

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

ZINĀTŅIETILPĪGĀ
LĪGUMDARBA

**SAKŅU TRUPES IZPLATĪBU IEROBEŽOJOŠO
FAKTORU IZPĒTE**

STARPATSKAITE

IZPILDĪTĀJS: LATVIJAS VALSTS MEŽZINĀTNES INSTITŪTS
„SILAVA”

PROJEKTA VADĪTĀJS: TĀLIS GAITNIEKS, VADOŠAIS PĒTNIEKS,
MEŽZINĀTŅU DOKTORS

T. Gaitnieks

2014

SATURS

Kopsavilkums	5
Darba uzdevumi.....	6
1. Atcelmošanas ietekme uz gruntsūdeņu īpašībām un biogēno elementu iznesi no augsnes un meža atjaunošanās gaitu	8
1.1. Ievads.....	8
1.1.1. Atcelmošanas ietekme uz augsni.....	8
1.1.2. Atcelmošanas ietekme uz ūdens kvalitāti.....	10
1.2. Metodika.....	11
1.2.1. Pētījumu objekti	11
1.2.2. Augsnes analīzes	13
1.2.3. Ietekmes uz gruntsūdeņiem monitorings.....	13
1.3. Pētījuma rezultāti.....	15
1.3.1. Augsnes raksturojums	15
1.3.2. Ietekmes uz ūdeni raksturojums	23
1.3.3. Stādu augšanas gaita atjaunotajās platībās	44
1.4. Secinājumi	46
2. Lielā priežu smecernieka bojājumu intensitātes izvērtējums atkarībā no attāluma līdz celmiem	48
2.1. Metodes	48
2.1.1. Lielā priežu smecernieka bojājumu intensitātes novērtējums atkarībā no attāluma līdz celmam.....	48
2.2. Rezultāti.....	50
2.2.1. Lielā priežu smecernieka bojājumu intensitātes novērtējums atkarībā no attāluma līdz celmam.....	50
2.3. Secinājumi	53
3. Atcelmošanas eksperimenta objektos izstādītā stādmateriāla morfoloģisko rādītāju un sakņu mikorizācijas novērtējums 2014. gada rudenī.....	54
3.1. Metodika.....	54
3.2. Rezultāti.....	54
3.3. Secinājumi	56
4. Sakņu trupi izraisīto sēņu noteikšana celmu izstrādes eksperimentā.....	57
4.1. Materiāls un metodes.....	57
4.1.1. Pētījuma objekti.....	57
4.1.2. Koksnes paraugu ievākšana un analīze	57
4.2. Rezultāti.....	59
5. Īssakņu morfoloģiskie rādītāji un mikorizācija trupējušu un veselu koku biogrupās egļu audzēs uz kūdras augsnēm.....	60
5.1. Metodika.....	60
5.2. Rezultāti.....	61
5.3. Secinājumi	64
6. Sakņu piepes <i>Heterobasidion annosum</i> s.l. augļķermeņu attīstības dinamika uz trupējušas egles koksnes	65
6.1. <i>H. parviporum</i> augļķermeņu attīstības dinamika uz lielu dimensiju trupējušas egles koksnes atliekām un celmiem.....	65
6.1.1. Materiāls un metodes	65
6.1.2. Rezultāti un diskusija	69
6.2. <i>H. annosum</i> s.l. augļķermeņu attīstības dinamika uz mazu dimensiju egles koksnes ciršanas atliekām.....	75

6.2.1.	Materiāls un metodes	75
6.2.2.	Rezultāti un diskusija	77
6.3.	Secinājumi	78
7.	Sēņu sugu sastopamība uz trupējušām egles koksnes atliekām un celmiem.....	80
7.1.	Materiāls un metodes.....	80
7.2.	Rezultāti un diskusija	81
7.2.1.	Lielu dimensiju trupējušas egles koksnes atliekas un celmi	81
7.2.2.	Mazo dimensiju egles koksnes mežizstrādes atliekas	83
7.3.	Secinājumi	84
8.	<i>H. annosum</i> s.l. sporu produkcijas sezonālā dinamika un izmaiņas diennakts laikā	85
8.1.	Materiāls un metodes.....	85
8.2.	Rezultāti un diskusija	87
8.2.1.	<i>H. annosum</i> sporulācijas sezonālā dinamika.....	87
8.2.2.	<i>H. annosum</i> sporulācijas izmaiņas diennakts laikā	89
8.3.	Secinājumi	91
9.	<i>P. contorta</i> un <i>P. sylvestris</i> celmu uzņēmība pret <i>H. annosum</i> s.l.	92
9.1.	Metodika.....	92
9.1.1.	Koksnes paraugu ievākšana	92
9.1.2.	Koksnes paraugu apstrāde.....	93
9.1.3.	<i>H. annosum</i> kultūru iegūšana sugas noteikšana paraugiem	93
9.2.	Rezultāti.....	93
9.3.	Secinājumi	95
10.	<i>Heterobasidion annosum</i> s.l. micēlija attīstība dažādu provenienču <i>P. contorta</i> blukņos.....	96
11.	<i>Heterobasidion annosum</i> s.l. infekcijas novērtējums Klinškalnu un parastās priedes stādījumos.....	98
11.1.	Materiāls un metodes.....	98
11.1.1.	Empīriskā materiāla raksturojums.....	98
11.1.2.	Lauka darbu metodika.....	99
11.1.3.	Laboratorijas darbu metodika.....	99
11.2.	Rezultāti un diskusija	100
11.3.	Secinājumi	102
12.	Egļu un priežu stādu mākslīgā inficēšana ar <i>Armillaria</i> spp.....	103
12.1.	Materiāls un metodes.....	103
12.1.1.	Empīriskā materiāla raksturojums.....	103
12.2.	Metodes aprobācija.....	103
12.2.1.	Laboratorijas darbu metodika - inficējamā materiāla sagatavošana	103
12.2.2.	Laboratorijas darbu metodika – paraugu apstrāde	105
12.3.	Rezultāti.....	106
13.	Sakņu trupi izraisīto sēņu sastopamība mākslīgi atjaunotās un dabiski atjaunojušās priežu jaunaudzēs	109
13.1.	Secinājumi	117
14.	Dažādu koku sugu rezistences novērtējums pret <i>H. annosum</i> s.l. infekciju.....	118
15.	<i>Armillaria</i> sp. izplatības dinamika Dienvidkurzemes mežsaimniecībā	120
15.1.	Secinājumi	122
16.	Mazo dimensiju skuju koku celmu inficēšanās ar <i>H. annosum</i> s.l.....	123
16.1.	Mazo dimensiju celmu inficēšanās ar <i>H. annosum</i> s.l. bazīdijsporām egļu un priežu audzēs	123
16.2.	<i>H. annosum</i> s.l. micēlija attīstība mazo dimensiju skuju koku celmos.....	125
16.3.	Secinājumi	127
17.	Literatūras analīze par <i>H. annosum</i> un <i>Armillaria</i> spp. izraisītās sakņu trapes ierobežošanas iespējām skuju koku mežos.....	128
17.1.	Mežizstrāde ziemas mēnešos.....	128

17.2.	Koku sugu maiņa.....	128
17.3.	Mistraudžu veidošana ar lapu kokiem.....	129
17.4.	Stādvieta skaita samazināšana un stādīšana lielākos attālumos.....	129
17.5.	Piemērota stādmateriāla izmantošana	129
17.6.	Rotācijas laika un kopšanas ciršu skaita samazināšana.....	130
17.7.	Sakņu un stumbra bojājumu samazināšana mežizstrādes laikā.....	130
17.8.	Ar sakņu piepi inficētās egles koksnes izvākšana no izstrādātajām platībām.....	130
17.9.	Rezistentā stādmateriāla izmantošana	131
17.10.	Inficēto celmu izstrāde	132
17.11.	Celmu apstrāde ar ķīmiskiem vai bioloģiskiem preparātiem mežizstrādes laikā.....	132
18.	Pētījumu metodikas aprobācija par celmu izvākšanas nozīmi bezmugurkaulniekiem ...	134
18.1.	Ievads.....	134
18.2.	Literatūras apskats	135
18.3.	Materiāls un metodes.....	142
18.3.1.	Izmantoto lamatu veidi un daudzums.....	142
18.3.2.	Laboratorijas pētījumu metodes	143
18.4.	Rezultāti un diskusija	144
18.5.	Secinājumi	146
19.	Ķērpju un sūnu sugu sastāva monitorings atcelmotajās un kontroles platībās.....	148
19.1.	Sūnu sastopamība teritorijās 2014. gadā	148
19.2.	Briofloras izmaiņas analizētajās teritorijās trīs gadu laikā.....	150
19.3.	Ķērpju sastopamība teritorijās 2014. gadā	152
19.4.	Secinājumi	153
20.	Literatūra	155
21.	Pielikumi	169

KOPSAVILKUMS

Otrajā gadā pēc cirsmas izstrādes egļu stādi tiešā egļu celmu tuvumā ir vairāk pakļauti lielā priežu smecernieka kaitējumam, tomēr bojājumu pakāpe egļu stādiem pie trupējušiem un netrupējušiem egļu celmiem būtiski neatšķiras.

Celmu izstrādes eksperimenta atcelmotajās un kontroles platībās nav konstatētas būtiskas egļu un melnalkšņu stādu augstuma un skaita atšķirības. Atcelmošana būtiski neietekmē augsnes ūdens kvalitāti 2 gadu laikā pēc celmu izstrādes; nav novērota arī augsnes paskābināšanās un biogēno elementu pastiprināta izskalošanās no augsnes.

Sakņu morfoloģiskie rādītāji un mikorizācija trupējušām un veselām eglēm uz kūdras augsnēm būtiski neatšķiras. Veseliem kokiem raksturīga augstāka mikorizu daudzveidība, kā arī mikorizācijas pakāpe, salīdzinot ar trupējušiem kokiem.

Visvairāk *Heterobasidion* augļķermeņu Kp meža tipā uz lielu dimensiju egles mežizstrādes atliekām veidojas otrā gadā, bet Dm – trešajā gadā; mizas bojājumi sekmē augļķermeņu attīstību. Trīs gadu laikā uz mazu dimensiju ciršanas atliekām ($\varnothing < 8$ cm) Kp meža tipā *Heterobasidion* augļķermeņu daudzums samazinās, bet Dm – pakāpeniski palielinās. Celmi platlapju kūdreņa meža tipā būtiski veicina *Heterobasidion* izplatību. Lai samazinātu *Heterobasidion* izplatīšanos egļu audzēs, būtu vēlams izvākt no meža trupējušas, ar *Heterobasidion* inficētas, egles koksnes mežizstrādes atliekas, īpaši meža tipos ar spēcīgi attīstītu veģetāciju. Stipri inficētās platībās jāapsver celmu izstrādes lietderība. Retas un aizsargājamas sēņu sugas netika konstatētas ne uz lielu dimensiju ($\varnothing > 16$ cm) atliekām, ne celmiem, ne mazu dimensiju ($\varnothing 4 - 16$ cm) mežizstrādes atliekām. Vienu gadu pēc atlieku izvietojšanas mežā netika konstatētas atšķirības sugu sastāvā un daudzveidībā starp veselām un trupējušām mazu dimensiju ciršanas atliekām.

Aktīva *H. annosum* sporulācija sākas aprīļa vidū un turpinās līdz oktobra beigām. Šajā laikā, veicot mežizstrādi, vēlams izmantot celmu bioloģiskos aizsardzības līdzekļus. Maksimālā sporu produkcija konstatēta augustā un septembrī jeb laikā, kad vidējā diennakts temperatūra ir $+15$ °C.

Parastā priede *Pinus sylvestris* uzrāda lielāku rezistenci pret sakņu piepi, salīdzinot ar Klinškalnu priedi *Pinus contorta*. *P. contorta* proveniencē Summit Lake uzrāda lielāku rezistenci, salīdzinot ar proveniencēm Fort Nelson un Pink Mountain.

Pēc viena līdz trīs gadiem *H. annosum* s.l. sastopamība inficētajos maza diametra egļu celmos samazinājusies par 20,0 – 80,3%, bet priežu celmos dzīvotspējīgs micēlijs vairs netika konstatēts.

2014. gadā sekmīgi aprobēta metodika egļu un priežu stādu mākslīgai inficēšanai ar *Armillaria* spp.

Apsēkojot priežu jaunaudzēs konstatēts, ka sakņu trupi izraisošās sēnes biežāk sastopamas mākslīgi atjaunotās priežu jaunaudzēs, ko veicina vairāk sakņu kontaktu starp stādītiem kokiem. Ievērojamus mežsaimnieciskos zaudējumus atjaunotās priežu jaunaudzēs var izraisīt celmene – atsevišķās audzēs uz 1 ha konstatēti pat vairāk kā 200 ar *Armillaria* spp. inficēti katuši kociņi.

DARBA UZDEVUMI

1. Augsnes un nokrišņu ūdens kvalitātes monitorings celmu izstrādes eksperimenta parauglaukumos (3 objektos, katrā 3 nokrišņu savācēji un 6 lizimetru pāri, pavisam aptuveni 250 paraugi).

2. *Hylobius abietis* izraisītie stādmateriāla bojājumi atkarībā no skujkoku celmu sastopamības cirsēmā (5 cirsēmās tiks novērtēti katrā vismaz 200 stādi). Analizēt priežu lielā smecernieka jaunās paaudzes vaboļu skaitu atkarībā no celma diametra (2013./2014. gada dati).

3. Stādu morfoloģisko rādītāju un augšanas gaitas novērtējums piecos celmu izstrādes eksperimenta parauglaukumos – kontroles un izstrādātajā variantā (stādu kopējā garuma, sakņu kakla diametra un pēdējā gada pieauguma salīdzinājums; skuju, virszemes daļas un sakņu masas novērtējums – laboratorijā no katra parauglaukuma tiks analizēti vismaz 30 stādi).

4. Ievākt egļu sakņu paraugus piecos parauglaukumos, kur veikta celmu izstrāde (vismaz 40 sakņu paraugi no katra parauglaukuma). Novērtēt *Heterobasidion* sp. un *Armillaria* sp. sastopamību egļu sakņu fragmentos, kas palikuši augsnē pēc celmu izstrādes.

5. Īssakņu vitalitātes un mikorizācijas izvērtējums trupējušu (*H. annosum* s.l. izraisītā trupe) un veselu egļu biogrupās vienā mežaudzē Zemgales mežsaimniecības Misas iecirknī Kp meža tipā (50 sakņu paraugi).

6. Novērtēt *H. annosum* augļķermeņu attīstības dinamiku uz egles mežizstrādes atliekām MPS Kalsnavas mežu novadā: Dm un Kp meža tipā uz lielu dimensiju trupējušām mežizstrādes atliekām – 36 atliekas Dm un 117 atliekas Kp meža tipā; uz trupējušām mežizstrādes atliekām ar diametru mazāku par 8 cm – 41 atlieka Kp meža tipā; uz trupējušām mazu dimensiju atliekām (diametrs līdz 16cm) parauglaukumos ar vāji (2 parauglaukumi) un labi (2 parauglaukumi) attīstītu veģētāciju (85 trupējušas un 83 veselas atliekas).

7. Novērtēt sēņu sugu daudzveidību uz trupējušām egles koksnes mežizstrādes atliekām: uz lielu dimensiju atliekām Dm meža tipā, kā arī atliekām un celmiem Kp meža tipā, attiecīgi 36 atliekas Dm, 117 atliekas un 40 celmi Kp meža tipā; uz trupējušām atliekām (diametrs 3-16 cm) 2 parauglaukumos ar labi un 2 ar vāji attīstītu veģētāciju. Izmantos 85 trupējušas un 83 veselas atliekas. Eksperimenti ierīkoti MPS Kalsnavas mežu novadā.

8. Analizēt 2012. – 2013. gadā ievāktos datus par *H. annosum* sporu produkcijas sezonālo dinamiku, kā arī izmaiņas diennakts laikā. Novērtēt *H. annosum* sporulācijas

sezonālo dinamiku no marta līdz oktobra mēnesim, lai noteiktu sporu izdalīšanās periodu, kurā celmi ir visvairāk pakļauti sakņu piepes sporu infekcijai.

9. Novērtēt *P. contorta* un *P. sylvestris* celmu uzņēmību pret *H.annosum s.l.* bazīdijsporu infekciju (2 parauglaukumi ar vismaz 30 *P.sylvestris* un 30 *P. contorta* celmiem katrā).

10. Novērtēt *H. annosum s.l.* micēlija attīstību *P. contorta* var. *latifolia* proveniencēs Summit Lake, Pink Mountain un 1 *P. sylvestris* varianta blukšos.

11. Novērtēt *H. annosum s.l.* infekcijas attīstības dinamiku atšķirīgu *P. contorta* provenienču un *P. sylvestris* stādījumos Vidusdaugavas mežsaimniecībā – datu ievākšana sāka 2010. gadā.

12. Ierīkot mākslīgās inficēšanas eksperimentu, lai noskaidrotu *P. abies* (429 stādi) un *P. sylvestris* (656 stādi) dažādu provenienču uzņēmību pret *Armillaria* spp.

13. Novērtēt *H. annosum s.l.* sastopamību priežu jaunaudzēs (izcirtumos ar dabisko atjaunošanos) vismaz 15 objektos, lai novērtētu augsnes apstrādes ietekmi (salīdzinot ar 2012.-2013. gadu rezultātiem) uz *H. annosum* sastopamību.

14. Novērtēt ar *H.annosum s.l.* mākslīgi inficēto koku vitalitāti MPS Kalsnavas mežu novadā, veikt atkārtotu koku marķēšanu (aptuveni 360 koki).

15. Novērtēt *Armillaria* sp. izplatības dinamiku trīs objektos priežu jaunaudzēs Dienvidkurzemes mežsaimniecības Akmensraga meža iecirknī un MPS Kalsnavas mežu novadā.

16. Analizēt mazo dimensiju skujkoku celmu inficēšanos ar *H. annosum s.l.*, kā arī novērtēt sakņu piepes micēlija attīstību jau inficētos mazo dimensiju skujkoku celmos (14 objekti, vismaz 600 celmi).

17. Veikt literatūras analīzi par *H. annosum s.l.* un *Armillaria* spp. izraisītās sakņu trapes ierobežošanas iespējām skujkoku mežos.

Sagatavot atskaiti par projekta gaitā iegūtajiem rezultātiem.

Papildvienošanās:

18. Bezmugurkaulnieku faunas (galvenokārt *Coleoptera*) monitorings celmu izstrādes eksperimenta parauglaukumos (empīriskais materiāls tiks ievākts no maija līdz septembrim, izmantojot 3 veidu lamatas, kā arī analizējot celmu mizas paraugus).

19. Sūnu un ķērpju daudzveidības monitorings celmu izstrādes eksperimenta parauglaukumos.

1. ATCELMOŠANAS IETEKME UZ GRUNTSŪDEŅU ĪPAŠĪBĀM UN BIOĢĒNO ELEMENTU IZNESI NO AUGSNES UN MEŽA ATJAUNOŠANĀS GAITU

1.1. Ievads

1.1.1. Atcelmošanas ietekme uz augsni

Minerālaugšņu un meža nedzīvās zemsegas sajaukšana mežizstrādes rezultātā ilgtermiņā var samazināt augsnes produktivitāti (Orlander *et al.* 1990). Meža augsnes mehāniska apstrāde ietekmē organisko vielu saturu augsnē, augsnes ķīmiskās īpašības (barības elementu zudumi, vides apstākļu iedarbībai tiek pakļautas lielas minerālaugšņu platības), augsnes fizikālās īpašības (gan pozitīvs, gan negatīvs efekts, augsnes sablīvēšanās), augsnes bioloģiskos parametrus (Hope 2007; Saana *et al.* 2011). Protams, mežizstrādes, kas ietver atcelmošanu, ietekme uz augsni ir atkarīga no mežizstrādes darbu intensitātes, koku sugas, vietas un mežizstrādes tehnikas (Weber *et al.* 1985; Smith, Wass 1991; Miller *et al.* 1996). Kanādā veiktajos atcelmošanas ietekmes uz augsnes īpašībām pētījumos noskaidrots, ka izmaiņas minerālaugšņu ķīmiskajā sastāvā, kas konstatētas 1 gadu pēc atcelmošanas darbu veikšanas, vairs nav konstatētas pēc 10 gadu perioda, un augsnes ķīmiskais sastāvs 10 gadus pēc atcelmošanas darbu veikšanas ir ievērojami uzlabojies. Barības elementu saturs meža nedzīvajā zemsegā, protams, ir ievērojami mazāks arī 10 gadus pēc atcelmošanas darbu veikšanas, kaut gan veikta meža atjaunošana, bet tas galvenokārt izskaidrojams ar mazāku meža nobiru slāni (Hope 2007).

Kanādā veiktajos pētījumos noskaidrots, ka vienu gadu pēc atcelmošanas darbu veikšanas minerālaugšnes blīvums ir lielāks atcelmotās platībās, salīdzinot ar platībām, kur atcelmošana nav veikta, savukārt 10 gadus pēc atcelmošanas darbu veikšanas augsnes blīvums ir samazinājies un vairs nav konstatēta atcelmošanas ietekme, kas ir izskaidrojams ar ievērojamu organiskā C satura palielināšanos augsnē (Hope 2007). Arī ASV veiktajos pētījumos 20 gadus pēc atcelmošanas darbu veikšanas un N saturoša mēslojuma iestrādes (336 kg N ha^{-1} – $1345 \text{ kg N ha}^{-1}$), nav konstatētas būtiskas augsnes blīvuma izmaiņas (Zabowski *et al.* 2008).

Atcelmošanai kā daļai no kopējās mežizstrādes (stumbri, mežizstrādes atliekas, celmi) ir salīdzinoši maza ietekme uz augsnes paskābināšanās procesiem, kā arī atcelmošanas ietekmei uz augsnes paskābināšanos ir liela reģionāla variācija. Skandināvijā veiktajos pētījumos

konstatēts, ka atkarībā no mežizstrādes intensitātes un koku sugas atcelmošanas ietekme ir 13-24 % no kopējās bioloģiskās paskābināšanās procesiem augsnē, ko izraisa mežizstrāde. Veicot mežizstrādi, kurā iekļauta arī platības atcelmošana, augsnes bioloģiskā paskābināšanās samazinās atkarībā no valdošās koku sugas sekojošā secībā: egles > bērzs > priede (Iwalda *et al.* 2013).

Zviedrijā veiktajos pētījumos priežu (*Pinus sylvestris*) un egļu (*Picea abies*) mežaudzēs konstatēts, ka 25 gadus pēc mežizstrādes darbu veikšanas augsnes oglekļa uzkrājums organiskās augsnes slāņos ir mazāks par vidēji 17 % objektos, kur veikta mežizstrāde un atcelmošana, salīdzinot ar objektiem, kur veikta tikai mežizstrāde. Minerālaugsnēs 0...20 cm dziļumā nav konstatētas būtiskas oglekļa uzkrājuma atšķirības, bet oglekļa uzkrājuma bilanci vislabāk raksturot pēc vismaz viena rotācijas perioda (Strömghena *et al.* 2013). Līdzīgā pētījumā Zviedrijā noskaidrots, ka pēc mežizstrādes, kas ietver atcelmošanu un dziļu augsnes apstrādi, C un N uzkrājums augsnē, protams, samazināsies, salīdzinot ar tradicionālo mežizstrādi un skarifikāciju stādīvietās ar rokas darba instrumentiem, bet C un N uzkrājuma augsnē samazināšanos daļēji kompensē C un N uzkrājuma palielināšanās augošos kokos, uzlabojot augšanas apstākļus dziļas augsnes apstrādes rezultātā (Egnell *et al.* 2015). ASV veiktajos pētījumos noskaidrots, ka 20 gadus pēc atcelmošanas darbu veikšanas un N saturoša mēslojuma ienešanas (336...1345 kg N ha⁻¹) minerālaugsnē (5 dažādos augsnes tipos), C saturs platībās, kur veikta atcelmošana, ir statistiski būtiski mazāks – vidēji par 24% (Zabowski *et al.* 2008). Igaunijā veiktajos atcelmošanas pētījumos *Picea abies* mežaudzēs „Fertile automorphic” meža tipā secināts, ka C zudumi ir 11...33% no kopējā augsnē uzkrātā oglekļa (Uri *et al.* 2015), bet N zudumi ir tikai 1,2...4,4% no kopējā augsnē uzkrātā slāpekļa (Uri *et al.* 2015).

Augsnes apmaiņas bāzu summu veido Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, un Na⁺ jonu summa. Aprēķinot apmaiņas bāzu summu, neņem vērā H⁺ un Al³⁺ daudzumu augsnē. Tāpēc minēto rādītāju sauc arī par “augšņu apmaiņas bāzisko katjonu summu”.

Augsnes apmaiņas bāzisko katjonu īpatsvaru, kas izteikts procentos no kopējā adsorbēto katjonu daudzuma, sauc par augsnes piesātinājuma pakāpi ar bāzēm. Līdz ar to var uzskatīt, ka piesātinājuma pakāpe ar bāzēm parāda bāzisko un skābo (skābi veidojošo) katjonu attiecību augsnes adsorbcijas kompleksā. Augsta piesātinājuma pakāpe ar bāzēm palielina Ca²⁺, Mg²⁺ un K⁺ pieejamību augiem un novērš augsnes šķīduma paskābināšanos. Kopumā piesātinājuma pakāpe ir cieši saistīta ar augsnes reakciju. Skābām augsnēm (pH < 4) ir relatīvi zema piesātinājuma pakāpe ar bāzēm, jo augsnes adsorbcijas komplekss tikpat kā nesatur Ca²⁺, Mg²⁺ un K⁺ jonus. Piesātinājums ar bāzēm ir augsts augsnēm ar neitrālu vai vāji bāzisku reakciju, jo adsorbcijas komplekss satur Ca²⁺ un Mg²⁺ jonus (Nikodemus *u.c.* 2008).

Hidrolītisko skābumu veido pie augsnes koloīdiem ciešāk saistīti H^+ , retāk Al^{3+} joni, kurus var apmainīt tikai augsni apstrādājot ar hidrolītiski bāziskas sāls šķīdumu, piemēram, līdz pH 8,2 buferētu nātrija vai kalcija acetāta šķīdumu. Stipras bāzes un vājas skābes sāļi no adsorbcijas kompleksa difūzā slāņa izspiež un nomaina H^+ un Al^{3+} katjonus (Nikodemus *u.c.* 2008).

1.1.2. Atcelmošanas ietekme uz ūdens kvalitāti

Nokrišņi nenoliedzami ir augsnē nonākušā ūdens galvenais priekšnoteikums. Daļa nokrišņu ekosistēmā tiek izmantota to pieplūdes vietā, daļa no tiem papildina gruntsūdeņus vai pazemes ūdeņus, bet pārpalikums notek reljefa ieplakās. Ūdens plūsmas vektorus reglamentē teritorijas ģeomorfoloģiskā un fitoloģiskā struktūra (Zālītis 2012).

Barības elementu transportam ar nokrišņiem no atmosfēras un veģetācijas uz augsni ir liela nozīme barības vielu apritē meža ekosistēmā. Nokrišņiem ejot cauri dažādiem veģetācijas stāviem, to ķīmiskais sastāvs mainās vairāku atšķirīgu procesu ietekmē. No lapotnes caurteces daudzuma un nokrišņu ūdens ķīmiskā sastāva ir atkarīgas augsnes virskārtas īpašības un barības elementu pieejamība augsnē (Tērauda 2008).

Augsnei kā vienai no sauszemes ekosistēmas galvenajām sastāvdaļām ir ļoti svarīga loma ūdensapmaiņas procesā: atmosfēra – augsne – grunts – fitocenoze. Augsne pētījumā vērtēta kā komponents, kas sasaista divas sistēmas – meža ekosistēmu un teritorijas ūdens sistēmu (Zālītis 2012).

Meža ekosistēmā, nokrišņiem nonākot uz augsnes un sūcoties cauri augsnes slāņiem, ūdens daudzums mainās un tā ķīmiskais sastāvs tiek pārveidots. Procesi, kas pārveido augsnes ūdeni, ietver barības elementu uzņemšanu, mikroorganismu darbību, adsorbciju/desorbciju, jonu apmaiņu un iežu dēdēšanu. Katjonu apmaiņa, kurā protoni tiek adsorbēti un citi katjoni atbrīvoti augsnes šķīdumā, boreālo mežu augsnēs ir cieši saistīta ar organisko vielu daudzumu un augsnes pH (Tērauda 2008).

Slāpekļa savienojumu atrašanās formas augsnes ūdeņos ir savstarpēji saistītas un tās var pārveidoties cita citā. Slāpekļa savienojumu apriti nosaka mikroorganismu darbība (Kļaviņš, Cimdiņš 2004). Amonija joni augsnes ūdeņos veidojas, sadaloties slāpekli saturošām organiskām vielām heterotrofo baktēriju darbības rezultātā. Amonija jonu saturs dabas ūdeņos ir atkarīgs no bioloģisko procesu rakstura tajos, un tāpēc sezonālie procesi ietekmē amonija jonu koncentrācijas. Tipiski vasaras sezonā notiek to intensīva asimilācija, bet ziemas laikā to koncentrācijas pieaug (Kļaviņš, Cimdiņš 2004).

No sārmzemju metāliem augsnes ūdeņos visvairāk ir kalciji. Kalciji augsnes ūdeņos galvenokārt nonāk kalcija saturošu iežu dēdēšanas rezultātā, kā arī karbonātiežu mijiedarbības

rezultātā ar oglekļa dioksīdu un ūdenī, veidojoties viegli šķīstošiem hidroģēnkarbonātiem (Kļaviņš, Cimdiņš 2004).

1.2. Metodika

1.2.1. Pētījumu objekti

Pētījuma ietvaros identificēti 5 pētījumu objekti (1.1. tabula) Rietumvidzemes, Ziemeļkurzemes, Zemgales un Vidusdaugavas mežsaimniecībās (1.1. attēls), reģionos, kur egļu audzes visvairāk cieš no sakņu trupes. Parauglaukumu ierīkošanai izraudzīti nogabali, kuros pēc sākotnējā novērtējuma vismaz 50 % no celmiem ir trupējuši un nav izveidojies apšu atvasājs, kas vēlāk traucētu izmēģinājumu rezultātu uzskaitēi. Katrā izmēģinājumu objektā ierīkoti 2 parauglaukumi atcelmošanas izmēģinājumu veikšanai, tajā skaitā 1 kontroles parauglaukums un 1 parauglaukums atcelmošanai. Katra parauglaukuma platība ir vismaz 0,5 ha. Fiziskās parauglaukumu robežas nav nospraustas, pieņemot, ka atcelmošanu plānos atbilstoši nogabala konfigurācijai, neņemot vērā parauglaukumu robežas. Starp atcelmoto un kontroles parauglaukumu meža atjaunošanas izmēģinājumiem atstāta buferjosla, ko veido vismaz 10 m plata atcelmota un 10 m plata neatcelmota josla. Atcelmotais parauglaukums uzskaites veikšanai ierīkots tā, lai tam visās pusēs būtu vismaz 10 m plata atcelmota josla.

1.1. tabula. Pētījumu objekti.

Atslēga	Kadastra numurs	Parauglaukuma apzīmējums	Nogabala platība	Saimniecība	Meža tips	Vecuma desmitgade	Audzes formula
65-03-07-410-58-34	42680030051	Nītaure	1,7	Vēru I R-Vidzemes MS	Dm	11	8E103 1B83 1P83
82-04-07-714-188-9	88420030042	Stende	2	Abavas I Z-Kurzemes MS	Vr	-	-
82-05-07-712-437-8	88460050024	Dursupe	3,4	Mērsraga I Z-Kurzemes MS	Dm	10	6E4P ₉₇
83-05-07-603-326-8	90900020195	Jaunpils (kontrolē)	1,7	Tukuma I Zemgales MS	Vr	9	6E3B1P ₈₇
83-05-07-603-326-7	90900020195	Jaunpils	1,4	Tukuma I Zemgales MS	Vr	9	5B4E1P ₈₇
80-29-07-501-360-9	74800060236	Ogre	3	Ogres I Vidusdaugavas MS	Dm	10	6E3P1B ₉₈



1.1. attēls. Pētījumu objektu izvietojums.

2012. gada ziemā visos izmēģinājumu objektos veikta celmu izstrāde. Kopā visos izmēģinājumu objektos atbilstoši biomasas aprēķinu vienādojumiem sagatavotas 148 tonnas celmu sausnas (aptuveni 890 ber. m³, pārrēķinot uz biokurināmā tilpuma mērvienībām, 1.2. tabula). Celmi pievesti uz augšgala krautuvi 2013. gadā, 3-6 mēnešus pēc izstrādes. Pēc tam veikta augsnes apstrāde (ar disku arklū) un stādīšana ar egles ietvarstādiem un stādiem ar uzlabotu sakņu sistēmu. Pēc augsnes apstrādes ierīkoti ūdens kvalitātes novērojumu parauglaukumi. Ūdens paraugu ievākšana un analīzes uzsākta 2013. gada jūnijā.

1.2. tabula. Kopējā celmu biomasas sadalījumā pa sugām

Parauglaukums	Rādītājs	Koku suga				Kopā
		A	B	E	P	
Dursupe	Kopējā celmu un sakņu biomasas, kg		284	14775	4043	19103
	Kopējā izstrādājamā biomasas, kg		284	12820	3446	16550
Jaunpils	Kopējā celmu un sakņu biomasas, kg		5311	34530	1235	41077
	Kopējā izstrādājamā biomasas, kg		5311	29749	1052	36112
Nītaure	Kopējā celmu un sakņu biomasas, kg	7	1173	25135	34	26349
	Kopējā izstrādājamā biomasas, kg	7	1173	21695	27	22901
Ogre	Kopējā celmu un sakņu biomasas, kg	3707	4481	58022	4441	70651
	Kopējā izstrādājamā biomasas, kg	3707	4481	49408	3768	61364

Parauglaukums	Rādītājs	Koku suga				Kopā
		A	B	E	P	
Stende	Kopējā celmu un sakņu biomasa, kg		1233	12033	1280	14547
	Kopējā izstrādājamā biomasa, kg		1233	10011	1058	12302
Visi objekti	Kopējā celmu un sakņu biomasa, kg	3714	12482	144496	11033	171725
	Kopējā izstrādājamā biomasa, kg	3714	12482	123681	9351	149228

1.2.2. Augsnes analīzes

Visos parauglaukumos (kopā 10) pirms atcelmošanas ievākti nedzīvās zemsegas un augsnes paraugi no 0-10, 10-20, 20-40 un 40-80 cm dziļuma, 2 paraugu sērijas katrā objektā (15-20 m attālumā uz Z un D no parauglaukuma centra), kopā 200 augsnes paraugi un 40 zemsegas paraugi. Augsnes analīzes ievāktajiem paraugiem veiktas LVMI Silava Meža vides laboratorijā. 2012. gada pirmajā pusgadā visiem paraugiem noteikts $N_{kop.}$, $C_{kop.}$, $C_{karb.}$, pH_{CaCl_2} , **apmaiņas bāzu kapacitāte, piesātinājums ar apmaiņas bāzēm, saistīto apmaiņas bāzu summa, elektrovadītspēja (EVS) un hidrolītiskais skābums**, kā arī noteikts **granulometriskais sastāvs**, granulometriskā sastāva grupa atbilstoši starptautiskajai klasifikācijai un augsnes blīvums.

1.2.3. Ietekmes uz gruntsūdeņiem monitorings

Vakuuma lizimetri (1.2. attēls) uzstādīti 3 izmēģinājumu objektos – 82-05-07-712-437-8 (Dursupe), 65-03-07-410-58-34 (Nītaure) un 80-29-07-501-360-9 (Ogre, 1.3. tabula). Katrā objektā atcelmotā un kontroles parauglaukuma centrā līdzinā vietā apļveidā izkārtoti 5 lizimetru pāri (1.2. un 1.3. attēli). Viens no katra pāra lizimetriem savāc ūdeni no 30 cm dziļuma, otrs lizimetrs – no 60 cm dziļuma. Lizimetrus izsūknē reizi 2 nedēļās, vācot katra mēneša kopējo paraugu. Analīzes tiek veiktas nākošā mēneša sākumā, attiecīgi, augustā ievāktajiem paraugiem analīzes veic septembrī.

1.3. tabula. Pētījumu objekti, kuros veikts ūdens monitorings

Atslēga	Kadastra numurs	Parauglaukuma apzīmējums	Nogabala platība	Saimniecība	Meža tips	Vecuma desmitgades	Audzis formula
65-03-07-410-58-34	42680030051	Nītaure	1,7	Vēru I R-Vidzemes MS	Dm	11	8E103 1B83 1P83
82-05-07-712-437-8	88460050024	Dursupe	3,4	Mērsraga I Z-Kurzemes MS	Dm	10	6E4P 97

Atslēga	Kadastra numurs	Parauglaukuma apzīmējums	Nogabala platība	Saimniecība	Meža tips	Vecuma desmitgade	Audzes formula
80-29-07-501-360-9	74800060236	Ogre	3	Ogres I Vidusdaugavas MS	Dm	10	6E3P1B 9

Ja ievākto paraugu tilpums ir nepietiekošs visu analīžu veikšanai, pirmām kārtām tiek noteikts pH, EVS, $N_{kop.}$, $P-PO_4^{3-}$ un katjoni (K, Ca, Mg). Ja ūdens paraugs ir nepietiekošs arī šo elementu noteikšanai, apvieno 2 vai vairāku mēnešu paraugu. Visos vienā parauglaukumā vienā dziļumā atrodošos lizimetros savāktos ūdens paraugus apvieno tūlīt pēc nogādāšanas uz laboratoriju un savāktā ūdens tilpuma noteikšanas.



1.2. attēls. MMM tech support ražotais vakuuma lizimetrs Lys¹.



1.3. attēls. Uzstādītie lizimetri.

Vielu aprites novērtēšanai blakus lizimetriem ir uzstādīti nokrišņu savācēji (1.4. attēls), pa 3 katrā objektā. Nokrišņu savācējus tāpat iztukšo reizi 2 nedēļās un nosaka nokrišņu

¹ Attēla avots – <http://www.mmm-tech.de/en/lysimeter/lys>.

tilpumu. Barības vielu aprites aprēķinos izmantoti nokrišņu savācējos iegūtie ūdens tilpuma dati un ūdeņu kvalitātes monitoringa parauglaukumos iegūtie nokrišņu ūdens kvalitatīvie rādītāji.

Ūdens paraugus analīzēm ievāc reizi 2 nedēļās no 1. marta līdz 30. novembrim. 2013. gadā ūdens paraugu ievākšana uzsākta jūnija sākumā. Pēc analīžu cikla pabeigšanas 2015. gada maijā pētījumā varēs izmantot 2 sezonu ūdens analīžu datus.



1.4. attēls. Nokrišņu savācējs.

1.3. Pētījuma rezultāti

1.3.1. Augsnes raksturojums

1.3.1.1. Augsnes blīvums un granulometriskais sastāvs

Augsnes pamatmasa sastāv no visdažādākā sastāva un izmēra minerālām daļiņām, kas, atkarībā no cilmiežu izcelsmes (ģenēzes) rakstura, ir ar dažādu mineralogisko un ķīmisko sastāvu. Granulometriskais sastāvs ir svarīgs meža augšņu auglības rādītājs. No granulometriskā sastāva atkarīgas visas svarīgākās augsnei raksturīgākās fizikālās un hidrofizikālās īpašības (sakārta, struktūra, ūdenscaurlaidība, ietilpība, pacelšanās spēja pa kapilāriem), produktīvā ūdens un augu barības vielu krājumi, kā arī gaisa, siltuma un citas īpašības (Mežals *u.c.* 1970; Segliņš 2007).

Celmu izstrādei tiek izmantota smagsvara meža tehnika, kas var veicināt augsnes sablīvēšanos. Sablīvētajās augsnēs mainās augsnes aerācijas un ūdens infiltrācijas apstākļi. Līdz ar to veidojas augu augšanai nepiemēroti apstākļi un augsnē novērojama pseidoglejošanās (Nikodemus *u.c.* 2008).

Augsnes vidējais blīvums nedzīvās zemsegas (O) horizontā un dažādos augsnes slāņos līdz 80 cm dziļumam pētītajos objektos parādīts 1.4. tabulā. Veicot datu statistisko analīzi (*Kruskala Valisa* tests, alternatīva metode viena faktora dispersijas analīzei), konstatētas statistiski būtiskas atšķirības ($p < 0,05$) starp augsnes blīvumu dažādos objektos O horizontā, augsnes slāņos 0...10 cm dziļumā un 10...20 cm dziļumā. Augsnes slāņos 20...40 cm un 40...80 cm dziļumā nav konstatētas būtiskas augsnes blīvuma atšķirības starp pētījumā iekļautajiem parauglaukumiem. Vidējais nedzīvās zemsegas blīvums pētītajos objektos ir 189 kg m^{-3} , salīdzinoši lielākais zemsegas blīvums (515 kg m^{-3}) ir objektā Jaunpils apkārtnē (Zemgales mežsaimniecība, Kandavas iecirknis, 326. kv. 7. un 8. nog.), mazākais (103 kg m^{-3}) – objektā Nītaures apkārtnē (Rietumvidzemes mežsaimniecība, Vēru iecirknis 58. kv. 34. nog.), kas ir tieši saistīts ar organiskās vielas saturu pētītajos objektos (korelācijas koeficients starp organiskā oglekļa saturu un augsnes blīvumu nedzīvajā zemsegā ir $-0,94$). Augsnes virskārtā līdz 20 cm dziļumam vidējais augsnes blīvums ir 1404 kg m^{-3} , mazākais augsnes blīvums konstatēts objektā Ogres apkārtnē (Vidusdaugavas mežsaimniecība, Ogres iecirknis, 360. kv., 9. nog.), savukārt, salīdzinoši lielāks augsnes blīvums šajā augsnes slānī ir objektos Dursupes (Ziemeļkurzemes mežsaimniecība, Mērsraga iecirknis 437. kv. 8. nog.), Jaunpils un Nītaures apkārtnē. Augsnes dziļākajos slāņos 20...80 cm dziļumā vidējais augsnes blīvums ir 1657 kg m^{-3} , lielākais augsnes blīvums šajā slānī konstatēts objektā Jaunpils apkārtnē (1722 kg m^{-3}), bet mazākais – Dursupes apkārtnē (1624 kg m^{-3}).

1.4. tabula. Augsnes blīvums (kg m^{-3}) pētītajos objektos

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Dursupe	145	1578	1676	1625
Jaunpils	515	1472	1678	1704
Nītaure	103	1567	1627	1666
Ogre	158	769	1290	1566
Stende	155	1204	1559	1655
Vidēji	189	1268	1541	1636

Augsnes minerālās daļas smalkās frakcijas ($\emptyset < 2 \text{ mm}$) granulometriskais sastāvs augsnes virskārtā jeb uzsūcošo sakņu izplatības zonā un dziļākajos augsnes slāņos parādīts

attēlos 1.5. un 1.6. Lielākais smilts daļiņu īpatsvars gan augsnes virskārtā, gan dziļākajos augsnes slāņos konstatēts objektā Dursupes apkārtnē, bet māla daļiņu īpatsvars – objektā Jaunpils apkārtnē.

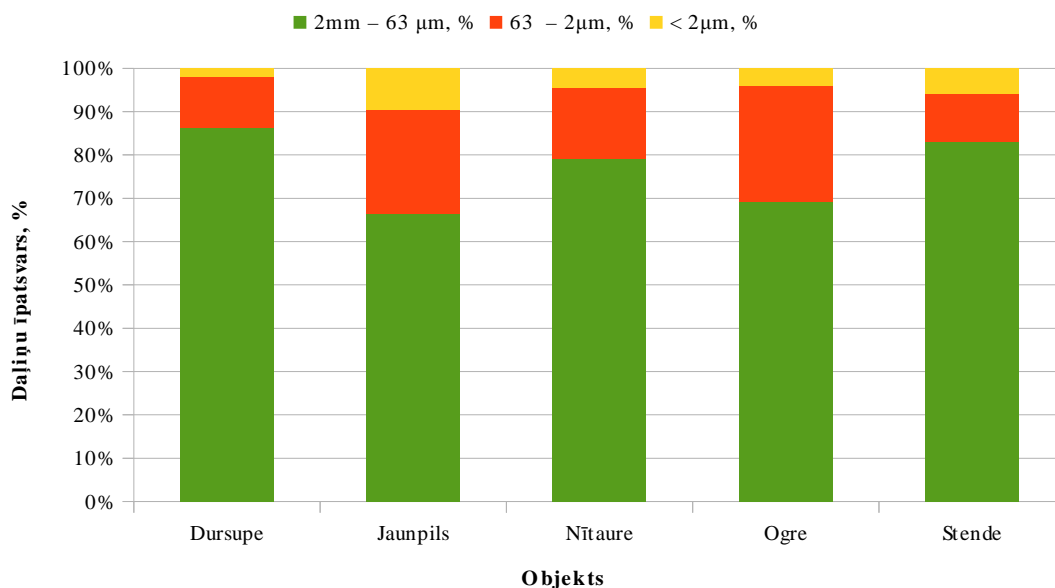
Objektā Nītaures apkārtnē gan augsnes virskārtā, gan augsnes dziļākajos slāņos (40...80 cm dziļumā) dominē mālsmilts. Vidējais smilts daļiņu īpatsvars 0...80 cm dziļumā ir 79,8 %, putekļu daļiņu īpatsvars – 16,0 %, bet māla daļiņu īpatsvars – 4,3 %.

Objektā Jaunpils apkārtnē augsnes virskārtā līdz 20 cm dziļumam dominē smaga mālsmilts, augsnes dziļākajos slāņos 20...80 cm dziļumā dominē smaga mālsmilts un smags smilšmāls. Vidējais smilts daļiņu īpatsvars 0...20 cm dziļumā ir 66,4%, putekļu daļiņu īpatsvars – 24,0%, bet māla daļiņu īpatsvars – 9,6%. Augsnes dziļākajos slāņos 20...80 cm dziļumā samazinās smilts un putekļu daļiņu īpatsvars, bet palielinās māla daļiņu īpatsvars (vidējais smilts daļiņu īpatsvars ir 61,9%, putekļu daļiņu īpatsvars – 21,9%, bet māla daļiņu īpatsvars – 16,2%).

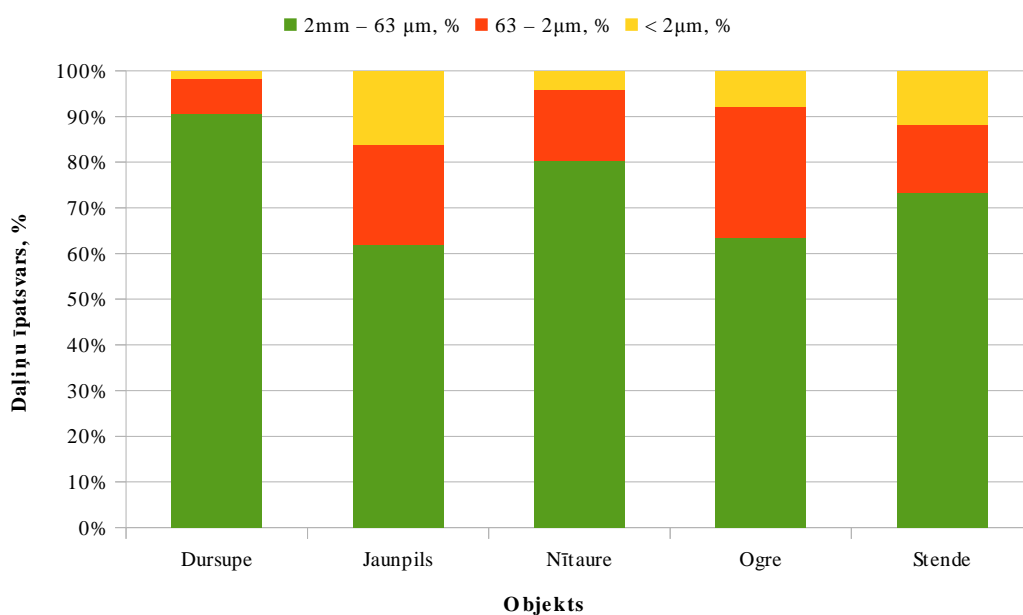
Objektā Dursupes apkārtnē gan augsnes virskārtā, gan augsnes dziļākajos slāņos līdz 80 cm dziļumam dominē smilts. Vidējais smilts daļiņu īpatsvars 0...80 cm dziļumā ir 88,5 %, putekļu daļiņu īpatsvars – 9,7 %, bet māla daļiņu īpatsvars – 1,9 %.

