. И. 1962.** Корневая губка (*Fomes annosus* Fr.) и меры борьбы с ней. Москва: 1-39.

## PIELIKUMI



1.parauglaukuma *Picea abies* kontroles celmu empīriskie dati.

Nr.p.k.	Ripas laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)
1	623,0	13,0	121,4	2,1	19,5
2	109,8	2,0	30,6	1,8	27,8
3	455,9	6,0	270,0	1,3	59,2
4	215,0	0,0	74,7	0,0	34,8
5	216,8	1,0	73,0	0,5	33,7
6	279,3	0,0	147,8	0,0	52,9
7	580,2	0,0	317,3	0,0	54,7
8	594,8	2,0	414,5	0,3	69,7
9	441,7	0,0	249,8	0,0	56,6
<b>Vidējā vērtība</b>	390,7	2,7	188,8	0,7	45,4

1.parauglaukuma *Picea abies* apstrādes celmu empīriskie dati.

Nr.p.k.	Ripas laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)
1	311,8	0,0	99,5	0,0	31,9
2	280,4	1,0	101,1	0,4	36,1
3	330,1	0,0	148,5	0,0	45,0
4	252,4	3,0	67,9	1,2	26,9
5	460,2	9,0	41,4	2,0	9,0
6	265,2	0,0	159,8	0,0	60,3
7	176,7	0,0	30,1	0,0	17,0
8	610,8	1,0	169,1	0,2	27,7
9	146,9	0,0	54,5	0,0	37,1
<b>Vidējā vērtība</b>	314,9	1,6	96,9	0,4	32,3

1.parauglaukuma *Pinus sylvestris* kontroles celmu empīriskie dati.

Nr.p.k.	Ripas laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)
1	584,0	2,0	362,0	0,3	62,0
2	483,3	4,0	334,8	0,8	69,3
3	574,8	2,0	347,0	0,3	60,4
4	286,7	0,0	241,6	0,0	84,3
5	314,5	0,0	211,2	0,0	67,2
6	561,3	0,0	395,2	0,0	70,4
7	606,3	0,0	486,4	0,0	80,2
8	1009,1	0,0	894,7	0,0	88,7
9	589,2	0,0	505,6	0,0	85,8
10	615,6	0,0	193,9	0,0	31,5
11	361,2	0,0	322,8	0,0	89,4
<b>Vidējā vērtība</b>	544,2	0,7	390,5	0,1	71,7

1.parauglaukuma *Pinus sylvestris* apstrādes celmu empīriskie dati.

Nr.p.k.	Ripas laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)
1	472,6	0,0	366,6	0,0	77,6
2	792,1	0,0	320,6	0,0	40,5
3	787,6	1,0	480,5	0,1	61,0
4	515,0	0,0	242,8	0,0	47,1
5	222,3	0,0	152,6	0,0	68,6
6	807,3	0,0	346,5	0,0	42,9
7	442,0	0,0	162,3	0,0	36,7
8	1380,3	0,0	516,5	0,0	37,4
<b>Vidējā vērtība</b>	677,4	0,1	323,5	0,0	51,5

2.parauglaukuma *Picea abies* kontroles celmu empiriskie dati.

Nr.p.k.	Ripas laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)
1	328,2	0,0	8,0	0,0	2,4
2	446,5	0,0	21,8	0,0	4,9
3	901,2	0,0	205,4	0,0	22,8
4	358,8	0,0	12,8	0,0	3,6
5	844,2	0,0	49,2	0,0	5,8
6	194,3	0,0	60,8	0,0	31,3
7	578,5	64,0	141,7	11,1	24,5
8	282,0	0,0	89,4	0,0	31,7
9	530,6	0,0	33,2	0,0	6,3
10	606,7	25,0	397,0	4,1	65,4
11	550,2	2,0	35,7	0,4	6,5
12	401,2	14,0	45,9	3,5	11,4
13	419,3	0,0	144,9	0,0	34,6
14	447,0	0,0	66,1	0,0	14,8
15	1039,1	14,0	161,8	1,3	15,6
<b>Vidējā vērtība</b>	528,5	7,9	98,2	1,4	18,8

2.parauglaukuma *Picea abies* apstrādes celmu empiriskie dati.

Nr.p.k.	Ripas laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm <sup>2</sup>	<i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)
1	452,5	0,0	7,8	0,0	1,7
2	213,5	0,0	32,6	0,0	15,2
3	316,1	0,0	10,2	0,0	3,2
4	679,6	0,0	111,5	0,0	16,4
5	749,2	19,0	30,4	2,5	4,1
6	1006,5	0,0	262,6	0,0	26,1
7	591,9	0,0	16,5	0,0	2,8
8	1053,9	0,0	36,1	0,0	3,4
9	393,6	0,0	28,1	0,0	7,1
10	560,3	0,0	62,2	0,0	11,1
11	486,4	0,0	22,1	0,0	4,5
12	261,3	1,0	30,0	0,4	11,5
13	433,6	0,0	0,7	0,0	0,2
14	664,0	0,0	1,6	0,0	0,2
15	720,0	4,0	218,1	0,6	30,3
16	1152,9	0,0	506,0	0,0	43,9
<b>Vidējā vērtība</b>	608,5	1,5	86,0	0,2	11,4

4. pielikums.

**2.parauglaukuma *Pinus sylvestris* kontroles celmu empīriskie dati.**

<b>Nr.p.k.</b>	<b>Ripas laukums, cm<sup>2</sup></b>	<b><i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm<sup>2</sup></b>	<b><i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm<sup>2</sup></b>	<b><i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)</b>	<b><i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)</b>
1	575,0	0,0	441,4	0,0	76,8
2	1037,0	0,0	741,3	0,0	71,5
3	627,6	0,0	454,8	0,0	72,5
4	752,0	0,0	527,9	0,0	70,2
5	1225,6	0,0	730,1	0,0	59,6
6	1268,9	0,0	813,1	0,0	64,1
7	984,8	0,0	635,7	0,0	64,5
<b>Videjā vērtība</b>	924,4	0,0	620,6	0,0	68,4

**2.parauglaukuma *Pinus sylvestris* apstrādes celmu empīriskie dati.**

<b>Nr.p.k.</b>	<b>Ripas laukums, cm<sup>2</sup></b>	<b><i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, cm<sup>2</sup></b>	<b><i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, cm<sup>2</sup></b>	<b><i>H. annosum</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)</b>	<b><i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums, % (no ripas laukuma)</b>
1	450,1	30,0	258,7	6,7	57,5
2	1021,2	0,0	523,5	0,0	51,3
3	986,1	0,0	875,3	0,0	88,8
<b>Videjā vērtība</b>	819,1	10,0	552,5	2,2	65,8