Objektā Stendes apkārtnē (Ziemeļkurzemes mežsaimniecība, Vanemas iecirknis 188. kv. 9. nog.) augsnes virskārtā līdz 20 cm dziļumam dominē mālsmilts un smilts, augsnes dziļākajos slāņos 20...80 cm dziļumā dominē smaga mālsmilts un mālsmilts. Vidējais smilts daļiņu īpatsvars 0...20 cm dziļumā ir 83,0 %, putekļu daļiņu īpatsvars – 11,2 %, bet māla daļiņu īpatsvars – 5,9 %. Augsnes dziļākajos slāņos 20...80 cm dziļumā samazinās smilts daļiņu īpatsvars, bet palielinās māla un putekļu daļiņu īpatsvars (vidējais smilts daļiņu īpatsvars ir 73,2%, putekļu daļiņu īpatsvars – 15,1%, bet māla daļiņu īpatsvars – 11,8%).

Objektā Ogres apkārtnē augsnes virskārtā līdz 20 cm dziļumam dominē smaga mālsmilts (vidējais smilts daļiņu īpatsvars ir 69,3 %, putekļu daļiņu īpatsvars – 26,6 %, bet māla daļiņu īpatsvars – 4,2 %). Augsnes dziļākajos slāņos konstatēts lielāks augsnes granulometriskā sastāva neviendabīgums, sastopama gan smaga mālsmilts, gan mālsmilts, gan arī smilšmāls (vidējais smilts daļiņu īpatsvars ir 63,3 %, putekļu daļiņu īpatsvars – 28,9 %, bet māla daļiņu īpatsvars – 7,8 %).



1.5. attēls. Granulometriskais sastāvs augsnes virskārtā līdz 20 cm dziļumam.



1.6. attēls. Granulometriskais sastāvs augsnes dziļākos slāņos (20-80 cm).

1.3.1.2. Augsnes apmaiņas skābums

Augsnes skābums ir raksturīga augšņu un meža tipa pazīme. Skābums nosaka ne vien trūda veidošanās apstākļus, mikrobioloģisko procesu intensitāti un augu barības vielu dinamiku, bet kopā ar mitruma režīmu vada augsnes makroprocesu norisi un intensitāti. Apmaiņas skābumu veido adsorbcijas kompleksā esošie apmaiņas H^+ un Al^{3+} katjoni (Mežals 1980; Tamminen, Derome 2005). Mežsaimniecībā būtisks jautājums ir Al aktivitātes pieaugums augsnes paskābināšanās rezultātā, jo Al saturs augsnē var sasniegt augiem toksisku

līmeni. Tas savukārt var ietekmēt kokaugu attīstību un, nonākot ūdenstilpnēs, iespaido tur mītošos dzīvos organismus (Nikodemus *u.c.* 2008).

Augsnes vidējais apmaiņas skābums nedzīvās zemsegas horizontā un dažādos augsnes slāņos līdz 80 cm dziļumam pētītajos objektos parādīts 1.5. tabulā. O horizontā un augsnes slāņos līdz 80 cm dziļumam nav konstatētas statistiski būtiskas augsnes apmaiņas skābuma atšķirības starp pētījumā iekļautiem parauglaukumiem. Vidējais augsnes apmaiņas skābums pH (CaCl₂) nedzīvās zemsegas horizontā pētījumā iekļautajos parauglaukumos ir 3,65, augsnes virskārtā līdz 10 cm dziļumam – 3,52, bet dziļākajos augsnes slāņos 20...40 cm un 40...80 cm dziļumā, attiecīgi, pH 4,30 un pH 4,86.

1.5. tabula. Vidējais augsnes pH CaCl₂.

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Dursupe	3,12	3,23	3,73	4,09
Jaunpils	4,44	4,05	4,04	4,15
Nītaure	4,16	3,76	4,00	4,29
Ogre	3,26	2,92	3,46	4,02
Stende	3,46	3,98	4,36	5,10
Vidēji	3,65	3,52	3,87	4,30

1.3.1.3. Oglekļa saturs augsnē

Organisko vielu sastāvā esošais ogleklis meža augsnē nonāk galvenokārt no augu virszemes un pazemes biomasas daļām un dzīvnieku un mikroorganismu atliekām. Klimata izmaiņu rezultātā, kuras sekmē arī pieaugošais oglekļa dioksīda (CO₂) izmešu daudzums atmosfērā, pasaulē liela uzmanība tiek veltīta CO₂ piesaistes jautājumiem, tajā skaitā oglekļa akumulācijas veicināšanas iespējām mežsaimniecībā, kur būtiska nozīme ir mežu augsnēm (Daugaviete *u.c.* 2008; Makipaa *et al.* 2008). Pētījumu objektos iegūtā informācija ir būtiska ilgtermiņa novērojumu gaitā, vērtējot atcelmošanas ietekmi uz CO₂ piesaisti meža augsnēs un augsnes oglekļa uzkrājumu.

Oglekļa saturs nedzīvās zemsegas horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam pētītajos objektos parādīts 1.6. tabulā. O horizontā un augsnes slāņos līdz 80 cm dziļumam nav konstatētas statistiski būtiskas augsnes organiskā oglekļa satura atšķirības starp pētījumā iekļautiem parauglaukumiem. Vidējais organiskā oglekļa saturs nedzīvās zemsegas slānī pētījumā iekļautajos parauglaukumos ir 325,8 g kg⁻¹ augsnes virskārtā, līdz 10 cm dziļumam – 49,7 g kg⁻¹, bet dziļākajos augsnes slāņos 20...40 cm un 40...80 cm dziļumā, attiecīgi, 8,8 g kg⁻¹ un 5,1 g kg⁻¹.

1.6. tabula. Vidējais organiskā oglekļa saturs (g kg⁻¹).

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Dursupe	320,4	12,0	7,4	9,1
Jaunpils	130,7	27,7	11,2	5,8
Nītaure	452,0	20,4	13,6	7,7
Ogre	331,9	117,3	23,2	10,6
Stende	391,1	37,5	20,2	10,0
Vidēji	325,8	49,7	15,8	8,8

1.3.1.4. Slāpekļa saturs augsnē

Mežu augsnēs slāpeklis atrodas augsnes organiskajās vielās, it sevišķi humusā. Slāpekļa cikls augsnē ir salikts process, ko nosaka mikroorganismu darbība, bioķīmiskās reakcijas un augsnes temperatūra. Augiem izmantojamais slāpekļa savienojumus var iedalīt: 1) nitrātos, 2) amonija sāļos, 3) slāpekļa organiskos savienojumos, 4) nitrītos, 5) gaisa slāpeklī. Visi slāpekļa veidi pēc asimilēšanās augos dažādu bioķīmisku procesu rezultātā veido galvenokārt aminoskābes, kas ir olbaltumvielu sintēzes svarīgākais izejmateriāls. Bez tam slāpeklis nepieciešams arī šūnu kodolvielas – nukleoproteīnu un hlorofila, kā arī dažādu citu organisko vielu, piemēram, alkaloīdu un fosfatīdu uzbūvei. Ja augiem trūkst slāpeklis, tie attīstās vāji un nīkuļo (Mežals 1980, Riņķis, Ramane 1989). Kontekstā ar atcelmošanu būtiska ir slāpekļa ietekme uz virszemes ūdeņu eutrofikācijas procesiem, tāpēc būtiski saprast vai un kādu papildu ietekmi uz slāpekļa izskalošanos un denitrifikācijas procesiem augsnē rada atcelmošana.

Kopējā slāpekļa daudzums augsnē atrodas ciešā sakarībā ar organiskā oglekļa saturu. Kopējā slāpekļa saturs nedzīvās zemsegas (O) horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam pētītajos objektos dots 1.7. tabulā. O horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam nav konstatētas statistiski būtiskas augsnes kopējā slāpekļa satura atšķirības starp pētījumā iekļautiem parauglaukumiem. Vidējais kopējā slāpekļa saturs nedzīvās zemsegas horizontā pētījumā iekļautajos parauglaukumos ir 11,2 g kg⁻¹, augsnes virskārtā līdz 10 cm dziļumam – 1,8 g kg⁻¹, bet dziļākajos augsnes slāņos 20...40 cm un 40...80 cm dziļumā, attiecīgi, 0,3 g kg⁻¹ un 0,2 g kg⁻¹.

1.7. tabula. Vidējais kopējā slāpekļa saturs (g kg⁻¹).

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Dursupe	9,59	0,30	0,35	0,27

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Jaunpils	3,99	1,27	0,61	0,27
Nītaure	14,80	0,86	0,47	0,23
Ogre	12,90	3,88	0,96	0,34
Stende	13,86	1,74	0,74	0,37
Vidēji	11,19	1,81	0,65	0,30

1.3.1.5. C/N attiecība augsnē

C/N attiecība augsnē raksturo organisko vielu sadalīšanos procesus, organisko vielu (meža nobiru) sadalīšanās laikā C/N attiecība pakāpeniski samazinās. Tā kā augsne satur augu materiālus, dažādu nobiru sadalīšanās starpproduktus un mikroorganismus, C/N attiecība meža augsnē ir starp augstāko augu un mikroorganismu C/N attiecību (Vanmechelen *et al.* 1997; Britton *et al.* 2008). C/N attiecība nosaka N₂O emisijas no augsnes, veicot augsnes apstrādi un augšanas apstākļu uzlabošanas pasākumus.

Vidējā C/N attiecības nedzīvās zemsegas horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam pētītajos objektos dota 1.8. tabulā. O horizontā un augsnes slāņos līdz 80 cm dziļumam nav konstatētas statistiski būtiskas augsnes C/N attiecības atšķirības starp pētījumā iekļautiem parauglaukumiem. Vidējās C/N attiecības vērtības gan O horizontā, gan izdalītajos augsnes slāņos ir salīdzinoši augstas, kas liecina par augstu nesadalīto augu atlieku daudzumu augsnē. Vidējā C/N attiecība nedzīvās zemsegas horizontā pētījumā iekļautajos parauglaukumos ir 29, augsnes virskārtā līdz 10 cm dziļumam – 28, bet dziļākajos augsnes slāņos 20...40 cm un 40...80 cm dziļumā, attiecīgi, 29 un 32. Starptautiskajās SEG inventarizācijas vadlīnijās pieņemts, ka C/N attiecība ir 1/15; attiecīgi, izmantojot pētījuma rezultātus N₂O emisiju novērtēšanai augsnes apstrādes rezultātā, rezultāts ir aptuveni 2 reizes mazāks, nekā, izmantojot vadlīnijās dotās noklusētās vērtības.

1.8. tabula. Vidējā C/N attiecība augsnē.

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Dursupe	34	40	23	34
Jaunpils	31	21	18	22
Nītaure	31	24	29	34
Ogre	25	30	25	30
Stende	28	23	28	26
Vidēji	29	28	25	29

1.3.1.6. Apmaiņas bāzu saturs augsnē

Augsnes apmaiņas bāzu summu veido augiem vitāli svarīgu barības elementu katjonu (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ un Na^+) summa. Katjonu daudzums lielā mērā nosaka augsnes auglību un iespējamā katjonu izskalošanās ir viens no galvenajiem saimnieciskās darbības riskiem, ko saista ar atcelmošanu. Vidējā absorbēto bāzu summa nedzīvās zemsegas horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam pētītajos objektos dota 1.9. tabulā. O horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam nav konstatētas statistiski būtiskas augsnē absorbēto bāzu summas atšķirības starp pētījumā iekļautiem parauglaukumiem. Vidējā augsnē absorbēto bāzu summa nedzīvās zemsegas horizontā ir 27,2 mgekv. 100 g⁻¹, augsnes virskārtā līdz 10 cm dziļumam – 2,0 mgekv. 100 g⁻¹, bet 20...40 cm un 40...80 cm dziļumā attiecīgi 1,9 mgekv. 100 g⁻¹ un 12,5 mgekv. 100 g⁻¹.

1.9. tabula. Vidējā augsnē absorbēto bāzu summa (mgekv. 100 g⁻¹).

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Dursupe	19,3	0,3	0,2	1,0
Jaunpils	19,3	3,2	1,6	2,4
Nītaure	39,3	0,2	0,3	0,4
Ogre	24,4	1,9	0,1	0,5
Stende	34,9	4,2	2,7	5,9
Vidēji	27,2	2,0	0,9	1,9

1.3.1.7. Augsnes hidrolītiskais skābums

Hidrolītiskais skābums ir tā potenciālā augsnes skābuma daļa, kura pāriet CH_3COONa vai $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}$ šķīdumā ar pH 8,2. Meža augšņu virsējie horizonti ir hidrolītiski skābi, tikai damakšņa, vēra un gāršas meža tipos hidrolītiskā skābuma ir maz. Hidrolītiski bāziskie sāļu šķīdumi izraisa augsnes koloīdu jonogēno grupu pilnīgāku disociāciju, nekā neitrālu sāļu šķīdumi. Šādu sāļu katjoni izmaina augsnes adsorbcijas kompleksā ne vien ūdeņraža katjonus, kas spēj apmainīties ar nātrija katjoniem skābā un neitrālā reakcijā, bet arī tos ūdeņraža katjonus, kuri disociē bāziskā vidē (Mežals 1980). Hidrolītiskais skābums raksturo augšņu izskalošanos; salīdzinot hidrolītisko skābumu un apmaiņas bāzu saturu augsnē, aprēķina piesātinājumu ar apmaiņas bāzēm, t.i. vienu no augsnes auglības rādītājiem, kas norāda, cik lielu katjonu daudzumu augsne spēj adsorbēt un pie kādas katjonu ieneses sāksies to pastiprināta izskalošanās. Meža augsnes parasti ir nepiesātinātas, izņemot auglīgas karbonātiskas augsnes, tāpēc katjonu izskalošanās no meža augsnēm nenotiek tik intensīvi, kā no lauksaimniecības augsnēm. Atcelmošana var ietekmēt hidrolītisko skābumu (organisko vielu mineralizācija, augsnes slāņu sajaukšanās), veicinot vai, tieši pretēji, ierobežojot katjonu

izskalošanos no augsnes. Vidējais hidrolītiskais skābums nedzīvās zemsegas horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam pētītajos objektos dots 1.10 tabulā. O horizontā un augsnē līdz 80 cm dziļumam nav konstatētas statistiski būtiskas augsnes hidrolītiskā skābuma atšķirības starp pētījumā iekļautiem parauglaukumiem. Vidējais augsnes hidrolītiskais skābums nedzīvās zemsegas horizontā pētījumā iekļautajos parauglaukumos ir 68,1 mgekv. 100 g⁻¹, augsnes virskārtā līdz 10 cm dziļumam – 15,3 mgekv. 100 g⁻¹, bet dziļākajos augsnes slāņos 20...40 cm un 40...80 cm dziļumā, attiecīgi, 5,0 mgekv. 100 g⁻¹ un 2,9 mgekv. 100 g⁻¹.

1.10. tabula. Vidējais augsnes hidrolītiskais skābums (mgekv. 100 g⁻¹).

Objekts	Augsnes slānis			
	O horizonts	0...10 cm	10...20 cm	20...40 cm
Dursupe	75,3	3,9	3,7	4,7
Jaunpils	16,8	8,0	6,3	4,5
Nītaure	60,5	10,1	6,1	4,0
Ogre	89,0	34,5	9,2	7,9
Stende	88,4	10,6	5,5	2,6
Vidēji	68,1	15,3	6,4	5,0

1.3.2. Ietekmes uz ūdeni raksturojums

1.3.2.1. Nokrišņu ķīmiskais sastāvs

Barības elementu avots, kuram ir zināma nozīme augu minerālās barošanās procesā, ir atmosfēras nokrišņi. Barības elementi ar nokrišņiem gan gāzu, gan putekļu daļiņu veidā atgriežas augsnē un nedaudz papildina elementu krājumus. Ar nokrišņiem augsnē nonākošo elementu daudzumi ir 0,2-4,5% no tā daudzuma, kas augsnei tiek atvasināts ar augu iznesi un izskalošanos (Riņķis, Ramane 1989).

Nokrišņu daudzums un ķīmiskais sastāvs objektos Dursupes apkārtnē (Ziemeļkurzemes mežsaimniecība, Mērsraga iecirknis 437. kv. 8. nog.), Nītaures apkārtnē (Rietumvidzemes mežsaimniecība, Vēru iecirknis 58. kv. 34. nog.) un objektā Ogres apkārtnē (Vidusdaugavas mežsaimniecība, Ogres iecirknis, 360. kv. 9. nog.) atspoguļoti tabulās 1.11., 1.12. un 1.13. Lielākais nokrišņu daudzums 2013. gada pētījumu periodā konstatēts objektā Nītaures apkārtnē, savukārt lielākais nokrišņu daudzums 2014. gada pētījumu periodā konstatēts objektā Ogres apkārtnē.

1.11. tabula. Nokrišņu ķīmiskā sastāva raksturojums objektā Dursupes apkārtne².

Gads	2013				2014					
	VI	VII	VIII	IX-XII	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Nokrišņi, mm	31	13	46	103	9	35	108	32	98	28
pH	7,3	7,2	7,7	8,5	6,4	7,0	7,8	7,9	7,2	7,0
EVS, $\mu\text{S cm}^{-1}$	-	-	12,3	11,9	34,3	28,4	10,2	6,8	18,2	10,4
N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	0,21	0,03	0,06	0,11	0,66	0,75	0,17	0,09	0,10	< NR
N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	0,21	< NR	0,03	0,05	0,51	0,67	0,01	0,01	0,89	< NR
N _{kop.} , mg L ⁻¹	0,58	0,30	0,34	0,26	1,83	1,53	0,25	0,11	1,14	0,19
P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	0,01	< NR	< NR	< NR	< NR	< NR	< NR	< NR	0,07	< NR
K, mg L ⁻¹	0,37	0,33	0,31	0,11	0,99	1,01	0,09	0,08	0,27	0,03
Ca, mg L ⁻¹	1,34	1,81	1,08	0,37	1,62	1,90	0,81	0,61	0,65	1,07
Mg, mg L ⁻¹	0,47	0,36	0,22	0,10	0,45	0,37	0,23	0,16	0,12	0,16

1.12. tabula. Nokrišņu ķīmiskā sastāva raksturojums objektā Nītaures apkārtne.

Gads	2013				2014					
	VI	VII	VIII	IX-XII	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Nokrišņi, mm	14	46	120	104	17	54	138	17	148	85
pH	6,7	7,5	8,1	7,4	6,2	7,8	7,9	7,8	7,7	6,6
EVS, $\mu\text{S cm}^{-1}$	-	-	8,0	7,8	38,5	24,5	6,1	13,7	8,6	5,7
N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	0,50	0,11	0,13	0,21	0,26	0,49	0,19	0,34	0,09	0,10
N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	2,50	0,01	0,13	0,08	4,14	0,94	0,03	0,01	0,06	0,11
N _{kop.} , mg L ⁻¹	3,00	0,44	0,42	0,34	7,07	1,46	0,22	0,39	0,22	0,19
P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	0,52	< NR	< NR	< NR	1,14	< NR	< NR	< NR	< NR	< NR
K, mg L ⁻¹	1,08	0,15	0,14	0,05	1,89	0,87	0,07	0,44	0,06	0,06
Ca, mg L ⁻¹	1,82	2,55	0,61	0,62	0,38	1,01	0,42	1,15	0,92	0,37
Mg, mg L ⁻¹	0,77	0,34	0,10	0,12	0,27	0,30	0,09	0,35	0,16	0,08

1.13. tabula. Nokrišņu ķīmiskā sastāva raksturojums objektā Ogres apkārtne.

Gads	2013				2014					
	VI	VII	VIII	IX-XII	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Nokrišņi, mm	4	58	70	104	7	53	148	46	126	95
pH	7,2	7,3	7,9	7,1	6,2	7,6	7,9	7,6	7,5	6,8
EVS, $\mu\text{S cm}^{-1}$	-	-	12,1	8,9	61,3	20,8	8,2	13,4	14,7	6,9
N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	0,78	0,06	0,08	0,10	2,35	0,54	0,12	0,04	0,13	0,05
N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	3,46	< NR	0,06	0,03	1,06	0,61	< NR	< NR	0,07	0,02

² NR - zem noteikšanas robežas.

Gads	2013				2014					
	VI	VII	VIII	IX-XII	IV	V	VI	VII	VIII	IX
N _{kop.} , mg L ⁻¹	4,67	0,33	0,48	0,18	3,41	1,17	0,13	0,12	0,27	0,10
P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	0,49	< NR	< NR	< NR	0,01	0,02	0,01	< NR	< NR	< NR
K, mg L ⁻¹	2,06	0,24	0,31	0,07	2,86	0,46	0,12	0,14	0,12	0,05
Ca, mg L ⁻¹	5,34	1,45	0,93	0,88	3,09	1,13	0,66	1,27	1,11	0,49
Mg, mg L ⁻¹	1,62	0,46	0,27	0,27	1,34	0,42	0,25	0,55	0,40	0,16

Nokrišņu ķīmiskais sastāvs raksturojas ar lielu mainību. Pētījuma periodu vidējais nokrišņu ķīmiskā sastāva raksturojums (vidējās vērtības, standartnovirze, minimālās, maksimālās vērtības un mediāna) pētījumā iekļautajos objektos parādīts 1.14. tabulā.

Nokrišņu ūdeņu ķīmiskā sastāva pētījumos tradicionāli pēta galvenokārt sēra un slāpekļa savienojumus, kuriem ir vidi paskābinoša ietekme, un bāziskos katjonus (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺), kam ir vidi neitralizējoša ietekme. Slāpekļa un sēra savienojumi atmosfērā būtiski ietekmē nokrišņu pH. 2013. un 2014. gada pētījumu periodos pētījuma objektos novērota vidēji cieša negatīva korelācija starp nokrišņu ūdens pH vērtībām un N-NO₃⁻ saturu (r = -0,48), N-NH₄⁺ saturu (r = -0,49), N_{kop.} saturu (r = 0,58), P-PO₄³⁻ saturu (r = -0,44) un K saturu (r = -0,59).

Nokrišņos amonija jonu un nitrātjonu avots ir atmosfērā gāzveidā esošas vielas. Pētījuma periodos attiecīgajos parauglaukumos slāpekļis nokrišņu ūdens paraugos nitrātjonu formā ir vidēji 42 % no kopējā slāpekļa satura, bet amonija jonu formā vidēji 28 % no kopējā slāpekļa satura.

1.14. tabula. Vidējais nokrišņu ūdens ķīmiskā sastāva raksturojums pētījumā iekļautajos objektos.

Parametru vērtības	pH	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K, mg L ⁻¹	Ca, mg L ⁻¹	Mg, mg L ⁻¹	Nkop., mg L ⁻¹	EVS, μS cm ⁻¹
Vidēji	7,4	0,28	0,07	0,49	0,46	1,17	0,34	0,97	15,4
Standartnovirze	0,5	0,43	0,23	0,99	0,66	0,99	0,34	1,52	12,6
Minimālā vērtība	6,2	< NR	< NR	< NR	0,03	0,23	0,05	0,09	5,7
Maksimālā vērtība	8,5	2,35	1,14	4,14	2,86	5,34	1,62	7,07	61,3
Mediāna	7,5	0,13	< NR	0,06	0,15	0,93	0,27	0,34	10,4

Ar nokrišņiem ekosistēmā ienestie makrokomponentu daudzumi pētījuma periodā objektos Dursupes, Nītaures un Ogres apkārtnē parādīti 1.15. tabulā. 2013. gada pētījumu periodā lielākais N daudzums (gan NO₃⁻ jonu, gan NH₄⁺ jonu veidā), kā arī lielākais PO₄³⁻

jonu un Ca daudzums tika ienests objektā Nītaures apkārtnē, kur likumsakarīgi 2013. gada pētījumu periodā novērots arī lielākais nokrišņu daudzums, savukārt, lielākais K un Mg daudzums ar nokrišņiem ienests objektā Ogres apkārtnē. Līdzīga situācija saglabājas 2014. gada pētījumu periodā, kad lielākais N (gan NO_3^- jonu, gan NH_4^+ jonu veidā) un PO_4^{3-} jonu daudzums tika ienests objektā Nītaures apkārtnē, savukārt lielākais bāzisko katjonu (K, Ca un Mg) daudzums ar nokrišņiem ienests objektā Ogres apkārtnē.

1.15. tabula. Ar nokrišņiem pētījumu periodā ienestie makrokomponentu daudzumi.

Objekts	Parametrs, g ha ⁻¹	Gads, pētījuma periods	
		2013, VI-XII	2014, IV-X
Dursupe	N _{kop.} , g ha ⁻¹	641	2273
	N-NO ₃ ⁻ , g ha ⁻¹	204	643
	N-NH ₄ ⁺ , g ha ⁻¹	129	1186
	P-PO ₄ ³⁻ , g ha ⁻¹	8	67
	K, g ha ⁻¹	415	878
	Ca, g ha ⁻¹	1522	3497
	Mg, g ha ⁻¹	396	729
Nītaure	N _{kop.} , g ha ⁻¹	1486	3427
	N-NO ₃ ⁻ , g ha ⁻¹	490	1100
	N-NH ₄ ⁺ , g ha ⁻¹	602	1631
	P-PO ₄ ³⁻ , g ha ⁻¹	77	205
	K, g ha ⁻¹	441	1182
	Ca, g ha ⁻¹	2822	3401
	Mg, g ha ⁻¹	504	773
Rembate	N _{kop.} , g ha ⁻¹	888	2015
	N-NO ₃ ⁻ , g ha ⁻¹	219	1064
	N-NH ₄ ⁺ , g ha ⁻¹	202	722
	P-PO ₄ ³⁻ , g ha ⁻¹	22	31
	K, g ha ⁻¹	515	1450
	Ca, g ha ⁻¹	2611	4655
	Mg, g ha ⁻¹	888	1528

1.3.2.2. Augsnes ūdens ķīmiskais sastāvs

1.3.2.2.1. Augsnes ūdens pH

Augsnes reakcijai ir liela nozīme augstāko augu un augsnes mikroorganismu dzīvības procesos. Paaugstināts skābums pilnīgi nomāc derīgo mikroorganismu, it īpaši nitrifikātoru un slāpekļa saistītāju baktēriju darbību. Tāpat kā paaugstināts augsnes skābums, tā sārmainums izraisa nevēlamas parādības, kuru rezultātā pasliktinās gan bioloģiskie augu augšanas apstākļi,

gan arī pašu augšņu fizikālās īpašības. Augsnes skābums vai sārmainums lielā mērā nosaka arī barības elementu uzņemšanu augos (Riņķis, Ramane 1989).

Vidējās meža augsnes ūdens pH vērtības pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādītas 1.16. tabulā. Vidējā meža augsnes ūdens pH vērtība 2013. gada pētījumu periodā (no jūlija, kad tika uzstādīti lizimetri augsnes ūdens paraugu ņemšanai, līdz decembrim) 30 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 8,0, bet kontroles platībās vidējais augsnes ūdens pH 30 cm dziļumā 2013. gadā ir 8,1.

2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā augsnes ūdens pH vērtības ir samazinājušās vidēji par 0,5 pH vienībām gan atcelmotās, gan kontroles platībās (statistiski būtiskas atšķirības starp 2013. un 2014. gada pētījumu periodu nav konstatētas, $p = 0,05$), attiecīgi, vidējais augsnes ūdens pH gan atcelmotās, gan kontroles platībās – 7,5. Lielākā augsnes ūdens pH vērtības samazināšanās 30 cm dziļumā (ūdens paskābināšanās), salīdzinot 2013. un 2014. gada pētījuma perioda augsnes ūdens analīžu rezultātus, notikusi atcelmotā platībā objektā Dursupes apkārtnē. Salīdzinot nokrišņu vidējās pH vērtības 2013. un 2014. gada pētījumu periodā, jāatzīmē, ka objektā Dursupes apkārtnē novērota arī nokrišņu ūdens paskābināšanās par 0,4 pH vienībām.

Vidējā meža augsnes ūdens pH vērtība 60 cm dziļumā pētījumā iekļautās platībās 2013. gada pētījumu periodā atcelmotās platībās ir 8,0, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējais augsnes ūdens pH 60 cm dziļumā 2013. gadā ir 8,1.

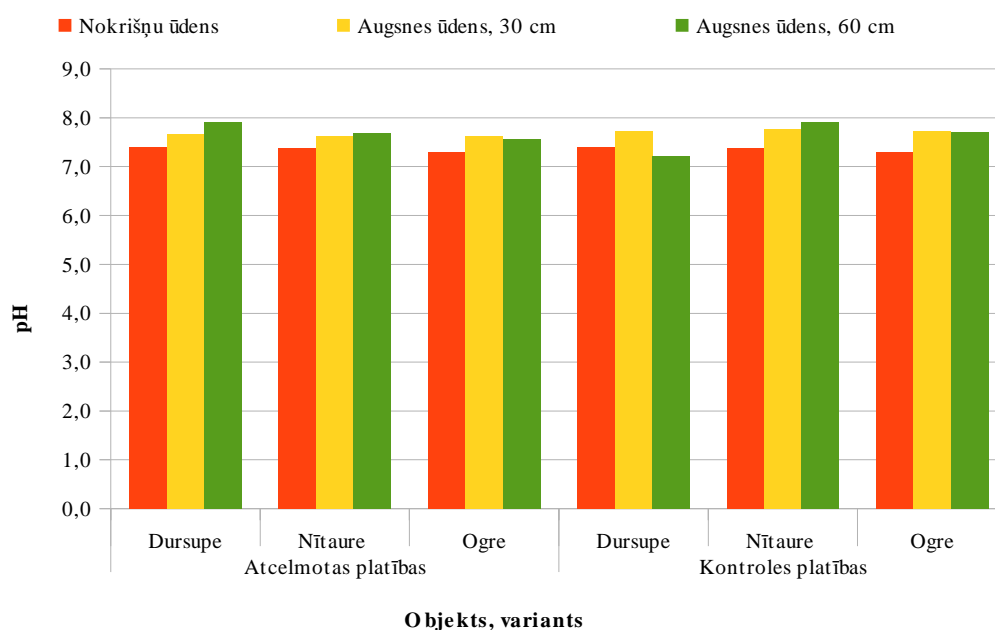
2014. gadā 60 cm dziļumā augsnes ūdens pH vērtības ir samazinājušās vidēji par 0,4 pH vienībām atcelmotās platībās (nav konstatētas būtiskas atšķirības starp 2013. un 2014. gada pētījumu periodu, $p > 0,05$) un 0,7 pH vienībām kontroles platībās (ir konstatētas būtiskas atšķirības starp 2013. un 2014. gada pētījumu periodu, $p = 0,04$), attiecīgi vidējais pH atcelmotās platībās ir 7,6 un kontroles platībās – 7,4. Lielākā augsnes ūdens pH vērtības samazināšanās 60 cm dziļumā (ūdens paskābināšanās), salīdzinot 2013. un 2014. gada pētījumu perioda augsnes ūdens analīžu rezultātus, notikusi kontroles platībā objektā Dursupes apkārtnē un atcelmotā platībā Ogres apkārtnē.

Salīdzinot vidējās augsnes ūdens pH vērtības atcelmotās un kontroles platībās 30 cm un 60 cm dziļumā atsevišķi, nav konstatēta statistiski būtiska atcelmošanas ietekme uz augsnes ūdens pH vērtībām 15..24 mēnešus pēc atcelmošanas. Salīdzinot augsnes ūdens pH vērtības atšķirības atcelmotās un kontroles platībās 2013. un 2014. gadā atsevišķi, lielākās pH vērtības atšķirības (0,9 pH vienības) konstatētas 2014. gadā objektā Dursupes apkārtnē 60 cm dziļumā.

1.16. tabula. Vidējās augsnes ūdens pH vērtības.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	8,26	8,12	7,37	7,53
	60	8,12	7,99	7,80	6,95
Nītaure	30	7,56	8,03	7,66	7,64
	60	7,78	8,09	7,64	7,81
Ogre	30	8,18	8,14	7,34	7,53
	60	8,09	8,15	7,33	7,49
Vidēji		7,98	8,09	7,53	7,49

1.7. attēlā ir redzams vidējo pH vērtību salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos atcelmotās un kontroles platībās. Pētītajos objektos, nokrišņu ūdenim skalojoties cauri augsnes slāņiem, tas kļūst bāziskāks. Izņēmums ir objekts Dursupes apkārtnē, kur augsnes ūdens 60 cm dziļumā ir skābāks par nokrišņu ūdeni.



1.7. attēls. Vidējo pH vērtību salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

1.3.2.2.2. Augsnes ūdens elektrovadītspēja

Augsnes ūdens elektrovadītspēja ir tieši atkarīga no ūdenī izšķīdušo sāļu daudzuma. Vidējās meža augsnes ūdens elektrovadītspējas vērtības pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādītas 1.17. tabulā. Vidējā augsnes ūdens elektrovadītspēja 2013. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā atcelmotās

platībās ir $264 \mu\text{S cm}^{-1}$, bet kontroles platībās vidējā augsnes ūdens elektrovadītspēja 30 cm dziļumā 2013. gadā ir $317 \mu\text{S cm}^{-1}$.

2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā vidējās augsnes ūdens elektrovadītspējas vērtības ir samazinājušās gan atcelmotās (statistiski būtiskas atšķirības starp 2013. un 2014. gada pētījumu periodu nav konstatētas, $p > 0,05$), gan kontroles platībās (statistiski būtiskas atšķirības starp 2013. un 2014. gada pētījumu periodu ir konstatētas, $p = 0,04$). Attiecīgi, vidējā augsnes ūdens elektrovadītspēja 2014. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā atcelmotās platībās ir $149 \mu\text{S cm}^{-1}$, bet kontroles platībās vidējā augsnes ūdens elektrovadītspēja 30 cm dziļumā 2014. gada pētījumu periodā ir $136 \mu\text{S cm}^{-1}$. Lielākā augsnes ūdens elektrovadītspējas vērtības samazināšanās 30 cm dziļumā, salīdzinot 2013. un 2014. gada pētījuma perioda augsnes ūdens analīžu rezultātus, notikusi objektā Ogres apkārtnē gan atcelmotās, gan kontroles platībās. Augsnes ūdens elektrovadītspējas izmaiņas šajā gadījumā nav saistāmas ar nokrišņu ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņām.

Vidējā meža augsnes ūdens elektrovadītspējas vērtība pētījumā iekļautās platībās 2013. gada pētījumu periodā 60 cm dziļumā atcelmotās platībās ir $259 \mu\text{S cm}^{-1}$, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējā augsnes ūdens elektrovadītspēja 60 cm dziļumā 2013. gadā ir $295 \mu\text{S cm}^{-1}$.

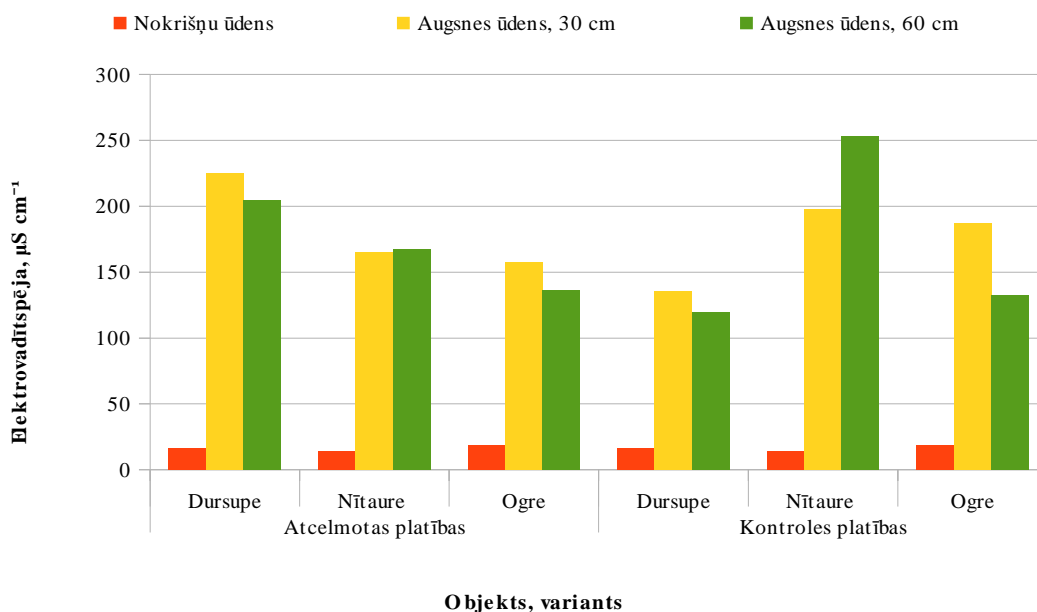
2014. gadā 60 cm dziļumā augsnes ūdens elektrovadītspējas vērtības ir samazinājušās (statistiski būtiskas atšķirības starp 2013. un 2014. gada pētījumu periodu konstatētas tikai atcelmotās platībās, $p = 0,04$) – vidējā elektrovadītspēja atcelmotās platībās ir $141 \mu\text{S cm}^{-1}$ un kontroles platībās – $136 \mu\text{S cm}^{-1}$. Tāpat kā 30 cm dziļumā, arī 60 cm dziļumā lielākā augsnes ūdens elektrovadītspējas vērtības samazināšanās, salīdzinot 2013. un 2014. gada pētījumu perioda augsnes ūdens analīžu rezultātus, notikusi kontroles platībā objektā Ogres apkārtnē.

1.17. tabula. Vidējās augsnes ūdens elektrovadītspējas ($\mu\text{S cm}^{-1}$) vērtības.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	287	279	209	100
	60	282	203	179	106
Nītaure	30	198	294	154	166
	60	244	345	145	223
Rembate	30	319	360	104	129
	60	253	291	103	80
Vidēji		261	306	144	136

Salīdzinot vidējās augsnes ūdens elektrovadītspējas vērtības atcelmotās un kontroles platībās 30 cm un 60 cm dziļumā atsevišķi, nav konstatēta statistiski būtiska atcelmošanas ietekme uz augsnes ūdens elektrovadītspēju 15...24 mēnešus pēc atcelmošanas.

1.8. attēlā ir parādīts vidējās elektrovadītspējas salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos atcelmotās un kontroles platībās. Pētītajos objektos nokrišņu ūdenim skalojoties cauri augsnes slāņiem, tas bagātinās ar katjoniem un anjoniem, līdz ar to elektrovadītspējas vērtība ievērojami palielinās.



1.8. attēls. Vidējās elektrovadītspējas salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

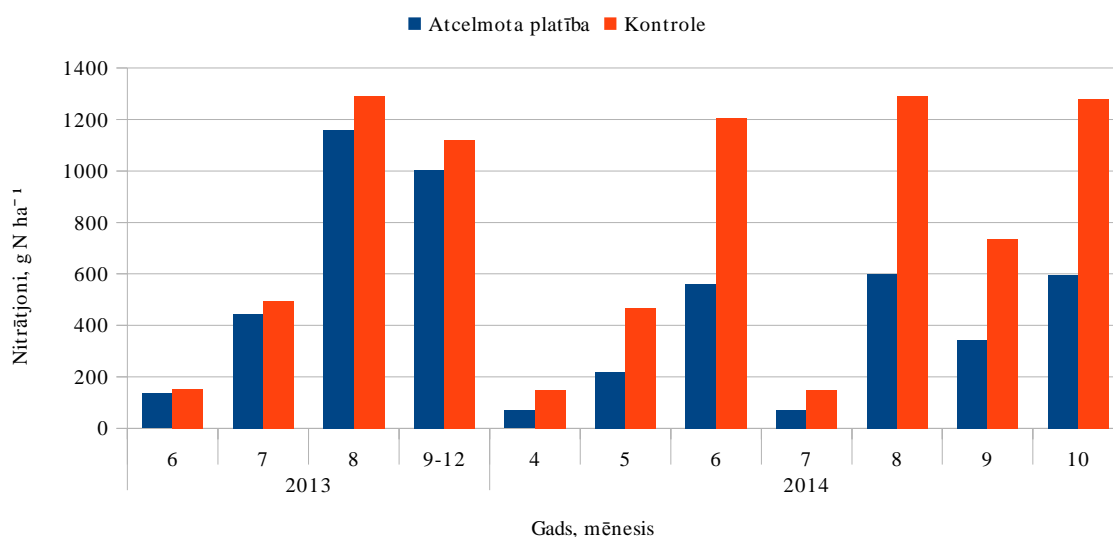
1.3.2.2.3. Nitrātjonu saturs augsnes ūdeņos

Nitrātjoni jeb slāpekļskābes sāļi augsnes ūdenī ir viens no galvenajiem augiem izmantojamā slāpekļa savienojumiem augsnē (Riņķis, Ramane 1989). Celmu izstrādes rezultātā ir iespējama dažādu jonu pastiprināta izskalošanās no augsnes. Nitrātjonu izskalošanās no meža augsnēm rezultātā var samazināties augiem viegli uzņemamā slāpekļa formas krājumi augsnē un tajā pašā laikā slāpekļa savienojumi var nonākt drenāžas ūdeņos un gruntsūdeņos un tālāk ūdenstilpnēs, kas savukārt veicina eitrofikācijas procesus (Nikodemus *u.c.* 2008), kas ir viena no būtiskākajām problēmām Baltijas jūrā. Pētījumā iekļautos objektos vidēji 20 % no kopējā slāpekļa satura augsnes ūdenī atrodas nitrātjonu formā, bet tikai 5 % amonija jonu formā. Vidējais nitrātjonu saturs augsnes ūdenī pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādīts 1.18. tabulā.

1.18. tabula. Vidējais nitrātjonu saturs (mg N L^{-1}) augsnes ūdenī.

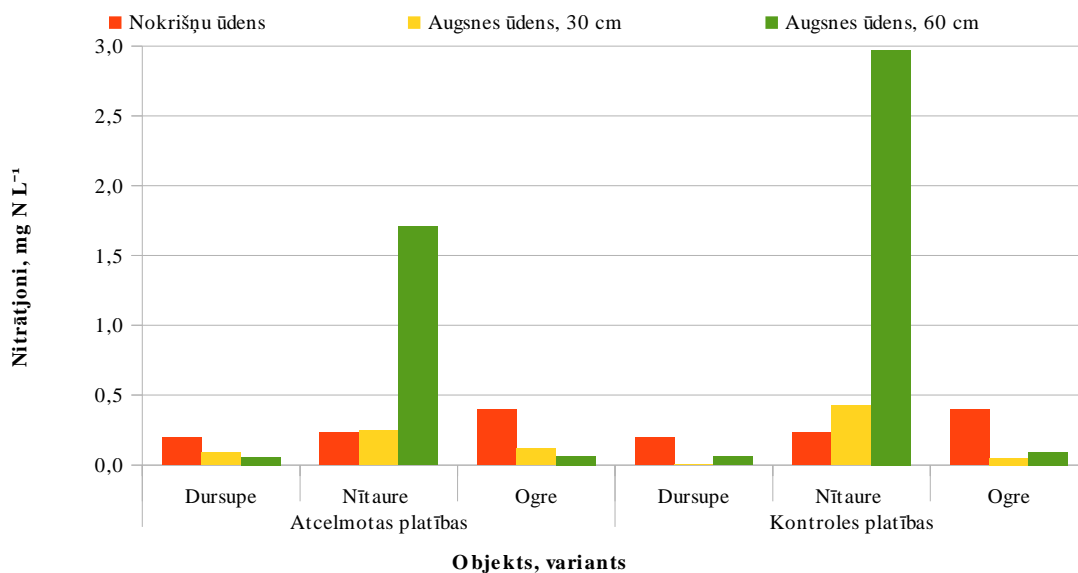
Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	< NR	< NR	0,14	0,01
	60	< NR	< NR	0,08	0,08
Nītaure	30	< NR	0,01	0,33	0,57
	60	3,10	3,46	1,31	2,81
Rembate	30	0,11	< NR	0,12	0,07
	60	0,01	0,03	0,08	0,11
Vidēji		0,54	0,70	0,37	0,64

2013. gada un 2014. gada pētījumu periodā lielākais nitrātjonu saturs augsnes ūdenī gan kontroles, gan atcelmotās platībās konstatēts objektā Nītaures apkārtnē 60 cm dziļumā. Maksimālais nitrātjonu saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā ($10,0 \text{ mg N L}^{-1}$) konstatēts objektā Nītaures apkārtnē kontroles platībā 2014. gada jūnija mēnesī. Attiecīgā ekstrēmā vērtība nav saistīta ar nokrišņu ķīmiskā sastāva izmaiņām. 1.9. attēlā parādīts nitrātjonu saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā objektā Nītaures apkārtnē (aprēķināts, ņemot vērā nokrišņu daudzumu attiecīgajā periodā un pieņemot, ka evapotranspirācija ir 69%).



1.9. attēls. Nitrātjonu saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā objektā Nītaures apkārtnē.

1.10. attēlā ir parādīts vidējā nitrātjonu satura salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos atcelmotās un kontroles platībās atsevišķi. Objektos Dursupes un Ogres apkārtnē nokrišņu ūdenī ir lielāks nitrātjonu saturs nekā augsnes ūdenī, savukārt objektā Nītaures apkārtnē, nokrišņu ūdenim skalojoties cauri augsnes slāņiem, tas bagātinās ar nitrātjoniem.



1.10. attēls. Vidējā nitrātu satura salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

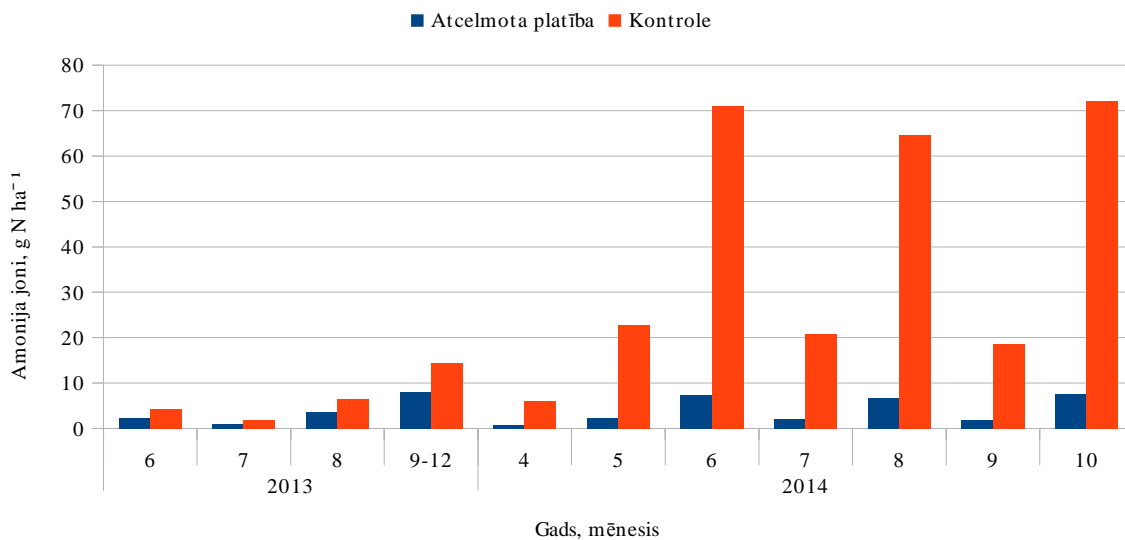
1.3.2.2.4. Amonija jonu saturs augsnes ūdeņos

Amonija joni tāpat kā nitrāti augsnes ūdenī ir viens no galvenajiem augiem izmantojamā slāpekļa savienojumiem (Riņķis, Ramane 1989). Vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādīts 1.19. tabulā. Vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī 2013. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 0,02 mg N L⁻¹, bet kontroles platībās vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī 30 cm dziļumā 2013. gadā ir 0,03 mg N L⁻¹.

1. **Kļūda! Nav norādīta secība.** tabula. Vidējais amonija jonu saturs (mg N L⁻¹) augsnes ūdeņos.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	0,03	0,05	0,02	0,21
	60	0,02	0,44	0,02	1,21
Nītaure	30	0,03	0,02	0,02	0,02
	60	0,01	0,03	0,03	0,27
Rembate	30	0,01	0,02	0,01	0,01
	60	0,01	0,02	0,03	0,01
Vidēji		0,02	0,09	0,02	0,29

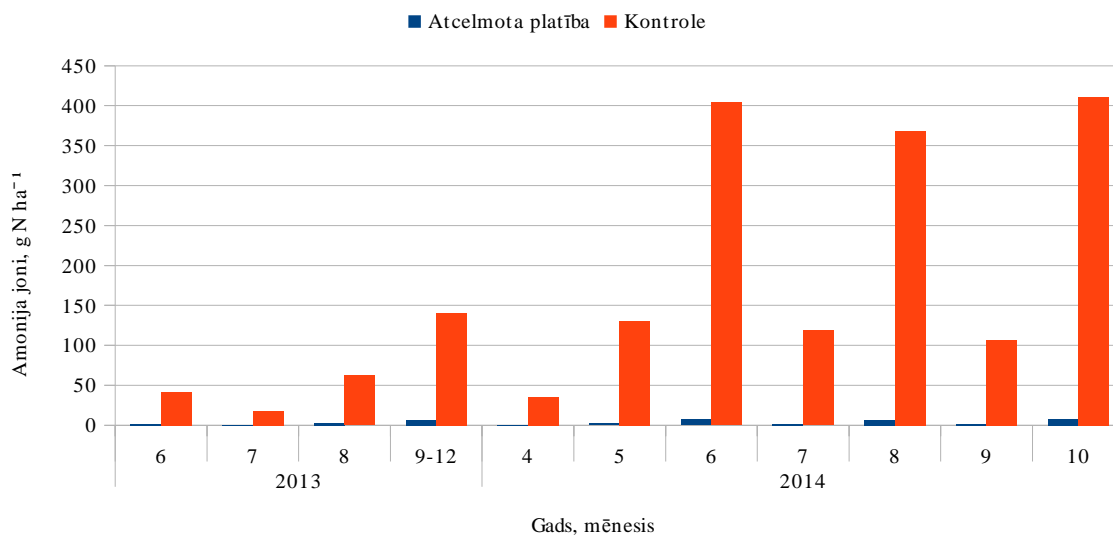
2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās nav mainījies, salīdzinot ar 2013. gada pētījumu periodu, attiecīgi, $0,02 \text{ mg N L}^{-1}$, savukārt kontroles platībās vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī ir palielinājies tikai objektā Dursupes apkārtnē – $0,21 \text{ mg N L}^{-1}$. Attēlā 1.11. atspoguļota amonija jonu ienese ar augsnes ūdeni 30 cm dziļumā objektā Dursupes apkārtnē 2013. gada un 2014. gada pētījumu periodā (aprēķināts, ņemot vērā nokrišņu daudzumu attiecīgajā periodā un pieņemot, ka evapotranspirācija ir 69%).



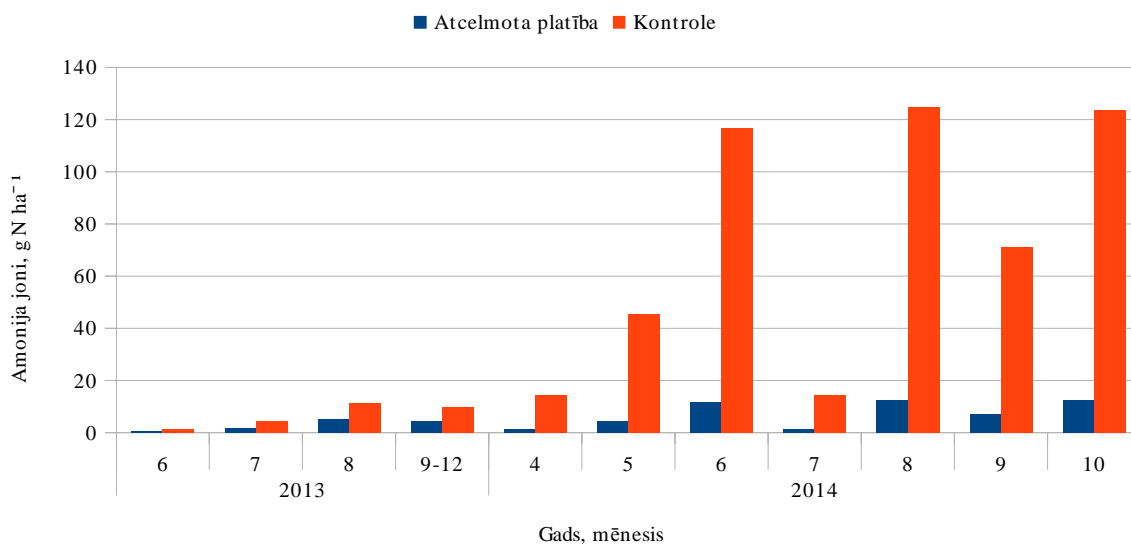
1.11. attēls. Amonija jonu ienese ar ūdeni 30 cm dziļumā objektā Dursupes apkārtnē.

Vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī pētījumā iekļautās platībās 2013. gada pētījumu periodā 60 cm dziļumā atcelmotajos parauglaukumos ir $0,01 \text{ mg N L}^{-1}$, bet kontroles parauglaukumos, kur atcelmošana nav veikta, vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā 2013. gadā ir $0,16 \text{ mg N L}^{-1}$.

2014. gadā 60 cm dziļumā vidējā amonija jonu ienese augsnes ūdenī atcelmotās platībās ir nedaudz palielinājusies – vidēji $0,03 \text{ mg N L}^{-1}$, ievērojamāka amonija jonu satura palielināšanās konstatēta kontroles platībās objektos Dursupes un Nītaures apkārtnē, vidējais amonija jonu saturs augsnes ūdenī, attiecīgi, $1,21 \text{ mg N L}^{-1}$ un $0,27 \text{ mg N L}^{-1}$. 1.12. un 1.13. attēlā parādīta amonija jonu ienese ar augsnes ūdeni 60 cm dziļumā objektos Dursupes un Nītaures apkārtnē 2013. gada un 2014. gada pētījuma periodā (aprēķināts, ņemot vērā nokrišņu daudzumu attiecīgajā periodā un pieņemot, ka evapotranspirācija ir 69%).

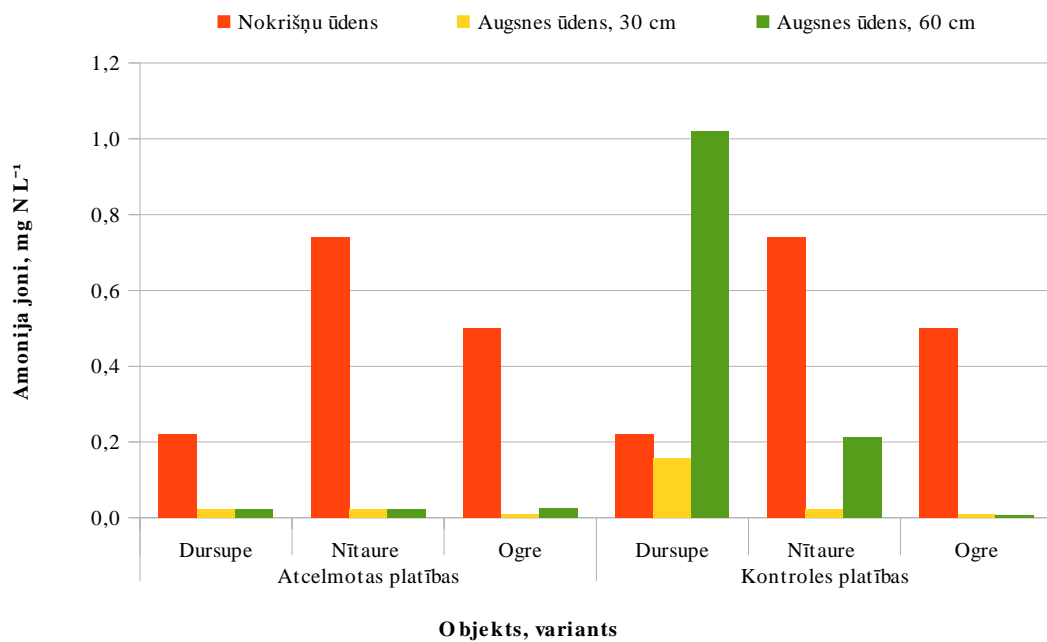


1.12. attēls. Amonija jonu ienese ar augsnes ūdeni 60 cm dziļumā objektā Dursupes apkārtnē.



1.13. attēls. Amonija jonu ienese ar augsnes ūdeni 60 cm dziļumā objektā Nītaures apkārtnē.

Vidējā amonija jonu satura salīdzinājums pētījuma periodā nokrišņu un augsnes ūdens paraugos parādīts 1.14. attēlā. Pētītajos objektos nokrišņu ūdenī amonija jonu saturs ir ievērojami lielāks nekā augsnes ūdenī 30 cm un 60 cm dziļumā, izņēmums ir objekts Dursupes apkārtnē, kur 60 cm dziļumā augsnes ūdenī ir 4,6 reizes lielāks amonija jonu saturs nekā nokrišņu ūdens paraugos.



1.14. attēls. Vidējā amonija jonu satura salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

1.3.2.2.5. Kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdeņos

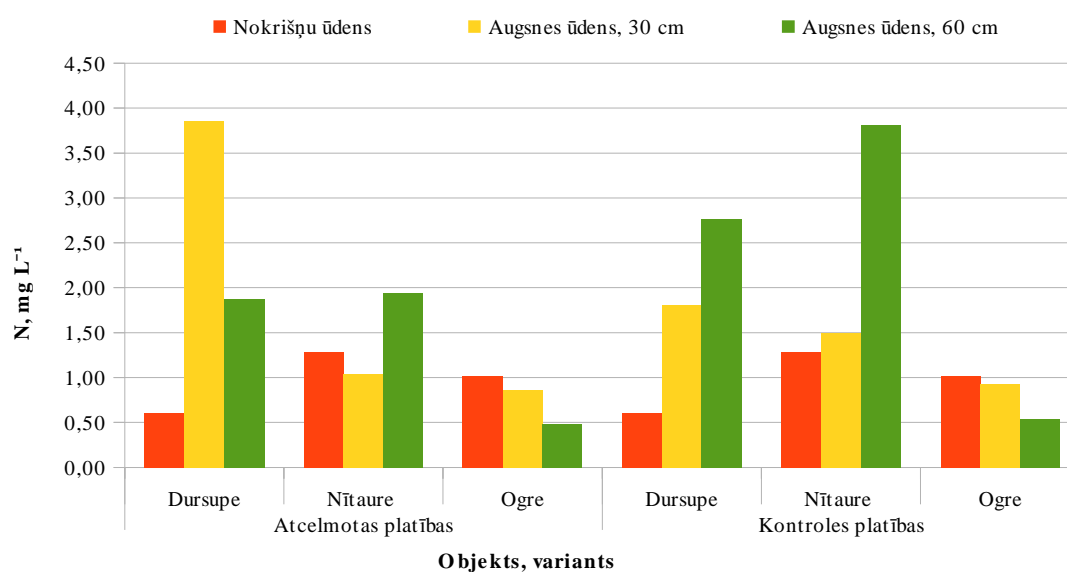
Vidējais kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdenī pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādīts 1.20. tabulā. Vidējais kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdenī 2013. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 1,87 mg N L⁻¹, bet kontroles platībās vidējais kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdenī 30 cm dziļumā 2013. gadā ir 1,79 mg N L⁻¹. 2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā vidējais kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdenī gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās ir samazinājies, salīdzinot ar 2013. gada pētījumu periodu, attiecīgi līdz 1,59 mg N L⁻¹ un 1,15 mg N L⁻¹.

Vidējais kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdenī pētījumā iekļautās platībās 2013. gada pētījumu periodā 60 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 2,16 mg N L⁻¹, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējais kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā 2013. gadā ir 2,32 mg N L⁻¹. 2014. gadā 60 cm dziļumā vidējais kopējā slāpekļa saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās ir samazinājies (1,08 mg N L⁻¹), bet kontroles platībās nav mainījies.

1.20. tabula. Vidējais kopējā slāpekļa saturs (mg N L^{-1}) augsnes ūdeņos.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	3,41	2,59	4,09	1,43
	60	2,83	3,02	1,39	2,68
Nītaure	30	1,48	1,67	0,82	1,40
	60	2,97	3,18	1,50	4,14
Rembate	30	1,23	1,38	0,68	0,70
	60	0,67	1,01	0,40	0,30
Vidēji		2,02	2,06	1,31	1,79

Vidējā kopējā slāpekļa satura salīdzinājums pētījuma perioda nokrišņu un augsnes ūdens paraugos parādīts 1.15. attēlā. Objektā Ogres apkārtnē nokrišņu ūdenī kopējā slāpekļa saturs ir lielāks nekā augsnes ūdenī 30 cm un 60 cm dziļumā, savukārt objektos Dursupes un Nītaures apkārtnē augsnes ūdenī vidēji ir lielāks kopējā slāpekļa saturs nekā nokrišņu ūdenī, izņēmums ir objekts Nītaures apkārtnē, kur atcelmotās platībās augsnes ūdenī 30 cm dziļumā kopējā slāpekļa saturs ir mazāks nekā nokrišņu ūdenī.



1.15. attēls. Vidējā kopējā slāpekļa satura salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

1.3.2.2.6. Fosfātjonu saturs augsnes ūdeņos

Galvenais fosfora avots augiem ir ortofosforskābes sāļi jeb fosfāti. Fosfora nozīme augu dzīvības procesos ir ļoti daudzveidīga. Fosfors ietilpst nukleīnskābēs, kuras savienojumā ar olbaltumvielām veido nukleīnproteīdus – šūnu kodolu un protoplazmas svarīgu sastāvdaļu.

Šiem saliktajiem savienojumiem ir ļoti liela nozīme arī iedzīvības informācijas nodrošināšanā. Fosfors piedalās vielmaiņā, tas aktivizē substrātu elpošanas procesā, kā arī CO₂ akceptorus fotosintēzē. Liela nozīme fosforam ir augu dzīvības procesu enerģijas maiņā un citos augiem vitāli svarīgos procesos. Celmu izstrādes rezultātā ir iespējama dažādu jonu pastiprināta izskalošanās no augsnes. Fosfora trūkums augiem izraisa gan reprodiktīvo orgānu (sēklu), gan veģetatīvo daļu (stumbru, lapu) augšanas un attīstības kavēšanu (Riņķis, Ramane 1989). Tajā pašā laikā fosfātu izskalošanās no meža augsnēm rezultātā fosfora savienojumi var nonākt drenāžas ūdeņos un gruntsūdeņos un tālāk ūdenstilpnēs, kas savukārt veicina eutrofikāciju (Nikodemus *u.c.* 2008).

Vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, redzams 1.21. tabulā. Vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī 2013. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 0,015 mg P L⁻¹, bet kontroles platībās vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī 30 cm dziļumā 2013. gadā ir 0,009 mg P L⁻¹.

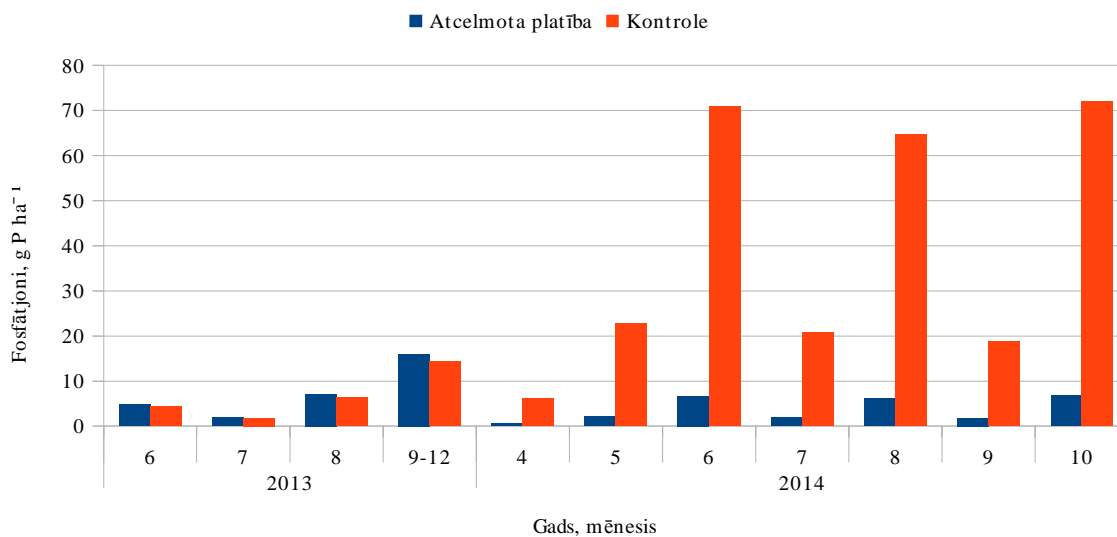
1.21. tabula. Vidējais fosfātu saturs (mg P L⁻¹) augsnes ūdeņos.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	0,050	0,020	0,020	0,083
	60	0,013	0,025	0,005	0,007
Nītaure	30	0,003	0,003	0,003	0,012
	60	<NR	<NR	0,004	0,008
Rembate	30	0,003	0,010	0,008	0,053
	60	0,023	0,010	0,013	0,007
Vidēji		0,014	0,009	0,008	0,025

2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās ir samazinājies, salīdzinot ar 2013. gada pētījumu periodu, līdz 0,009 mg P L⁻¹, savukārt kontroles platībās vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī ir palielinājies – vidēji 0,045 mg P L⁻¹, kaut gan statistiski būtiskas atšķirības nav konstatētas.

Lielākais vidējais fosfātu saturs (0,083 mg P L⁻¹) konstatēts 30 cm dziļumā kontroles platībā objektā Dursupes apkārtnē 2014. gada pētījumu periodā. Fosfātu saturs augsnes ūdenī šajā gadījumā nav saistāms ar fosfātu satura palielināšanos nokrišņu ūdenī. 1.16.

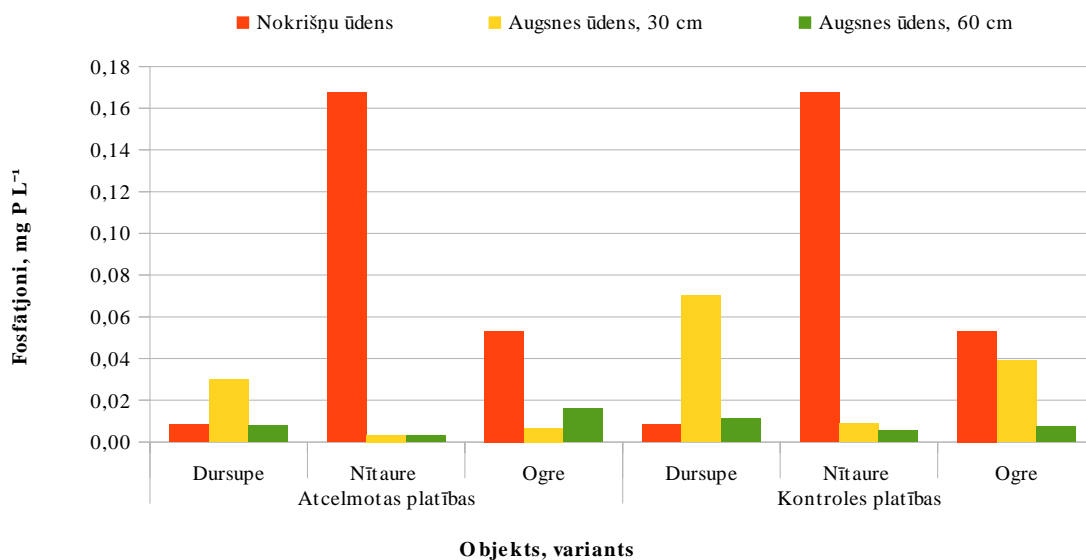
attēlā parādīts fosfātu ienese ar augsnes ūdeni 30 cm dziļumā objektā Dursupes apkārtnē 2013. gada un 2014. gada pētījuma periodā.



1.16. attēls. Fosfātu ienese ar augsnes ūdeni 30 cm dziļumā objektā Dursupes apkārtnē.

Vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī pētījumā iekļautās platībās 2013. gada pētījuma periodā 60 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 0,012 mg P L⁻¹, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā 2013. gadā ir 0,010 mg P L⁻¹. 2014. gadā 60 cm dziļumā vidējais fosfātu saturs augsnes ūdenī gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās ir samazinājies, attiecīgi, 0,008 mg P L⁻¹ un 0,007 mg P L⁻¹.

Vidējā fosfātu satura salīdzinājums pētījuma periodā nokrišņu un augsnes ūdens paraugos parādīts 1.17. attēlā. Objektos Nītaures un Ogres apkārtnē nokrišņu ūdenī fosfātu saturs ir ievērojami lielāks nekā augsnes ūdenī 30 cm un 60 cm dziļumā, izņēmums ir objekts Dursupes apkārtnē, kur 30 cm dziļumā augsnes ūdenī ir lielāks fosfātu saturs nekā nokrišņu ūdens paraugos.



1.17. attēls. Vidējā fosfātjonu satura salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

1.3.2.2.7. Kālija saturs augsnes ūdeņos

No visiem augiem nepieciešamajiem katjoniem kālijs ir vissvarīgākais. Kālijs veicina ūdens pieplūšanu šūnām, sekmējot vielmaiņas normālu norisi. Kālija ietekmē palielinās osmotiskais spiediens, samazinās transpirācija un palielinās ogļhidrātu uzkrāšanās. Tā rezultātā paaugstinās augu salizturība un sausumizturība. Trūkstot kālijam, augi kļūst uzņēmīgāki pret sēņu slimībām (Riņķis, Ramane 1989). Kālija izskalošanos parasti nesaista ar virsūdeņu eutrofikācijas procesiem, tomēr pastiprināta kālija izskalošanās no augsnes var pasliktināt nākamās meža aprites augšanas gaitu.

Vidējais kālija saturs augsnes ūdenī pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādīts 1.22. tabulā. 2013. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā vidējais kālija saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās ir 3,1 mg K L⁻¹, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējais kālija saturs ir 4,0 mg K L⁻¹.

2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā vidējais kālija saturs augsnes ūdenī gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās ir samazinājies, salīdzinot ar 2013. gada pētījumu periodu, attiecīgi līdz 1,8 mg K L⁻¹ un 2,5 mg K L⁻¹, kaut gan statistiski būtiskas izmaiņas nav konstatētas.

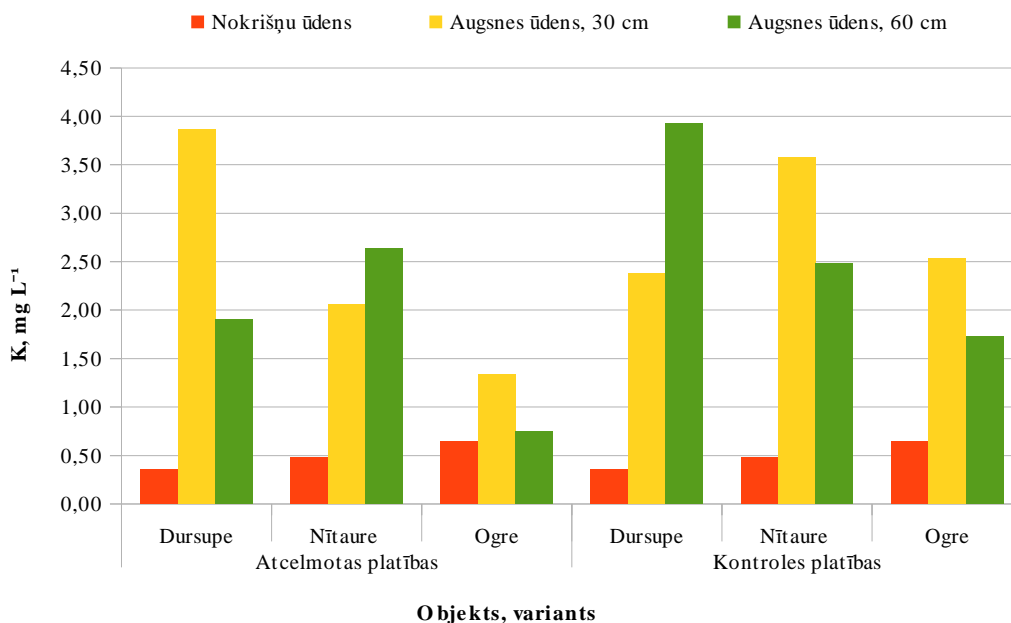
Vidējais kālija saturs augsnes ūdenī pētījumā iekļautās platībās 2013. gada novērojumu periodā 60 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 2,5 mg K L⁻¹, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējais kālija saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā ir 2,6 mg K L⁻¹. 2014. gada pētījuma periodā 60 cm dziļumā vidējais kālija saturs augsnes ūdenī gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās ir samazinājies, attiecīgi, 1,4 mg K L⁻¹ un 2,7

mg K L⁻¹, statistiski būtiskas izmaiņas, salīdzinot 2013. gada un 2014. gada pētījumu periodu, nav konstatētas.

1.22. tabula. Vidējais kālija saturs (mg K L⁻¹) augsnes ūdeņos.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	5,44	2,59	3,08	2,27
	60	2,93	2,49	1,38	4,41
Nītaure	30	2,73	3,96	1,72	3,44
	60	3,59	3,02	2,23	2,21
Rembate	30	1,82	5,33	1,09	1,60
	60	1,09	2,18	0,60	1,51
Vidēji		2,79	3,16	1,59	2,59

Vidējā kālija satura salīdzinājums pētījuma periodā nokrišņu un augsnes ūdens paraugos parādīts 1.18. attēlā. Augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā kālija saturs ir lielāks, nekā nokrišņu ūdenī, kur K avots ir putekļi un aerosoli. Statistiski būtiska atcelmošanas ietekme uz K saturu augsnes ūdenī nav konstatēta.



1.18. attēls. Vidējā kālija satura salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

1.3.2.2.8. Kalcija saturs augsnes ūdeņos

Kalcija divvērtīgajam jonam ir būtiska nozīme augu dzīvē. Tas atrodas visās šūnas struktūrās un orgānos un stabilizē to funkcijas. Kalcijs sevišķi nepieciešams sakņu sistēmas normālai attīstībai un darbībai. Pētījumi pierādījuši, ka kalcijs aktivizē dažus fermentus – dzintarskābes dehidroģenēzi, pektināzi, fosfatāzes. Kalcija trūkums vispirms ietekmē jauno orgānu attīstību, jo tā transports no vecākām daļām uz jaunākām augā nenotiek (Riņķis, Ramane 1989). Saistībā ar atcelmošanu būtiski iegūt zināšanas par atcemošanas ietekmi uz kalcija izskalošanos un izstrādāt priekšlikumus darbu izpildei, lai maksimāli samazinātu kalcija izskalošanos no augsnes.

Vidējais kalcija saturs augsnes ūdenī pētījuma periodā atcelmotās platībās un kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādīts 1.23. tabulā. 2013. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā vidējais kalcija saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās ir 33,6 mg Ca L⁻¹, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējais kalcija saturs ir 45,7 mg Ca L⁻¹.

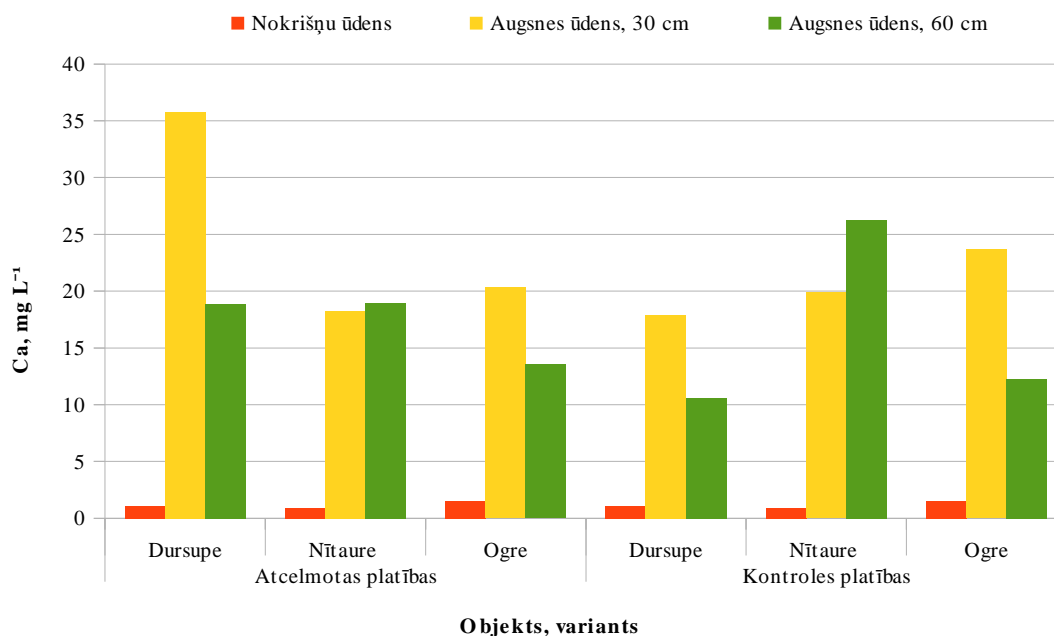
2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā vidējais kalcija saturs augsnes ūdenī gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās ir samazinājies, salīdzinot ar 2013. gada pētījumu periodu, attiecīgi līdz 18,2 mg Ca L⁻¹ un 14,7 mg Ca L⁻¹, kaut gan statistiski būtiskas izmaiņas konstatētas tikai kontroles platībās (p = 0,04).

Vidējais kalcija saturs augsnes ūdenī pētījumā iekļautās platībās 2013. gada novērojumu periodā 60 cm dziļumā atcelmotās platībās ir 27,9 mg Ca L⁻¹, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, vidējais kalcija saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā ir 33,8 mg Ca L⁻¹. 2014. gada pētījuma periodā 60 cm dziļumā vidējais kalcija saturs augsnes ūdenī gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās ir statistiski būtiski samazinājies, attiecīgi 12,6 mg Ca L⁻¹ un 11,4 mg Ca L⁻¹.

1.23. tabula. Vidējais kalcija saturs (mg Ca L⁻¹) augsnes ūdeņos.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	38,1	45,0	35,2	11,1
	60	26,2	29,0	16,4	7,5
Nītaure	30	25,1	33,4	14,8	17,6
	60	30,1	38,3	14,1	20,3
Rembate	30	40,6	52,2	10,2	14,2
	60	26,9	29,4	7,9	6,6
Vidēji		30,6	38,6	15,1	13,0

Vidējā kalcija saturs salīdzinājums pētījuma periodā nokrišņu un augsnes ūdens paraugos parādīts 1.19. attēlā. Augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā kalcija saturs ir lielāks nekā nokrišņu ūdenī, kur Ca avots ir putekļi un aerosoli. Statistiski būtiska atcelmošanas ietekme uz Ca saturu augsnes ūdenī nav konstatēta.



1.19. attēls. Vidējā kalcija saturs salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

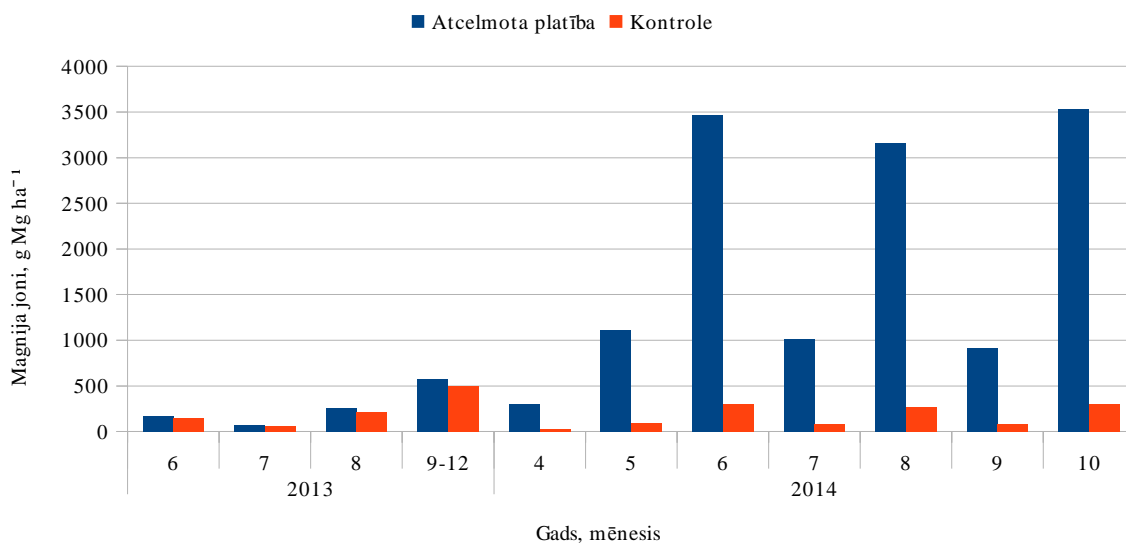
1.3.2.2.9. Magnija saturs augsnes ūdeņos

Apmēram 10% no visā augā esošā magnija ietilpst hlorofila sastāvā, tātad šis elements ir fotosintēzes procesa neatņemama sastāvdaļa. Magnijs aktivizē vairākus fermentus, kas piedalās fosfora vielmaiņā, un tādējādi piedalās augu enerģētiskos procesos. Magnijam ir svarīga nozīme reproduktīvo orgānu veidošanā, tas stimulē sēklu dīģšanu un citus procesus (Riņķis, Ramane 1989).

Vidējais magnija saturs augsnes ūdenī pētījuma periodā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, parādīts 1.24. tabulā. 2013. gada pētījumu periodā 30 cm dziļumā vidējais magnija saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās ir 2,2 mg Mg L⁻¹, bet kontroles platībās, kur atcelmošana nav veikta, 2,8 mg Mg L⁻¹.

2014. gada pētījumu periodā (no aprīļa līdz oktobrim) 30 cm dziļumā vidējais magnija saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās ir palielinājies, bet kontroles platībās samazinājies, salīdzinot ar 2013. gada pētījumu periodu, attiecīgi, 3,4 mg Mg L⁻¹ un 1,0 mg Mg L⁻¹, statistiski būtiskas izmaiņas nav konstatētas. Salīdzinoši lielāks magnija saturs (28,4 mg Mg L⁻¹) konstatēts objektā Dursupes apkārtnē 30 cm dziļumā 2014. gada aprīļa un maija mēnesī, kas izskaidrojams ar intensīvākiem dēdēšanas procesiem augsnē, ko izraisa augsnes

ūdens paskābināšanās (pH 6,7). 1.20. attēlā parādīta magnija ienese ar augsnes ūdeni 30 cm dziļumā objektā Dursupes apkārtnē 2013. gada un 2014. gada pētījuma periodā.



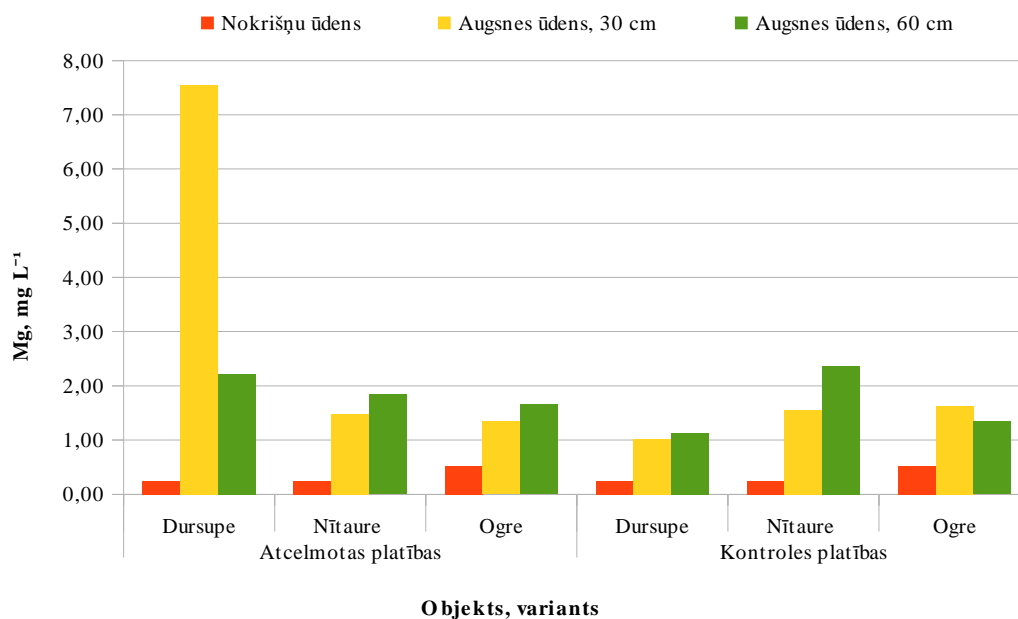
1.20. attēls. Magnija saturs augsnes ūdenī 30 cm dziļumā objektā Dursupes apkārtnē.

Vidējais magnija saturs augsnes ūdenī pētījumā iekļautās platībās 2013. gada pētījumu periodā 60 cm dziļumā gan atcelmotās platībās, gan kontroles platībās ir 1,9 mg Mg L⁻¹. 2014. gada pētījuma periodā 60 cm dziļumā vidējais magnija saturs augsnes ūdenī atcelmotās platībās nav mainījies, bet kontroles platībās ir nedaudz samazinājies, attiecīgi, 1,6 mg Mg L⁻¹.

1.24. tabula. Vidējais magnija saturs (mg Mg L⁻¹) augsnes ūdeņos.

Objekts	Dziļums, cm	Gads, variants			
		2013		2014	
		atcelmota platība	kontroles platība	atcelmota platība	kontroles platība
Dursupe	30	1,81	1,55	10,41	0,89
	60	1,67	0,83	2,50	1,24
Nītaure	30	2,33	2,88	1,07	1,11
	60	2,57	2,48	1,52	2,30
Rembate	30	2,28	3,45	1,03	1,02
	60	1,57	1,98	1,70	1,13
Vidēji		2,04	2,27	2,55	1,31

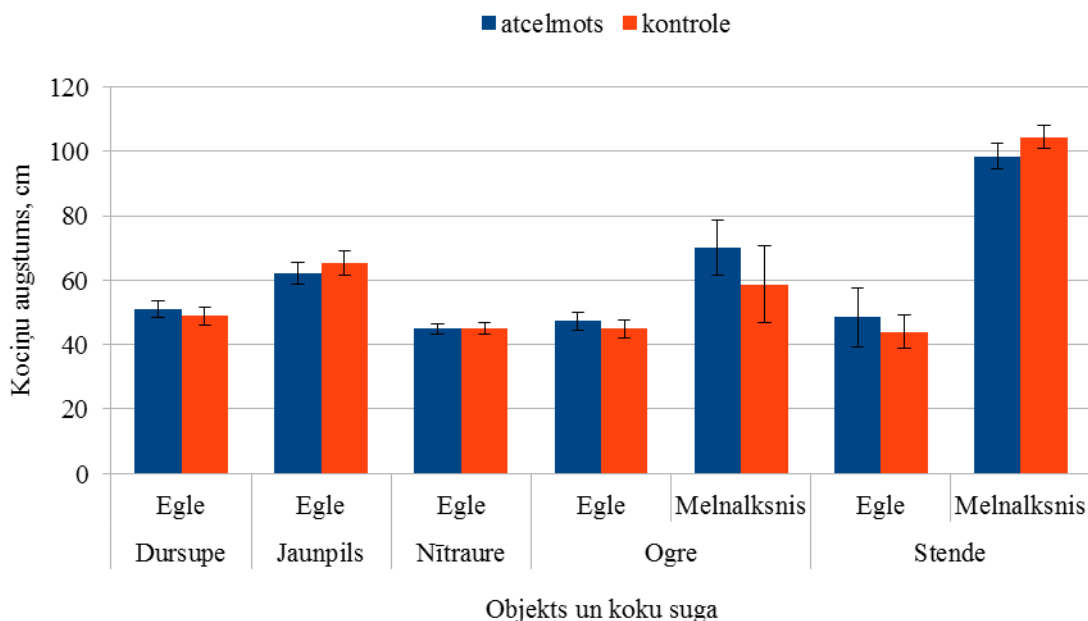
Vidējā magnija satura salīdzinājums pētījuma periodā nokrišņu un augsnes ūdens paraugos parādīts 1.21. attēlā. Augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā magnija saturs ir lielāks nekā nokrišņu ūdenī, kur Mg avots ir putekļi un aerosoli.



1.21. attēls. Vidējā magnija satura salīdzinājums nokrišņu un augsnes ūdens paraugos.

1.3.3. Stādu augšanas gaita atjaunotajās platībās

Egļu un melnalkšņu stādu augstumi uzmērīti 2014. gadā, nākamajā veģetācijas sezonā pēc iestādīšanas. Augstuma mērījumi veikti 5 objektos. Rezultāti atspoguļoti 1.22. attēlā. Statistiski būtiskas ($\alpha=0,05$) augstuma atšķirības kociņu augstumā starp atcelmotajām un kontroles platībām nav konstatētas nevienā no objektiem.

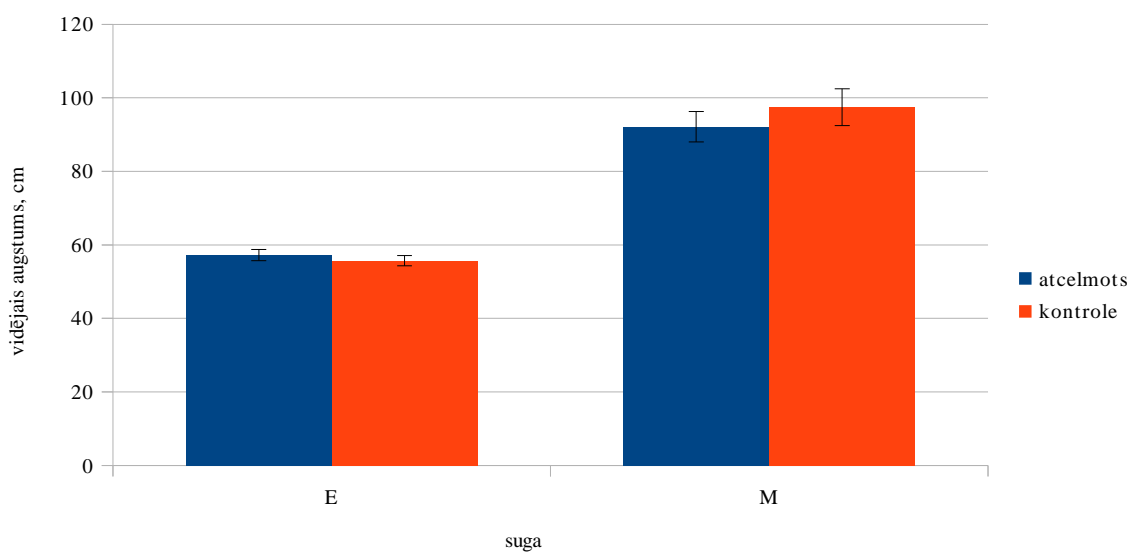


1.22. attēls. Egļu un melnalkšņu stādu augstums atcelmotajās un kontroles platībās dažādos analizētajos objektos.

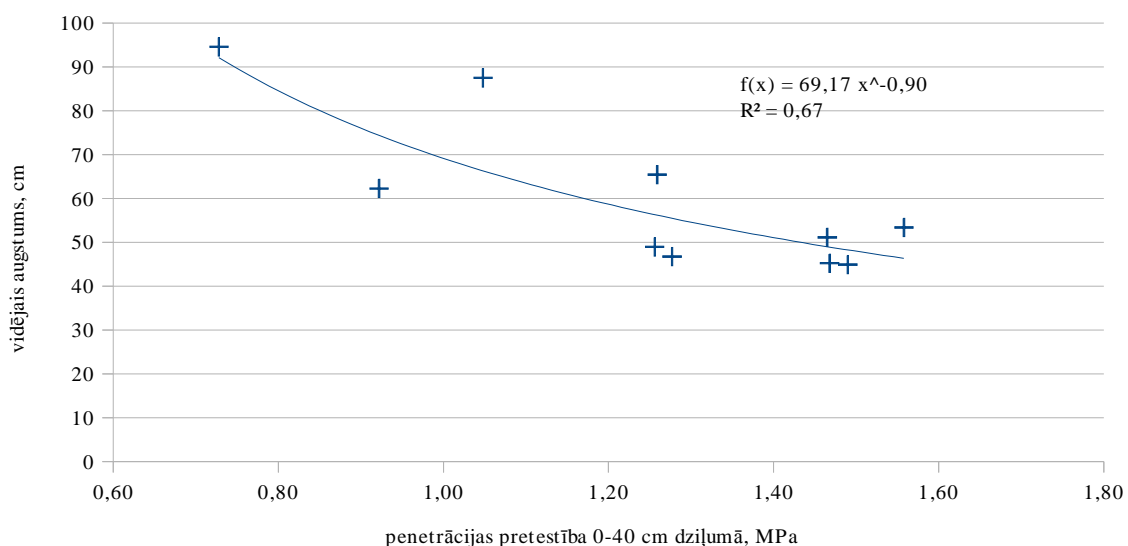
Stādu augstums atcelmotajās un kontroles audzēs ir līdzīgs un statistiski būtiski ($\alpha=0,05$) neatšķiras (1.23. attēls). Parauglaukumos, kur stādīti egļu stādi, atcelmotajā daļā to augstums ir $51,6\pm 1,5$ cm, kontroles daļā $50,9\pm 1,6$ cm, bet melnalkšņu stādiem attiecīgi $92,2\pm 4,1$ cm un $97,5\pm 5,0$ cm.

Konstatēta statistiski būtiska ($r > r_{\alpha=0,05;n=10}$) augsnes penetrācijas pretestības ietekme augsnes slānī līdz 40 cm dziļumam uz kociņu vidējo augstumu. Starp šiem rādītājiem pastāv cieša negatīva korelācija ($r = -0,81$; $n = 10$). Kociņu vidējā augstuma atkarība no augsnes penetrācijas pretestības 0-40 cm attēlota 1.24. attēlā. Analizēta arī penetrācijas pretestības ietekme uz izaugušo kociņu skaitu $\text{gab} \cdot \text{ha}^{-1}$, tomēr būtiska ietekme nav konstatēta ($r < r_{\alpha=0,05;n=10}$).

Vidēji 1% no visiem kociņiem ir dzīvnieku bojāti un atšķirības starp atcelmotajām un kontroles platībām nav statistiski būtiskas. Dursupes, Jaunpils un Stendes kontroles objektos bija pa vienam dzīvnieku bojātam kociņam, bet Ogres kontroles objektā – 4 kociņi. Atcelmotajās platībās tikai Dursupē konstatēti dzīvnieku bojājumi, kur bojāti 6 kociņi.



1.23. attēls. Egles (E) un melnalkšņu (M) stādu augstums atcelmotajās un kontroles platībās pa sugām.



1.24. attēls. Kociņu vidējā augstuma atkarība no penetrācijas pretestības.

Tomēr 2 gadu laikā iegūtie rezultāti apstiprina sākotnējo pieņēmumu, ka atcelmošanas ietekme auglīgajos meža tipos nav būtiska. Lai sagatavotu rekomendācijas saistībā ar atcelmošanas ietekmi uz agroķīmiskajām īpašībām, augsnes ūdens ķīmisko sastāvu un biogēno elementu izskalošanos nepieciešami ilgtermiņa novērojumi.

1.4. Secinājumi

1. Pētījumā salīdzināta augsnes ūdens kvalitāte un biogēno elementu saturs 30 cm un 60 cm dziļumā atcelmotās un kontroles platībās. Statistiski būtiska atcelmošanas ietekme uz augsnes ūdens kvalitāti 2 gadu laikā pēc celmu izstrādes nav konstatēta.
2. Divu gadu laikā pēc atcelmošanas nav novērota augsnes paskābināšanās (vidējā augsnes ūdens pH vērtība gan atcelmotās, gan kontroles platībās ir 7,7) un biogēno elementu pastiprināta izskalošanās no augsnes.
3. Ieaugušo un saglabājušos stādiņu uzmērījumi 2014. gadā atcelmotajā un kontroles platībās neuzrāda būtisku pie $\alpha=0,05$ egļu stādiņu augstuma atšķirību. Melnalkšņa stādiņu augstums atcelmotajās platībās ir nedaudz mazāks par kontroles platībām, attiecīgi $92,2 \pm 4,1$ cm un $97,5 \pm 5,0$ cm, taču atšķirība nav statistiski būtiska. Arī saglabājušos kociņu skaits atcelmotajās un kontroles platībās neatšķiras. Dzīvnieku bojāto koku īpatsvars ir vidēji 1 % no saglabājušos kociņu skaita; nepastāv statistiski būtiska atšķirība kontroles un atcelmotajās platībās, tomēr atcelmotajās platībās bojātie koki konstatēti tikai 1 audzē, bet kontroles platībās – 4 audzēs.
4. Penetrācijas pretestības pieaugums negatīvi ietekmē kociņu vidējo augstumu pieaugumu. Pētījumā konstatēta statistiski būtiska ($r > r_{\alpha=0,05;n=10}$) cieša negatīva

korelācija ($r=-0,81$; $n=10$) starp augsnes penetrācijas pretestību 0..40 cm augsnes slānī un kociņu vidējo augstumu.

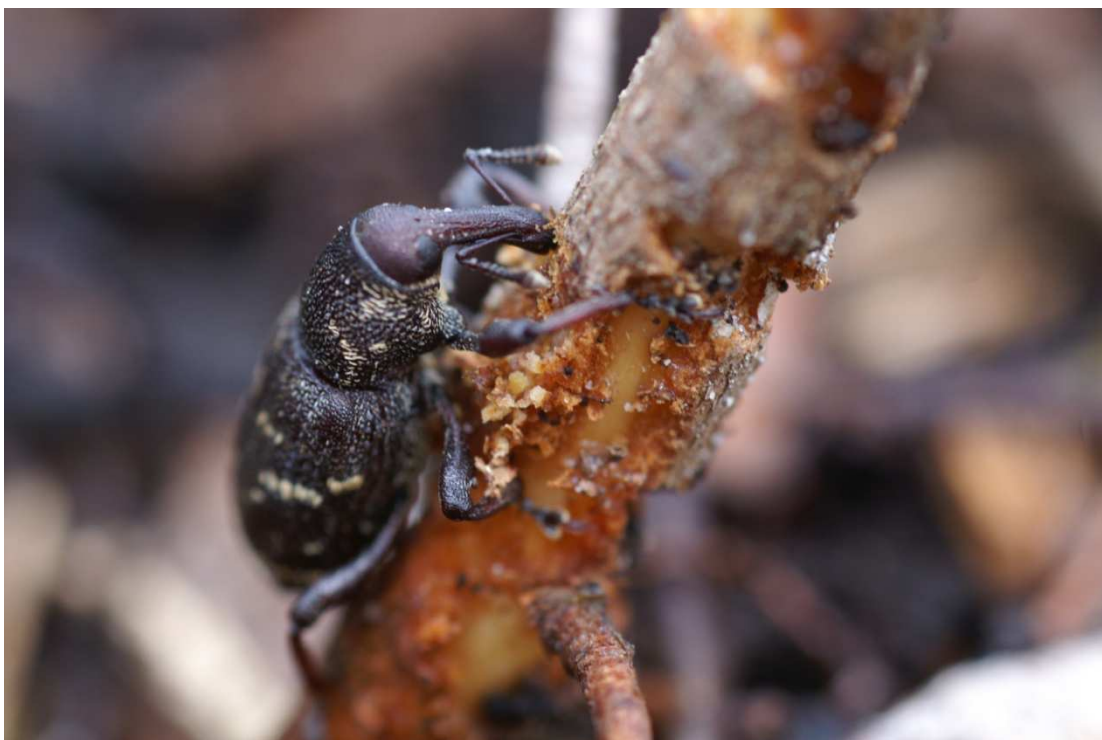
2. LIELĀ PRIEŽU SMECERNIEKA BOJĀJUMU INTENSITĀTES IZVĒRTĒJUMS ATKARĪBĀ NO ATTĀLUMA LĪDZ CELMIEM

Izstrādājot celmus, iespējams iegūt papildu biokurināmo, tomēr šobrīd Latvijā, veicot atcelmošanu, svarīgākais aspekts ir tieši sakņu trupes izplatības ierobežošana. Tikpat svarīgi ir izvērtēt arī citus fitopatoloģiskos riskus, kas saistīti ar celmiem kā substrātu ne tikai sēnēm, bet arī dažādiem kaitēkļiem. Atjaunotajās mežaudzēs skuju koku stādus apdraud lielais priežu smecernieks *Hylobius abietis*, kura attīstība saistīta ar celmu klātbūtni. Mūsu pētījumā tika izvērtēta *H. abietis* izraisītā priežu stādu bojājumu intensitāte atkarībā no stādu attāluma līdz celmiem.

2.1. Metodes

2.1.1. Lielā priežu smecernieka bojājumu intensitātes novērtējums atkarībā no attāluma līdz celmam

Lielā priežu smecernieka (*Hylobius abietis* L.) bojājumi parādās tūlīt pēc cirsma atjaunošanas. Izcirtumos smecernieka vaboles pulcējas pavasarī pēc audzes nociršanas. Vecās vaboles papildbarojoties bojā stādu mizu (2.1. attēls), dzinumus un pumpurus (Ozols 1967; Ozols *et al.* 1989).



2.1. attēls. Lielā priežu smecernieka stipri bojāts priežu stāds: 3 pakāpe - stipri bojājumi (stāda izdzīvošana apšaubāma).

Lielā priežu smecernieka bojājumu uzskaitē 2014. gadā veikta rudenī, kad vaboļu kaitējums stādiem vairs nav novērojams. Vienā izcirtumā uzskaitē veikta oktobra sākumā, bet vienā izcirtumā Decembra sākumā. Cirsmas izvēlētas Vidrižu (Dm 4,2 ha) un Lēdurgas (Ap, 2,3 ha) pagastos. Ar insekticīdiem neapstrādāti egļu kailsakņu stādi izstādīti cirmās 2. gadā pēc mežizstrādes nesagatavotā augsnē. Šādi tika palielināta smecernieka kaitējuma intensitāte. Kaitējumu stādiem izraisīja jaunās, celmos attīstījušās vaboles.

Uzskaitē veikta, vizuāli novērtējot stādiņu stumbrus visā to garumā, sevišķu uzmanību pievēršot sakņu kakla rajonam. Katrā izcirtumā izvēlēti 10 egles celmi ar vismaz 6 m attālumu līdz nākamajam skuju koku celmam. Pie katra celma novērtēti 8 līdz 12 stādi un izmērīts attālums līdz celmiem. Pavisam novērtēti 215 stādi.

Priežu smecernieku izraisīto bojājumu novērtēšanai stādi uzskaitēs grupēti 5 pakāpēs:

- nebojāti – **0**;
- nedaudz bojāti (atsevišķi stāda dzīvotspējai nenožīmīgi bojājumi) – **1**;
- nelieli bojājumi (bojājumi neietekmē stāda izdzīvošanu) – **2**;
- stipri bojājumi (stāda izdzīvošana apšaubāma) – **3** (2.1. attēls);
- bojājumu dēļ iznīcis – **4**.

Atsevišķi reģistrēti citu iemeslu dēļ iznīkuši kociņi.

Lai novērtētu vidējās bojājuma pakāpes intensitāti, stādi sagrupēti divās grupās- 1) tuvāk par 2 m no celma un 2) tālāk par 2 m no celma. Dati apstrādāti, izmantojot datorprogrammu SPSS GLM Univariate test procedūru (dispersijas analīze). Analīzē izmantoti sekojoši faktori un to mijiedarbības:

- 1) Attālums līdz celmam – 2 varianti (Līdz 2 metriem un tālāk par 2 metriem)
- 2) Cirsma – 2 varianti (Vidrižu cirsmas, Lēdurgas cirsmas)
- 3) Bloks- 10 varianti (izvēlētie celmi)

Kā kovariāte izmantots celmu diametrs. Turpmākajā darbā kā ietekmējošs faktors tiks izvērtēta arī trupes ietekme (celmi ar trupes pazīmēm un bez trupes pazīmēm).

2.2. Rezultāti

2.2.1. Lielā priežu smecernieka bojājumu intensitātes novērtējums atkarībā no attāluma līdz celmam

Apkopojot rezultātus konstatēts, lielā priežu smecernieka bojājumu intensitāte ir būtiski ($p=0,015$) lielāka tiešā celmu tuvumā (2.1. tabula).

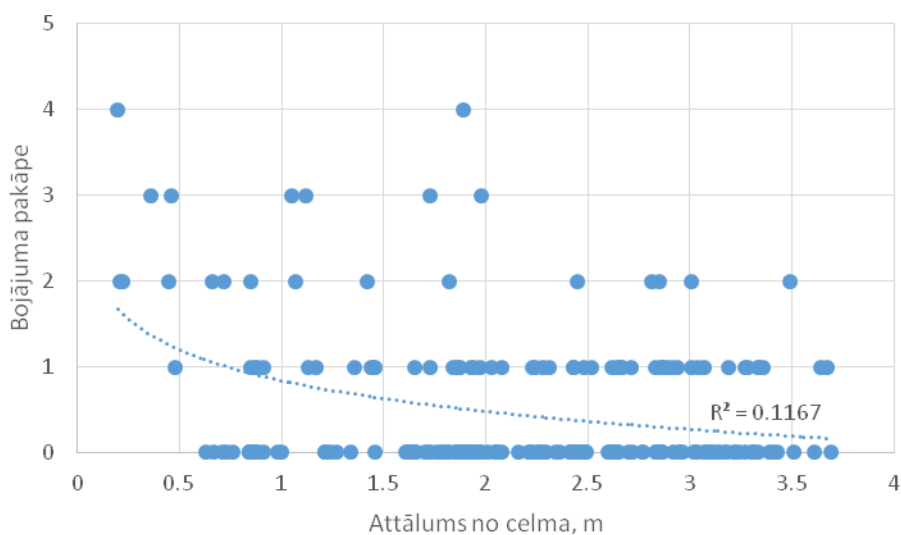
2.1. tabula. Dispersijas analīzes kopsavilkuma tabula priežu lielā smecernieka bijājumu salīdzināšanai atkarībā no attāluma līdz ceļmam.

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Bojājums

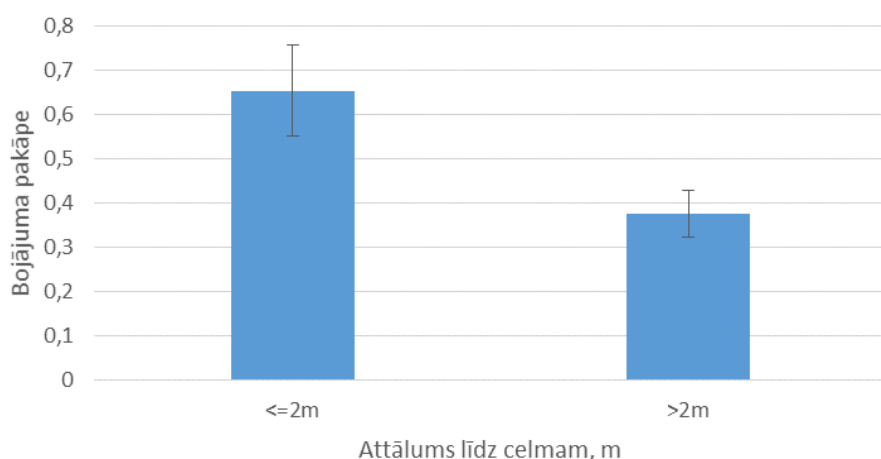
Izkliedes avots	III tipa kvadrātu summa	Brīvības pakāpes	Vidējais kvadrāts	F	P
Corrected Model	21,573 ^a	40	,539	,781	,820
Intercept	,260	1	,260	,376	,541
Diametrs	,295	1	,295	,428	,514
Izcirtums	1,357	1	1,357	1,964	,163
Celms	5,696	9	,633	,916	,512
Attālums	4,182	1	4,182	6,055	,015
Izcirtums * Celms	4,627	9	,514	,744	,668
Izcirtums * Attālums	,042	1	,042	,060	,806
Celms * Attālums	3,941	9	,438	,634	,767
Izcirtums * Celms * Attālums	2,000	9	,222	,322	,967
Error	120,176	174	,691		
Total	196,000	215			
Corrected Total	141,749	214			

a. R Squared = ,152 (Adjusted R Squared = -,043)



2.2. attēls. Lielā priežu smecernieka izraisīti egļu stādu bojājumi atkarībā no stādu attāluma līdz ceļmam.

Lai arī smecernieka izraisīto stādu bojājumi ir izkliedēti pa visu cirsma (2.2. attēls), sagrupējot stādus 2 grupās, konstatēts, ka tiešā ceļma tuvumā vidējā stādu bojājumu pakāpe ir lielāka nekā stādiem kuri atrodas tālāk par 2 m no ceļma (2.3. attēls). Smecernieka attīstība noris skuju koku ceļmos un saknēs.

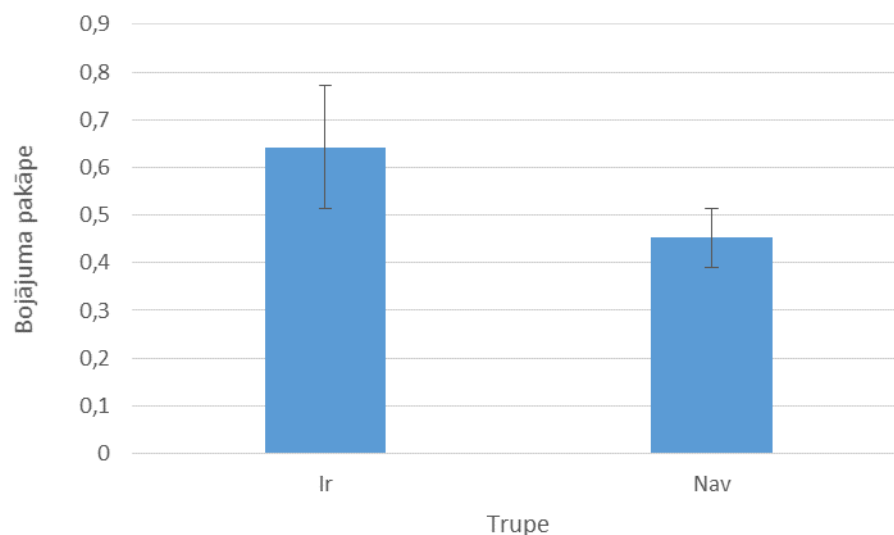


2.3. attēls. Lielā priežu smecernieka izraisīti bojājumi stādiem, kuri atradās tuvāk un stādiem, kuri atradās tālāk par 2 m līdz ceļam.

Otrā gada vasarā jaunās vaboles pamet attīstības vietas un meklē papildbarošanās iespējas. Gan priežu, gan egļu stādi ir pakļauti šo vaboļu kaitējuma riskam, jo priežu lielā smecernieka vaboles papildbarojoties apgrauž mizu un stādi var aiziet bojā. Mūsu iegūtie rezultāti liecina, ka stādi, kuri atrodas tuvāk ceļiem (attīstības vietai) ir vairāk pakļauti bojājuma riskam, nekā stādi, kuri atrodas tālāk no ceļiem.

Sakņu trupe var netieši ietekmēt lielā priežu smecernieka attīstības sekmes celmos un tādejādi ietekmēt arī stādu bojājumu risku izcirtumā. Ir konstatēts, ka celmu apstrāde ar sēnes *Phlebiopsis gigantea* sporām atstāj negatīvu ietekmi uz *Hylobius abietis* kāpuru attīstības sekmēm (Skrzecz & Moor, 1997; Żółciak *et al.* 2008). Tā kā trupējušo celmu skaits analizētajos objektos bija nepietiekams, lai celmus kā faktoru varētu ietvert dispersijas analizē, atsevišķi tika salīdzināti stādu bojājumi pie trupējušiem un netrupējušiem ceļiem izmantojot Stjudenta *t*-testu. Lai gan vairāk bojāti stādi bija pie ceļiem ar sakņu trupes pazīmēm (2.4. attēls), šīs atšķirības nav būtiskas ($P=0,18$, *t*-test, $n_1=56$, $n_2=159$). Droši var secināt, ka sakņu trupe smecernieka attīstību neietekmē. *H. abietis* kāpuri attīstās tieši zem mizas celmos un lielajās saknēs. Līdz ar to celmu trupēšana kāpuru attīstību tieši neietekmē.

Salīdzinot stādu bojājumus starp cirsmām un ceļiem, būtiskas atšķirības netika konstatētas (2.1. tabula).



2.4. attēls. Priežu lielā smecernieka bojājuma pakāpe egļu stādiem, kas atrādās trupējušu un netrupējušu egļu celmu tuvumā.

2.3. Secinājumi

1. Otrajā gadā pēc cirsmas izstrādes egļu stādi tiešā egļu celmu tuvumā (tuvāk par 2 metriem) ir vairāk pakļauti lielā priežu smecernieka kaitējumam.
2. Smecernieku bojājumu pakāpe egļu stādiem pie trupējušiem un netrupējušiem egļu celmiem būtiski neatšķiras.

3. ATCELMOŠANAS EKSPERIMENTA OBJEKTOS IZSTĀDĪTĀ STĀDMATERIĀLA MORFOLOĢISKO RĀDĪTĀJU UN SAKŅU MIKORIZĀCIJAS NOVĒRTĒJUMS 2014. GADA RUDENĪ

Skuju koku mikoriza veicina stādu ieaugšanu un rezistenci pret sakņu slimībām, kā arī sekmē vitalitātes paaugstināšanu. Tāpēc, izvērtējot celmu izstrādes ietekmi uz stādu morfoloģiskajiem rādītājiem, svarīgi ir salīdzināt arī sakņu mikorizāciju atcelmotajās un kontroles platībās.

3.1. Metodika

2014. gada oktobrī veikts atkārtots stādu mikorizācijas un morfoloģisko parametru novērtējums 2013. gada jūnijā ierīkotajos eksperimentālajos stādījumos atcelmotajās platībās Mērsraga, Ogres, Kandavas, Vēru un Vanemas iecirkņu parauglaukumos. No katra parauglaukuma atcelmotās un neatcelmotās daļas ievākti 10 stādi (kopā 100 stādi). Stādiem noteikti morfoloģiskie parametri (virszemes daļu garums un masa, sakņu kakla diametrs un sakņu masa), kā arī sakņu mikorizācija un mikorizu veidojošo sēņu morfotipu sastopamība. Metodika šo parametru noteikšanai aprakstīta projekta „Sakņu trapes izplatību ierobežojošo faktoru izpēte” 3. etapa 1. starpatskaites 4. punktā.

Sakņu vitalitāte katram stādam novērtēta piecu baļļu skalā (1 – vitālas saknes ar daudz jaunajām īssaknēm un labi attīstītām mikorizām ... 5 – daudz bojātu un vāji mikorizētu īssakņu, ļoti maz jaunu īssakņu un vitālu mikorizu).

Analizēto paraugu mikorizu morfotipi noteikti, pamatojoties uz mikorizu morfoloģiskajām pazīmēm (krāsa, forma, mantijas struktūra, rizomorfu un ārējā micēlija sastopamība) (Agerer, 1986-2006). No visiem morfotipiem, kas konstatēti uz analizētajiem egļu stādiem, ievāktas 1-5 atsevišķas mikorizas un ievietotas Ependorfa trauciņos, fiksējot 70% etanola šķīdumā. Sakņu paraugi uzglabāti saldētavā -16 °C temperatūrā. Turpmākā darbā iespējama mikorizas sēņu sugu identificēšana, izmantojot molekulārās metodes.

3.2. Rezultāti

Iegūtie dati par laboratorijā analizēto stādu morfoloģiskiem rādītājiem apkopoti 3.1. tabulā. Salīdzinot visus stādus no atcelmotajām un kontroles platībām, būtiski ($p < 0,05$)

augstāka sakņu vitalitāte konstatēta stādiem kontroles parauglaukumos. Iespējams tas saistīts ar augsnes izžūšanu atcelmotajās platībās, vai ar sablīvētāku augsni kontroles parauglaukumos. Sākotnējie dati, četrus mēnešus pēc izstādīšanas, parādīja pretējo tendenci, ka atcelmotajās platībās stādus raksturo augstāka sakņu vitalitāte, salīdzinot ar kontroles platībām. Tas liecina par ilgstošāku novērojumu nepieciešamību precīzākai celmu izstrādes ietekmes izvērtēšanai, kā arī sakņu sistēmas un augsnes parametru dinamikas analīzei.

Kopumā citi stādu morfoloģiskie parametri neuzrādīja būtiskas atšķirības, kas galvenokārt saistāms ar augsto datu izkliedi starp parauglaukumiem dēļ sākotnējām atšķirībām starp stādmateriāla variantiem. Šī iemesla dēļ datu analīzi balstījām uz atcelmoto un kontroles parauglaukumu analīzi katras audzes ietvaros. Salīdzinot kontroles un atcelmoto platību stādu morfoloģiskos parametrus audzes ietvaros, būtiski labāka ($p < 0,05$) sakņu sistēmas attīstība konstatēta Stendes kontroles parauglaukumā, salīdzinot ar atcelmoto parauglaukumu. Vērojama tendence, ka arī virszemes daļu masa šiem stādiem ir lielāka. Līdzīga tendence kā virszemes, tā sakņu daļas attīstībā vērojama arī stādiem no Dursupes audzes.

3.1. tabula. Eksperimentālo stādu morfoloģiskie rādītāji 2014. gada rudenī (atšķirīgi burti aiz vidējām vērtībām norāda būtiskas atšķirības starp variantiem ($p < 0,05$)).

Objekts		Virszemes daļas garums, cm	Virszemes daļas masa, g	Sakņu kakla diametrs, cm	Sakņu masa, g	Mikorizācija %	Sakņu vitalitāte
Nītaure	C*	45±4	20,8±2,5	0,8	5,9±0,8	88±4	2,6±0,2
Nītaure	K**	50±3	20,6±1,5	0,8±0,1	5,8±0,6	90±2	2,4±0,2
Jaunpils	C	66±3	48,8±5,0	1,1	16,2±2,0	92±3 a	2,3±0,2
Jaunpils	K	70±5	50,4±6,1	1,1±0,1	17,8±3,6	83±4 b	2,4±0,1
Dursupe	C	57±3	33,6±3,3	1,0±0,1	9,5±1,2	77±3 a	2,6±0,1
Dursupe	K	53±4	37,4±2,7	1,1±0,1	10,6±0,8	64±4 b	2,4±0,1
Ķegums	C	53±3	29,5±3,8	1,0±0,1	6,5±1,0	77±5	3,1±0,4
Ķegums	K	54±3	26,0±1,8	0,8±0,1	6,9±0,7	71±3	2,7±0,1
Stende	C	49±4	12,0±1,4	0,7±0,1 a	4,0±0,7	92±2 a	2,5±0,2 a
Stende	K	49±3	16,6±1,1	0,9±0,1 b	4,7±0,5	96±1 b	1,8±0,2 b
Vidēji	C	54±2	28,9±2,3	0,9	8,4±0,8	85±2	2,6±0,1 a
Vidēji	K	55±2	30,2±2,2	0,9	9,2±1,0	81±2	2,3±0,1 b

* „C” – celmu izstrādes parauglaukums.

** „K” – kontroles parauglaukums.

Kopumā uz analizētajiem stādiem konstatēti 11 ektomikorizu morfotipi: Dursupes un Nītaures parauglaukumos – 6; Ķeguma un Stendes parauglaukumos – 7 un Jaunpils parauglaukumos – 10. Augstā mikorizu daudzveidība Jaunpils stādiem saistāma ar to, ka stādi ir vecāki un līdz ar to arī to sakņu sistēma ir lielāka (3.1. tabula).

Dati par dominanto mikorizas morfotipu sastopamību apkopoti 3.2. tabulā. Par dominantiem uzskatīti tie mikorizas tipi, kas sastopami uz vismaz 5% no visām analizētajām īssaknēm.

3.2. tabula. Dominanto mikorizas morfotipu sastopamība (%) eksperimentālo stādu saknēs 2014. gada rudenī.

Objekts		<i>Amphynema</i> *	Brūnās <i>Tylospora</i> *	„Matētās” mikorizas	Tumšās <i>Wilcoxina</i>	Tumšās ar sklerocijiem
Nītaure	C**	24±7	61±7	0	2±2	0
Nītaure	K***	27±5	61±6	0	1±1	0
Jaunpils	C	41±9 a	0	2±2 a	21±7	0
Jaunpils	K	10±4 b	2±2	18±5 b	29±11	10±7
Dursupe	C	1±1	60±7 a	0 a	0	13±5
Dursupe	K	1±1	23±6 b	13±9 b	0	18±4
Ķegums	C	19±9	0 a	49±11 a	0	10±4
Ķegums	K	4±2	44±11 b	6±6 b	0	15±7
Stende	C	38±14	0	21±11	9±6	21±9
Stende	K	30±12	0	30±11	21±10	8±5

* morfotipi līdzīgi konkrēto sēņu veidotajām mikorizām, bet to piederība konkrētajām ģintīm netika pārbaudīta ar molekulārajām metodēm.

** „C” – celmu izstrādes parauglaukums.

*** „K” – kontroles parauglaukums.

Nītaures un Stendes parauglaukumos mikorizu sastāvs atcelmotajā un kontroles parauglaukumā bija līdzīgs un starp parauglaukumiem būtiski neatšķirās. Citos parauglaukumos konstatētas būtiskas mikorizu sastāva atšķirības. Piemēram, Jaunpils parauglaukuma atcelmotajā daļā *Amphynema* mikorizas tika konstatētas biežāk kā kontroles platības stādos ($p < 0,05$). Brūnās un „matētās” mikorizas atsevišķos parauglaukumos biežāk konstatētas atcelmotajās platībās, bet citos – kontroles. Lai labāk interpretētu šos datus ir nepieciešama precīzāka mikorizu morfotipu identifikācija, jo viens morfotips var ietvert dažādas sēņu sugas.

3.3. Secinājumi

1. Stādu sakņu vitalitāte atcelmotajās platībās otrās sezonas beigās pēc izstādīšanas bija zemāka nekā kontroles platībās. Lai detalizētāk novērtētu atcelmošanas ietekmi uz sakņu vitalitāti, nepieciešami ilgstošāki novērojumi.

4. SAKŅU TRUPI IZRAISOŠO SĒŅU NOTEIKŠANA CELMU IZSTRĀDES EKSPERIMENTĀ

Sakņu trupi izraisa ne tikai sakņu piepe *Heterobasidion annosum* s.l., bet arī celmene *Armillaria* spp., un celmiem kā koksnes substrātam ir liela nozīme abu iepriekš minēto sēņu sastopamībā. Celmene pamatā izplatās ar rizomorfām, tāpēc celmu raušana varētu būtiski izjaukt rizomorfu „tīklu” augsnē un ierobežot sēnes inokulāta daudzumu konkrētā platībā.

4.1. Materiāls un metodes

4.1.1. Pētījuma objekti

Atcelmošana tika veikta 2012. gada novembrī – decembrī 5 pētījumu objektos (4.1. tabula). Minētās platības divus gadus iepriekš izstrādātas kailcirtē.

4.1. tabula. Pētījumu objekti.

Kods	Platība, ha	Mežsaimniecība /iecirknis	Meža tips	Audzes sastāva formula /vecums
80-29-07-501-360-9	3	Vidusdaugavas/Ogres	Dm	6E3P1B ₉₈
65-03-07-410-58-34	1,7	Rietumvidzemes /Vēru	Dm	8E ₁₀₃ 1B ₈₃ 1P ₈₃
82-04-07-714-188-9	2	Ziemeļkurzemes/Vanemas	Vr	
83-05-07-603-326-7	1,4; 1,7	Zemgales /Kandavas	Vr	5B4E1P ₈₇ , 6E3B1P ₈₇
82-05-07-712-437-8	3,4	Ziemeļkurzemes/Mērsraga	Dm	6E4P ₉₇

4.1.2. Koksnes paraugu ievākšana un analīze

2014. gada jūlijā tika ievākti egļu sakņu un izlauzto celmu daļu paraugi, kas palika parauglaukumā pēc celmu izvākšanas. Darba mērķis bija noskaidrot, cik ilgi *Heterobasidion* un *Armillaria* var saglabāties dažāda izmēra sakņu fragmentos. Somijā nesen veiktie pētījumi (Piri, nepublicēti dati) liecina, ka *Heterobasidion* var saglabāties sakņu fragmentos vairāk par 6 gadiem, tāpēc pusotrs veģetācijas gads pēc atcelmošanas varētu būt pārāk īss laika periods, lai kvalitatīvi veiktu *Heterobasidion* sastopamības novērtējumu. Līdzīgu viedokli izteica arī Zviedrijas profesors Rimvydas Vasaitis, kurš uzskata, ka pēc viena gada nevajadzētu veikt sēņu sastopamības izvērtējumu. Tāpēc šogad paraugi tika paņemti tikai no viena parauglaukuma – Ogres, kur 2012. gadā bija konstatēta visaugstākā *Heterobasidion annosum*

s.l. sastopamība. Parauglaukumā tika ievākti 45 sakņu un atcelmošanas laikā sadalīto celmu fragmenti, lai novērtētu *H. annosum* micēlija saglabāšanos koksnē. Paraugi tika ievākti randomizēti, gan no augsnes virsmas, gan līdz 20 cm dziļumam. Sakņu un celmu fragmenti tika ielikti plastmasas maisos un nogādāti laboratorijā. Pirms apstrādes sakņu un celmu fragmenti uzglabāti aukstuma kamerā +4 °C temperatūrā.

Laboratorijā katrs sakņu vai celmu fragments tika mazgāts tekošā ūdenī un diennakti žāvēts istabas temperatūrā. Pēc tam katram sakņu vai celma fragmentam tika izmērīts diametrs, piešķirts kārtas numurs no 1 līdz 45 un no parauga vidusdaļas, izmantojot cirvi, izcirsti koksnes paraugi. Vienlaicīgi tika novērtēts arī saknes stāvoklis: vesela koksne vai trupējusi koksne, kā arī rizomorfu sastopamība. No katra fragmenta paņemtās koksnes skaidiņas, sterilizētas liesmā un ievietotas Petri platē ar iesala agara barotni. Petri plates inkubētas istabas temperatūrā un regulāri pārbaudītas. Visas no koksnes parauga izaugušās sēnes tika apsekotas, izmantojot mikroskopu Leica DM400B un pārstādītas uz atsevišķām Petri platēm.

Heterobasidion sugas tika noteiktas, izmantojot micēlija mikroskopiskās pazīmes, kā arī izmantojot intersterilitātes testu. Pārējās sēnes noteiktas, pamatojoties uz micēlija morfoloģiskajām pazīmēm kā arī ar molekulārām metodēm. Pelējuma sēnes, tādas, kā *Cladosporium*, *Penicillium*, *Trichoderma*, *Aspergillus*, *Gliocladium*, tika noteiktas līdz ģintij un tikai pamatojoties uz micēlija morfoloģiskajām pazīmēm.

Sēņu micēliji pēc morfoloģiskajām pazīmēm tika sadalīti 10 grupās. Tālākajām analīzēm no katras izdalītās grupas tika paņemta viena sēņu kultūra un ar sterilu skalpeli micēlijs tika nokasīts no agara virsmas. Iegūto micēliju pārnesa uz sterilu Ependorfa mēģeni (1 ml) un ievietotajā saldētavā. DNS ekstrakcija un PCR tika veikti LVMI Silava Ģenētisko resursu centrā. Micēlija sasmalcināšanai izmantoja šķidro slāpekli. DNS ekstrakcijai sasmalcinātajam micēlijam pielika 800 µl 2% CTAB (cetil trimetilamonija bromīds) šķīduma. Pēc tam paraugus novietoja uz sildītāja „Thermolyne” uz vienu stundu pie 65 °C. Pēc stundas centrifugēja 5 minūtes ar ātrumu 7,5 tūkstoš apgriezieni („Biofuge”). No katra stobriņa ar mehānisko pipeti („Eppendorf”) tika paņemts 750 µl šķidruma un pārnesti uz Ependorfa mēģeni. Velkmes skapī pievienoja 750 µl hloroforma un centrifugēja ar maksimālo ātrumu (13000 apgriezieni) 8 min. Ļoti uzmanīgi no virsējā slāņa paņēma apmēram 500 µl šķidruma, tam pievienoja 800 µl izopropanola un centrifugēja ar maksimālo ātrumu 25 min. Uzmanīgi novāca izopropanolu, cenšoties neizkustināt DNS lodīti Ependorfa mēģenes apakšā. Pievienoja 200 µl 70% etilspirta un centrifugēja ar maksimālo ātrumu 5 min. Uzmanīgi atsūca spirtu un atstāja uz pusstundu ar atvērtu vāciņu velkmes skapī, lai viss etilspirts izgarotu. Pēc tam pievienoja 50 µl TEA bufera un ielika ledusskapī 4 °C.

PCR (polimerāzes ķēdes reakcijai) izmantoja DreamTaq polimerāzi (Thermo) un sēnēm specifiskus praimerus ITS1F un ITS4. Gatavo PCR produktu nosūtīja uz firmu Macrogen (Nīderlande) tālākai sekvenēšanai. Sekvenēšanu veica vienā virzienā, izmantojot praimeru ITS4. Iegūtās sekvences apstrādāja ar DNASTAR SeqMan 5.07 programmu (Hellman, Universitēt Uppsala). Sēņu sugas tika noteiktas, izmantojot NCBI (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/blast>) datubāzi.

4.2. Rezultāti

Ievāktu sakņu un celmu fragmentu diametri vidēji bija 4,5 cm (no 1,0 līdz 11,5 cm). Lielākā daļa sakņu un celmu fragmentu bija trupējuši, 18% no tiem – stipri trupējuši. Uz 16% sakņu un celmu fragmentu konstatētas rizomorfas. Neskatoties uz to, *Armillaria* netika izdalīta ne no viena parauga, kas varētu būt izskaidrojams ar to, ka šī sēne aug samērā lēni, un bieži vien to paraug citas ātrāk augošas sēnes. *Heterobasidion parviporum* tika izdalīts no viena sakņu fragmenta Ogres parauglaukumā ar diametru 7,4 cm. No koksnes fragmentiem tika izdalītas arī citas bazīdijsēnes: divkrāsu sveksēne *Resinicium bicolor* (8,9%), parastā apmalpiepe *Fomitopsis pinicola* (2,2%), *Hypochnicium subrigescens* (2,2%) un *Leucogyrophana mollusca* (2,2%). Visbiežāk tika izdalītas askusēnes *Trichoderma* sp. (37,8%) un *Ascocoryne cylichnium* (31,1%). No 4% koksnes fragmentu izauga tikai baktērijas. Vispār, baktērijas tika konstatētas visos paraugos.

Zviedru (Rimvydas Vasaitis) un somu (Tuula Piri) kolēģu dati liecina, ka 1-1,5 gads pēc celmu izstrādes ir pārāk īss laiks, lai *Heterobasidion* augsnē atlikušajos koksnes fragmentos tiktu aizvietots ar citām sēnēm. Nākamo reizi paraugus būtu ieteicams ievākt piecus gadus pēc atcelmošanas. Zema *Heterobasidion* sastopamība varētu būt izskaidrojama arī ar samērā nelielo paraugu skaitu. Tomēr, iespējams ka celmu izstrādes laikā veselo celmu sakņu fragmenti sajaucās ar trupējušo celmu sakņu fragmentiem un, lai gan paraugi tika ņemti apmēram tajās vietās, kur pirms izstrādes bija trupējušās saknes, iespējams, vairāk tika ievāktas tieši netrupējušās saknes. Arī 2013. gadā ievāktā empīriskā materiāla analīze liecināja, ka ar *H. annosum* s.l. inficētiem un trupējušiem celmiem ne visas saknes bija trupējušas. Vēl viens iemesls tam, ka *H. annosum* s.l. tika izdalīts tikai no vienas saknes varētu būt lielā *Trichoderma* sp. sastopamība sakņu fragmentos, kas varētu traucēt *H. annosum* s.l. izdalīšanu. Turpmākajā darbā (2017. gadā jeb 5 gadus pēc atcelmošanas) katrā parauglaukumā paredzēts ievākt vismaz 100 koksnes paraugus, lai rezultātus varētu salīdzināt ar 2012. – 2013. gadā iegūtajiem datiem.

5. ĪSSAKŅU MORFOLOĢISKIE RĀDĪTĀJI UN MIKORIZĀCIJA TRUPĒJUŠU UN VESELU KOKU BIOGRUPĀS EĢĻU AUDZĒS UZ KŪDRAS AUGSNĒM

Literatūrā ir samērā maz datu par sīksakņu un mikorizas nozīmi sakņu piepes micēlija izplatībā *in vivo*. Uzskata, ka *Heterobasidion* micēlijs augsnē neaug un ka vienmēr ir nepieciešams koksnes substrāts, kas nodrošina micēlija attīstību. Profesors J. Stenlid (viedokļu apmaiņa) norāda, ka eģļu saknēm jābūt vismaz zīmuļa diametrā, lai sēnes micēlijs sakņu kontaktu vietās no inficētajām eģlēm varētu ieaugt veselo koku saknēs. Tomēr priežu audzēs ir atrasti sēnes augļķermeņi uz 1-2 mm resnām saknēm. Augļķermeņi ir atrasti arī uz viršu saknēm. Bez tam lauksaimniecības zemēs *Heterobasidion* var augt uz sakņu virsmas – tātad augsnes faktori (pH, barības vielas, antagonistiska mikroflora utt.) var lielā mērā ietekmēt sakņu piepes izplatību. Tāpēc svarīgi ir noskaidrot eģļu sīksakņu lomu sakņu piepes izplatībā kūdras augsnēs. Perspektīvā, iespējams, atsevišķas mikorizas sēņu sugas varētu kalpot kā indikatori, lai izvērtētu *H. annosum* infekcijas riskus.

5.1. Metodika

Pārskata periodā ievākti eģles sakņu paraugi no 4 trupējušu (inficētu ar *H. annosum*) un 4 veselu koku biogrupām 110 gadus vecā mežaudzē Zemgales mežsaimniecības Mīsas iecirknī (274. kv., 5. nog.) Ks meža tipā.

Paraugi sakņu analīzēm ievākti ar augsnes cilindru (\varnothing 12 cm). Izvēlētajās biogrupās tika ievākti pieci augsnes paraugi (kopā 80 paraugi), kas ievietoti polietilēna maisiņos un līdz tālākai apstrādei uzglabāti aukstuma kamerā pie +4 °C. Ievāktajos augsnes paraugos saknes tika analizētas divos dziļumos – 0-10 cm un 10-20 cm.

Laboratorijā no augsnes paraugiem atsevišķi tika izlasītas pārkoksnējušās eģļu saknes ($\varnothing < 2$ mm) un eģļu uzsūcošās īssaknes ($\varnothing < 1$ mm). Augsnes paraugu ķīmiskais sastāvs raksturots LVMI Silava Meža vides laboratorijā. Visi sakņu paraugi mazgāti un pēc laboratorijas analīzēm žāvēti 12 stundas pie 60 °C, lai noteiktu to sauso masu.

Uzsūcošo īssakņu ($\varnothing < 1$ mm) paraugi vienmērīgi izklidēti Petri platē (\varnothing 14 cm) ar ūdeni. Zem Petri plates palikts režģis ar 1x1 cm rūtiņām. Mikorizas morfotipu sastopamība raksturota 100 režģa rūtiņās pēc kārtas, sākot no plates kreisā augšējā stūra, izmantojot

stereomikroskopu Leica MZ-7,5. Atsevišķas, pēc nejaušības principa izvēlētas īssaknes no katra izdalītā sēņu morfotipa analizētas, izmantojot molekulārās metodes, lai precīzāk noteiktu morfotipu veidojošo sēņu sugas. Mikorizu molekulārās analīzes veiktas Somijas Mežu pētīšanas institūtā „Metla”. Sēņu RNS gēnu ITS rajons amplificēts ar ITS4 un ITS1F praimeriem. Sekvenēšana veikta vienā virzienā kompānijā Macrogen, Europe.

Katrā paraugā 1/8 daļai sakņu novērtēts dzīvo un nedzīvo īssakņu skaits. Lai izdalītu 1/8 daļu sakņu, vispirms kopējais īssakņu paraugs sadalīts apm. 1 cm garos sakņu fragmentos, kuri vienmērīgi izkliedēti Petri platē. Pēc tam, lai precīzāk nošķirtu 1/8 parauga, platē ievietots metāla plāksnīšu trafarets (2.1. attēls) un atdalītas vienā sektorā esošās saknes. Ja saknes daļēji iekļāvās sektorā starp divām plāksnītēm, tās uzmanīgi atdalītas ar skalpeli.



2.1. attēls. Petri plate ar metāla plāksnīšu trafaretu.

Lai novērtētu uzsūcošo īssakņu morfoloģiskos rādītājus, sakņu paraugi skenēti, izmantojot datorprogrammu Win RHIZO 2005 C (Regent instrument^R) un kalibrētu skeneri STD-1600+. Skenēšana veikta ar 500 dpi izšķirtspēju (standarta 8 bit; pelēkie toņi (256)).

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

Tā kā šo paraugu ievākšanas mērķis un analīzes metodes bija līdzīgas kā 2010. gadā un 2013. gadā ievāktajiem paraugiem, iegūtos datus analizējām gan atsevišķi, gan kopā ar jau iepriekš ievākto materiālu, meklējot vienotas likumsakarības dažādos parauglaukumos.

5.2. Rezultāti

Misas audzē no sakņu morfoloģiskiem parametriem būtiski atšķīrās īsskaņu (\varnothing 1-2 cm) masa, kas bija zemāka trupējušiem kokiem (1. pielikums). Iespējams, ka šīs koksnaino īssakņu masas atšķirības tieši saistītas ar *Heterobasidion* infekciju un sakņu piepes izraisītiem sakņu sistēmas bojājumiem.

Apkopojoši dati par trupējušu un veselu egļu biogrupām no četrām analizētajām mežaudzēm atrodami 1. pielikumā. Misas audzē sakņu morfoloģiskie parametri bija būtiski augstāki, salīdzinot ar citām analizētajām audzēm (1. pielikums). Savukārt dzīvo īssakņu

Īpatsvars vidēji Misas audzē bija zemāks nekā citos parauglaukumos. Tas saistāms ar audzes vecumu, jo Misas audze bija aptuveni 110 gadus veca, savukārt citas analizētās audzes – 40 līdz 60 gadi. Tā kā audzes atšķirās savā starpā, sakņu morfoloģiskie parametri salīdzināti tikai parauglaukumu ietvaros.

Kopumā netika konstatētas būtiskas sakņu morfoloģisko parametru atšķirības, kas raksturotu visas no analizētajām audzēm. K1 parauglaukumā veselo koku biogrupās bija būtiski vairāk īssakņu, taču tas iespējams saistīts ar audzes salīdzinoši nelielo vecumu (41 gads) vai arī ir kā sekundārais efekts un atbildes reakcija uz intensīvo koku defoliāciju šajā parauglaukumā. Jāatzīmē, ka arī citos parauglaukumos vērojama tendence, ka veselo koku biogrupās īssaknes ir sastopamas biežāk. Tomēr statistiski būtiskas atšķirības nav konstatētas.

Jāatzīmē, ka sakņu tīkls egļu mežos, īpaši vecākās audzēs, ir ļoti blīvs un nereti vairāku koku sakņu aizņemtie laukumi pārklājas. Tāpēc iespējams vecās audzēs ievāktu sakņu materiālu nevar pilnībā attiecināt un veselu vai trupējušu koku sakņu paraugiem un tādejādi arī šī konstatētā tendence var norādīt uz nozīmīgu īssakņu zudumu sakņu trupes skartiem kokiem.

Augsnes ķīmiskais sastāvs būtiski atšķirās starp parauglaukumiem, bet bija samērā līdzīgs, salīdzinot veselo un trupējušu koku biogrupas audzes ietvaros (2.1. tabula). Salīdzinot augsnes ķīmiskā sastāva izmaiņas trupējušu un veselu koku biogrupās dažādās audzēs, netika konstatētas būtiskas atšķirības.

Augsnes ķīmiskā sastāva analīze parādīja, ka Misas audzē ir zems augsnes pH – vidēji 2.6. Šāds pH nav optimāls egļu audzēm. Iespējams, zemais augsnes pH ir nozīmīgs abiotiskā stresa faktors šai audzei, kā rezultātā koki ir uzņēmīgāki pret sakņu trupes infekciju.

2.1. tabula. Trupējušu un veselu egļu biogrupu augsnes ķīmiskā sastāva vidējie rādītāji analizētajos objektos.

Objekts	Biogrupu raksturojums	Augsnes pH (KCl)	N _{kop.} , g/kg	C _{kop.} , g/kg	C/N	P, mg/kg*	K, mg/kg*	Mg, g/kg*	Ca, g/kg*
0-10cm									
Ogre	Trup.	5,2	13,3	262	20,2	57,9	76,2	1,13	16,0
Ogre	Vesels	4,1	15,9	316	19,8	38,8	110,4	0,86	12,7
K1	Trup.	3,7	22,1	479	21,7	33,7	136,7	0,58	14,1
K1	Vesels	4,0	25,1	457	18,3	39,0	194,7	0,74	22,2
Strautiņi	Trup.	4,1	15,5	300	19,7	45,1	177,0	0,55	7,9
Strautiņi	Vesels	4,4	13,3	253	19,1	84,2	175,8	0,54	7,1
Misa	Trup.	2,7	18,5	511	27,7	64,4	170,6	0,74	6,6
Misa	Vesels	2,8	18,1	528	29,2	66,4	173,1	0,75	6,7

Objekts	Biogrupu raksturojums	Augsnes pH (KCl)	N _{kop.} , g/kg	C _{kop.} , g/kg	C/N	P, mg/kg*	K, mg/kg*	Mg, g/kg*	Ca, g/kg*
10-20 cm									
Ogre	Trup.	5,5	9,4	171	17,9	57,1	39,5	0,99	14,8
Ogre	Vesels	4,3	14,0	304	21,6	35,6	77,2	1,03	14,0
K1	Trup.	3,8	22,2	465	21,0	18,0	62,6	0,74	20,4
K1	Vesels	4,4	27,0	452	16,8	42,5	65,0	0,99	27,9
Strautiņi	Trup.	4,7	14,2	248	17,8	60,2	104,7	0,54	11,5
Strautiņi	Vesels	4,6	11,1	208	18,8	83,1	95,9	0,41	7,5
Misa	Trup.	2,6	14,8	541	36,7	42,8	90,7	0,68	5,7
Misa	Vesels	2,5	14,0	533	38,0	38,9	92,9	0,72	5,9

* Ekstrahēts 1M HCl.

Kopumā analizētajos sakņu paraugos tika konstatētas 42 mikorizu veidojošās sēņu sugas un 4 saprotrofas vai vāji patogēnas sēņu sugas (*Cryptococcus magnus*, *Byssocorticium pulchrum*, *Trichosporon porosum* un *Ilyonectria rufa*). Saprofītiskās sēnes no sakņu paraugiem izdalītas tikai no Ogres un Strautiņu paraugiem.

Kopumā sēņu sabiedrības, salīdzinot trupējušo un veselo koku paraugus, bija līdzīgas (Sorensena līdzības indekss 0,6; 0,22 līdz 1 atšķirīgās audzēs). Vairāk mikorizas sēnes konstatētas veselo koku biogrupās nekā trupējušo koku biogrupās (2.2. tabula). Mikorizas sēņu skaita ziņā Misas audze bija visbagātākā. Tajā konstatētas 23 mikorizas sēņu sugas: 15 trupējušo koku biogrupās un 18 – veselo koku biogrupās. Tas saskan ar citu autoru pētījumiem, ka mikorizas sēņu daudzveidība mežaudzēs palielinās līdz ar audzes vecumu (Smith *et al.* 2002). Augsto mikorizu daudzveidību šajā audzē var izskaidrot arī ar augsnes pH. Zemais pH, kas vairumam mikorizas sēņu nav optimāls (Rudawska 2007), var sekmēt zemāku starpsugu konkurenci un līdz ar to augstāku daudzveidību minētajā parauglaukumā.

Arī salīdzinot mikorizas sēņu Šenona daudzveidības indeksus veselo un trupējušo koku paraugiem, augstāka sugu daudzveidība konstatēta veselo koku paraugos gan kopumā, gan katrā no analizētajām audzēm.

Vidējie un katru parauglaukumu reprezentējošie dati par dominanto mikorizu veidojošo sēņu sugu relatīvo sastopamību apkopoti 2.2. tabulā. Par dominantām uzskatītas tās sugas, kas konstatētas uz vismaz 5% īssakņu trupējušu vai veselo koku biogrupās kopumā vai arī vismaz 10% - atsevišķas audzes trupējušu vai veselo koku biogrupās. Dominantās sugas *Amphynema byssoides*, *Tylospora asterophora* un *Tomentella stuposa* bija vienlīdz bieži sastopamas kā trupējušo koku, tā veselo koku parauglaukumos. Trupējušo koku biogrupās biežāk sastopamas bija šādas ektomikorizas sēnes kā *Amphynema sp.*, *Elaphomyces muricatus*, *Inocybe*

proximella, *Piloderma fallax*. Savukārt veselo koku biogrupās – *Clavulina* sp., *Inocybe relicina*, *Sebacina epigaea*, *Thelephora terrestris*, *Thelephoraceae* sp.

2.2. tabula. Dominanto mikorizu tipu sastopamība (%) trupējušu un veselu egļu biogrupās.

	Ogre		K1		Strautiņi		Misa		Kopā	
	Trup.	Vesels	Trup.	Vesels	Trup.	Vesels	Trup.	Vesels	Trup.	Vesels
Kopējais sugu skaits	7	11	6	6	26	34	8	8	15	18
Šenona indekss	2,55	2,98	1,83	2,08	3,53	3,90	2,32	2,40	3,09	3,28
<i>Amphynema byssoides</i>	18%	18%	9%	20%	12%	16%	15%	16%	10%	7%
<i>Amphynema</i> sp.	18%	0%	0%	0%	15%	6%	14%	6%	30%	22%
<i>Clavulina</i> sp.	0%	23%	0%	0%	0%	5%	0%	0%	0%	0%
<i>Elaphomyces muricatus</i>	0%	0%	0%	0%	3%	0%	0%	0%	13%	0%
<i>Inocybe nitidiuscula</i>	11%	0%	0%	0%	5%	7%	10%	20%	0%	0%
<i>Inocybe proximella</i>	24%	0%	0%	0%	4%	0%	0%	0%	0%	0%
<i>Inocybe relicina</i>	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	12%
<i>Piloderma fallax</i>	0%	0%	0%	0%	3%	1%	0%	0%	12%	5%
<i>Russula sapinea</i>	0%	0%	45%	33%	12%	8%	0%	0%	0%	0%
<i>Sebacina epigaea</i>	0%	18%	0%	0%	0%	4%	0%	0%	0%	0%
<i>Thelephora terrestris</i>	0%	12%	0%	0%	0%	3%	0%	0%	0%	0%
<i>Thelephoraceae</i> sp.	0%	0%	0%	0%	0%	4%	0%	0%	1%	20%
<i>Tomentella stuposa</i>	0%	0%	12%	10%	6%	5%	8%	7%	0%	0%
<i>Tylospora asterophora</i>	0%	8%	33%	33%	25%	23%	46%	41%	0%	0%
Kopējais analīzē iekļauto īssakņu skaits	1092	1966	1902	1922	7377	8253	2707	2764	1676	1600

5.3. Secinājumi

2. Sakņu morfoloģiskie rādītāji un mikorizācija trupējušām un veselām eglēm būtiski neatšķiras. Vērojama tendence, ka trupējušiem kokiem ir mazāk īssakņu, salīdzinot ar veselām kokiem.
3. Ar sakņu piepi inficētās mežaudzēs dominē galvenokārt plaši izplatītas ektomikorizas sēnes kā *Amphynema byssoides*, *Tylospora asterophora* un *Tomentella stuposa*.
4. Salīdzinot mikorizu veidojošo sēņu sabiedrības veselu un ar sakņu piepi inficētu koku grupās, veselajiem kokiem konstatēta lielāka mikorizu daudzveidība, kā arī mikorizu veidojošo sēņu sugu skaits.

6. SAKŅU PIEPES *HETEROBASIDION ANNOSUM* S.L. AUGĻĶERMEŅU ATTĪSTĪBAS DINAMIKA UZ TRUPĒJUŠAS EGLES KOKSNES

Mūsu iepriekšējo pētījumu rezultāti liecina, ka lielu dimensiju trupējušas egles koksnes mežizstrādes atliekas veicina sakņu piepes izplatību, jo uz atliekām veidojas sēnes augļķermeņi, kas siltajā gadalaikā izdala bazīdijsporas. Tomēr literatūrā ir ļoti maz datu – cik ilgi šādas atliekas sekmē augļķermeņu veidošanos un vai arī maza diametra ($\varnothing < 16$ cm) ciršanas atliekas paaugstina bazīdijsporu fonu egļu audzēs?

6.1. *H. parviporum* augļķermeņu attīstības dinamika uz lielu dimensiju trupējušas egles koksnes atliekām un celmiem

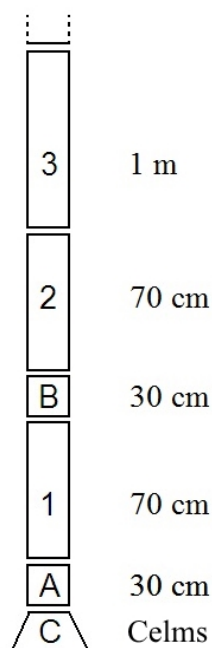
6.1.1. Materiāls un metodes

Eksperiments, lai izvērtētu *H. annosum* augļķermeņu veidošanos uz lielu dimensiju mežizstrādes atliekām, ierīkots 2009. gada augustā Meža pētīšanas stacijas (MPS) Kalsnavas mežu novadā. Tas veikts divos meža tipos: platlapju kūdrēnī (Kp) (139. kv. 1. nog., kokaudzes sastāva formula: 8E 2B₆₇) – nosusināta kūdras augsne, un damaksnī (Dm) (139. kv., 2. nog., kokaudzes sastāva formula: 7E 2B 1P₆₇) – minerālaugsne. Dm meža tipā ierīkotais parauglaukums atradās apmēram 70 m attālumā no platlapju kūdreņa un, salīdzinājumā ar Kp, nogabalam raksturīgs reljefa paaugstinājums. Kp meža tipā parauglaukums bija apmēram 70x120 m, bet Dm – 50x70 m platībā.

Eksperimentā izmantoti lielu dimensiju trupējuši egles nogriežņi no 40 kokiem, kas sazāģēti, lai noskaidrotu trapes izplatību egles stumbrā Kp meža tipā uz auglīgām kūdras augsnēm. Kā lielu dimensiju mežizstrādes atliekas tiek uzskatītas tādas ciršanas atliekas, kuru diametrs ir lielāks par 16 cm. Pirms eksperimenta ierīkošanas no katra koka Kp meža tipa parauglaukumā paņemts koksnes paraugs, lai noskaidrotu koku inficētību ar *H. annosum*. Tas darīts ar Preslera svārpstu, ieurbjot pie sakņu kakla. Visi pētījumā izmantotie koki bija inficēti ar *H. parviporum*. Suga identificēta, izmantojot K. Korhonen testkultūras – izolātus 91203/4 (*H. parviporum*) un 05104/5 (*H. annosum* s.s), kas iegūtas Somijā.

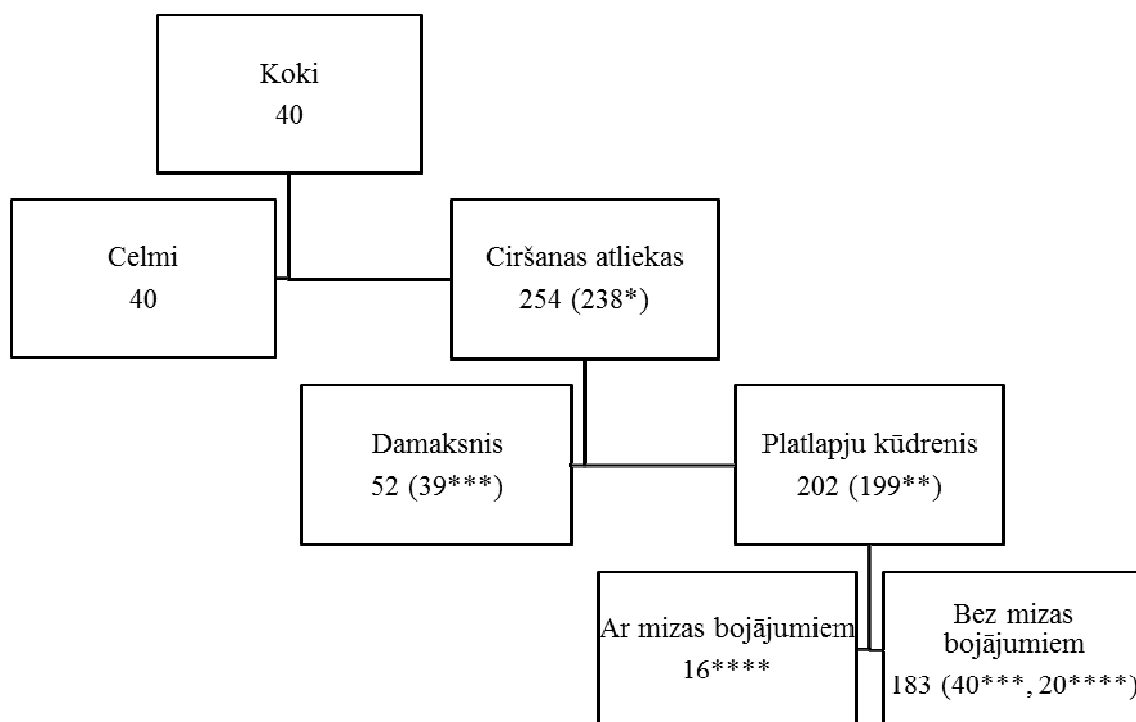
Tā kā Kp meža tipā kūdra bija nosēdusies, pēc koka nozāģēšanas tieši virs celma zāģēts apmēram 30 cm augsts nogrieznis, lai iegūtu pēc iespējas apaļāku ripu. Nākošais nogrieznis nozāģēts 70 cm garš, kuram sekoja 30 cm garš nogrieznis, lai 1,30 m augstumā iegūtu ripu.

Nākošais nogrieznis nozāģēts 70 cm garš. Visi turpmākie nogriežņi zāģēti 1 m gari tik tālu, līdz tajos vairs netika konstatēta trupe (6.1. attēls). Pēc šīs metodikas katrs no analizētajiem kokiem sazāģēts 1-8 garos (70 – 100 cm) un divos īsos (30 cm) nogriežņos.



6.1. attēls. Koka zāģēšanas shēma.

Eksperimentā izmantotas tikai tās atliekas, kam tika konstatēta trupe: abi 30 cm nogriežņi, 70 cm garie nogriežņi un metru garie nogriežņi. Eksperimentā izmantoti 254 nogriežņi: 174 garie un 80 īsie nogriežņi (6.2. attēls). Garie nogriežņi randomizēti izvietoti divos atšķirīgos meža tipos: 122 nogriežņi Kp un 52 nogriežņi Dm. Kp meža tipā atliekas novietotas tā koka celma tuvumā, no kura tās nozāģētas. Damakšņa meža tipa parauglaukumā atliekas izvietotas, liekot vienu koku pārstāvošās atliekas vienuviet, bet šādas atlieku grupas vienmērīgi izvietojot pa visu parauglaukumu. Eksperimenta norises laikā daļa atlieku vairs nebija atrodamas (tās bija aizvestas), tādēļ analīzē izmantoti 158 garie un 80 īsie nogriežņi, no kuriem 39 garie nogriežņi izvietoti Dm meža tipā, bet 119 garie un 80 īsie nogriežņi – Kp meža tipā.



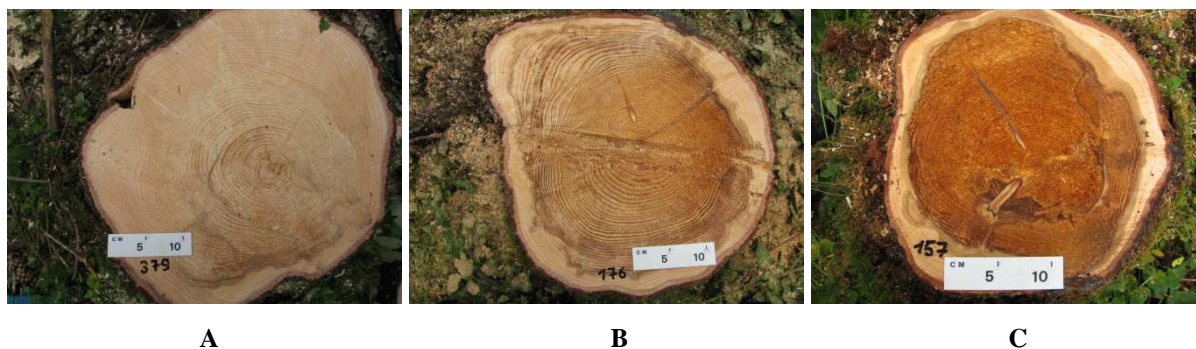
* Kopējais analizēto ciršanas atlieku skaits, to skaitā 80 īsās atliekas (30 cm); **Kp meža tipā izvietoto atlieku skaits, kas izmantotas analizē; *** Atlieku skaits analizē par meža tipiem; **** Atlieku skaits analizē par mizas bojājumiem.

6.2. attēls. Eksperimenta ierīkošanas shēma.

Atliekas tika raksturotas pēc trupes izplatības augstuma koka stumbrā un trupes intensitātes pakāpes atlieku tievgalī un uz celma. Trupes intensitātes pakāpe uz celma novērtēta subjektīvi, vizuāli nosakot celmu sadalīšanās pakāpi. Pēc tam atliekas iedalītas trīs grupās, ņemot vērā gan celma trupējušās daļas iekrāsojumu un aizņemto virsmas laukumu, gan struktūru (6.3. attēls). Pirmās trupes intensitātes pakāpes celmiem koksne konstatēta tikai krāsas maiņa (6.3.A attēls). Otrās trupes intensitātes pakāpes celmiem trupējušās daļas aizņemtais laukums ir tāds pats vai lielāks, konstatētas koksnes struktūras izmaiņas (6.3.B attēls). Trešās trupes intensitātes pakāpes celmiem trupējusī koksne aizņēma gandrīz visu celma laukumu un koksnes struktūra bija pilnībā sagrauta (6.3.C attēls). Trupes intensitātes pakāpe atlieku tievgalī noteikta līdzīgi kā uz celmiem.

Lai salīdzinātu, kā sēnes augļķermeņi attīstās uz atliekām dažādos meža tipos, izvēlēti nogriežņi ar līdzīgu trupes intensitāti un daļa no tiem izvietoti Dm meža tipā, bet pārējie atstāti Kp meža tipā. Ja kokam bija vairāki nogriežņi, tad vienā meža tipā tika novietots katrs otrais nogrieznis, turklāt to secība dažādiem kokiem, pa meža tipiem tika mainīta. Piemēram, no pirmā koka uz Dm meža tipa parauglaukumu pārvietotas 1., 3. un 5. atlieka, bet no otrā koka – 2., 4. un 6. atlieka. Pārējās atliekas (attiecīgi 1. koka 2., 4., 6. un otrā koka 1., 3. un 5. atlieka) atstātas Kp meža tipa parauglaukumā. Tādējādi tika samazināta atsevišķo koku

ietekme uz eksperimenta rezultātiem. Šajā salīdzinājumā izmantoti 39 Dm meža tipā novietotie nogriežņi un 40 Kp atstātie nogriežņi ar līdzīgu trupes intensitāti.



6.3. attēls. Trupējušie egļu celmi: pirmā (A), otrā (B) un trešā (C) trupes intensitātes pakāpe (T. Gaitnieka foto).

Daļai nogriežņu ar līdzīgu trupes intensitātes pakāpi (trupes izplatības augstums egles stumbrā) tika veikti mizas bojājumi, kas imitē mežizstrādes laikā radītos bojājumus, strādājot ar harvesteru. Mizas bojājumi veikti, izmantojot speciāli izgatavotu skrīpstu un izvēlētajiem nogriežņiem noplēšot apmēram 50% mizas. Šādi nogriežņi izvietoti tikai Kp meža tipā. Analīzē tika izmantoti 16 nogriežņi ar mizas bojājumiem. Salīdzinājumam izvēlēti 20 nogriežņi ar līdzīgu trupes intensitāti, bet bez mizas bojājumiem. Eksperimentā paredzēts izvērtēt, kā mizas bojājumi mežizstrādes laikā ietekmē augļķermeņu attīstību uz mežā atstātām trupējušām ciršanas atliekām.

Katra nogriežņa tievgalī piestiprināta plastmasas plāksnīte ar koka un nogriežņa kārtas numuriem. Visi nogriežņi kartēti shēmā, parādot atlieku savstarpējo novietojumu. Kā jau minēts, nozāģētos kokus raksturoja dažāda trupes attīstības pakāpe, tāpēc katrai atliekai pirms eksperimenta tika izmērītas ne tikai dimensijas (garums, caurmērs), bet aprēķināts arī trupējušās daļas laukums abos nogriežņa galos.

Sakņu piepes augļķermeņu uzmērīšana veikta oktobrī-novembrī. Augļķermeņi atsevišķi mērīti uz zāģējuma virsmas atlieku tievgalī un resgalī, kā arī uz atlieku sānu virsmas. Kā sānu virsma uzskatīta ar mizu klātā atliekas daļa visā tās garumā. Katra atlieka ar nosacītu viduslīniju sadalīta divās daļās: atliekas augšpusē un apakšpusē. Papildus mērīti arī uz celmiem izveidojušies augļķermeņi atsevišķi uz zāģējuma virsmas, sānu virsmas un virszemes saknēm. Augļķermeņu virsmas laukums nozīmēts, piespiežot caurspīdīgu A4 plēvi pie augļķermeņa virsmas un apvelkot tā formu ar flomāsteru. Uz caurspīdīgās plēves fiksēto sakņu piepes augļķermeņu virsmas laukuma skaitliskā vērtība laboratorijas apstākļos iegūta, izmantojot PLANIX S10 „Marble” planimetru, *Stream area* funkciju, kas ir paredzēta

nesimetrisku, liektas formas laukumu mērīšanai plaknē. Zīmju skaits aiz komata – divas; mērvienība – cm^2 .

Analizējot *H. parviporum* augļķermeņu attīstību uz eksperimentā izmantotās trupējušās koksnes, aprēķināts augļķermeņu aizņemtais laukums, rēķinot uz m^3 koksnes. Augļķermeņu aizņemtais laukums atsevišķās atlieku daļās uz zāģējuma virsmas un sānu virsmas, kā arī atlieku augšpusē un apakšpusē izteikts procentos – cik procentu no atrasto augļķermeņu laukuma bijis konkrētā atliekas daļā: augšpusē vai apakšpusē un uz sānu vai zāģējuma virsmas. Lai iegūtos rezultātus varētu salīdzināt ar citu autoru veiktajiem pētījumiem, augļķermeņu laukums izteikts arī uz vienu atliekas garuma metru.

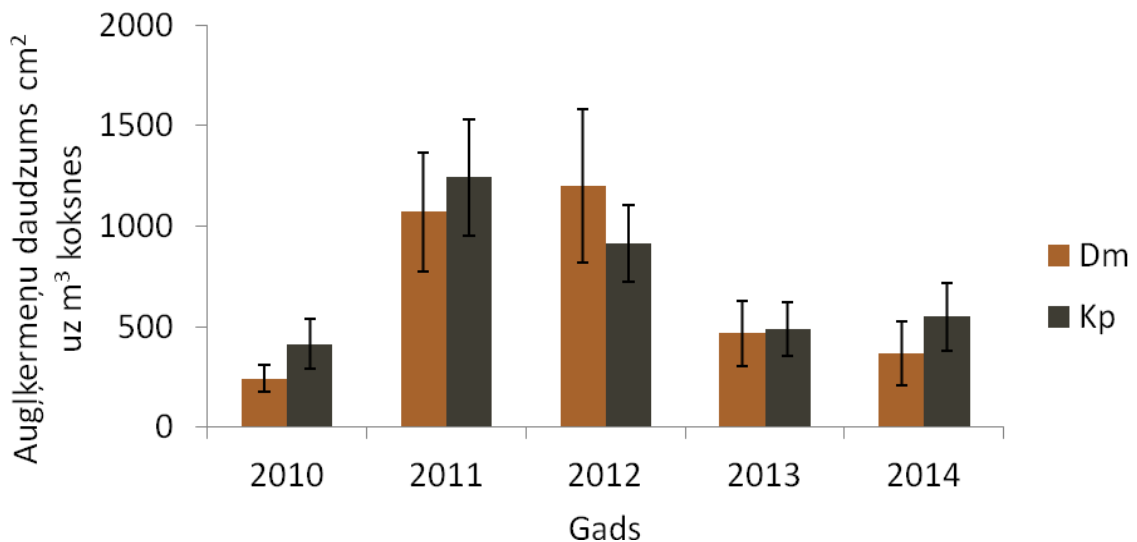
Daļa aprēķinu veikta programmā *MS Excel 2010*, izmantojot *Pivot table*. Papildus veikta datu analīze programmā *R 3.0.3*. Pirms statistisko analīžu veikšanas veikta datu logaritmiskā transformācija. Ņemot vērā iegūtos rezultātus un to, ka veikti atkārtoti mērījumi, izveidoti daudzfaktoru pielāgotie jaukta efekta lineārie modeļi (*Fit Linear Mixed-Effects Models* (LMM) – angļu val.). Modeļi izmantoti, lai noteiktu saistību starp augļķermeņu daudzumu uz atliekām (cm^2/m^3) un dažādiem to veidošanos ietekmējošiem faktoriem: meža tipu, mizas bojājumiem, trupes izplatības augstumu stumbrā, atlieku virsmas laukumu un vidējo diametru, trupējušās daļas laukuma attiecību pret atliekas šķērslaukumu, mērījumu veikšanas gadu, atlieku zāģēšanas augstumu virs celma un trupes intensitātes pakāpi uz celma virsmas un atlieku tievgalī. Faktoru ietekme novērtēta pie $\alpha=0,05$.

Arī augļķermeņu attīstības novērtējumam uz celmiem izveidoti LMM modeļi un analizēti tādi faktori kā laiks kopš zāģēšanas, augļķermeņu lokalizācija (zāģējuma virsma, sānu virsma un virszemes saknes), celmu diametrs, trupes intensitātes pakāpe uz celma virsmas un celma virsmas trupējušās daļas laukums pret kopējo celma šķērslaukumu.

6.1.2. Rezultāti un diskusija

6.1.2.1. Sakņu piepes augļķermeņu attīstība uz ciršanas atliekām

Analīzē par sakņu piepes augļķermeņu veidošanos dažādos meža tipos izmantotas 40 atliekas Kp un 39 atliekas Dm meža tipos. Piecu gadu laikā veiktie novērojumi parāda, ka visvairāk *H. parviporum* augļķermeņu veidojas otrā un trešā gada laikā pēc atlieku sazāģēšanas un izvietošanas mežā (6.4. attēls).



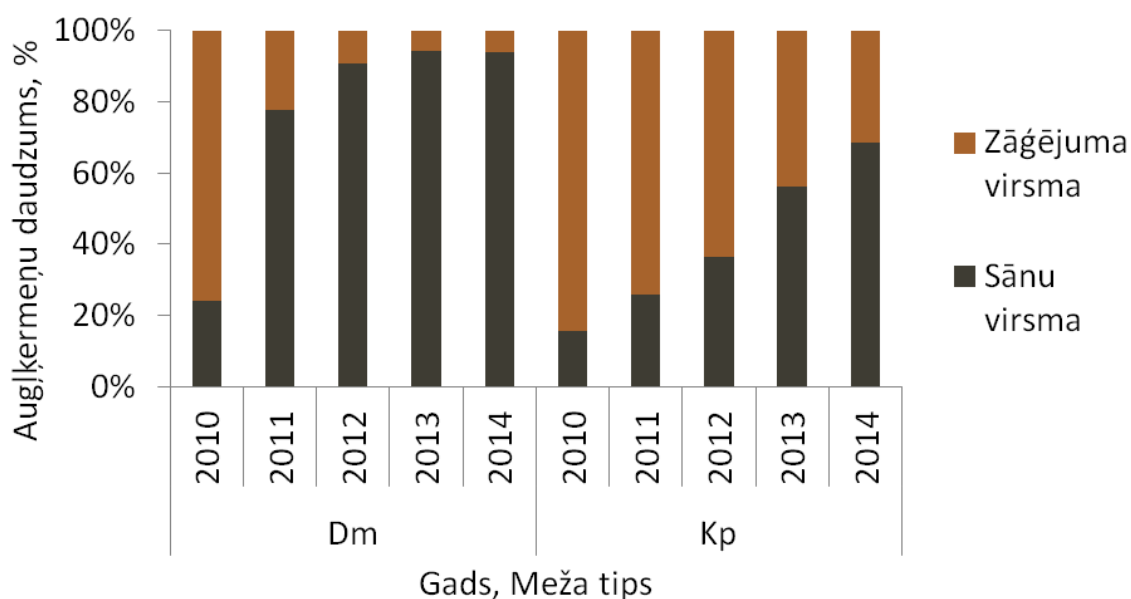
6.4. attēls. Jauno, aktīvi sporulējošo *H. parviporum* augļķermeņu laukums (cm^2) uz m^3 atlieku tilpuma Dm un Kp meža tipos (vidēji \pm standartklūda).

Kp meža tipa parauglaukumā vislielākais augļķermeņu daudzums uz m^3 koksnes konstatēts 2011. gadā – $1242 \text{ cm}^2/\text{m}^3$, savukārt Dm meža tipā 2012. gadā – $1197 \text{ cm}^2/\text{m}^3$. Jau iepriekš veiktos pētījumos Latvijā noskaidrots, ka Kp meža tipā sakņu piepes augļķermeņi veidojas straujāk nekā Dm (Stivriņa u.c. 2010). Piecus gadus pēc atlieku izvietojanas Kp un Dm meža tipos konstatēti attiecīgi 549 cm^2 un 365 cm^2 augļķermeņu uz m^3 koksnes. Neskatoties uz novērotajām tendencēm, meža tips, kurā izvietotas atliekas, statistiski būtiski neietekmē sakņu piepes augļķermeņu veidošanos ($p=0,715$).

Lai salīdzinātu iegūtos rezultātus Dm meža tipā ar Vācijā veiktu pētījumu par sakņu piepes augļķermeņu attīstību trupējušā egles koksnē uz minerālaugsnēm, augļķermeņu laukums izteikts cm^2 uz vienu atliekas garuma metru. Mūsu iegūtie rezultāti būtiski atšķiras no vācu pētnieku datiem (Schütt, Schuck 1979). Vācu zinātnieku rezultāti parāda, ka piecu gadu laikā jauno, aktīvi sporulējošo *H. annosum* augļķermeņu laukums ar katru gadu palielinās (izņemot otro gadu), sasniedzot $124,9 \text{ cm}^2/\text{m}$. Mūsu iegūtie rezultāti parāda, ka Dm meža tipā maksimālais augļķermeņu daudzums tiek sasniegts trešajā gadā – $52,8 \text{ cm}^2/\text{m}$. Iespējams, ka atšķirības saistāmas ar dažādo atlieku sadalīšanās pakāpi. Vācijā veiktajā pētījumā tika apsekotas atliekas, kas atstātas pēc mežizstrādes. Tās visticamāk bija stipri trupējušas un pārstāvēja stumbra daļu tuvāk celmam. Arī mūsu iegūtie rezultāti liecina (nepubl. dati), ka visvairāk augļķermeņu veidojas uz izgāztām eglēm apmēram līdz 2 m augstumam. Mūsu pētījumā izmantotas ciršanas atliekas ar dažādu trapes intensitātes pakāpi.

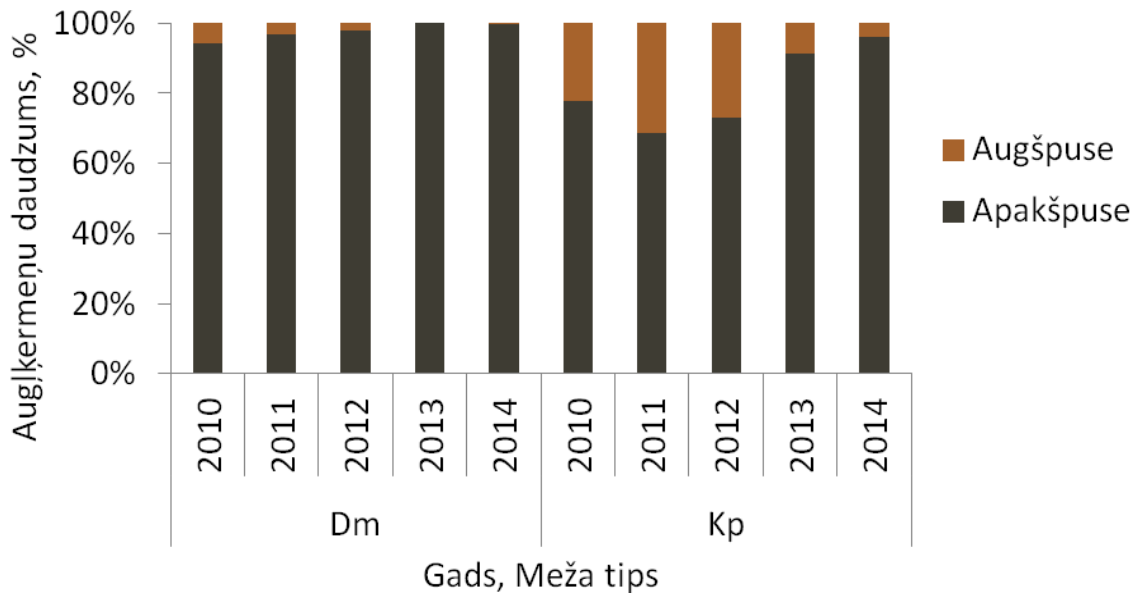
Salīdzinot augļķermeņu lokalizāciju uz atliekām noteikts, ka katru gadu palielinās to sakņu piepes augļķermeņu daudzums, kas lokalizēti uz sānu virsmas (6.5. attēls). Uz atlieku

sānu virsmas Kp meža tipā 2010. gadā konstatēts 15,7% augļķermeņu, bet 2014. gadā – 68,5%. Šāda tendence novērota arī atliekām Dm meža tipā, kur 2010. un 2014. gadā uz atlieku sānu virsmas konstatēts attiecīgi 24,1% un 93,9% augļķermeņu.



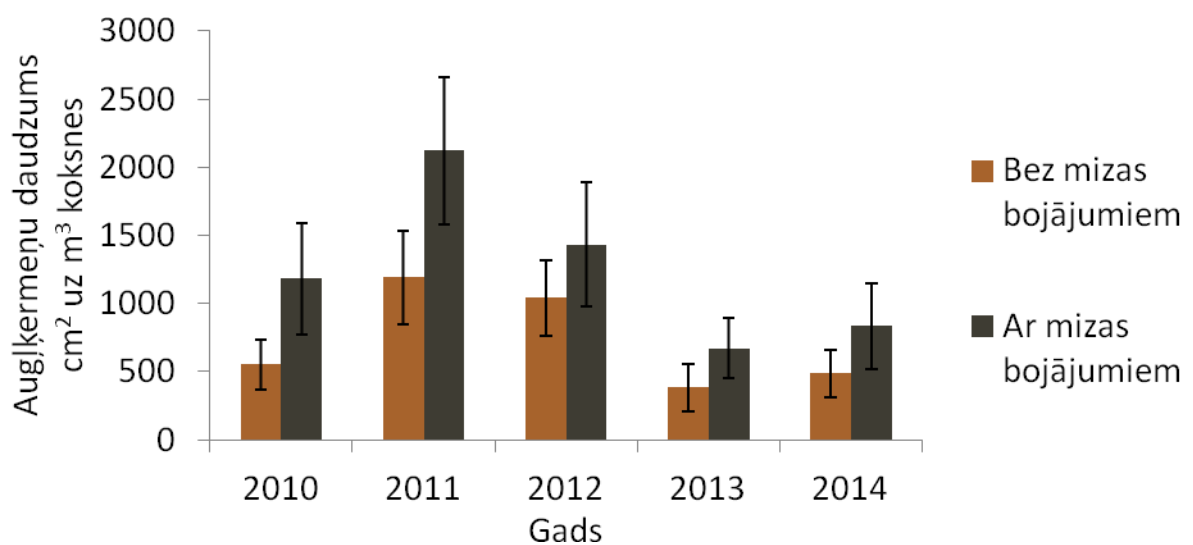
6.5. attēls. *H. parviporum* augļķermeņu izvietojums uz parastās egles mežizstrādes atlieku sānu virsmas un zāgējuma virsmas (2010. – 2014.) Dm un Kp meža tipos.

H. parviporum augļķermeņi pamatā veidojas atlieku apakšējā daļā, neatkarīgi no meža tipa, kurā tās izvietotas (6.6. attēls). Īpaši izteikts tas ir Dm meža tipā, kur 2010. gadā atlieku augšpusē konstatēti tikai 5,8% augļķermeņu, bet 2014. gadā – 0,2%. Kp meža tipā pirmo trīs gadu laikā (no 2010. līdz 2012. gadam) atlieku augšējā daļā izveidojušos augļķermeņu daudzums ir salīdzinoši lielāks (no 22,4% līdz 31,3%), kas skaidrojams ar spēcīgi attīstīto veģetāciju šajā parauglaukumā. Bagātīgā veģetācija Kp meža tipā nodrošina atliekām vienmērīgākus mitruma apstākļus, kā rezultātā sakņu piepes augļķermeņi var attīstīties arī atlieku augšpusē. Dm meža tipā dominē sūnas un atliekas ir pakļautas izžūšanai. Tādēļ augļķermeņi pamatā veidojas atlieku apakšējā daļā, kur mitruma režīms ir vienmērīgāks. Arī citi autori norāda, ka nepietiekams mitrums būtiski samazina *H. annosum* augļķermeņu veidošanos (Müller *et al.* 2007).



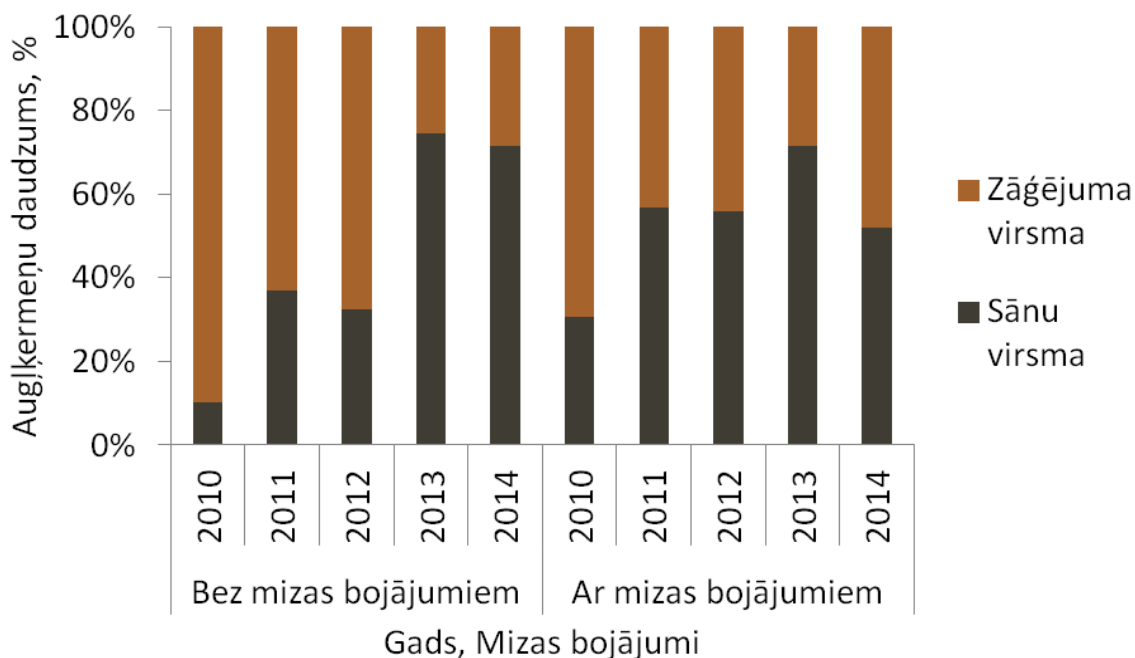
6.6. attēls. *H. parviporum* augļķermeņu lokalizācija uz mežizstrādes atliekām Dm un Kp meža tipos (2010 – 2014).

H. parviporum augļķermeņu veidošanās uz atliekām ar mizas bojājumiem notiek intensīvāk nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem (6.7. attēls). Piecu gadu laikā, kuros veikts pētījums par sakņu piepes augļķermeņu attīstības dinamiku uz trupējušām egles koksnes atliekām, aprēķināts, ka uz atliekām ar mizas bojājumiem veidojas vidēji 1,75 reizes vairāk *H. parviporum* augļķermeņu nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem. Neskatoties uz veiktajiem novērojumiem, mizas bojājumiem nav statistiski būtiskas ietekmes uz sakņu piepes augļķermeņu veidošanos ($p=0,806$).

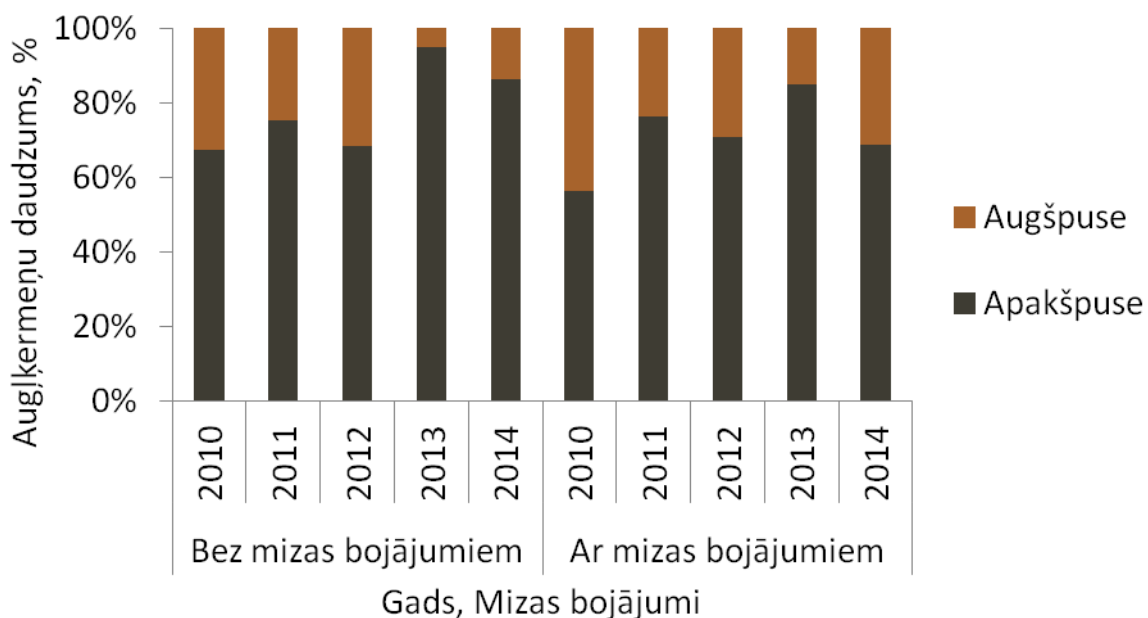


6.7. attēls. *H. parviporum* augļķermeņu laukums (cm^2) uz m^3 koksnes atliekām ar un bez mizas bojājumiem (vidēji \pm standartklūda).

Atliekām bez mizas bojājumiem pakāpeniski palielinās to augļķermeņu daudzums, kas lokalizēti uz sānu virsmas (6.8. attēls) atlieku apakšējā daļā (6.9. attēls). 2012. gadā uz sānu virsmas lokalizēti 32,5%, bet 2013. gadā jau 74,5% augļķermeņu. Atliekām ar mizas bojājumiem novērota līdzīga, bet ne tik izteikta tendence.



6.8. attēls. *H. parviporum* augļķermeņu aizņemtais laukums (%) uz sānu un zāgējuma virsmām atliekām ar un bez mizas bojājumiem no 2010. līdz 2014. gadam.

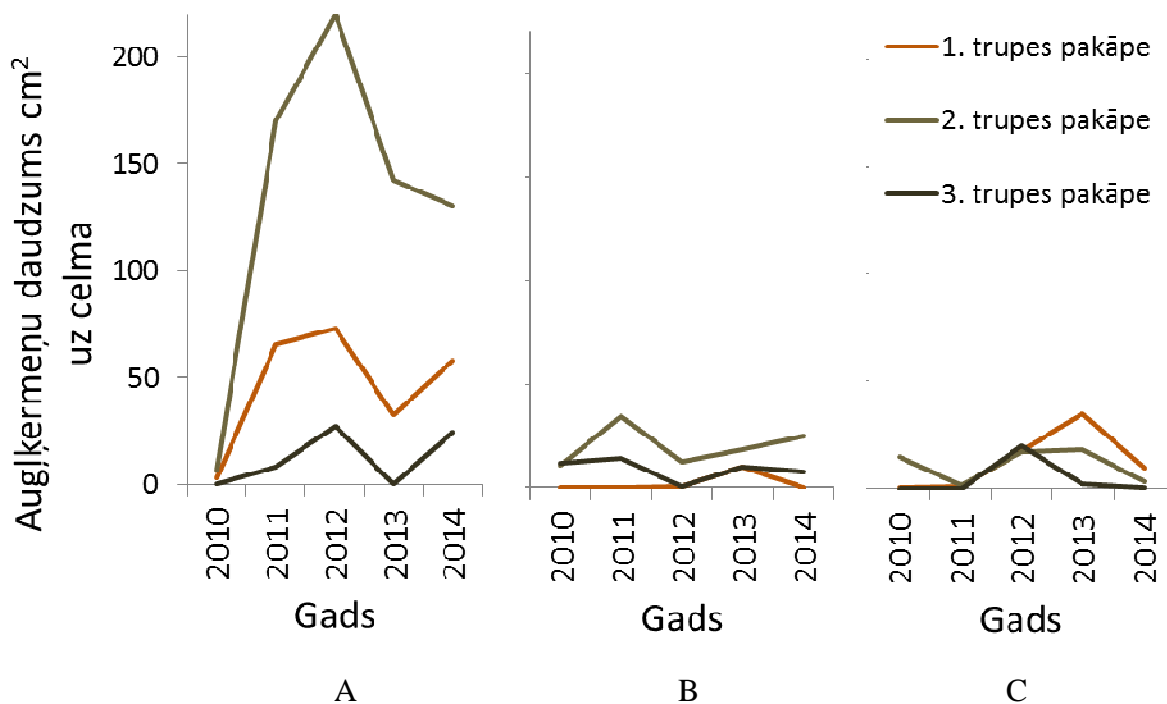


6.9. attēls. *H. parviporum* augļķermeņu lokalizācija uz parastās egles atlieku augšējās un apakšējās daļas atkarībā no mizas bojājumiem no 2010. līdz 2014. gadam.

Lai raksturotu *H. parviporum* auglķermeņu attīstību uz lielu dimensiju mežizstrādes atliekām, programmā R 3.0.3. izveidots LMM modelis. Modelī iekļauti faktori, kuri vislabāk raksturo sakņu piepes auglķermeņu veidošanos uz trupējušām mežizstrādes atliekām. Auglķermeņu veidošanos uz trupējušām lielu dimensiju egles koksnes mežizstrādes atliekām statistiski būtiski ietekmē atlieku zāģēšanas augstums virs celma ($p < 0,001$; jo tuvāk celmam, jo vairāk sakņu piepes auglķermeņu uz m^3 koksnes), trupējušās daļas laukums no šķērsriezuma laukuma ($p < 0,001$; auglķermeņu daudzums (cm^2/m^3) pozitīvi korelē ar trupējušās daļas laukumu no atliekas šķērsriezuma laukuma) un laiks kopš atlieku atstāšanas mežā ($p < 0,001$). Visvairāk *H. parviporum* auglķermeņu veidojies otrajā un trešajā gadā pēc eksperimenta ierīkošanas. Meža tips, kurā izvietotas atliekas, mežizstrādes laikā radītie mizas bojājumi, kā arī trapes intensitātes pakāpe būtiski neietekmē auglķermeņu veidošanos uz trupējušām egles koksnes atliekām.

6.1.2.2. Sakņu piepes auglķermeņu attīstība uz celmiem

H. parviporum auglķermeņi vislabāk veidojas uz celmu virszemes saknēm (6.10.A. attēls) – 76 % auglķermeņu, kas konstatēti uz celmiem. Uz celmiem ar otro trupējuma intensitātes pakāpi 2014. gadā uz virszemes saknēm veidojušies vidēji $130,2 cm^2$ auglķermeņu. Uz celmu sānu virsmas (6.10.B. attēls) un zāģējuma virsmas (6.10.C. attēls) sakņu piepes auglķermeņu veidošanās nav tik intensīva. Analizējot datus par sakņu piepes auglķermeņu attīstību uz ciršanas atliekām, novērots, ka auglķermeņi, it īpaši pirmajos gados pēc zāģēšanas, vairāk attīstās uz zāģējuma virsmas. Kā novērots datu ievākšanas laikā, celmu zāģējuma virsma ir klāta ar sūnu slāni. Tas kavē sakņu piepes auglķermeņu attīstību uz celmu virsmas, bet tajā pašā laikā kavē to no izžūšanas, tādēļ *H. parviporum* auglķermeņi var attīstīties citās celma daļās.



6.10. attēls. Vidējais augļķermeņu aizņemtais laukums uz celma virszemes saknēm (A), sānu virsmas (B) un zāgējuma virsmas (C) laika posmā no 2010. līdz 2014. gadam atkarībā no trupes intensitātes pakāpes uz celma.

Izveidotie LMM modeļi parāda, ka sakņu piepes augļķermeņu veidošanos būtiski ietekmē laiks kopš zāgēšanas ($p < 0,001$; 6.10. attēls). Tāpat atšķiras augļķermeņu veidošanās intensitāte dažādās celmu daļās ($p < 0,001$; 6.10. attēls), atkarībā no trupes intensitātes pakāpes ($p = 0,025$; 6.10. attēls) un trupējušās daļas aizņemtā laukuma ($p = 0,001$; jo lielāks trupējušās daļas aizņemtais laukums no celma šķērslaukuma, jo vairāk *H. parviporum* augļķermeņu (cm^2)). Celmu diametrs būtiski neietekmē *H. parviporum* augļķermeņu veidošanos. Arī T. Piri (1996) norāda, ka starp *H. annosum* aizņemto laukumu un celmu diametru nepastāv korelācija. Tomēr ir autori, kuri ir konstatējuši būtisku pozitīvu korelāciju starp *H. annosum* sastopamību un celmu diametru (Vasiliauskas *et al.* 2002).

6.2. *H. annosum* s.l. augļķermeņu attīstības dinamika uz mazu dimensiju egles koksnes ciršanas atliekām

6.2.1. Materiāls un metodes

Par mazu dimensiju ciršanas atliekām darbā tiek uzskatītas atliekas, kas iegūtas no egļu stumbra daļas un kuru diametrs ir no 4 cm līdz 16 cm. Lai noskaidrotu *H. annosum* augļķermeņu attīstību uz trupējušām maza diametra mežizstrādes atliekām, 2011. gada

augustā MPS Kalsnavas mežu novadā Ln meža tipā nozāģētas 42 ar *H. annosum* inficētas, trupējušas paaugas egles diametrā no 4,5 līdz 11,4 cm. Katram kokam un atliekai veikti mērījumi līdzīgi kā lielu dimensiju eglēm un to atliekām: zāģēšanas laikā noteikts trupes izplatīšanās augstums stumbrā, koka augstums un diametrs, abos atlieku galos izmērīts diametrs un trupējušās daļas diametrs. Nozāģētie koki sadalīti 80 cm garos nogriežņos līdz stumbra trupējušās daļas beigām. Katram celmam noteikta trupes intensitātes pakāpe pēc vienotas metodikas kā lielu dimensiju celmiem. Atlieku tievgalī piestiprināta plastmasas plāksnīte ar koka un atliekas numuru. Atliekas izvietotas Kp (31 atlieka) un Dm (30 atliekas) meža tipos. 2013. gada vasarā 25 no 30 atliekām, kas izvietotas Dm meža tipā, vairs nebija atrodamas. Visām mazu dimensiju atliekām 2012., 2013. un 2014. gada augustā izmērīti izveidojušies *H. annosum* augļķermeņi. Augļķermeņi atsevišķi mērīti atlieku tievgalī, resgalī un uz sānu virsmas, neizdalot atlieku augšpusi un apakšpusi.

Lai salīdzinātu *H. annosum* un citu koksni kolonizējošo sēņu attīstību uz mazu dimensiju trupējušām un veselām egles koksnes atliekām, kā arī atkarībā no lakstaugu veģetācijas ietekmes, 2013. gada oktobrī ierīkots papildu eksperiments. Divos parauglaukumos Kalsnavas Mežu pētīšanas stacijā nozāģētas 57 trupējušas paaugas egles diametrā līdz 16 cm. Katram eksperimentā izmantotajam kokam noteikts augstums, trupes izplatības augstums stumbrā un diametrs celma augstumā. Visām trupējušajām eglēm pārbaudīta inficētība ar *H. annosum*. Egles sazāģētas 80 cm garos nogriežņos līdz tajos vairs netika konstatēta trupe. Eksperimentā izmantotas 85 trupējušās atliekas. Salīdzināšanai izvēlētas vizuāli veselās, līdzīga diametra egles tajos pašos parauglaukumos. Kokiem noteikts augstums un celma diametrs. Tāpat kā trupējušās atliekas, arī veselās atliekas zāģētas 80 cm garos nogriežņos. Kopā izmantotas 83 veselās atliekas.

Visām atliekām (gan trupējušajām, gan veselajām) noteikts diametrs abos to galos, trupējušajām atliekām arī trupējušās daļas diametrs un trupes intensitātes pakāpe. Trupes intensitātes pakāpe izteikta trīs klasēs: 1 – vāji trupējusi; 2 – vidēji trupējusi; 3 – stipri trupējusi, līdzīgi kā lielu dimensiju mežizstrādes atliekām. Katrai atliekai tievgalī piestiprināta plastmasas plāksnīte ar numuru.

Atliekas izvietotas četros parauglaukumos (6.1. tabula): divos ar un divos bez lakstaugu veģetācijas tā, lai tās būtu ciešā kontaktā ar zemi. Katrā parauglaukumā izlikta 21 trupējusi, ar *H. annosum* inficēta, atlieka un tikpat daudz netrupējušu atlieku. Katrā nogabalā izlikts apmēram vienāds skaits atlieku ar līdzīgu trupes intensitāti. No trupējušajām atliekām 12 bija stipri trupējušas, sešas vidēji trupējušas un trīs vāji trupējušas. Vienā no parauglaukumiem ir par vienu veselo atlieku mazāk nekā pārējos parauglaukumos, t.i. 20.

6.1. tabula. Eksperimentālo parauglaukumu raksturojums.

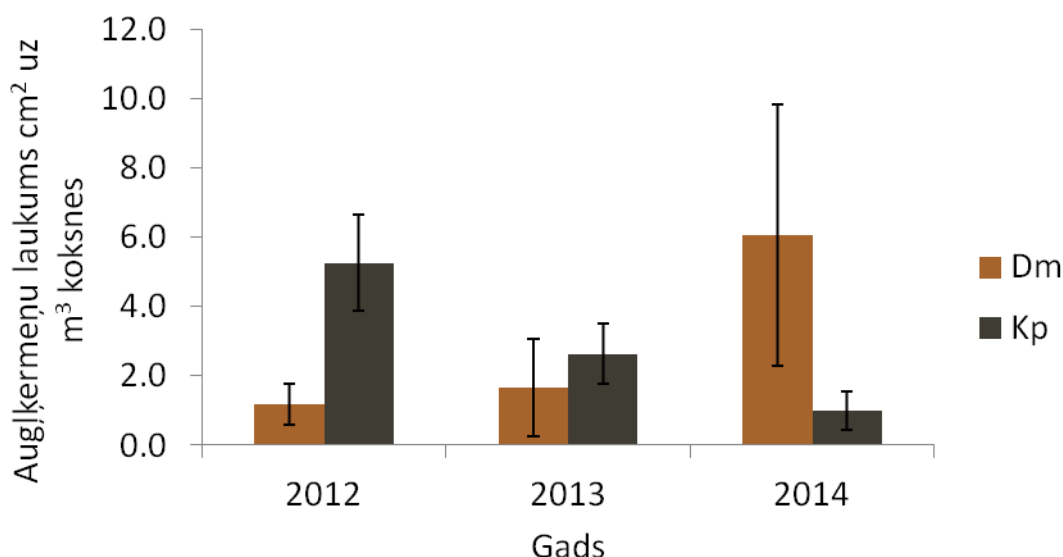
Parauglaukums	Kvartāls, nogabals	Kokaudzes sastāva formula	Meža tips
A*	178. kv., 22. nog.	10E ₅₁	As
D4	148. kv., 4. nog.	10E ₂₇	As
K1*	201. kv., 1. nog.	9E1B ₄₃	Ks
Ž	121. kv., 9. nog.	10E ₂₈	As

* Parauglaukumi ar spēcīgi attīstītu veģetāciju.

H. annosum augļķermeņu novērtējums veikts 2014. gada oktobrī pēc vienotas metodikas kā lielu dimensiju mežizstrādes atliekām un mazu dimensiju atliekām, kas izvietotas 2011. gadā. Augļķermeņi atsevišķi noteikti atlieku tievgalī, resgalī un uz sānu virsmas, neizdalot atlieku augšpusi un apakšpusi.

6.2.2. Rezultāti un diskusija

Eksperimentā, kas ierīkots 2011. gadā, nozāģējot maza diametra trupējušas paaugas egles, tika noteikts, ka Kp meža tipā jauno, aktīvi sporulējošo augļķermeņu daudzums uz m³ koksnes katru gadu samazinās (6.11. attēls). 2012. gadā uz vienu m³ koksnes Kp meža tipā izveidojās vidēji 5,3 cm² *H. annosum* augļķermeņu, bet 2014. gadā 1,0 cm². Dm meža tipā novērota pretēja tendence: ar katru gadu palielinās *H. annosum* augļķermeņu daudzums. 2012. gadā tika konstatēti 1,2 cm²/m³, bet 2014. gadā 6,1 cm²/m³ *H. annosum* augļķermeņu. Jāatzīmē, ka 2013. gada vasarā Dm meža tipā tika atrastas tikai 5 eksperimenta laikā izvietotās mežizstrādes atliekas, tādēļ paraugkopa ir par mazu, lai izdarītu drošus secinājumus par sakņu piepes augļķermeņu attīstību uz trupējušām mazu dimensiju egles koksnes ciršanas atliekām Dm meža tipā. Kp meža tipā atliekas savukārt ir stipri apaugušas ar sūnām, kas kavē sakņu piepes augļķermeņu attīstību, turklāt uz šīm atliekām bieži konstatēta cita koksni noārdoša sēne – *Armillaria* spp.



6.11. attēls. *H. annosum* augļķermeņu attīstības dinamika uz trupējušām mazu dimensiju ciršanas atliekām no 2012. līdz 2014. gadam (vidēji \pm standartklūda).

Novērtējot sakņu piepes augļķermeņu attīstību uz trupējušām mežizstrādes atliekām parauglaukumos ar un bez veģetācijas viena gada laikā pēc eksperimenta ierīkošanas, *H. annosum* augļķermeņi konstatēti uz 14 trupējušajām atliekām. Augļķermeņi konstatēti tikai uz atlieku zāģējuma virsmas: tievgalī un resgalī un to aizņemtais laukums ir no 0,01 līdz 1,67 cm² uz atliekas.

H. annosum augļķermeņi biežāk veidojušies uz trupējušām atliekām parauglaukumos bez lakstaugu veģetācijas: uz 9 atliekām. Parauglaukumos ar bagātīgu veģetāciju *H. annosum* augļķermeņi veidojušies uz 5 ciršanas atliekām.

6.3. Secinājumi

3. Salīdzinot augļķermeņu attīstību uz lielu dimensiju egles mežizstrādes atliekām piecu gadu laikā konstatēts, ka Kp meža tipā visvairāk *H. parviporum* augļķermeņu veidojas otrā gada laikā, bet Dm – trešajā gadā, attiecīgi 1242 cm²/m³ un 1197 cm²/m³.
4. Uz lielu dimensiju ciršanas atliekām ar mizas bojājumiem veidojas vidēji 1,75 reizes vairāk *H. parviporum* augļķermeņu nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem.
5. Ar katru gadu palielinās to augļķermeņu daudzums, kas lokalizēti uz atlieku sānu virsmas, neatkarīgi no meža tipa, kurā atliekas izvietotas.
6. *H. annosum* augļķermeņu attīstību, respektīvi, bazīdijsporu veidošanos veicina arī 4,5-8 cm diametra trupējušas egles ciršanas atliekas. Trīs gadu laikā uz mazu dimensiju ciršanas atliekām (diametrs mazāks par 8 cm) Kp meža tipā *H. annosum* augļķermeņu

daudzums samazinās, bet Dm – pakāpeniski palielinās. 2014. gadā Kp konstatēts vidēji $1 \text{ cm}^2/\text{m}^3$, bet Dm – $6,1 \text{ cm}^2/\text{m}^3$ augļķermeņu.

7. Ar sakņu piepi inficēti egles celmi platlapju kūdreņa meža tipā būtiski veicina *H. annosum* izplatību ne tikai inficējot veselus kokus sakņu kontaktu ceļā, bet palielinot arī sakņu piepes sporu fonu veģetācijas perioda laikā.
8. Nosusināta kūdras augsne veicina *H. annosum* augļķermeņu attīstību – uz virszemes saknēm veidojas 76% uz celmiem konstatēto augļķermeņu. Platlapju kūdreņa meža tipā pēc pieciem gadiem uz egļu celmiem ar otro trupes intensitātes pakāpi virszemes saknēm konstatēti vidēji 130 cm^2 *H. parviporum* augļķermeņu.
9. Lai samazinātu *H. parviporum* izplatīšanos egļu audzēs, būtu vēlams izvākt no meža trupējušas, ar *H. annosum* inficētas lielu dimensiju egles koksnes mežizstrādes atliekas, īpaši meža tipos ar spēcīgi attīstītu veģetāciju. Stipri inficētās platībās jāapsver celmu izstrādes lietderība.

7. SĒŅU SUGU SASTOPAMĪBA UZ TRUPĒJUŠĀM EGLES KOKSNES ATLIEKĀM UN CELMIEM

Attiecībā uz trupējušas egles koksnes atstāšanu/izvākšanu no mežaudzēm ļoti bieži ir sastopami argumenti par ietekmi uz citu sēņu bioloģisko daudzveidību. Tāpēc MPS Kalsnavas mežu novadā ir ierīkots viens no pirmajiem eksperimentiem pasaulē, lai salīdzinātu dažādu koksni kolonizējošo sēņu daudzveidību uz:

- trupējušām lielu dimensiju egles mežizstrādes atliekām Dm un Kp meža tipos;
- trupējušām un veselām maza diametra egles mežizstrādes atliekām;
- maza diametra trupējušām atliekām meža tipos ar spēcīgi un vāji attīstītu lakstaugu veģetāciju.

7.1. Materiāls un metodes

Papildus *H. annosum* augļķermeņu uzmērīšanai, visām lielu dimensiju atliekām un celmiem laika posmā no 2011. līdz 2014. gadam novērtēta citu koksni kolonizējošo sēņu sugu sastopamība. Tas veikts, vizuāli fiksējot augļķermeņus un rizomorfas. Uz konkrētas atliekas vai celma fiksētie vienas sēņu sugas augļķermeņi atzīmēti kā viens novērojums. Tika noteiktas gan piepes, gan cepurīšu sēnes, gan klājeniskās sēnes. Daļu sēņu lauka apstākļos nebija iespējams noteikt līdz sugas vai ģints līmenim, tādēļ tika ievākti to paraugi, sugas noteikšanai laboratorijas apstākļos.

Mikroskopiskie preparāti sēņu sugu noteikšanai sagatavoti, uzliekot nelielu sēnes augļķermeņa paraugu uz priekšmetstikliņa ūdens vidē un pārsedzot ar segstikliņu. Sēņu sugas noteiktas pēc micēlija, sporu un augļķermeņu morfoloģiskajām pazīmēm, izmantojot sēņu sugu noteicējus (Lesoe 1998; Breitenbach, Kränzlin 1986) un interneta resursus (Афанасьев *u o.p.* 2000; Robert *et al.* 2005).

Sēņu sugu novērtējums 2011. un 2012. gadā veikts oktobrī, bet 2013. – septembrī. 2014. gadā izvēlēts veikt divus novērojumus: septembrī un oktobrī. Mazu dimensiju atliekām sēņu sugu sastopamība novērtēta 2014. gada septembrī un oktobrī pēc vienotas metodikas kā lielu dimensiju mežizstrādes atliekām.

Sēņu daudzveidības un sastopamības raksturošanai programmās *MS Excel 2010* un *ComEcoPaC* (Drozd 2010) aprēķināts konstatēto sugu skaits, sastopamība, izlīdzinātības koeficients, Šenona daudzveidības indekss un Sorensena līdzīguma indekss.

7.2. Rezultāti un diskusija

7.2.1. Lielu dimensiju trupējušas egles koksnes atliekas un celmi

Uz trupējušām lielu dimensiju ciršanas atliekām esošo sēņu sugu daudzveidības raksturošanai aprēķinātie rādītāji atspoguļoti tabulā (7.1. tabula). Lielākais sugu skaits konstatēts 2014. gadā – 67 sēņu sugas, bet vismazākais 2012. gadā – 32 sēņu sugas. Sugu saraksts pievienots 2. pielikumā. Vislielākā sēņu sugu daudzveidība aprēķināta 2014. gadā: Šenona indekss – 4,70.

7.1. tabula. Sēņu sugu daudzveidības rādītāji uz atliekām.

	2011			2012			2013			2014		
	Dm*	Kp**	Kopā	Dm	Kp	Kopā	Dm	Kp	Kopā	Dm	Kp	Kopā
Atlieku skaits	39	199	238	39	199	238	36	198	234	36	196	232
Sugu skaits	21	33	34	19	26	32	22	41	43	38	59	67
Izlīdzinātības koeficients	0,74	0,59	0,61	0,74	0,55	0,59	0,84	0,62	0,65	0,86	0,77	0,78
Šenona indekss	3,27	2,95	3,10	3,15	2,59	2,93	3,75	3,31	3,53	4,53	4,52	4,70

* Damaksnis; ** Platlapju kūdrenis

Lai salīdzinātu sēņu sugu sabiedrības starp dažādiem novērojumu veikšanas gadiem, aprēķināts Sorensena indekss (7.2. tabula). Lielākās sēņu sugu sastāva atšķirības pastāv starp novērojumiem 2012. un 2014. gadā – Sorensena indekss ir 0,38. Sēņu sugu sastāvs uz atliekām vislīdzīgākais bijis 2011. un 2012. gadā.

7.2. tabula. Sorensena indeksi sēņu sugām uz atliekām no 2011. līdz 2014. gadam.

	2012	2013	2014
2011	0,64	0,49	0,42
2012		0,53	0,38
2013			0,51

Visbiežāk sastopamās sēņu sugas ir *Armillaria* spp. un *H. parviporum*. *Armillaria* spp. sastopamība četrus gadus laikā, kopš uzsākts sēņu daudzveidības novērtējums, nav būtiski mainījies. 2011. gadā šī sēņu suga konstatēta uz 182 ciršanas atliekām, bet 2014. gadā uz 196 atliekām. *H. parviporum* sastopamība šajā periodā ir samazinājusies: 2013. gadā sakņu piepe atrasta uz 219 atliekām, bet 2014. gadā tikai uz 155. Arī atlieku skaits, kas inficētas ar sakņu piepei antagonisko lielo pergamentsēni *Phlebiopsis gigantea*, ir samazinājies. 2012. gadā *P. gigantea* tika konstatēta uz 60 atliekām, bet 2014. gadā tikai uz 15 ciršanas atliekām.

Iespējams, ka mazais novērojumu skaits 2014. gadā saistāms ar sēnei nelabvēlīgiem augšanas apstākļiem 2014. gada vasarā un rudenī, jo, kā novērots citos pētījumos, arī uz priedes koksnes atliekām un celmiem, kas ir primārais *P. gigantea* substrāts, šajā laika periodā sēnes augļķermeņi attīstījušies slikti.

Četru gadu laikā kopš uzsākts sēņu daudzveidības un sastopamības novērtējums uz trupējušām mežizstrādes atliekām jau iezīmējas sēņu sugu nomaiņa. Piemēram, *Stereum sanguinolentum* visbiežāk (13 novērojumi) konstatēta 2011. gadā, divus gadus pēc pētījuma uzsākšanas. 2014. gadā tā vairs nav atrasta. Arī citi autori uzsver, ka *S. sanguinolentum* ir primārais koksnes kolonizētājs (Jönsson *et al.* 2008).

Uz celmiem tāpat kā uz atliekām lielākais sugu skaits noteikts 2014. gadā – 31 sēņu suga (7.3. tabula, 3. pielikums). Arī Šenona indekss 2014. gadā ir vislielākais – 4,01. Iepriekšējos novērojumu veikšanas gados konstatēto sēņu sugu skaits ir robežās no 11 līdz 13 sugām.

7.3. tabula. Sēņu sugu daudzveidības rādītāji celmiem no 2011. līdz 2014. gadam
platlapju kūdreņa meža tipā.

	2011	2012	2013	2014
Celmu skaits	40	40	40	40
Sugu skaits	13	12	11	31
Izlīdzinātības koeficients	0,79	0,69	0,69	0,81
Šenona indekss	2,91	2,48	2,39	4,01

Aprēķinātie Sorensena indeksi (7.4. tabula) parāda, ka sugas, kas tika konstatētas 2012. un 2013. gadā krasi atšķiras no tām, kas fiksētas 2014. gadā. Vislīdzīgākais sugu sastāvs bija 2012. un 2013. gadā – Sorensena indekss 0,52.

Ar katru gadu palielinās to celmu skaits, kas inficēti ar *Armillaria* spp. 2011. gadā rizomorfas vai *Armillaria* spp. augļķermeņi fiksēti uz sešiem celmiem, bet 2014. gadā uz 38 celmiem. Katru gadu palielinās arī *Mycena* ģints sugu īpatsvars. Šīs ģints sugas ir tipiskas mirušās koksnes noārdītājas.

7.4. tabula. Sorensena indeksi sēņu sugu sastāva raksturošanai uz celmiem no 2011. līdz 2014. gadam.

	2012	2013	2014
2011	0,40	0,33	0,46
2012		0,52	0,28
2013			0,29

Kā jau minēts iepriekš, 2014. gadā sēņu sugas tika noteiktas divas reizes: septembrī un oktobrī. 2014. gadā iegūtie rezultāti būtiski atšķiras no tiem, kas iegūti iepriekšējos gados. Kā uzskata citi autori (Mackenzie, Royle 2005; Halme, Kotiaho 2012), objektīvākam sēņu sugu sastopamības novērtējumam ir nepieciešami vairāki novērojumi vienā augļķermeņu veidošanās periodā. Šī iemesla dēļ sēņu sugu novērtējums 2014. gadā veikts divas reizes. Arī iegūtie rezultāti liek domāt, ka iepriekšējos gados varētu būt bijis vairāk sēņu sugu, bet tās nav fiksētas, jo atlieku un celmu apsekošanas laikā daļa sēņu augļķermeņu vēl nebija izveidojušies vai bija jau sadalījušies. Neskatoties uz atkārtotu atlieku un celmu apsekošanu un lielo sēņu sugu skaitu 2014. gadā, retas un aizsargājamas sēņu sugas uz atliekām un celmiem netika konstatētas.

7.2.2. Mazu dimensiju egles koksnes mežizstrādes atliekas

Sēņu sugu novērtējums uz mazu dimensiju mežizstrādes atliekām veikts 2014. gada septembrī un oktobrī, vienu gadu pēc atlieku ekspozīcijas mežā, izmantojot vienotu metodiku kā lielu dimensiju mežizstrādes atliekām. Vienā parauglaukumā (139. kv., 1. nog., „Strautiņi”) apsektas trupējušas mazu dimensiju ciršanas atliekas trīs gadus pēc zāģēšanas. Pārējos parauglaukumos izvietotās atliekas apsektas vienu gadu pēc eksperimenta ierīkošanas.

Iegūtie rezultāti parāda (7.5. tabula), ka parauglaukumos ar labi attīstītu veģētāciju ir mazāka sēņu sugu daudzveidība nekā parauglaukumos, kur veģētācijas nav. Šenona indekss parauglaukumos ar veģētāciju ir 2,57, bet bez veģētācijas – 3,04. Kaut arī sugu skaits parauglaukumos ar un bez veģētācijas ir vienāds – 16 sēņu sugas, tomēr parauglaukumos ar labi attīstītu veģētāciju izlīdzinātības koeficients ir zemāks un novērota izteikta vienas vai vairāku sugu dominānce. Parauglaukumos ar bagātīgu veģētāciju, it īpaši parauglaukumā K1 (šaurlapju kūdreņa (Ks) meža tipā) dominē *Armillaria* spp. – sēne konstatēta uz visām atliekām. Šajā parauglaukumā izvietotās atliekas jau pēc viena gada ir pilnībā apaugušas ar sūnām, tādējādi atliekās ir paaugstināts mitrums un labvēlīgi apstākļi *Armillaria* spp. attīstībai. Parauglaukumos bez veģētācijas savukārt biežāk konstatētas tādas sēņu sugas kā *Hypodontia* sp. un *Stereum sanguinolentum*. *S. sanguinolentum* tika konstatēts gan uz trupējušām, gan netrupējušām atliekām, tomēr lai novērtētu sēņu sugu sastopamību uz mazu dimensiju mežizstrādes atliekām (<16 cm), nepieciešams veikt atkārtotas sēņu sugu uzskaites vairāku gadu garumā.

7.5. tabula. Sēņu sugu daudzveidības rādītāji mazu dimensiju ciršanas atliekām 2014. gadā.

	Ar spēcīgi attīstītu lakstaugu veģētāciju			Ar vāji attīstītu lakstaugu veģētāciju			Strautiņi*
	A*	K1*	Kopā	D4*	Ž*	Kopā	
Atlieku skaits	42	42	84	42	42	84	36
Sugu skaits	13	9	16	13	13	16	17
Izlīdzinātības indekss	0,74	0,58	0,64	0,78	0,80	0,76	0,75
Šenona indekss	2,76	1,85	2,57	2,90	2,95	3,04	3,08

* A, K1, D4, Ž, „Strautiņi” – parauglaukumu nosaukumi

Parauglaukumā „Strautiņi”, kurā apsektas ciršanas atliekas trīs gadus pēc zāgēšanas, konstatētas 17 sēņu sugas (7.5. tabula, 4. pielikums). Arī šajā parauglaukumā atliekas bija stipri apaugušas ar sūnām, dominēja *Armillaria* spp. un *Heterobasidion* spp. Šenona indekss – 3,08. Salīdzinot sēņu sugu sastopamību uz dažādu dimensiju ciršanas atliekām Kp meža tipā trīs gadus pēc zāgēšanas, konstatēts, ka sugu sastāvs uz lielu un mazu dimensiju mežizstrādes atliekām ir atšķirīgs, Sorensena indekss – 0,2. Uz lielu dimensiju mežizstrādes atliekām trīs gadus pēc atlieku izvietošanas konstatētas 32 sēņu sugu, bet uz mazu dimensiju – 17. Objektīvākam sēņu sugu sastopamības novērtējumam nepieciešams veikt vairākkārtēju apsekošanu augļķermeņu veidošanās periodā. Sēņu sugu nomaiņas raksturošanai jāturpina apsekošanu vairāku gadu garumā.

7.3. Secinājumi

1. Uz lielu dimensiju egles koksnes ciršanas atliekām 2014. gadā konstatētas 67 sēņu sugas. Salīdzinot ar iepriekšējo gadu novērojumiem kopš 2011. gada, *H. parviporum* un *P. gigantea* sastopamība ir samazinājusies, bet *Armillaria* spp. sastopamība nav mainījusies.
2. Retas un aizsargājamas sēņu sugas netika konstatētas ne uz lielu dimensiju ($\varnothing > 16$ cm) atliekām, ne celmiem, ne mazu dimensiju ($\varnothing 4 - 16$ cm) mežizstrādes atliekām.
3. Pastāv būtiskas atšķirības sugu sastāvā uz dažādu dimensiju trupējušām ciršanas atliekām Kp meža tipā. Pēc trīs gadiem uz lielu dimensiju mežizstrādes atliekām konstatētas 32, bet mazu dimensiju – 17 sēņu sugas.
4. Vienu gadu pēc atlieku izvietošanas mežā netika konstatētas atšķirības sugu sastāvā un daudzveidībā starp veselām un trupējušām mazu dimensiju ciršanas atliekām.

8. *H. ANNOSUM* S.L. SPORU PRODUKCIJAS SEZONĀLĀ DINAMIKA UN IZMAIŅAS DIENNAKTS LAIKĀ

Līdz šim tikai dažās valstīs ir veikti pētījumi, lai noskaidrotu skuju koku celmu inficēšanās dinamiku ar *Heterobasidion* bazīdijsporām veģetācijas perioda laikā. Tā kā dažādos reģionos sēņu bioloģija (arī attiecībā uz sporulācijas intensitāti) var būt atšķirīga, tad LVMI Silava ir uzsākti pētījumi, lai noskaidrotu gaisa temperatūras, mitruma un sezonālo ietekmi uz *H. annosum* sporu produkciju.

8.1. Materiāls un metodes

Lai novērtētu sporu produkcijas sezonālo dinamiku, no 2012. līdz 2014. gadam veikta sakņu piepes *Heterobasidion annosum* s.l. bazīdijsporu uzskaitē. Bazīdijsporu uzskaitē 2012. un 2013. gadā veikta vidēji vismaz vienu reizi nedēļā, kad gaisa temperatūra ir virs 0 °C. 2014. gadā sporas tika uzskaitītas trīs periodos: sporulācijas sākumā (06.03.2014.-17.04.2014.), maksimumā (20.08.2014.-09.09.2014.) un sporulācijas perioda beigās (21.10.2014.-25.11.2014.). Sporu uzskaites laiki izvēlēti, balstoties uz iepriekšējos gados veikto sporulācijas dinamikas izvērtējumu. Lai novērtētu temperatūras un relatīvā gaisa mitruma ietekmi uz sporu produkciju, katrā sporu uzskaites laikā ar mēraparātu „Testo 610” veikti šo parametru mērījumi. Paralēli analizēti arī Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centra (LVĢMC) veiktie novērojumi Rīgā, kas ir tuvākais novērojumu punkts pētījumu vietai. Īpaša vērība pievērsta *H. annosum* sporulācijas dinamikai pie gaisa temperatūras, kas zemāka par +5 °C.

Pētījums veikts SIA „Rīgas meži” apsaimniekotajos mežos Tīreļu mežniecības Olaines iecirkņa teritorijā (8.1. tabula). Eksperimenta norises laikā četros sporu uzskaites punktos (katrā punktā bija 1-3 augļķermeņi) novērtēts izdalīto sporu daudzums zem astoņiem *H. annosum* s.s. un *H. parviporum* augļķermeņiem (8.2. tabula). Sakņu piepes augļķermeņu suga noteikta, izmantojot intersterilitātes testu (Korhonen 1978). Salīdzināšanai izmantotas homokariona testa kultūras 05017/4 (*H. annosum* s.s.) un 91203/4 (*H. parviporum*), kas izolētas Somijā (Dr. K. Korhonen). Visi pētījumā izmantotie augļķermeņi bija uz trupējušas egles koksnes.

8.1. tabula. Pētījumā izmantoto augļķermeņu atrašanās vietu raksturojums.

Uzskaites/augļķermeņa Nr.	Kvartāls, nogabals	Kokaudzes sastāva formula	Meža tips	Sporu uzskaites periods
A.1. A.2. A.3.	116. kv. 2. nog.	6E2P2B ₁₀₈	Ap	04.01.12.-25.11.14. 04.01.12.-25.11.14. 12.04.13.-17.04.14.
B. C.1. C.2.	116. kv. 4. nog.	6E2M2B ₈₈	Kp	04.01.12.-25.11.14. 31.03.13.-25.11.14. 31.03.13.-20.06.13.
D.1. D.2.	92. kv. 9. nog.	6E ₈₇ 2E ₁₀₈ 2P ₈₈ +B,M	As	04.01.12.-28.03.13. 04.01.12.-25.11.14.

8.2. tabula. Augļķermeņu un to lokalizācijas raksturojums.

Augļķermeņa Nr.	Lokalizācija	Atliekas/celma/ koka diametrs, cm	Atliekas/koka stumbra daļas garums, cm	<i>Heterobasidion</i> suga
A.1.	Izgāzta celma stumbra daļa	60	32	<i>H. parviporum</i>
A.2.	Atlieka	42	159	<i>H. parviporum</i>
A.3.	Atlieka	32	249	<i>H. annosum</i> s.s.
B.	Izgāzta egles sakņu kakls	39	2435	<i>H. parviporum</i>
C.1.	Izgāzta celma stumbra daļa	49	110	<i>H. parviporum</i>
C.2.	Daļēji izgāzts celms	44	-	<i>H. parviporum</i>
D.1.	Celma sānu virsma	65	-	<i>H. annosum</i> s.s.
D.2.	Zem izcilāta celma	59	-	<i>H. parviporum</i>

Paralēli *H. annosum* sporulācijas sezonālās dinamikas pētījumiem, 2012. un 2013. gadā veikta izdalīto sporu uzskaitē diennakts laikā, ik pēc sešām stundām. Pētījuma veikšanai izvēlēti trīs augļķermeņi: A.1., B un D.2., jo tie uzrādīja aktīvu sporu produkciju visā bazīdijsporu uzskaites periodā.

Petri plātes zem augļķermeņiem eksponētas divos atkārtojumos no 0,5 līdz 10 minūtēm (8.1. attēls), atkarībā no sporulācijas intensitātes. Tā kā daļa augļķermeņu pētījuma laikā pārstāja sporulēt (par augļķermeņu dabisko novecošanu liecināja arī himenofora krāsas maiņa), tika izvēlēti citi blakus esoši augļķermeņi ar līdzīgu sporulējošās virsmas laukumu. Sporas skaitītas, izmantojot mikroskopu „Leica” DM 4000 B 30 redzes laukos 50 x palielinājumā. Zinot redzes lauka rādīšus, iegūtie dati pārrēķināti uz sporu skaitu, kas tiek izdalītas minūtes laikā uz vienu dm² laukuma tieši zem augļķermeņa.

Lai noteiktu temperatūras un mitruma ietekmi uz *H. annosum* sporu produkciju, tika izveidots lineārais jaukta efekta modelis programmā R 3.0.3. Ar lineārā modeļa palīdzību noskaidrota saistība starp sporu produkciju un vides apstākļiem: gaisa temperatūru un relatīvo gaisa mitrumu. Pirms modeļa izveidošanas veikta datu logaritmiskā transformācija.



8.1. attēls. Sporu produkcijas novērtējums zem *H. parviporum* augļķermeņa.

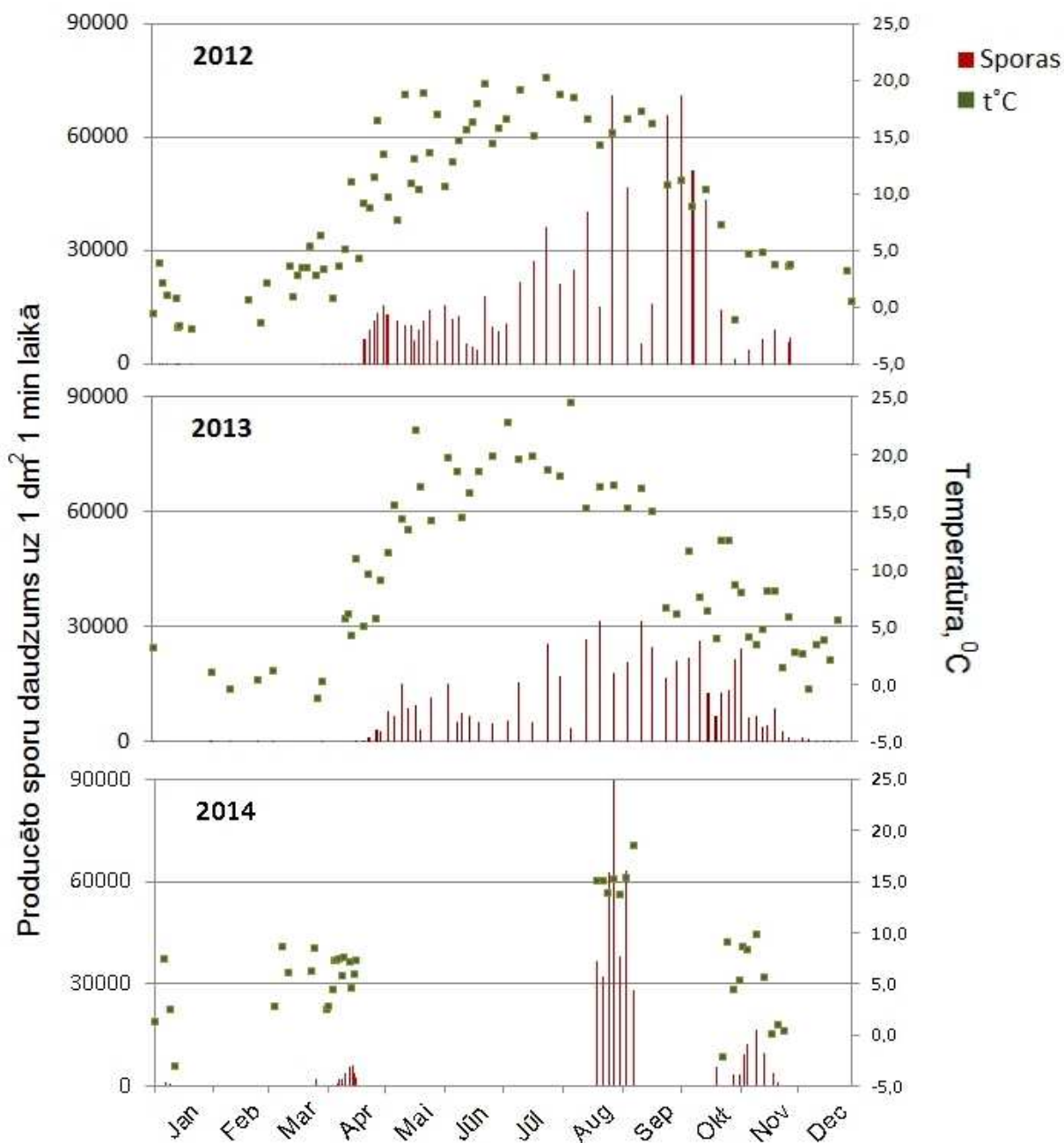
8.2. Rezultāti un diskusija

8.2.1. *H. annosum* sporulācijas sezonālā dinamika

Sporu produkcijas sezonālā dinamika noteikta trīs gadu periodā no 2012. līdz 2014. gadam (8.2. attēls). Izveidotais lineārais modelis parādīja, ka gan temperatūrai ($p < 0,001$), gan mitrumam ($p = 0,005$) sporu uzskaites laikā ir būtiska ietekme uz sporu produkciju. Arī citi autori uzsver, ka pastāv būtiska saistība starp izdalīto sporu daudzumu un gaisa temperatūru (Hodges 1969; Kallio 1970).

Analizējot sporu produkcijas sezonālo dinamiku, citu autoru pētījumos noskaidrots, ka sporas tiek izdalītas visu gadu, izņemot ļoti ekstrēmus laika apstākļus: lielu salu un sausumu (Hodges 1969). Kā uzskata vairāki autori, *H. annosum* sāk sporulēt, ja gaisa temperatūra ir augstāka par $0\text{ }^{\circ}\text{C}$, bet pastāvīgi producē sporas, ja temperatūra ir augstāka par $+5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Korhonen, Stenlid 1998). Arī mūsu veiktais pētījums apstiprina citu autoru iegūtos rezultātus un pierāda, ka augļķermeņi sporas sāk pastāvīgi producēt laikā, kad diennakts vidējā gaisa temperatūra pārsniedz $+5\text{ }^{\circ}\text{C}$, bet maksimumu sasniedz pie vidējās diennakts temperatūras $+15\text{ }^{\circ}\text{C}$, kad iepriekš gaiss sasilis līdz $+20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Diennakts vidējā temperatūra lielāka par $+5\text{ }^{\circ}\text{C}$ un sporulācijas līmeņa palielināšanās tiek sasniegta aprīļa vidū, bet maksimums – augustā un septembrī. Pētījuma veikšanas laikā lielākā sporu produkcija novērtēta 2014. gada augustā – 89 888 sporu vienas minūtes laikā uz dm^2 laukuma. Citu autoru pētījumi liecina, ka visvairāk sporu gaisā ir vasaras beigās (Hodges 1969), bet dažādās valstīs konstatētā sporulācijas dinamika ir atšķirīga (Kallio 1970; Edmonds *et al.* 1984; Gonthier *et al.* 2001).

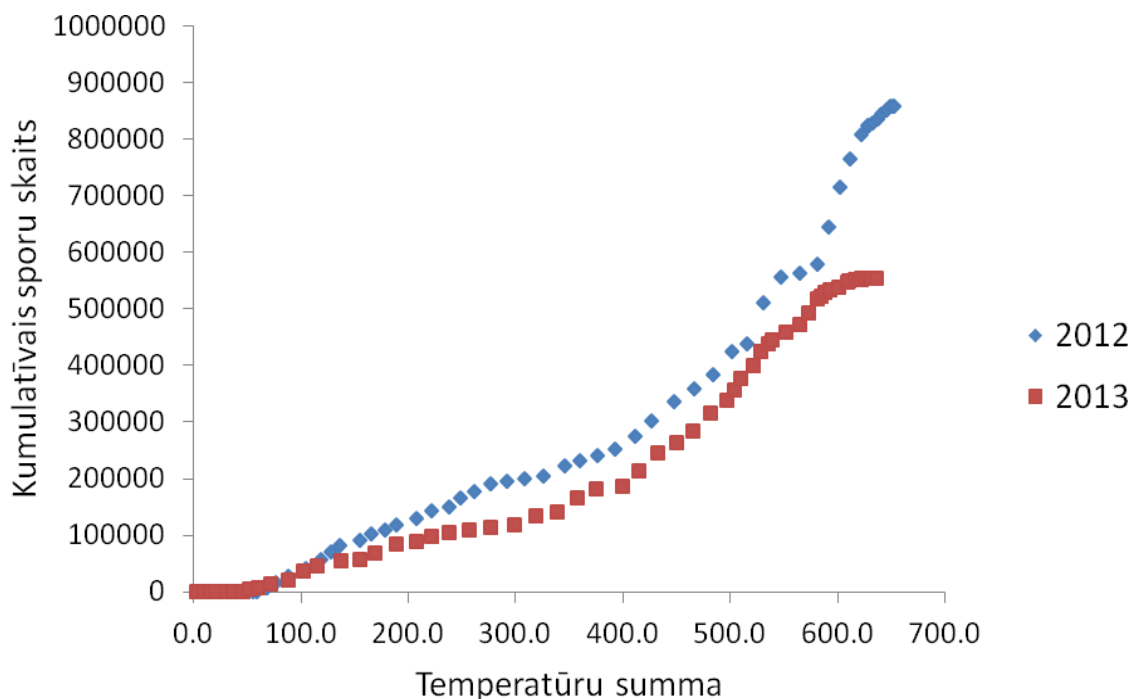
Vēlā rudenī sporas tiek izdalītas pie gaisa temperatūrām, kas zemākas par +5 °C. Tas liek secināt, ka šajā gada laikā lielāka ietekme ir gaisa mitrumam vai citiem, šajā pētījumā neiekļautiem, faktoriem. Arī citi autori uzskata, ka izdalīto sporu daudzumu ietekmē ne tikai temperatūra, bet arī relatīvais gaisa mitrums (Hodges 1969; Korhonen, Stenlid 1998), vēja ātrums (Kallio 1970) un nokrišņu daudzums pirms uzskaites veikšanas (Hodges 1969).



8.2. attēls. *H. annosum* sporu produkcija un vidējā diennakts temperatūra uzskaites laikā no 2012. līdz 2014. gadam.

Analizējot datus tika izveidota kumulatīvā līkne, kurā parādīta izdalīto sporu summa atkarībā no diennakts vidējo temperatūru summas (8.3. attēls). Šajā attēlā redzams, ka temperatūras ietekme visa gada laikā nav vienāda. Laikā, kad gaisa temperatūras ir zemas

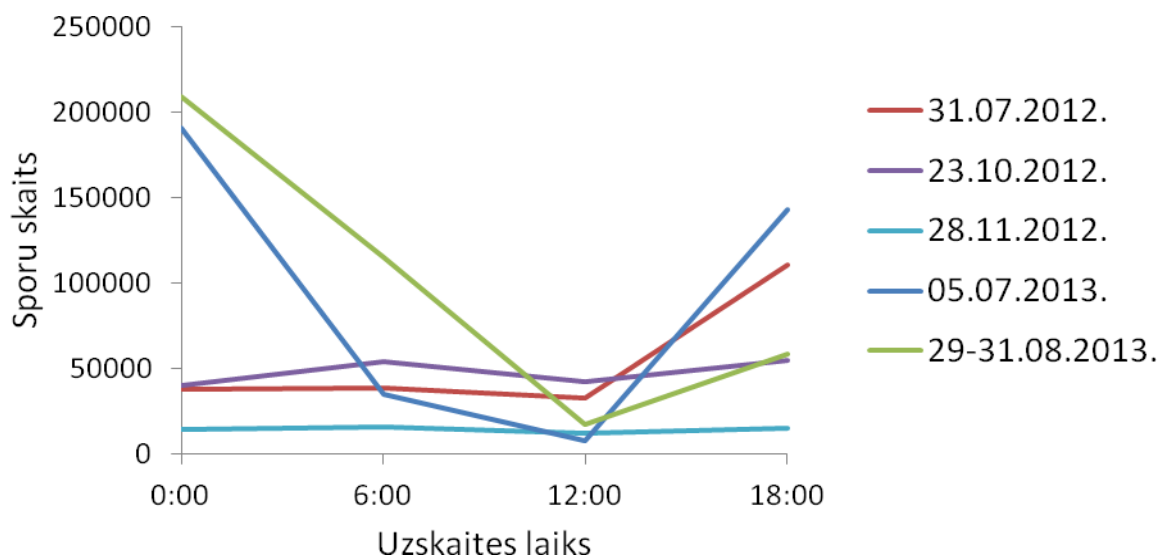
(pavasaris un vēls rudens), temperatūras ietekme ir mazāk izteikta. Par to liecina attēloto līkņu trends. Kā jau minēts iepriekš, analizē izmantota gaisa temperatūra. Augsne sasalst un atdziest lēnāk nekā gaiss. Tā kā augļķermeņi atrodas tuvu zemesdzei, iespējams, ka lielāka ietekme, it īpaši pavasarī un rudenī, ir augsnes temperatūrai un mitrumam nevis gaisa temperatūrai.



8.3. attēls. Sporu produkcijas kumulatīvā līkne atkarībā no temperatūru summas 2012. un 2013. gadā.

8.2.2. *H. annosum* sporulācijas izmaiņas diennakts laikā

Sporulācijas dinamika diennakts laikā novērtēta 2012. un 2013. gadā. Rezultāti parāda, ka *H. annosum* izdalīto sporu daudzums pēcpusdienā ap plkst. 12:00 ir vismazākais. Īpaši izteikti tas ir jūlijā un augustā veiktos novērojumos. Maksimālā sporu produkcija novērota naktī – ap pusnakti. 2013. gada vasaras beigās plkst. 0:00 konstatētas 209 025 sporas minūtes laikā uz dm^2 virsmas laukuma (8.4. attēls).



8.4. attēls. Sporulācijas dinamika diennakts laikā 2012. un 2013. gadā.

Uzskaites laikā izmērītā gaisa temperatūra un relatīvais gaisa mitrums atspoguļoti 8.3. tabulā. Uzskaites laikā, kas veikta 2013. gada 5. jūlijā, gaisa temperatūra plkst. 12:00 bija +29 °C un relatīvais gaisa mitrums 55%. Kā norāda citi autori, šāda temperatūra ir nelabvēlīga *H. annosum* attīstībai (Korhonen, Stenlid 1998). Šajā laikā arī uzskaitīto sporu skaits ir mazs, kas liek domāt, ka augsta gaisa temperatūra un zems relatīvais gaisa mitrums kavē ne tikai *H. annosum* attīstību, bet arī sporulācijas intensitāti.

8.3. tabula. Gaisa temperatūra un relatīvais gaisa mitrums sporu uzskaites laikā.

Uzskaites veikšanas laiks	Gaisa temperatūra, °C				Relatīvais gaisa mitrums, %			
	0:00	06:00	12:00	18:00	0:00	06:00	12:00	18:00
31.07.2012.	17	17	23	23	71	78	70	64
23.10.2012.	12	11	8	12	73	71	78	64
28.11.2012.	2	4	4	3	99	92	87	98
05.07.2013.	24	19	29	24	68	80	55	81
29.-31.08.2013.	20	15	21	22	59	69	68	60

Pētījumu rezultāti par sporu izdalīšanās dinamiku diennakts laikā dažādu autoru darbos ir atšķirīgi. Pētījumā Kalifornijā noskaidrots, ka nakts laikā izdalās piecas reizes vairāk sporu nekā dienā (James, Cobb 1984). Līdzīgi tam, arī R. L. Edmonds u.c. (Edmonds *et al.* 1984) novērojuši, ka visvairāk sporu tiek izdalīts naktī un agri no rīta. Īpaši izteikta šāda sakarība ir oktobrī. Pretēji tam, V. A. Sinklārs (Sinclair 1964 cit. pēc Hodges 1969) savos pētījumos konstatējis, ka naktī sporu produkcija ir zema, bet palielinās rīta pusē un maksimumu sasniedz dienas vidū. Atšķirības minēto autoru novērojumos saistītas ar dažādām sporu uzskaites metodēm (Hodges 1969). Mūsu veiktais pētījums parāda, ka Latvijā *H. annosum* sporulācijas

izmaiņas diennakts laikā atšķiras dažādos gadalaikos. Oktobrī un novembrī veiktie novērojumi liecina, ka šajā laikā sporu produkcija visas diennakts laikā ir salīdzinoši zema un vienmērīga. Savukārt vasaras vidū veiktie novērojumi parāda, ka sporas visvairāk tiek izdalītas vakarā (krēslā) un naktī. Kā skaidrots citu autoru darbos, sporulāciju stimulē mērena gaisma, bet intensīvs apgaismojums to pilnībā kavē (Korhonen, Stenlid 1998).

8.3. Secinājumi

1. Aktīva *H. annosum* sporulācija sākas aprīļa vidū un turpinās līdz oktobra beigām. Šajā laikā, veicot mežizstrādi, vēlams izmantot celmu bioloģiskos aizsardzības līdzekļus.
2. *H. annosum* sporulācijas sezonālo dinamiku ietekmē gaisa temperatūra un relatīvais gaisa mitrums. Maksimālā sporu produkcija konstatēta augustā un septembrī jeb laikā, kad vidējā diennakts temperatūra ir +15 °C.
3. Diennakts laikā maksimālā sporulācija novērota ap plkst. 0:00 naktī, bet minimālā – pusdienlaikā. Sporulācijas dinamika diennakts laikā atšķiras dažādos gadalaikos. Vēlā rudenī sporulācija visu diennakti ir vienmērīga.
4. Lai ierobežotu *H. annosum* infekcijas izplatību ar bazīdijsporām, mežizstrādi vēlams veikt laikā, kad diennakts vidējā temperatūra ir zemāka par +5 °C.

9. *P. CONTORTA* UN *P. SYLVESTRIS* CELMU UZŅĒMĪBA PRET *H. ANNOSUM* S.L.

Izvērtējot mežsaimnieciskos riskus, kas saistīti ar eventuālajām klimata izmaiņām, ļoti svarīgi ir novērtēt introducēto koku sugu rezistenci pret dažādām slimībām, salīdzinājumā ar vietējām sugām. Lai noteiktu *P. contorta* un *P. sylvestris* celmu uzņēmību pret *H. annosum* s.l. bazīdijsporu infekciju, tika nozāģētas 103 *P. sylvestris* un 90 *P. contorta*, tika ievāktas 210 Klinškalnu un 236 parastās priedes ripas (9.1. tabula).

9.1. tabula. Objektu apraksts eksperimenta realizācijas laikā.

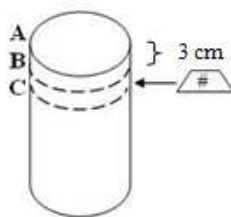
Nr	Suga	Mežsaimniecība, iecirknis/ MPS	Objekta koord. Z pl; A gar.	Vecums gadi	Meža tips	Audzes sastāvs	Analizēto celmu skaits /ievākto ripu skaits	Vidējais celmu diametrs 30 cm augstumā, cm	Ierīkots / Apsekojots	Gaisa temperatūra inkubācijas periodā °C.
1.	<i>Pinus contorta</i>	MPS Kalsnava	56,6683842; 25,9607085	39	Ln	10P	30/60	18	19.06.14., 04.10.14	Vidējā +15.5 °C. Max +32.4 °C. Min -1.2 °C.
2.	<i>Pinus sylvestris</i>	MPS Kalsnava	56,6675343; 25,9610397	39	Ln	10P	30/60	12,5	19.06.14., 04.10.14	
3.	<i>Pinus sylvestris</i>	MPS Kalsnava	56,6589872; 25,9525514	29	Dm	10P	13/26	10,2	19.06.14., 04.10.14	
4.	<i>Pinus contorta</i>	MPS Kalsnava	56,6590539; 25,9512673	19	Dm	10P	30/60	9,4	19.06.14., 04.10.14	
5.	<i>Pinus sylvestris</i>	MPS Kalsnava	56,673008; 25,9698171	11	Mrs	10P	30/60	6,7	25.06.14., 04.10.14	
6.	<i>Pinus contorta</i>	Dienvidkurzemes, Rendas	57,0441922; 22,0459780	20	Mr	10PEB	30/90	11,3	08.08.14., 04.10.14	Vidējā +12.3 °C. Max +26.4 °C. Min -1.6 °C.
7.	<i>Pinus sylvestris</i>	Dienvidkurzemes, Rendas	57,0441922; 22,0459780	20	Mr	10PEB	30/90	11,7	08.08.14., 04.10.14	

9.1. Metodika

9.1.1. Koksnes paraugu ievākšana

Eksperiments ierīkots 2014. gada vasarā – rudenī. Koku zāģēšanas laikā celma augstumā no stumbra tika nozāģēta ripa, t.i., paņemts koksnes paraugs, kas tālāk nogādāts laboratorijā, lai noteiktu, vai koki bijuši inficēti pirms nozāģēšanas (Rönnberg 2000). Eksperimentā netika izmantoti koki tuvu iepriekšējās paaudzes celmiem vai kokiem ar izteiktiem dzīvnieku bojājumiem. Uz svaigi zāģēto celmu virsmām tika pieskāvēta plāksnīte ar celmam piešķirto numuru. 2014. gadā 2-3 mēnešus pēc koku nozāģēšanas celmiem

nozāgējām divas virsējās ripas (AB un BC, 9.1. attēls), katru trīs centimetrus biezu (Nitiša 2012). Laboratorijā uz ripām pārbaudīja *H. annosum* s.l. konīdijnesēju sastopamību.



9.1.attēls. Maza diametra celms – shematisks attēls; A – eksponētā virsma; AB – pirmā ripa; BC – otrā ripa.

9.1.2. Koksnes paraugu apstrāde

Ripas tika nomizotas un nomazgātas zem tekoša ūdens. Pēc tam, ievietotas daļēji aizvērtos polietilēna maisiņos, ripas inkubēja vienu nedēļu istabas temperatūrā. Pēc septiņu dienu inkubācijas ripas analizēja, izmantojot stereomikroskopu LEICA MZ 16. Uz katras ripas tika nostiprināts režģis ar rūtiņa malas garumu 0,7 centimetri. Ja režģa rūtiņā tika novēroti atsevišķi *H. annosum* s.l. konīdijnesēji vai to grupas, tie tika atzīmēti uz ripas virsmas ar ūdensizturīgas krāsas flomāsteri. Kopējais ar *H. annosum* s.l. inficētais laukums uz vienas ripas - visu atzīmēto rūtiņu laukumu summa. Relatīvais inficētais laukums, tika rēķināts, kā *H. annosum* s.l. inficētā laukuma un kopējā ripas virsmas laukuma dalījums, kas izteikts procentos. Celmu inficētību izteica procentos: visu inficēto ripu skaita un kopējā ripu skaita attiecība.

9.1.3. *H. annosum* kultūru iegūšana sugas noteikšana paraugiem

H. annosum konīdijnesējus ar smalku pinceti pārnesa uz Petri platēm un uzsēja uz iesala agara barotnes. No katras ripas konīdijnesēji tika uzsēti 10 atkārtojumos (2 platēs pa pieciem uz katras). Lai noskaidrotu kādai sugai izolāti pieder, tiks izmantota Dr. Kari Korhonen aprakstītā metodika (Korhonen 1978).

9.2. Rezultāti

1. – 5. parauglaukumā *H. annosum* s.l. bazīdijsporu infekcija netika konstatēta. 6. un 7. parauglaukumā tika konstatēta *H. annosum* bazīdijsporu infekcija. Inficēti deviņi *Pinus contorta* un trīs *Pinus sylvestris* celmi (9.2. tabula). Konstatēts, ka vidējais relatīvais *H. annosum* s.l. aizņemtā laukums % Klinškalnu priedes paraugos bija lielāks, salīdzinot ar

parasto priedi, tomēr atšķirības, salīdzinot abas paraugkopas, nav būtiskas ($p > 0,05$). Tas varētu būt skaidrojams ar mazo paraugkopas apjomu.

9.2. tabula. Vidējais relatīvais *H. annosum* s.l. inficētais laukums (%) un vidējais relatīvais *P. gigantea* aizņemtais laukums (%).

Nr.	Koku suga	Inficēto ripu skaits	Celmu inficētība, %	Vidējais relatīvais <i>H. annosum</i> s.l. aizņemtais laukums (%) ± standartklūda	<i>P. gigantea</i> kolonizēto celmu īpatsvars, %	Vidējais relatīvais <i>P. gigantea</i> aizņemtais laukums (%) ± standartklūda
1.	<i>P. contorta</i>	0	0	0	96,67	62,77 ± 3,02
2.	<i>P. sylvestris</i>	0	0	0	96,67	49,32 ± 4,73
3.	<i>P. sylvestris</i>	0	0	0	84,61	68,31 ± 4,08
4.	<i>P. contorta</i>	0	0	0	96,67	60,75 ± 5,90
5.	<i>P. sylvestris</i>	0	0	0	100	91,09 ± 4,18
6.	<i>P. contorta</i>	9	30	4,77 ± 1,73	36,67	4,21 ± 0,94
7.	<i>P. sylvestris</i>	3	10	1,78 ± 0,36	3,33	3,4

Iepriekš veiktajos pētījumos noskaidrots, ka pastāv būtiska saistība starp gaisa temperatūru, mitrumu un sakņu piepes izdalīto sporu daudzumu (Hodges 1969; Kallio 1970; Gonthier *et al.* 2005). Mērenajā klimata joslā sporas no *H. annosum* augļķermeņiem izdalās no pavasara līdz rudenim, kad diennakts vidējā temperatūra pārsniedz +5 °C (Kallio, 1970; Hodges 1969; Gonthier *et al.* 2005). Eksperimenta laikā vidējā gaisa temperatūra bija no 12 °C līdz 15 °C. Pētījumos noskaidrots, ka *H. annosum* s.l. bazīdijsporas dīgst temperatūrā no 12 – 38 °C, bet micēlijs ir spējīgs augt 2 – 32 °C temperatūrā. Attīstībai optimālā temperatūra ir 22 – 28 °C (Korhonen, Stenlid 1998). Tas liecina, ka micēlija attīstībai apstākļi bija optimāli, tomēr 1. – 5. parauglaukumā netika konstatēts neviens inficēts celms. LVMI Silava veiktajos pētījumos noskaidrots, ka sporu izdalīšanās maksimums konstatēts augustā un septembrī, iespējams tāpēc 6. un 7. parauglaukumā (eksperiments ierīkots augustā) tika konstatēta celmu inficēšanās, turpretī 1. – 5. parauglaukumā (eksperiments ierīkots jūnijā) nebija labvēlīgi apstākļi *H. annosum* bazīdijsporu attīstībai.

Jāatzīmē, ka 6. un 7. parauglaukumā tika atzīmēta arī *H. annosum* infekcijas izplatība sakņu kontaktu ceļā, jo bija inficētas četras parastās priedes un četras Klinškalnu priedes. Iespējams, ka uz kokiem bija izveidojušies arī augļķermeņi, kas varēja nodrošināt lielāku infekcijas fonu 6. un 7. parauglaukumā. Pētījumos noskaidrots, ka aptuveni 99,9% atbrīvoto sporu izplatās 100 metru rādiusā no sporu avota pie minimāliem vēja apstākļiem (Redfern, Stenlid 1998). Jāatzīmē, ka 1. – 5. parauglaukumā vidēji 96% no analizētajām ripām tika atrasta *Phlebiopsis gigantea*, turklāt secināts, ka vidēji *Phlebiopsis gigantea* aizņemtais laukums bija 49 %- 91 %. Turpretī 6. parauglaukumā tikai 37% ripas kolonizēja *P. gigantea*, 7. parauglaukumā tikai 3% ripas, un *Phlebiopsis gigantea* aizņemtais laukums nepārsniedza

5% (9.2. tabula). *P. gigantea* ir koksni noārdoša, saprotrofiska bazidiomicēte, kas bieži satopama boreālajos mežos uz celmiem, nozāģētu un izgāztu koku stumbriem kā arī uz ciršanas atliekām (Meredith 1959). Gan *H. annosum*, gan *P. gigantea* ir koksni kolonizējošās sēnes, kas savā starpā ir spēcīgi antagonisti. Konstatēts, ka inokulējot priežu celmus ar *H. annosum* un *P. gigantea* suspensiju (koncentrācija 1×10^4 bazīdijsporas/ml), veiksmīgāk attīstās *P. gigantea* (Meredith 1959). Domājams, ka tieši *P. gigantea* arī novērsa celmu inficēšanos ar *H. annosum* bazīdijsporām 1. – 5. parauglaukumā.

Pētījumos Zviedrijā konstatēts, ka Klinškalnu priede ir uzņēmīga pret *Heterobasidion* spp. primāro konīdijsporu infekciju, kā arī sakņu kontaktu vietās konstatēta micēlija izplatība no inficēta uz veselu koku. Līdz šim Zviedrijā veiktos pētījumos nebija noskaidrots, vai Klinškalnu priedes celmi ir uzņēmīgi pret bazīdijsporu infekciju (Svensson 2011). Latvijā veiktos pētījumos noskaidrots, ka *H. annosum* bazīdijsporas veiksmīgi attīstās uz Klinškalnu priedes ripām, *H. annosum* vidēji aizņemtais laukums aplievas koksnē bija $17,44 \pm 5,32\%$ (Kenigšvalde 2009). Mūsu pētījums pierāda, ka arī Klinškalnu priedes celmi var inficēties ar sakņu piepes bazīdijsporām. Šobrīd LVMI Silava Meža fitopatoloģijas un mikoloģijas laboratorijā tiek izdalītas tīrkultūras, lai noteiktu, kura no sakņu piepes sugām inficējusi Klinškalnu priedes celmus. Tomēr turpmāk būtu nepieciešams noskaidrot, vai pastāv būtiskas atšķirības starp *P. sylvestris* un *P. contorta* uzņēmību pret *H. annosum* bazīdijsporu infekciju. Atšķirības uzņēmībā pret slimībām var iezīmēties ne tikai sugas, bet arī proveniences un atsevišķa klona ietvaros (Aleksandrov 1985; Спалвиньш и др. 1989; Swedjemark, Stenlid 1996; Swedjemark *et al.* 1998; Swedjemark *et al.* 2001; Swedjemark, Karlsson 2006).

9.3. Secinājumi

1. Klinškalnu priedes celmi var inficēties ar sakņu piepes bazīdijsporām.
2. *P. gigantea* veicina *P. sylvestris* un *P. contorta* dabisko aizsardzību pret *H. annosum* bazīdijsporu infekciju.

10. *HETEROBASIDION ANNOSUM* S.L. MICĒLIJA ATTĪSTĪBA DAŽĀDU PROVENIENČU *P. CONTORTA* BLUĶĪŠOS

2014. gadā Vidusdaugavas mežsaimniecības Vecumnieku iecirknī tika izvēlētas 4 *Pinus sylvestris*, 16 *Pinus contorta* var. *latifolia* (193. kv.2., 12. nog.), kas pārstāv dažādas proveniences bez zvēru bojājumiem un stumbru deformācijām līdz 5 m augstumam. Koku vidējais diametrs – 13,1 cm. Eksperiments tiks ierīkots 2015. gada maijā, divas dienas pirms eksperimenta ierīkošanas priedes tiks sazāģētas 3 metru garos nogriežņos un nogādātas uz eksperimenta ierīkošanas vietu - Meža pētīšanas stacijas Kalsnavas mežu novadā. 2014. gadā tika izvēlēti četri *Heterobasidion annosum* s.s. izolāti, kas laboratorijas apstākļos uz iesala agara barotnes uzrādīja lielāko augšanas ātrumu (10.1. tabula). Barotnes sastāvs: iesala ekstrakts (Becton, Dickinson Company, Bacto™ Malt extract, Grade A”, France) -15 g, agars (Becton, Dickinson and Company, „BBL™ Agar, Grade A”, France) – 12 g, ūdens – 1000 ml. Barotne autoklāvēta 20 min 121 °C temperatūrā.

10.1. tabula. Izvēlēto *H. annosum* izolātu apraksts.

Koka suga, no kuras izdalīta kultūra	Izdališanas vieta	Izdališanas gads	Sakņu piepes suga	Augšanas ātrums, mm/dienā
<i>P. sylvestris</i>	Vidusdaugavas mežsaimniecība, jaunaudze	2013	<i>H. annosum</i> s.s.	11,5
<i>P. sylvestris</i>	MPS Kalsnava, eksperimentālie stādījumi	2013	<i>H. annosum</i> s.s.	7,1
<i>P. contorta</i>	Vidusdaugavas mežsaimniecība, eksperimentālie stādījumi	2013	<i>H. annosum</i> s.s.	7,4
<i>P. contorta</i>	Vidusdaugavas mežsaimniecība, eksperimentālie stādījumi	2013	<i>H. annosum</i> s.s.	9,4

Nogriežņus sazāģēs 20 – 30 cm lielos bluķīšos (no katra koka tiks paņemti 3 – 4 bluķīši), uz kuru virsmas iestrādās 4 bedrītes (diametrs – 1,5 cm). Katrā bedrītē ar automātiskās pipetes palīdzību iepilinās 400 mikrolitrus atbilstošās *H. annosum* s.l. sporu suspensijas (Kenigšvalde 2011). Lai sagatavotu sporu suspensiju izmantos četru *H. annosum* s.l. izolātus (10.1. tabula). *H. annosum* s.l. konīdijsporu suspensijas ar sporu koncentrāciju 500 sporas mililitrā tiks sagatavotas laboratorijā tajā pašā dienā pirms eksperimenta ierīkošanas. Pēc suspensijas iepilināšanas bluķīši tiks novietoti nojumē un regulāri laistīti, lai nenotiktu koksnes izžūšana. Bluķīšus inkubēs lauka apstākļos 2 – 5

nedēļas. Pēc inkubācijas no katra bluķīša nozāgēs 4 (biezums 2 cm) ripas, kas tiks nogādātas tālākai analīzei laboratorijā (Kenigsvalde 2011).

11. *HETEROBASIDION ANNOSUM* S.L. INFEKCIJAS NOVĒRTĒJUMS KLINŠKALNU UN PARASTĀS PRIEDES STĀDĪJUMOS

Zviedrijā ir veikti pētījumi, lai noskaidrotu, vai Klinškalnu priede ir uzņēmīga pret *Heterobasidion* spp. Konstatēts, ka Klinškalnu priede ir uzņēmīga pret primāro konīdijsporu infekciju un sekundāro - sakņu kontaktu vietās (Svensson 2011). LVMI Silava Meža mikoloģijas un fitopatoloģijas laboratorija no 2010. gada veic pētījumus, lai salīdzinātu *P. sylvestris* un *P. contorta* uzņēmību pret *Heterobasidion* izraisīto sakņu trupi un noskaidrotu infekcijas attīstības dinamiku *P. contorta* un *P. sylvestris* stādījumos.

2010. – 2013. gadā, apsekojot *P. contorta* un *P. sylvestris* stādījumus, kas ierīkoti Vidusdaugavas mežsaimniecībā Vecumnieku iecirknī, tika noskaidrots, ka lielāku rezistenci pret *H. annosum* uzrāda *P. sylvestris* salīdzinājumā ar *P. contorta*. Iegūtie dati liecināja, ka Klinškalnu priedes provenienci Summit Lake raksturo lielāka rezistence pret *H. annosum* atšķirībā no proveniencēm Pink Mountain un Fort Nelson. Lai salīdzinātu *H. annosum* genotipu izplatības robežas un noteiktu sakņu piepes attīstības dinamiku, 2014. gadā Vidusdaugavas mežsaimniecības Vecumnieku iecirknī ierīkotais parauglaukums apsekots atkārtoti.

11.1. Materiāls un metodes

11.1.1. Empīriskā materiāla raksturojums

P. contorta eksperimentālais stādījums Vidusdaugavas mežsaimniecībā Vecumnieku iecirknī (196. kv., 12. nog.) ierīkots 1985. gadā. Objekta koordinātas - 56°41'6" Z pl. un 24°27'43" A gar. Audzes sastāvs: 10 Citas P,+P, meža tips – mētrājs. Stādījumos analizētas trīs *Pinus contorta* var. *latifolia* proveniences – Pink Mountain, Fort Nelson, Summit Lake un viens *P. sylvestris* (nezināmas izcelsmes) variants. Iepriekšējās audzes koki (*P. sylvestris*) izstrādāti 1983. / 1984. gadā. Iepriekš atsevišķu koku zāģēšana veikta 2009. / 2010. gada ziemā, kad nozāģēja paraugkoki to biomasas noteikšanai, un 2010. – 2013. gadā, kad no kaltušiem kokiem tika ievāktas ripas, lai pārbaudītu audzes inficētību ar sakņu piepi, pavisam tika ievākti paraugi no 315 kokiem. Vidusdaugavas mežsaimniecībā eksperimentālo stādījumu parauglaukuma katrā parcelā sākotnēji ir bijuši 60 koki. Attālums starp kokiem - 1 metrs, starp rindām – 2 metri. Pārbaudītas 64 parcelas.

11.1.2. Lauka darbu metodika

Iespējamā *Heterobasidion annosum* klātbūtne noteikta, novērtējot koku vainagu stāvokli un konstatējot *H. annosum* augļķermeņus uz sakņu kakla un saknēm. Apsekoti, uzskaitīti un kartē atzīmēti visi kaltsi, izgāztie un nolauztie koki.

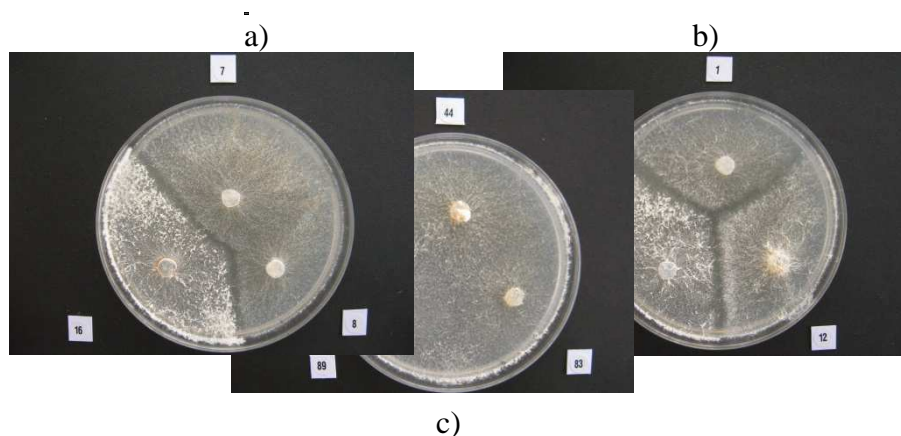
Visi kaltsi un koki, kuriem konstatēti augļķermeņi, tika nozāģēti, un no tiem, pēc iespējas tuvāk sakņu kaklam, paņemtas apmēram divus līdz trīs cm biezas ripas. 2014. gadā ripas ievāktas 28 parcelās no 64 kokiem. Ripas uzreiz tika nogādātas LVMI Silava, kur paraugi uzglabāti + 4 °C temperatūrā un veikta paraugu turpmākā analīze.

11.1.3. Laboratorijas darbu metodika

Ievāktās *P. contorta* un *P. sylvestris* ripas laboratorijā tika nomizotas un zem tekoša krāna ūdens ar birsti nomazgātas, pēc tam no ripām notecināja lieko ūdeni. Tās ievietoja polietilēna maisos, atstājot maisu galus vaļā, lai nodrošinātu tajos gaisa cirkulāciju. Maisus ar ripām stāvus ievietoja kastēs un inkubēja 5 – 7 dienas istabas temperatūrā.

Uz katras ripas tika piestiprināts plastmasas režģis ar rūtiņu izmēru 0,7 cm x 0,7 cm un ar flomāsteri atzīmēja rūtiņas, kurās konstatēja sakņu piepes konīdijnesējus. Izmantots Leica stereomikroskops MZ 16 (pal. 10 x 1,25 – 10 x 4,0). Atrodot *H. annosum* konīdijnesējus (atsevišķus vai grupās), tie ar pinceti pārnesti uz Petri platēm un uzsēti uz iesala agara barotnes. No katras ripas konīdijnesēji tika uzsēti 10 atkārtojumos (2 platēs pa pieciem uz katras). Pēc 3 un 7 dienām plates mikroskopētas, lai izdalītu *H. annosum* tīrkultūras.

Lai noskaidrotu, vai no koksnes ripām iegūtie izolāti pieder vienam genotipam (ģenētiski atšķirīgs vai vienāds micēlijs), katra *H. annosum* izolāta tīrkultūras gabaliņu ar liesmā nosterilizētu adatu pārnesa Petri platē uz iesala agara barotnes. Pēc tam uz šīs pašas Petri plates pārnesa divus agara gabaliņus ar citiem *H. annosum* izolātiem un novietoja 1,5 – 2,5 cm attālumā no uzliktās kultūras. Kultūras piederība konkrētam genotipam tiks noteikta trīs nedēļu laikā, novērojot demarkācijas jeb konfrontācijas līniju starp kultūrām (11.1. attēls) (Stenlid 1985).



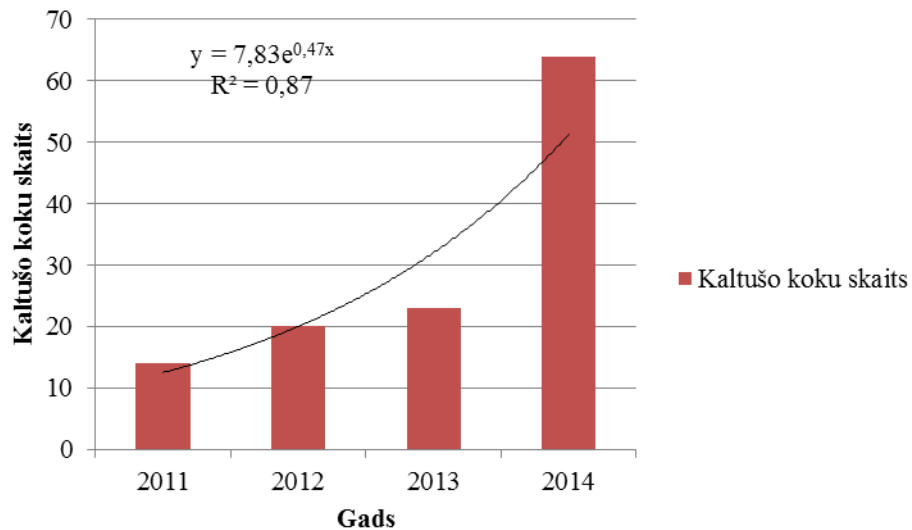
11.1. attēls. *H. annosum* genotipu salīdzinājums.

- a) *H. annosum* izolāti 7, 8 pieder vienam genotipam, izolāts 16 – citam genotipam;
- b) *H. annosum* izolāti 1, 15, 12 pieder dažādiem genotipiem;
- c) *H. annosum* izolāti 44, 83, 89 raksturo vienu genotipu.

Pēc *H. annosum* genotipu izdalīšanas, iespējama to kartēšana un genotipu robežu noteikšana stādījuma shēmā.

11.2. Rezultāti un diskusija

Atkārtoti 2014. gadā apsekojot Vidusdaugavas mežsaimniecībā ierīkoto parauglaukumu, *H. annosum* izraisītā infekcija konstatēta 47 kokiem – no šiem kokiem izdalīti 46 *H. annosum* izolāti. Netika konstatēta neviena inficēta *Pinus sylvestris*. *P. contorta* stādījumos inficēto koku skaits četrus gadus laikā palielinājies no 7,93% līdz 11,93% (2010. gadā konstatēti 192 ar *H. annosum* inficēti koki (izdalīti 183 izolāti), 2012. gadā konstatēti 29 no jauna inficēti koki (28 izolāti), 2013. gadā konstatēti vēl 21 inficēts koks (izdalīti 20 izolāti)). Kopējais inficēto *P. contorta* skaits sasniedz 289 kokus, turpretī konstatēta tikai viena inficēta *Pinus sylvestris*. 2010. gadā kalnu koku skaits bija 258, bet 2014. gadā kalnu koku kopējais skaits ir 379. Iegūtie dati liecina, ka no jauna kalnu *P. contorta* skaitam ir tendence pieaugt (11.2. attēls). Visticamāk, ka kalšanas iemels ir sakņu piepe, kas attīstījies sakņu sistēmā.



11.2. attēls. Kaltušo koku skaita dinamika no 2011.-2014. gadam.

Lietuvā veiktajos pētījumos konstatēts, ka pieaugot audzes vecumam, palielinās inficēto koku īpatsvars. Minētajos pētījumos *H. annosum* s.l. bojājumu simptomus atzīmēja 82% apsekoto 31 – 40 gadus veco *P. sylvestris* audžu. Īpaši bīstama ir *H. annosum* s.l. izraisītās infekcijas izplatība *P. sylvestris* jaunaudzēs, ja audzēs veikta retināšana un tās stādītas lauksaimniecības zemēs (Василяускас 1989, Lygis *et al.* 2004). Arī citos pētījumos secināts, ka izteiktas sakņu trupes pazīmes parādās kokiem sasniedzot 40 gadu vecumu, uz bijušajām lauksaimniecības zemēm simptomi ir izteiktāki (Lauska 1961; Greig 1998). Mūsu pētītās audzes drīz sasniegs 30 gadu vecumu, tāpēc likumsakarīgi, ka kaltušo koku skaits ik gadu pieaugs. Jāņem vērā, ka augošu koku saknēs *H. annosum* s.l. izplatās lēnāk nekā nedzīvās saknēs (Bendz-Hellgren 1999). Arī tas liecina, ka kaltušo/inficēto koku skaits katru gadu pieaugs, ja netiks izvākti inficētie celmi, vai mazāk uzņēmīgās *P. contorta* proveniencēs neierobežos sēnes izplatību.

Kopējais inficēto koku skaits 2010. – 2014. gadā analizētajām proveniencēm: Pink Mountain – 124 inficēti koki (no 2010. līdz 2014. gadam inficēto koku skaits palielinājies par 41), Fort Nelson - 118 inficēti koki (inficēto koku skaits palielinājies par 43), Summit Lake – 47 inficēti koki (inficēto koku skaits palielinājies par 13). Kā jau minēts, atrasta tikai viena inficēta parastā priede (konstatēta 2013. gadā) (11.1. tabula). Iegūtie dati apstiprina, ka *P. sylvestris* raksturo mazāka uzņēmība pret *H. annosum*, salīdzinot ar *P. contorta*, un ka proveniencē Summit Lake ir mazāk uzņēmīga pret sakņu piepes infekciju, salīdzinot ar Fort Nelson un Pink Mountain. Mūsu rezultāti liecina, ka *Pinus contorta* var. *latifolia* nav piemērota, lai to stādītu ar sakņu piepi inficētās platībās. Līdzīgi rezultāti iegūti arī Somijā un Zviedrijā veiktajos pētījumos (Piri 1996; Svensson 2011). Tā kā stādīto *P. sylvestris* izcelsme

nav zināma, tad nevar izslēgt, ka izmantoto stādmateriālu raksturoja augstāka rezistence pret *H. annosum*. Jāņem vērā, ka inficēšanos ar sakņu piepi var ietekmēt arī sveķu saturs koksnē. Pastiprināta sveķu izdalīšana vienlīdz efektīvi ierobežo gan mizgraužu, kas kalpo kā *H. annosum* s.l. vektori, gan patogēno sēņu invāziju (Franceschi *et al.* 2005).

11.1. tabula. Kopējais inficēto koku skaits 2010. - 2014. gadā *Pinus contorta* un *Pinus sylvestris* audzē.

Provenience / variants	Inficēto koku skaits			
	2010	2012	2013	2014
<i>Pinus contorta</i> Pink Mountain	83	99	104	124
<i>Pinus contorta</i> Fort Nelson	75	87	97	118
<i>Pinus contorta</i> Summit Lake	34	35	41	47
<i>Pinus sylvestris</i> Nezināms variants	0	0	1	1

Līdz šim mūsu pētījumā tikai daļēji ir izdevies pierādīt, ka infekcija izplatījusies no iepriekšējās ģenerācijas celmiem. Tomēr, ņemot vērā koku skaitu genotipos (2013. gadā lielākais genotips iekļāva 36 kokus), „infekcijas ligzdas” diametru (2013. gadā lielākā genotipa diametrs sasniedza 39 m), secināms, ka stādītie koki inficējušies no iepriekšējās paaudzes kokiem. *P. contorta* ir introducēta suga, tāpēc ļoti iespējams, ka to raksturo augstāka uzņēmība pret „vietējām” *H. annosum* sugām, kas arī izskaidro Klinškalnu priedes augsto inficētības pakāpi ar sakņu piepi (K. Korhonen pers. kom.). Genotipu analīze un sugu noteikšana ir uzsākta pēc K. Korhonen un J. Stenlid protokoliem (Korhonen 1978; Stenlid 1985), bet rezultāti tiks apkopoti 2015. gada janvārī.

11.3. Secinājumi

1. *P. contorta* stādījumos ar *H. annosum* inficēto koku skaits laika posmā no 2010. – 2014. gadam palielinājies no 7,93% līdz 11,93%.
2. *P. contorta* provenience Summit Lake uzrāda lielāku rezistenci, salīdzinot ar proveniencēm Fort Nelson un Pink Mountain.
3. Parastā priede uzrāda lielāku rezistenci pret sakņu piepi, salīdzinot ar Klinškalnu priedi.
4. Iepriekšējās koku paaudzes celmi veicina *Heterobasidion* spp. izplatību Klinškalnu priedes stādījumos.

12. EĢĻU UN PRIEŽU STĀDU MĀKSLĪGĀ INFICĒŠANA AR *ARMILLARIA* SPP.

Darba mērķis bija aprobēt piemērotāko metodiku 4 - 5 gadus vecu eĢļu un priežu stādu inficēšanai ar *Armillaria* spp., lai, pamatojoties uz iegūtajiem rezultātiem, ierīkotu mākslīgās inficēšanas eksperimentu, kurā tiks analizēta dažādu provenienču priežu un eĢļu stādu uzņēmība pret *Armillaria* spp.

12.1. Materiāls un metodes

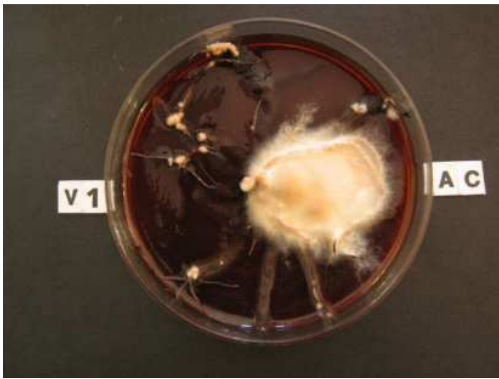
12.1.1. Empīriskā materiāla raksturojums

Stādmateriāls tika sagatavots AS „LVM Sēklas un stādi” Kalsnavas Arborētuma siltumnīcās 2009. gadā. Stādu audzēšana tika veikta saskaņā ar kokaudzētavu praksi. Pavisam tika sagatavoti 429 eĢļu un 656 priežu stādi. Stādmateriāls izvēlēts, lai būtu iespējams salīdzināt dažādas izcelsmes *P. abies* un *P. sylvestris* stādu uzņēmību pret *Armillaria* spp. Tika aprēķināts dīdžības procents un salīdzināta sēklu dīģšanas dinamika. 2010. gada pavasarī sējeņi pārstādīti 21 plastmasas podos MCI 17 un novietoti Kalsnavas Arborētuma kokaudzētavā. Pārstādīšanai izmantots SIA „Laflora” kūdras substrāts KKS-M1 ietvarstādu audzēšanai (70% frēzkūdra, 30% grieztā sūnu kūdra, pH aptuveni 4,5).

12.2. Metodes aprobācija

12.2.1. Laboratorijas darbu metodika - inficējamā materiāla sagatavošana

Eksperimentam izvēlēti divi *Armillaria* sp. izolāti: viens (LV13K-Ln1-3) izolēts no sešus gadus vecas nokaltušās priedes (izcelsme: Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga meža iecirknī), bet otrs (LV12V-V1R) – no 65 gadus vecas trupējušās eĢles (izcelsme: Meža pētīšanas stacija (MPS), Kalsnavas mežu novads). Lai noteiktu *Armillaria* sp. sugu tika izmantota K. Korhonen izstrādātā metodika (Korhonen 1978); sugu noteikšanai izmantotas homokariotiskas testkultūras no Somijas (K. Korhonen). Homokariotiskā testkultūra tiek inhibēta, ja analizētais izolāts pārstāv citu *Armillaria* sugu, bet, ja homokariotiskā kultūra un izolāts ir viena un tā pati suga, tad micēlijs sāk augt viendabīgi (12.1., 12.2. attēls). Petri plates ar kultūrām jāpārbauda ik pēc 3 nedēļām, parasti suga nosakāma 2 – 3 mēnešu laikā.



12.1. attēls. Izolāts LV12V-V1R (V1) tiek salīdzināts ar *A. cepestipes* (AC) homokariotisko testkultūru.



12.2. attēls. Izolāts LV12V-V1R (V1) tiek salīdzināts ar *A. solidipes* (AO) homokariotisko testkultūru.

Uz iesala agara barotnes tika uzlikti trīs reizes autoklāvēti *P. abies* koksnes gabaliņi (Ø 5 mm; apmēram 7 mm gari) un trīs reizes autoklāvēti (Ø 3-6 mm; apmēram 6 cm gari) lazdas (*Corylus avellana*) stumbra fragmenti. Pēc tam sēnes micēlija izolāts (no tīrkultūras izgriezts iesala agara gabaliņš 5 mm x 5 mm) ievietots Petri platē ar sagatavotajiem *P. abies* koksnes gabaliņiem un *Corylus avellana* stumbru fragmentiem. Inficējamais materiāls turēts 20 °C temperatūrā 8 nedēļas, līdz sēne pilnībā kolonizējusi koksnes gabaliņus (12.3., 12.4. attēls).



12.3. attēls. *Armillaria* sp. (izolāts LV12V-V1R) kolonizējusi *P. abies* koksnes gabaliņus.



12.4. attēls. *Armillaria* sp. (izolāts LV13K-Ln1-3) kolonizējusi *Corylus avellana* stumbru fragmentus.

Metodes aprobācijai izmantoti 14 *P. abies* un 14 *P. sylvestris* stādi. Katrs stāds pirms eksperimenta tika numurēts, izmērīts tā augstums un sakņu kakla diametrs. Stādiņu inficēšanai ar *Armillaria* spp. izmantotas 2 metodes:

- 1) inficēšana, izdarot bojājumu stādu sakņu sistēmā un ievietojot augsnē ar *Armillaria* sp. inficētu koksni (Beckman, Pusey 2001) (12.5. attēls);

2) inficēšana, iegriežot ar sterilizētu nazi 5 mm dziļu brūci (12.6. attēls). Brūces vietā ievieto ar *Armillaria* sp. inficētu *P. abies* koksnes gabaliņu. Lai nepieļautu brūces inficēšanos ar citiem mikroorganismiem, kociņa stumbru inokulācijas vietā aptina ar parafilmu.

Stādi tika regulāri laistīti, inkubācija notika istabas temperatūrā bez papildu apgaismojuma.



12.5. attēls. *P. sylvestris* inficēšana, ievainojot sakņu sistēmu.



12.6. attēls. *P. sylvestris* inficēšana izdarot griezumu. Brūces izmērs 1x1,4 cm.

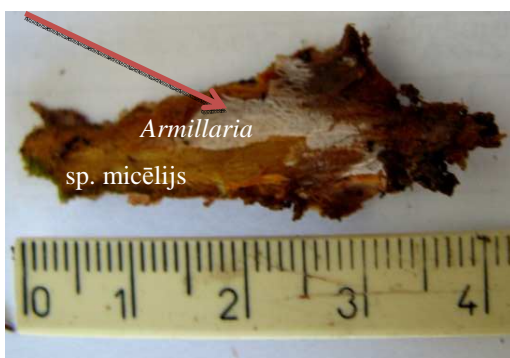
12.2.2. Laboratorijas darbu metodika – paraugu apstrāde

Piecus mēnešus pēc inokulācijas stādiem atkārtoti tika izmērīts to garums, noteikts diametrs un vainaga stāvoklis (izteikts ballēs no 0 līdz 5 ballēm (0 – nav dzīvu skuju; 1 – 1-24%; 2 – 25-49%; 3 – 50-74%; 4 – 75-99%; 5 – 100% dzīvas skujas)), rizomorfu sastopamība augsnē, micēlija izplatības augstums stumbrā – koksnes iekrāsojums. Stādi tika nogriezti pēc iespējas tuvāk sakņu kaklam vai izņemti no plastmasas traukiem ar visu sakņu sistēmu (12.7. attēls).



12.7. attēls. Priedes sakņu sistēma, 19.05.2014.

Pēc tam tika analizēta rizomorfu sastopamība augsnē, atzīmēts *Armillaria* spp. micēlijs zem mizas (12.8. attēls), koksnes iekrāsojums stumbra koksnē un zem mizas (12.9. attēls). No stumbra un saknēm tika paņemti koksnes paraugi. Ja simptomi netika novēroti, tad tika paņemts paraugs no sakņu kakla. Koksnes paraugi tika sterilizēti liesmā un uzlikti inkubēties uz iesala agara barotnes. Barotnes sastāvs: iesala ekstrakts (Becton, Dickinson Company, Bacto™ Malt extract, Grade A”, France) -15 g, agars (Becton, Dickinson and Company, „BBL™ Agar, Grade A”, France) – 12 g, ūdens -1000 ml. Barotne autoklāvēta 20 min 121 °C temperatūrā.



12.8. attēls. *Armillaria* sp. micēlijs zem priedes mizas, iedaļas vērtība 1 mm.



12.9. attēls. Stumbra nekroze – iekrāsojusies atmirusī koksne, iedaļas vērtība 1 mm.

12.3. Rezultāti

Egļu un priežu stādu garums un diametrs būtiski neatšķīrās pirms un pēc eksperimenta (12.1. tabula), turpretī vainaga stāvoklis būtiski pasliktinājās visiem analizētajiem stādiem ($p < 0,05$).

12.1. tabula. Egļu un priežu morfoloģiskie rādītāji un vainaga stāvokļa novērtējums.

Suga	Vidējais garums ± standartklūda, cm		Vidējais diametrs ± standartklūda, cm		Vainaga novērtējums, balles*	
	16.12.2013	19.05.2014	16.12.2013	19.05.2014	16.12.2013	19.05.2014
Mērījums veikts:						
Priede	90,75±4,17	91,94±4,13	1,45±0,06	1,47±0,07	4,6A	1,4 B
Egle	69,49±3,70	72,12±3,75	1,13±0,04	1,18±0,04	4,85 A	3,03 D

*atšķirīgi burti nozīmē būtisku atšķirību ($p < 0,05$).

Lielākajai daļai analizēto priežu vainags bija gandrīz nokaltis (12.10. attēls), atsevišķām priedēm vainags bija nokaltis un skujas bija nobirušas (12.11. attēls).



12.10. attēls. Priede ar vainaga vērtējumu – 2 balles.

12.11. attēls. Priede ar vainaga vērtējumu – 0 balles.

Salīdzinot abas izmantotās metodes konstatējām, ka piemērotāka ir inokulāta ievietošana augsnē, jo, salīdzinot ar „brūces metodi”, konstatējama intensīvāka nekrozes (12.9. attēls) veidošanās stumbrā (visiem analizētajiem stādiem), *Armillaria* spp. rizomorfas augsnē un uz stāda saknēm, kā arī vienam stādam tika konstatēts *Armillaria* spp. micēlijs zem mizas (12.8. attēls). Salīdzinot abas inokulācijai izmantotās *Armillaria* spp. sugas, konstatēts, ka *Armillaria cepistipes* intensīvi veido augsnē rizomorfas, bet *A. solidipes* spējīgs veidot gan rizomorfas, gan micēliju zem mizas.

Turpmākajā darbā priedes un egles inokulācijai tiks izmantotas trīs *Armillaria* sugas: *A. solidipes*, *A. borealis* un *A. cepistipes* (3 izolāti no *A. cepistipes*, 2 no *A. borealis*, 1 no *A. solidipes*). Visi izolāti izdalīti LVMI Silava Meža mikoloģijas un fitopatoloģijas laboratorijā 2012. vai 2013. gadā. 2014. gadā noteiktas to sugas, izmantojot intersterilitātes testu (Korhonen 1978) un molekulāras metodes (Kåren *et al.* 1997; Arhipova 2012).

Inokulāti tika sagatavoti, kā norādīts piloteksperimenta metodikā. Šobrīd tie tiek uzglabāti aukstuma kamerā +4 °C. Kopumā sagatavoti 2500 ar sēnes micēliju apaudzēti *Corylus avellana* stumbru fragmenti. Stādu inficēšana tiks veikta 2015. gada pavasarī, kad vidēja diennakts temperatūra būs virs 10 °C. Pētījumos ir pierādīts, ka optimālā temperatūra *Armillaria* spp. rizomorfu attīstībai ir 22 °C, bet nenotiek temperatūrā, kas zemāka par 5 °C (Redfern, Filip 1991). Citu autoru darbos noskaidrots, ka konkurējoši mikroorganismi, kas attīstās augsnē, piemēram, *Trichoderma* spp., var ierobežot *Armillaria* spp. augšanu (Holdenrieder, Greig 1998). Secināts, ka 4 °C iesala agara barotnē *Trichoderma viride*, *T. koningii* un *T. viridescens* micēlijs turpina augt ar ātrumu 0,073 – 0,080 mm*h⁻¹, bet, par 11 °C palielinoties gaisa temperatūrai, augšanas ātrums pieaug vismaz par divām reizēm (0.184 - 0.219 mm*h⁻¹) (Nikolajeva *et al.* 2012). Tāpēc, lai novērstu konkurējošo mikroorganismu ietekmi uz inokulātu pie augstākām gaisa temperatūrām, stādmateriālu inficēšana notiks pavasarī.

13. SAKŅU TRUPI IZRAISOŠO SĒŅU SASTOPAMĪBA MĀKSLĪGI ATJAUNOTĀS UN DABISKI ATJAUNOJUŠĀS PRIEŽU JAUNAUDZĒS

2014. gadā tika apsekotas 17 dabiski atjaunojušās priežu jaunaudzes (13.1. tabula).

13.1. tabula. Objektu apraksts 2014. gadā.

Mežsaimniecība, iecirknis	Kvartāls, nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Meža tips	Audzes sastāvs	Piezīmes
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	479. kv., 1. nog.	0,5	15	Mr	10P	8 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	515. kv., 9.nog.	1,4	14	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (4 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (3 kokiem); 13kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	342. kv., 3.nog.	1,3	12	Ln	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (4 kokiem); 14 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	397. kv., 13. nog.	0,7	13	Mr	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (2 kokiem); 6 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	306. kv., 13.nog	0,7	16	n	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (2 kokiem); 17 snieglauzēs nolauzti koki.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	213. kv., 8 nog.	1,3	13	Ln	10P	Nav konstatēti kaltuši koki.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	126. kv., 11. nog.	1,8	11	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam); <i>Armillaria</i> sp. (3 kokiem); 17 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	123. kv., 11. nog.	1,4	12	Ln	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (4 kokiem); 20 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Strenču iecirknis	255. kv., 10. nog.	2,2	11	Ln	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (6 kokiem); 36 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Silvas iecirknis	26. kv., 21. nog.	0,2	13	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam); <i>Armillaria</i> sp. (1 kokam); 3 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.

Mežsaimniecība, iecirknis	Kvartāls, nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Meža tips	Audzes sastāvs	Piezīmes
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Silvas iecirknis	27. kv., 16. nog.	0,1	13	Ln	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (1 kokam); 2 kalstuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Pededzes iecirknis	558. kv., 16. nog.	0,7	16	Mr	10P	1 kaltis koks - kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Pededzes iecirknis	557. kv., 10. nog.	1,7	9	Mr	10P	1 kaltis koks - kalšanas iemesls nav zināms.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Pededzes iecirknis	628. kv., 2. nog.	1,2	9	Ln	10P	Nav konstatēti kalstuši koki.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Pededzes iecirknis	663. kv., 14. nog.	0,6	9	Ln	10P	Nav konstatēti kalstuši koki.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Pededzes iecirknis	399. kv., 1. nog.	0,9	10	Ln	10P	2014. gadā veikta kopšana, nebija iespējams novērtēt kalstušu koku sastopamību.
Austrumvidzemes mežsaimniecība, Pededzes iecirknis	557. kv., 11. nog.	1,7	9	Mr	10P	Nav konstatēti kalstuši koki.

Katrā objektā tika uzskaitīt visi nokalstušie un kalstošie koki.

Koki tika apsekoti pie sakņu kakla un atzīmēta *Heterobasidion annosum* s.l. un *Armillaria* sp. augļķermeņu (13.1., 13.2. attēls), micēlija vai rizomorfu sastopamība. Ja augļķermeņi, micēlijs vai rizomorfas netika atrasti, tad tuvu pie sakņu kakla nozāģēja ripu, kuru divas nedēļas inkubēja laboratorijas apstākļos. Pēc inkubācijas, izmantojot Leica stereomikroskopu MZ 16 (pal. 10 x 1,25 – 10 x 4,0), pārbaudīja ripas virsmu un fiksēja *H. annosum* konīdijnesēju attīstību.



13.1. attēls. *Heterobasidion* spp. augļķermeņi Strenču iecirknī 515. kv., 9. nog.

13.2. attēls. *Heterobasidion* spp. un *Armillaria* spp. augļķermeņi Silvas iecirknī 26. kv., 21. nog.

Apsekotajos parauglaukumos kaldušo koku skaits bija ļoti atšķirīgs. Četrās audzēs netika konstatēti nokaltuši koki. Sakņu trupi izraisošo sēņu attīstību ietekmē: audzes vecums, audzes sastāvs, augsnes īpašības, tas, kā tā iepriekš izmantota, audzes apsaimniekošanai izvēlētās metodes un, protams, stādīšanas attālums – iespēja veidot sakņu kontaktus (Lauska 1961; Vasiliauskas 1989; Greig 1998; Stenlid 1987; Korhonen, Stenlid 1998; Korhonen et al. 1998; Redfern, Stenlid 1998; Bendz-Hellgren *et al.* 1999; Lygis *et al.* 2004).

Lai novērtētu sakņu trupi izraisošo sēņu (*Heterobasidion* spp. un *Armillaria* spp.) sastopamību mākslīgi atjaunotās un dabiski atjaunojušās audzēs, 2014. gadā iegūtie dati tika salīdzināti ar 2012. un 2013. gadā ievāktajiem datiem no 25 mākslīgi atjaunotām priežu jaunaudzēm (6-16 gadus vecas; platība 0,4 – 7,5 ha) (13.2. tabula).

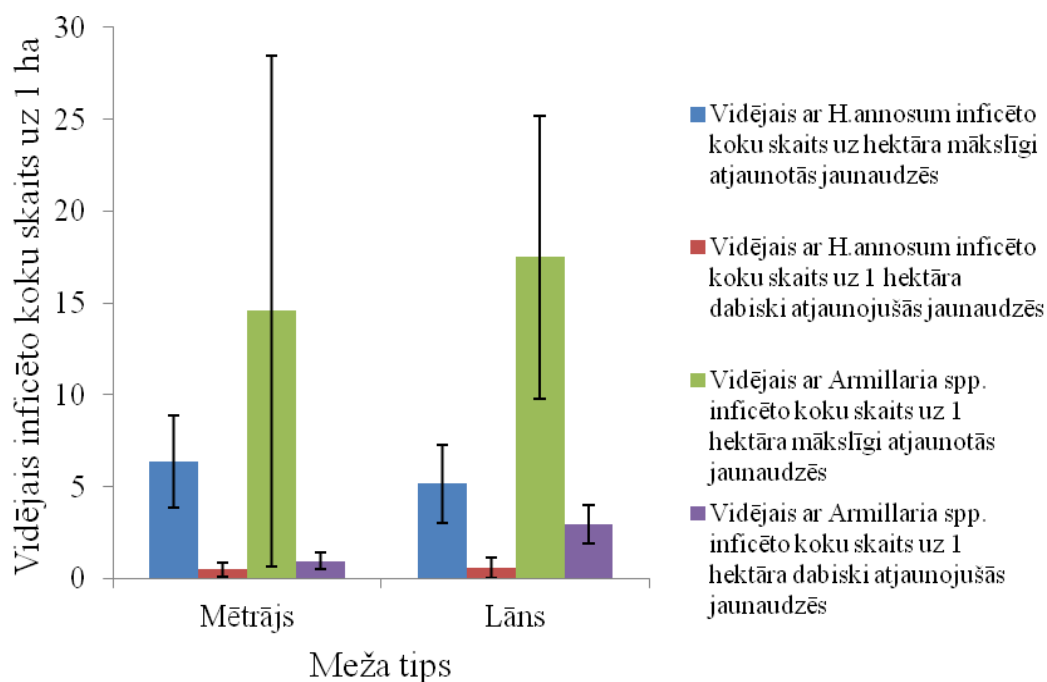
13.2.tabula. Objektu apraksts 2012. un 2013. gadā.

Mežsaimniecība, iecirknis / Meža pētīšanas stacija	Kvartāls, nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Meža tips	Audzēs sastāvs	Piezīmes
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	210. kv., 12. nog.	2,3	10	Ln	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (13 kokiem); <i>Heterobasidion</i> spp. (7 kokiem); <i>Lophodermium</i> sp. 1 pārnadžu bojāts koks un 4 kaltsi.
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	195. kv., 16. nog.	2,2	9	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (7 kokiem); <i>Lophodermium</i> sp., 8 kaltsi koki - 1 blakus celmam.
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	210. kv., 8. nog.	2,2	9	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (9 kokiem); <i>Lophodermium</i> sp., 3 pārnadžu bojāti un 1 kaltis koks.
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	193. kv., 12. nog.	2,4	10	Sl	10 P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (1); <i>Lophodermium</i> sp., kaltsi 3 un 7 pārnadžu bojāti koki.
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	194.kv., 9 nog.	7,5	11	Mr	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (3); <i>Heterobasidion</i> spp. (2); <i>Lophoderium</i> sp. Kaltsi 14 koki.
Meža pētīšanas stacija (MPS), Kalsnavas mežu novads	193. kv., 1.nog.	1,9	14	Ln	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp.(7) <i>Heterobasidion</i> spp. (7), <i>Lophodermium</i> sp. Kaltsi 11 koki.
Meža pētīšanas stacija (MPS), Kalsnavas mežu novads	193. kv., 3.nog.	1,8	14	Dm	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp.(1); <i>Heterobasidion</i> spp. (12); <i>Lophodermium</i> sp. 19 koki kaltsi.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	292. kv., 7. nog.	0,8	11	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (24 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (6 kokiem); 36 kaltsi koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	280. kv., 23. nog.	1,4	9	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (8 kokiem) un <i>Armillaria</i> sp. (8 kokiem); 7 kaltsi koki – kalšanas iemesls nav zināms.

Mežsaimniecība, iecirknis / Meža pētīšanas stacija	Kvartāls, nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Meža tips	Audzēs sastāvs	Piezīmes
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	265. kv., 22. nog.	0,6	11	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (6 kokiem) un <i>Armillaria</i> sp. (42 kokiem); 22 kalšuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	266. kv., 8. nog.	2,3	14	Ln	10 P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (6 kokiem).
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	266. kv., 7. nog.	1,1	6	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (8 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (1 kokam); 3 kalšuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	476. kv., 1. nog.	1,3	11	Dm	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (5 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (5 kokiem); 7 kalšuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	220. kv., 6. nog.	2,2	11	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam) 4 koki kalšuši – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	220. kv., 10. nog.	0,4	11	As	10P	1 nokaltis koks – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	220. kv., 2. nog.	3,6	11	Ln	10 P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (12 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (3 kokiem); 19 kalšuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	236. kv., 16. nog.	1,5	16	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (20 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (33 kokiem); 14 kalšuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	238. kv., 27. nog.	3,3	15	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam); <i>Armillaria</i> sp. (1 kokam).
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	238. kv., 32. nog.	1,1	15	Ln	10P	Nav konstatēti kalšuši koki.

Mežsaimniecība, iecirknis / Meža pētīšanas stacija	Kvartāls, nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Meža tips	Audzes sastāvs	Piezīmes
Vidusdaugavas mežsaimniecība, Vecumnieku iecirknis	239. kv., 23. nog.	2,1	15	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (30 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (5 kokiem); 2 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 5. nog.	1,5	7	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam); <i>Armillaria</i> sp. (127 kokiem); 48 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 6. nog.	1,5	12	Ln	10 P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam); <i>Armillaria</i> sp. (115 kokiem); 116 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	297. kv., 5. nog.	2,4	9	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (3 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (90 kokiem); 53 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 14. nog.	2,0	7	Dm	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (2 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (222 kokiem); 101 kaltis koks – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 15. nog.	1,4	12	Dm	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (306 kokiem); 57 kaltuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.

Lai analizētu sakņu trupi izraisīto sēņu sastopamību, salīdzināts inficēto koku skaits Ln un Mr meža tipos (analīzē netika ņemtas vērā audzes, kur veikta kopšana) (13.3. attēls).



13.3. attēls. Vidējais ar *Armillaria* spp. un *Heterobasidion annosum* inficēto koku skaits atšķirīgos meža tipos, norādīta standartklūda.

Iegūtie dati liecina, ka vidējais inficēto koku skaits uz 1 ha ir mazāks audzēs, kas dabiski atjaunojušās gan lāna, gan mētrāja meža tipos. Vidēji uz 1 ha mākslīgi atjaunoto priežu jaunaudzi konstatēti vairāk nekā 5 ar *Heterobasidion annosum* inficēti koki, turpretī dabiski atjaunotās jaunaudzēs koki inficējušies gandrīz 10 reizes retāk (13.3 attēls). Līdzīgi rezultāti iegūti arī pētījumos Baltkrievijā, kur secināts, ka vismazāk inficēto koku ir dabiski atjaunojušos priežu mežos (inficētas 3,8% no apsekotajām audzēm), bet vislielākā infekcijas intensitāte ir audzēs, kas ierīkotas uz bijušajām lauksaimniecības zemēm (inficētas 88% no apsekotajām audzēm) (Fiodorov 1998).

H. annosum s.l. infekcija mežaudzēs izplatās ar bazīdijsporām vai ar micēliju sakņu kontaktu vietās (Korhonen, Stenlid 1998). Konstatēts, ka ar *H. annosum* s.l. inficēts Sitkas egles celms aptuveni 22% sakņu kontaktu vietās (rindas ietvaros) inficē blakus augošos kokus (Morrison, Johnson 1994). Dabiskās audzēs attālumu starp kokiem daļēji nosaka savstarpējā konkurence, tāpēc sakņu kontaktu veidošanās notiek retāk un nenotiek *Heterobasidion annosum* izplatība sakņu kontaktu ceļā vienas koku paaudzes ietvaros. Tika novērots, ka dabiski atjaunotajās priežu audzēs bieži konstatējams lapu koku piemistrojums (13.4. attēls). Lapu koku piemistrojums skuju koku audzē vai sugu nomaiņa arī samazina koku inficēšanās risku ar sakņu piepi (Korhonen et al. 1998; Piri, Korhonen 2001).



13.4. attēls. Dabiski atjaunojusies priežu audze Pededzes iecirknī.

Salīdzinot vidējo ar *Armillaria* spp. un *Heterobasidion* spp. inficēto koku skaitu priežu jaunaudzēs, konstatēts, ka *Armillaria* spp. atzīmēta biežāk. Iespējams tas saistīts ar tās bioloģiju. *Armillaria* spp. mežaudzēs ir gan kā primārais, gan kā sekundārais patogēns. Tā var inficēt gan vitālus kokus un koku grupas, gan atsevišķus kokus, kuru rezistences spējas novājinājuši abiotiski vai biotiski stresi (Shaw III, Kile 1991). Tāpēc, lai noteiktu, vai *Armillaria* spp. izraisījusi koka nokalšanu, vai arī kolonizējusi jau kalstošu koku, nepieciešams noteikt patogēnu ne tikai ģints, bet arī sugas līmenī, jo ir vājas patogēnu sugas un izteiktas patogēnu sugas. *Armillaria* spp. izplatās gan caur sakņu kontaktiem, līdzīgi kā *Heterobasidion* spp., gan ar rizomorfām augsnē, tādā veidā tiek nodrošināta salīdzinoši ātrāka izplatība (Shaw III, Kile 1991; Sinclair, Lyon 2005; Woodward *et al.* 1998). Iespējams, tieši aktīvā izplatīšanās ar rizomorfām nodrošinājusi *Armillaria* spp. augsto populācijas blīvumu (salīdzinot ar *Heterobasidion* spp.). Jāņem vērā, ka *Armillaria* spp. inficēto koku skaita variācija starp atsevišķām audzēm ir ļoti izteikta. Līdzīgi kā *Heterobasidion* spp, arī *Armillaria* spp. biežāk sastopama mākslīgi atjaunotās jaunaudzēs. Ņemot vērā, ka *Armillaria* spp. izplatās līdzīgā veidā kā *Heterobasidion* spp. (Shaw III, Klie 1991; Sinclair, Lyon 2005; Woodward *et al.* 1998), *Armillaria* spp. intensīvā izplatība mākslīgi atjaunotajās priežu jaunaudzēs arī ir saistāma ar biežāku koku sakņu kontaktu veidošanos. *Armillaria* spp. biežāk konstatēta lāna meža tipā, salīdzinot ar mētrāju. Iespējams, tas skaidrojams ar augsnes

mitruma režīmu. *Armillaria* attīstību ietekmē arī augsnes pH, aerācija, citu sēņu konkurence, mitrums (Shaw III, Kile 1991). Jāpiemin, ka dabiski atjaunojušās jaunaudzēs arī audzes vecumstruktūra nav tik viendabīga, salīdzinot ar mākslīgi atjaunotām jaunaudzēm, arī tas var ietekmēt sakņu trupi izraisošo sēņu izplatību. Mākslīgi atjaunotajās priežu jaunaudzēs sakņu trupi izraisošo sēņu izplatību var veicināt arī jauno kociņu stādīšana blakus trupējušiem celmiem. Iepriekš veiktos pētījumos ir noskaidrots, ka jaunas *P. sylvestris*, kas stādītas blakus inficētiem *P. abies* celmiem, var inficēties arī ar *H. parviporum*. Pret *H. parviporum* rezistentas ir vecākas priedes (Korhonen et al. 1998; Piri 2003). Prof. J. Stenlids pētījumos noskaidrojis, ka ne vairāk kā 10 % *P. abies* inficējas ar *H. annosum*, ja stādīšanas attālums no iepriekšējās paaudzes celma ir vismaz 2,5 m (Stenlid 1987). Priežu inficēšanos ar *H. annosum* un *Armillaria* spp. var ietekmēt arī stādmateriālu kvalitāte, piemēram, stādu sakņu bojājumi (Swedjemark, Stenlid 1995), ģenētiskās īpašības (Swedjemark, Stenlid 1997), arī nepiemērota stādmateriāla izmantošana samazina tā rezistences spējas. Lai turpmāk izvairītos no jaunu koku inficēšanās, ieteicams: pēc iespējas mazāk veikt sastāva kopšanas cirtes, mākslīgi atjaunojot priežu audzes, veidot mistraudzes ar lapu kokiem (Korhonen et al. 1998), izvākt iepriekšējās paaudzes trupējušos celmus, kas ir infekcijas avots nākošās paaudzes kokiem (Cleary et al. 2012).

13.1.Secinājumi

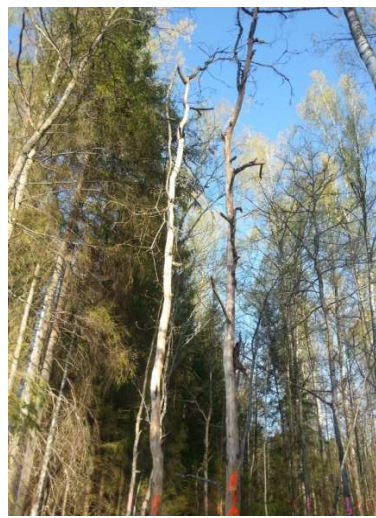
1. Sakņu trupi izraisošās sēnes biežāk sastopamas mākslīgi atjaunotās priežu jaunaudzēs, ko veicina sakņu kontakti starp stādītiem kokiem.
2. Priežu stādīšanu būtu ieteicams veikt ne tuvāk kā 2,5 m attālumā no iepriekšējās koku paaudzes celmiem.
3. Stipri inficētās platībās jāveic celmu izstrāde vai jāmaina valdošā koka suga.

14. DAŽĀDU KOKU SUGU REZISTENCES NOVĒRTĒJUMS PRET *H. ANNOSUM* S.L. INFEKCIJU

2007. gada pavasarī Meža pētīšanas stacijas teritorijā (Kalsnavas mežu novadā) tika ierīkots eksperiments, lai novērtētu deviņu dažādu koku sugu rezistenci pret *H. annosum* s.s. un *H. parviporum*. Šogad vizuāli novērtēta ar sakņu piepi mākslīgi inficēto koku vitalitāte (14.1. tabula). Konstatēts, ka 2013. / 2014. gada ziemā snieglauzēs bojātas priežu un egļu audzes - vairākiem kokiem nolauztas galotnes. Kopš eksperimenta uzsākšanas ošu audzē 21 koks ir izgāzts vai nokaltis (ar *H. annosum* 18 inficētie koki un 3 kontrolē izmantotie koki). Spriežot pēc simptomiem, kalšanu izraisa sēne *Chalara fraxinea*. Ozolu audzē konstatēti vainaga bojājumi, kas radušies mežsaimnieciskās darbības rezultātā (blakus veikta kailcirte, kuras laikā nolauzti ozolu zari (14.1. attēls)), diviem kokiem nolobījusies miza (14.2. attēls, 14.1. tabula). Izgāztais koks no melnalkšņu audzes vairs nav izmantojams turpmākajai analīzei (2012. gadā izvākts no parauglaukuma).



14.1. attēls. Ozoli, kuriem mežizstrādes laikā nolauzti zari.



14.2. attēls. Ozoli, kuriem nolobījusies miza.

Visiem inficētajiem un kontroles (ar *H. annosum* s.l. neinficētajiem) kokiem tika atjaunoti uzkrāsotie numuri.

14.1. tabula. Dažādu koku sugu audžu raksturojums un konstatētie bojājumi (2007. – 2014. gads).

Koku suga	Kvartāls	Nogabals	Platība, ha	Piezīmes
Priede	65	14	0,2	3 kokiem nolauztas galotnes.
Egle	60	16	5,8	7 kokiem dzīvnieku radīti bojājumi; 1 koks sācis kalst; 1 konstatēta nenosakāmas izcelsmes brūce; 7 kokiem nolauztas galotnes.
Bērzs	263	10	2,2	1 nolauzts koks; 1 kokam mizas bojājumi.
Melnalksnis	263	10	2,2	1 koks nokaltis; 1 – izgāzts.
Osis	263	9	2,4	21 koks izgāzts vai nokaltis; 1 kokam nevaram atrast krāsas marķējumu.
Ozols	222	1	1,1	2 kokiem nolobījusies miza; 4 kokiem nolauzti augšējie zari; 4 kokiem nolauztas galotnes.
Baltalksnis	260	4	1,2	2 koki nokaltuši; 2 nolūzuši.
Apse	244	4;10	2,3	3 kokiem ir mizas bojājumi.
Lapegle	251	11	1,1	6 kokiem ir mizas bojājumi slimību vai dzīvnieku radīti; 1 kokam nolauzta galotne.

Izvēlēto koku sugu rezistenci pret *H. annosum* s.s. un *H. parviporum* analizēs 2016. gadā, kad paredzēta koku zāģēšana.

15. *ARMILLARIA* SP. IZPLATĪBAS DINAMIKA DIENVIDKURZEMES MEŽSAIMNIECĪBĀ

Apsekojot piecus parauglaukumus, konstatēts, ka 2014. gadā visās analizētajās priežu jaunaudzēs palielinājies kaltsušo koku un koku, kuri inficēti ar *Armillaria* spp., skaits (15.1. tabula). Koki tika apsekoti pie sakņu kakla un atzīmēta *Heterobasidion annosum* s.l. un *Armillaria* sp. augļķermeņu, micēlija vai rizomorfu sastopamība. Iespējams, ka visi 2013. un 2014. gadā nokaltušie koki jau ir inficēti ar *Armillaria* spp., bet simptomi vēl nav novērojami. Tādas pazīmes kā rizomorfu veidošanās ir vājš indikators, lai noteiktu *A. solidipes* (Bendel, Rigling 2007). Rizomorfas galvenokārt veido *A. borealis* un *A. cepistepes* (vāji patogēni) (Prospero *et al.* 2006).

15.1. tabula. *Armillaria* spp. izplatības dinamika analizētajos objektos.

Mežsaimniecība, iecirknis	Kvartāls, nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Meža tips	Audzis sastāvs	2013. gadā konstatētie inficētie koki	2014. gadā konstatētie inficētie koki
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 5. nog.	1,5	7	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam); <i>Armillaria</i> sp. (127 kokiem); 48 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (2 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (200 kokiem); 59 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 6. nog.	1,5	12	Ln	10 P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (1 kokam); <i>Armillaria</i> sp. (115 kokiem); 116 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.	*Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (2 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (118 kokiem); 118 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	297. kv., 5. nog.	2,4	9	Ln	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (3 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (90 kokiem); 53 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.	*Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (7 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (131 kokam); 59 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 14. nog.	2,0	7	Dm	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (2 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (222 kokiem); 101 kaltis koks – kalšanas iemesls nav zināms.	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (2 kokiem); <i>Armillaria</i> sp. (328 kokam); 108 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 15. nog.	1,4	12	Dm	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (306 kokiem); 57 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.	*Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (318 kokiem); 57 kaltsuši koki – kalšanas iemesls nav zināms.

*2014. gadā jaunaudzēs veikta kopšana, tāpēc precīzs dinamikas novērtējums nav iespējams.

Ar molekulārām metodēm 2014. gadā tika pārbaudīts viens *Armillaria* spp. izolāts, kas izdalīts no koksnes parauga, kas iegūts Akmensraga iecirknī 295. kv. ierīkotajā

parauglaukumā. Sēne tika izdalīta no koksnes parauga un izaudzēta uz iesala agara barotnes. DNS izdalīšana veikta pēc J. Vainio *et al.* protokola (Vainio *et al.* 1998). DNS amplificēta, veicot polimerāzes ķēdes reakciju (PĶR), izmantojot Dreamtaq DNS polimerāzi (Fermentas, Life Science, Lietuva). Kā praimeris lietoti ITS2 (White *et al.* 1990) un sēnēm specifisks praimeris ITS1F ar GC-pagarinājumu (GC-clamped) (Gardes, Bruns 1993). PĶR izmantotie temperatūras režīmi: 5 minūtes sākotnējā denaturācija 95 °C, 35 cikli (30 sekundes 95°C DNS denaturācija, 30 sekundes 57 °C praimeru hibridizācija, 1 min 72 °C DNS sintēze) un 5 minūtes beigu elongācija 72 °C. Iegūtie PĶR produkti tika pārbaudīti ar gēla elektroforēzes metodi 1% agarozes gēlā (0,75 g agaroze (Prona), 50 ml 1 x TE buferšķīdums, 1 µl etīdija bromīds (SIGMA)). Sagatavotais paraugs sūtīts sekvenēšanai uz Macrogen Inc. (Europe, The Netherlands). Sekvences analizētas, lietojot programmas SeqMan 5.01 versiju no DNASTAR programmu paketes (DNASTAR, Madison, WI, USA). Iegūtās sekvences salīdzinātas ar GenBank un UNITE (Köljalg *et al.* 2005) datu bāzēs ievietotajām sekvencēm.

Konstatēts, ka Akmensraga iecirknī izdalītais izolāts ir *Armillaria solidipes*. Šī *Armillaria* spp. suga tiek raksturota kā spēcīgs patogēns, kas spēj izraisīt koku nokalšanu. Atsevišķos pētījumos uzsvērts, ka *Armillaria solidipes* var izraisīt sakņu trupi gan stādiem, gan pieaugušiem kokiem. *Armillaria solidipes* izraisa gan skuju koku, gan lapu koku (bērzu, kļavu) kalšanu. Inokūcijas eksperimentos ir pierādīts, ka skuju kokus raksturo augsta uzņēmība pret *Armillaria solidipes* (Shaw III, Kile 1991).

Atsevišķās audzēs inficēto koku skaits sasniedza pat 227 kokus uz viena hektāra (318 ar *Armillaria* spp. inficēti koki / 1,4 ha), tātad gandrīz 8% no sākotnēji iestādīto stādu skaita (Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi, 2012). Iespējams, ja atsevišķās audzēs 2014. gadā nebūtu veikta kopšana, inficēto koku skaits būtu vēl lielāks (15.1. tabula). Tā kā *Armillaria solidipes* parasti neveido rizomorfas, bet micēlijs no viena koka uz otru izplatās, saskaroties koku saknēm (Shaw III, Kile 1991; Prospero *et al.* 2006; Bendel, Rigling 2007), tad infekcija visticamāk izplatījies no iepriekšējās ģenerācijas celmiem uz jauno paaudzi, jo audzes nav vecākas par 12 gadiem (15.1. attēls). Noskaidrots, ka inficētos celmos dzīvotspējīgs *Armillaria* spp. micēlijs var saglabāties pat ilgāk kā 50 gadus. Micēlija dzīvotspēju ietekmē konkurējoši mikroorganismi, piemēram, *Trichoderma viridae*, augsnes pH, substrāta mitrums, temperatūra un, protams, patogēna suga (Redfern *et al.* 1991). Ņemot vērā mūsu iegūtos rezultātus, audzēs, kas stipri inficētas ar *Armillaria* spp., lietderīgi būtu izvākt iepriekšējās paaudzes trupējušos celmus. Sakņu trupi izraisošās sēnes parasti izplatās ātrāk celmu vai nokaltušu koku saknēs, salīdzinot ar dzīvu koku saknēm. Piemēram, augošu *P. abies* saknēs *H. annosum* s.l. izplatība nav lielāka par 0,09 m, bet

P. abies celmu saknēs infekcijas izplatīšanās ātrums ir 0,25 m gadā (Bendz-Hellgren 1999). Tāpēc visticamāk, ka tuvāko gadu laikā arī ar *Armillaria* inficēto koku īpatsvars palielināsies.



15.1. attēls. Ap iepriekšējās paaudzes celmu izveidojusies „lauce”, konstatēts jauns ar *Armillaria* spp. inficēts koks.

Turpmāk, lai analizētu *Armillaria* spp. attīstības dinamiku šajos parauglaukumos, nepieciešams noteikt *Armillaria* spp. sugas (ieteicams izmantot molekulāras metodes, jo iegūtie rezultāti ir vieglāk interpretējami, salīdzinot ar intersterilitātes testu (Korhonen 1978)) un pārbaudīt to sastopamību iepriekšējās paaudzes celmos.

15.1. Secinājumi

1. Celmene atjaunotajās priežu jaunaudzēs var izraisīt ievērojamus mežsaimnieciskos zaudējumus. 7 – 12 gadus vecās audzēs inficēto kociņu skaits uz vienu hektāru var sasniegt pat 227.
2. Iepriekšējās paaudzes skuju koku celmi būtiski veicina sakņu trupi izraisīto sēņu izplatību.

16. MAZO DIMENSIJU SKUJU KOKU CELMU INFCĒŠANĀS AR *H. ANNOSUM* S.L.

Mūsu iepriekšējie pētījumi (rezultāti iegūti projekta 2. un 3. etapā) liecina, ka *H. annosum* s.l. sākotnēji inficē arī maza diametra (2 – 12 cm) skuju koku celmus sastāva kopšanas cirtēs. Konstatēts, ka sākotnēji ar *H. annosum* s.l. bazīdijsporām inficēto celmu īpatsvars parauglaukumā var sasniegt pat 87%.

Tā kā dabiskais *H. annosum* s.l. sporu fons ir atšķirīgs dažādās audzēs, lai pilnībā novērtētu mazo dimensiju celmu inficēšanās potenciālu atšķirīgām koku sugām, turpmākajā darbā papildus tiks ievākti dati arī citos iepriekšējos gados ierīkotajos parauglaukumos.

16.1. Mazo dimensiju celmu inficēšanās ar *H. annosum* s.l. bazīdijsporām egļu un priežu audzēs

2014. gadā Meža pētīšanas stacijas Kalsnavas mežu novadā 20 objektos (eksperiments ierīkots 2013. gadā) analizēta *H. annosum* s.l. sastopamība mazo dimensiju (diametrs 2 – 15 cm) priežu un egļu celmos (16.1. tabula).

16.1. tabula. Pētāmo objektu raksturojums.

Analizētā koku suga	Kvartāls/nogabals	Platība, ha	Audzēs sastāva formula	Analizēto egļu vecums zāģēšanas brīdī, gadi	Meža tips
Egle	21/16*	1,8	10P ₁₂₂ +P ₁₄₂ E ₍₂₈₎	65	Dm
	22/4*	3,2	10P ₁₁₇	48	Ln
	61/22*	0,6	7P2E ₉₂ +B ₉₂	67	Mrs
	73/4*	1,6	10P ₁₄₈	68	Ln
	76/1*	3,6	10P ₁₂₇ +E ₁₂₇	64	Ln
	76/6*	6,2	10P ₁₁₇ +E ₆₉	67	Ln
	154/7*	1,1	10B	36	Ln
	204/2*	0,7	5E3P2B ₇₅	31	As
	224/17*	4,6	10P ₄₁	34	Dm
	205/1	1,3	10E	25	As
Egle/Priede	205/5	0,5	10P+E	24	Dm
Priede	16/11	2,3	10P	16	Ln
	89/7	1,6	10P	10	Dm
	93/15	3,5	10P	16	Ln
	111/8	0,9	10P+E,B	28	Am
	182/16	2,3	10P	15	Ln
	186/7	1,5	10P	13	Dm
	179/1,11	3,7; 1	10P	20	Ln
	193/1	1,9	10P	15	Ln
	193/3	1,8	10P	14	Dm

* parauglaukumā analizētas II stāva egles vai paaugas eglītes

Koksnes paraugi ievākti laikā no marta līdz jūnijam. No katra celma nozāģētas divas 3 cm biezas ripas, augšējā rīpa tika aizmesta, bet otrā rīpa paņemta tālākai analīzei laboratorijā. Kopā tika ievāktas 1826 ripas (792 ripas no priežu un 1034 ripas no egļu celmiem). Laboratorijā ripas nomizotas un nomazgātas tekošā krāna ūdenī, ievietotas polietilēna maisos, atstājot maisa galu vaļā, lai nodrošinātu gaisa cirkulāciju. Ripas inkubētas 7 dienas istabas temperatūrā. Pēc tam uz ripas virsmas piestiprināts plastikāta režģis (rūtiņas lielums 0,49 cm²) un, izmantojot stereomikroskopu *Leica M205C* (pal. 25 – 32x), pārbaudīta *H. annosum* s.l. konīdijnesēju sastopamība katrā ripas kvadrācentimetrā. Rūtiņas, kurās konstatēts *H. annosum* s.l., atzīmētas ar ūdensizturīgas krāsas marķieri.

H. annosum s.l. infekcija konstatēta visos 10 analizētajos egļu parauglaukumos un 8 no 9 priežu parauglaukumiem, kā arī priežu/egļu parauglaukumā (16.2. tabula). *H. annosum* s.l. infekcijas īpatsvars sastādīja 27,9 – 86,2% (vidēji 62,8%) egļu parauglaukumos un 2,5 – 63,2% (vidēji 18,7%) priežu parauglaukumos.

16.2. tabula. *H. annosum* s.l. infekcijas raksturojums.

Koku suga	Kvartāls/ nogabals	Analizēto celmu skaits	Inficēto celmu īpatsvars, %	<i>Heterobasidion</i> aizņemtais laukums, %	
				uz viena celma	vidējais no visiem inficētajiem celmiem
Egle	21/16	105	76,2	1,6 - 70,8	23,5
	22/4	65	56,9	0,7 - 36,2	10,9
	61/22	94	86,2	0,9 - 86,7	23,9
	73/4	58	65,5	1,7 - 30,7	14,3
	76/1	138	76,8	1,0 - 63,6	19,9
	76/6	41	56,1	1,6 - 37,1	14,2
	154/7	164	62,2	2,8 - 72,1	17,6
	204/2	124	50,8	1,3 - 76,8	26,2
	224/17	45	73,3	5,4 - 34,6	19,0
	205/1	53	84,9	2,2 - 68,8	29,6
Priede/Egle	205/5	51/147	7,8/27,9	2,6-12,2/2,0-75,6	5,6/21,1
Priede	16/11	95	63,2	1,1 - 60,2	16,4
	89/7	103	3,9	3,0 - 11,7	6,2
	93/15	75	48,0	1,1 - 52,5	10,1
	111/8	45	0,0	0,0	0,0
	182/16	81	4,9	2,3 - 11,6	5,9
	186/7	110	3,6	5,7 - 21,0	12,6
	179/1,11	88	15,9	2,9 - 48,6	12,1
	193/1	104	20,2	1,5 - 43,0	14,1
	193/3	40	2,5	21,5	21,5

Egļu celmos konstatēta būtiski augstāka inficētība ar *H. annosum* s.l. ($p < 0,001$) un vidēji aizņemtais relatīvais laukums ($p = 0,001$), salīdzinot ar priežu celmiem. Novērojām tendenci *H. annosum* s.l. aizņemtajam relatīvajam laukumam samazināties līdz ar celma diametra pieaugumu, un šī saistība bija būtiska ($p < 0,001$).

Iespējams, *H. annosum* s.l. mazāk konstatēts priedes celmos tādēļ, ka priedes koksne labi attīstās arī citas koksni kolonizējošās sēnes, piemēram, *P. gigantea* spēj izkonkurēt *H. annosum* s.l., īpaši priedes koksne (Meredith 1960). Savukārt Morrison (1989) novērojis, ka sastāva kopšanas cirtēs *H. annosum* s.l. bieži vien bijusi vienīgā dažādu sugu egļu celmos konstatētā bazīdijāsēne. Līdz ar to egļu celmos savstarpējā koksni kolonizējošo sēņu konkurence nav tik liela kā priežu celmos.

16.2.H. *H. annosum* s.l. micēlija attīstība mazo dimensiju skuju koku celmos

Lai izvērtētu *H. annosum* s.l. micēlija spēju saglabāties mazo dimensiju celmos, 2014. gadā četrpadsmit parauglaukumos veikta pirms 10 – 35 mēnešiem zāģēto koku analīze. Koksnes paraugi (tikai no iepriekš inficētajiem celmiem) ievākti pēc iepriekšējā apakšnodaļā minētās metodikas.

Visos analizētajos egļu parauglaukumos *H. annosum* s.l. micēlijs saglabājies 5 – 30 celmos (inficēto celmu īpatsvars 5,3 – 32,6%). Savukārt analizētajos 5 priežu parauglaukumos *H. annosum* s.l. micēlijs celmos netika konstatēts (16.3. tabula).

16.3. tabula. *H. annosum* s.l. infekcijas raksturojums.

Koku suga	Kvartāls/ nogabals	Kopējais parauglaukumā analizēto celmu skaits	Sākotnēji inficēto celmu skaits (īpatsvars % no kop. celmu skaits)	Inficēto celmu skaits (īpatsvars % no kop. celmu skaits) pēc 1 - 3 gadiem	Inficētības samazinājums (ņemot vērā tikai inficētos celmus), %	Mēnešu skaits, pēc kuriem atkārtoti ievākti koksnis paraugi
Priede	193/1	78	20 (25,6)	0 (0,0)	100,0	12
	193/3	55	4 (7,3)	0 (0,0)	100,0	12
	175/1	84	4 (4,8)	0 (0,0)	100,0	24
		169	27 (16,0)	0 (0,0)	100,0	14
	22/8	68	1 (1,5)	0 (0,0)	100,0	15
Egle	154/7	114	66 (57,9)	13 (11,4)	80,3	25
	93/12	88	74 (84,1)	18 (20,5)	75,7	27
	204/2	56	20 (35,7)	6 (10,7)	70,0	23
	201/2	95	14 (14,7)	5 (5,3)	64,3	10
	18/13	99	30 (30,3)	11 (11,1)	63,3	35
		92	67 (72,8)	30 (32,6)	55,2	13
	121/9	106	63 (59,4)	28 (26,4)	55,6	14
	205/1	40	19 (47,5)	9 (22,5)	52,6	10
	196/10	96	10 (10,4)	8 (8,3)	20,0	25

Tomēr jāatzīmē, ka arī sākotnējā *H. annosum* s.l. infekcija priežu celmos bija būtiski zemāka (vidēji 11,0%), salīdzinot ar egļu celmiem (vidēji 45,9%).

Arī citu autoru veiktajos pētījumos iegūti līdzīgi rezultāti par *H. annosum* s.l. micēlija saglabāšanos skuju koku celmos. Solheim (1994) konstatējis, ka inficēto egļu celmu īpatsvars bijis 20% (diametrs 5 – 10 cm) 1 - 2 gadus pēc zāģēšanas. Arī Paludan (1966) novērojis līdzīgu inficētību egļu celmos, kuru diametrs bijis 3 cm. Savukārt Berglund *et al.* (2007) pētījumā 40% egļu celmu (diametrs 5 – 7 cm) bija inficēti ar *H. annosum* s.l. Berglund un Rönberg (2004) pētījumā secināts, ka *H. annosum* s.l. inficēto egļu celmu īpatsvars 12 mēnešus pēc koku zāģēšanas bija 10 – 90% (vidējais diametrs 15 – 19 cm). Salīdzinot ar sākotnējo infekciju, kas konstatēta 3 mēnešus pēc koku zāģēšanas, inficēto celmu īpatsvars bija samazinājies par 5 – 18%.

Mūsu iepriekšējos gados iegūtie rezultāti parādīja, ka aktīvs *H. annosum* s.l. micēlijs bija atrodams trīs gadus vecos priežu celmos un piecus gadus vecos egļu celmos (rezultāti iegūti projekta 1. etapā).

Vairāku autoru pētījumos atzīmēts, ka sastāva kopšanas cirtēs atstātie celmi nav bīstami un ierobežošanas pasākumu veikšana būtu ekonomiski neizdevīga (Vollbrecht *et al.* 1995, Bendz-Hellgren and Stenlid 1998). Tomēr citi autori uzskata, ka sastāva kopšanas cirtēs

atstāto celmu nozīme vēl ir pārāk maz izpētīta un būtu vēlams apsvērt *H. annosum* s.l. ierobežošanas pasākumu nepieciešamību (Gunulf *et al.* 2012, Wang 2012).

Tādēļ mūsu turpmākajos pētījumos paredzēts noskaidrot *H. annosum* s.l. micēlija attīstības dinamiku mazo dimensiju celmu saknēs.

16.3.Secinājumi

1. Mazo dimensiju egļu celmu inficētība ar *H. annosum* s.l. (vidēji 62,8%) ir būtiski augstāka salīdzinot ar priežu celmiem (vidēji 18,7%), $p < 0,05$.
2. Pēc 10 – 35 mēnešiem *H. annosum* s.l. sastopamība inficētajos egļu celmos samazinājusies par 20,0 – 80,3%, bet priežu celmos dzīvotspējīgs micēlijs vairs netika konstatēts.

17. LITERATŪRAS ANALĪZE PAR *H. ANNOSUM* UN *ARMILLARIA* SPP. IZRAISĪTĀS SAKŅU TRUPES IEROBEŽOŠANAS IESPĒJĀM SKUJU KOKU MEŽOS

Sakņu piepes ierobežošanas pasākumi ir ļoti darbietilpīgi, kas prasa gan laiku, gan ievērojamus līdzekļus. Sakņu piepes izplatības ierobežošanai izmanto mežsaimnieciskos paņēmienus, kā arī ķīmiskās un bioloģiskās metodes, nodrošinot svaigu celmu aizsardzību mežizstrādes laikā (Asiegbu *et al.*, 2005). Celmenei *Armillaria* spp. līdzīgi kā *Heterobasidion* ir divi izplatīšanās ceļi – ar vēja palīdzību (sporas) un ar sakņu kontaktiem (micēlijs). Tomēr atšķirībā no sakņu piepes infekcijas, kur micēlija attīstība var notikt tikai koksnes substrātā (egļu saknēm jābūt vismaz 5 mm diametrā, lai micēlijs varētu inficēt veselo koku saknes) celmene var izplatīties arī augsnē ar rizomorfu – cietu micēlija pinumu starpniecību (Gonthier and Nicolotti, 2013). Rizomorfas nodrošina *Armillaria* spp. izplatību daudz tālāk no trupējušiem celmiem kā sakņu kontakti, tāpēc *Armillaria* infekcija, īpaši priežu jaunaudzēs, var izraisīt ievērojamus mežsaimnieciskos zaudējumus. Pētījumi Somijā liecina, ka egļu audzēs 80% gadījumu primārais trapes izraisītājs ir sakņu piepe, bet apmēram 10% trupējušu egļu bija inficētas ar *Armillaria* (Korhonen, Piri 2003). Vairākas celmeņu sugas ir saprofīti un inficē pārsvarā tikai augošus, novājinātus kokus, bet, piemēram, *Armillaria solidipes*, kas ir atrasta arī Latvijā, var izraisīt skuju koku bojāeju. Ir ieteikti dažādi mežsaimnieciskie paņēmieni *Heterobasidion* izraisītās sakņu trapes ierobežošanai.

17.1. Mežizstrāde ziemas mēnešos

Sevišķi svarīgi ir nodrošināt mežizstrādi aukstajā gada laikā audzēs, kur nav konstatēta sakņu piepe, kā arī audzēs, kas ierīkotas lauksaimniecības zemēs.

17.2. Koku sugu maiņa

Stipri inficētās platībās skuju koku vietā vajadzētu stādīt lapu kokus, jo lapu koku tīraudzes ir faktiski rezistentas pret *H. annosum* (Korhonen, Piri 2003). Lai gan atsevišķos pētījumos Lietuvā un Somijā secināts, ka bērzu stādījumi stipri inficētās platībās, kur iepriekš augusi priede, ir pakļauti *H. annosum* infekcijai (Piri 1996, Lygis *et al.* 2004), tomēr citi autori iegūtos rezultātus skaidro ar augsnes īpašībām, vai arī nepiemērota stādmateriāla izmantošanu

(Korhonen, Holdenrieder 2005). Uzskata, ka pieaugušas priedes ir rezistentas pret *H. parviporum*, tāpēc ja egļu audzēs infekciju izraisījis *Heterobasidion parviporum*, atjaunojot audzi var stādīt priedi, jo tikai vienā pētījumā, stādot priedes tuvu pie trupējušiem egļu celmiem, konstatēta priežu stādu inficēšanās ar sakņu piepi (Korhonen, Piri 2003).

17.3. Mistraudžu veidošana ar lapu kokiem

Inficētās platībās skuju kokus nav vēlams stādīt tuvāk par 2-3 metriem no trupējušiem celmiem, bet ap šādiem celmiem vajadzētu veicināt lapu koku atjaunošanos (Korhonen, Piri 2003). Lapu koku piemistrojums samazina sakņu kontaktus starp skuju kokiem un lapu nobiras ietekmē skuju koku sakņu vitalitāti, piemēram, palielinot mikorizas tipu daudzveidību. Atsevišķos pētījumos nav konstatēta nekāda lapu koku piemistrojuma ietekme uz *H. annosum* izplatību vai pat atzīmēta trupējušo koku īpatsvara palielināšanās mistraudzēs, tomēr lielākā daļa autoru secina, ka lapu koku piemistrojums samazina *Heterobasidion* sakņu trapes izplatību. Arī LVMI Silava pētījumi liecina, lai gan trupējušo celmu īpatsvars bija lielāks mistraudzēs, tomēr novērtējot *H. parviporum* sastopamību, sēne tika atrasta 38% analizēto egļu tīraudžu un 18% mistraudžu (Arhipova u.c. 2010). Piemistrojuma pozitīvais efekts saistīts arī ar augsnes mikrofloras sastāva izmaiņām un mikrofloras antagonistiskajam īpašībām pret *H. annosum* (Johansson, Marklund 1980).

17.4. Stādvieta skaita samazināšana un stādīšana lielākos attālumos

Egļu stādīšana mazāk kā 2500 stādu uz ha ļauj novērst sakņu saaugumus, kas ir viens no infekciju veicinošiem faktoriem. Attālumam starp stādītajiem kociņiem jābūt ne mazākam kā 1,5-2m (Küllā, Lõhmus 1999). Saskaņā ar Somijas mežsaimniecības praksi egles iesaka stādīt 2,2m attālumā (2000 stādu uz ha), lai ierobežotu *Heterobasidion* sekundāro izplatību ar veģetatīvo micēliju audzes agrīnajās attīstības stadijās (Küllā, Lõhmus 1999).

17.5. Piemērota stādmateriāla izmantošana

Literatūrā sastopami pretrunīgi dati par stādīto audžu inficētību ar *H. annosum*, salīdzinājumā ar platībām, kur praktizēta dabiskā atjaunošanās vai sēšana (Piri 2003). Attiecībā par stādmateriāla izmantošanu vai dabīgo atjaunošanos jāatzīmē Somijā veiktie eksperimenti, stādot egli *H. annosum* infekcijas centros. Pētījumā secināts, ka stādītās egles ir mazāk uzņēmīgas pret *H. annosum*, salīdzinot ar paaugas eglēm (Piri 2003). Arī citā Somijā veiktā pētījumā pierādīts, ka dažādos parauglaukumos vidēji 21% (2-68%) paaugas egļu (koku

vecums 14-44 gadi) ir inficētas ar sakņu piepi (Piri, Korhonen 2001). *H. annosum* infekcijas risku iespējams samazināt, izmantojot vietējiem apstākļiem piemērotu kvalitatīvu stādmateriālu (pēc iespējas vairāk izmantojot ietvarstādus) un atbilstošu stādīšanas aprīkojumu.

17.6. Rotācijas laika un kopšanas ciršu skaita samazināšana

Eglei iespējams ir jāsamazina rotācijas laiks, bet, ja audzē ir inficēti vairāk kā 30% koku, tad lietderīgi ir audzi nocirst un vietā stādīt lapu kokus. Atšķirībā no priedēm, egļu jaunaudzēs ir samērā reti inficētas ar *H. annosum* un infekcija attīstās tad, kad sāk veidoties kodolkoksne – 20-30 gadu vecumā (Dimitri 1969). Tomēr pētījumos Somijā ir atzīmēts, ka pirmās *H. annosum* s.l. infekcijas pazīmes konstatētas 10 gadus vecām eglēm (Piri 2003). Egļu audzēs, ja tas ir nepieciešams, sastāva kopšanu iesaka veikt līdz 15-20 gadu vecumam, kamēr nav izveidojušies sakņu kontakti (Küllä, Löhmus 1999; Piri 2003). Tāpat iesaka samazināt arī kopšanas ciršu skaitu, bet jau iepriekšminētais stādmateriāla daudzuma samazinājums uz apmežojamās platības vienību ļautu izslēgt sastāva kopšanas cirtes (Korhonen, Piri 2003).

17.7. Sakņu un stumbra bojājumu samazināšana mežizstrādes laikā

Izmantojot atbilstošu tehniku (ko nosaka gan konkrētā augsne, gan darba veikšanas sezona), iespējams samazināt sakņu-stumbra bojājumus. *H. annosum* attīstību veicina egļu sakņu un stumbra bojājumi sakņu kakla rajonā (Rönnberg 2000), bet bojājumi 1-2 m augstumā sekmē trupi izraisošās asinssarkanās sīkpiepes *S. sanguinolentum* attīstību. Atšķirībā no sakņu piepes un celmenes, šī sēne inficē skuju kokus mizas un zaru bojājumu vietās (Vasiliauskas, Stenlid 1998).

17.8. Ar sakņu piepi inficētās egles koksnes izvākšana no izstrādātajām platībām

Lai gan augļķermeņi pamatā veicina *H. annosum* izplatību konkrētā audzē, tomēr pētījumi liecina, ka sporu infekcija apdraud mežaudzes vairāku kilometru attālumā no sporu avota (Kallio 1970). Sakņu trapes inficēto, kaldušo koku izvākšana no audzes var sekmēt sakņu piepes izplatības ierobežošanu, jo šie koki ir substrāts *H. annosum* augļķermeņu attīstībai (Stivriņa u.c. 2010). Taču, veicot sanitārās kopšanas cirtes, ja tiek izzāģēti augoši trupējušie koki, tad sēnes micēlija attīstība tiek veicināta, jo micēlijs labāk aug celmu nekā dzīvu koku saknēs un šajā gadījumā blakus augošie koki var ātrāk inficēties no trupējušo celmu saknēm.

Šādi rezultāti attiecībā par *H. annosum* izplatību egļu audzēs ir iegūti Zviedrijā (Pettersson *et al.* 2003).

17.9. Rezistentā stādmateriāla izmantošana

Ir veikts ļoti daudz pētījumu, lai kontrolētos apstākļos, inficējot dažāda vecuma stādus, izdalītu rezistentākos klonus (Swedjemark 1995). Priedes rezistenci pret *Heterobasidion* infekciju var paaugstināt NPK mēslojums (Raptunovich 1989). Līdzīgi rezultāti iegūti arī Novikova darbā attiecībā par mēslojuma pielietošanu egļu audzēs (Novikov, cit. pēc Piri 2003). Mēslojums var paaugstināt kokaugu vitalitāti un tātad arī rezistenci pret *H. annosum*. Tomēr ātrāk augoši koki ar paaugstinātu slāpekļa saturu koksnē un labāk attīstītu sakņu sistēmu (vairāk iespējamo kontaktu ar citu koku saknēm) ir īpaši pakļauti riskam inficēties ar sakņu piepi. Noskaidrots, ka pielietojot mēslojumu, kas nesatur slāpekli, kā arī mēslojumu, kas lēnām atbrīvo barības vielas, iespējams paaugstināt kokaugu rezistenci pret *H. annosum* (Piri 2000). Taču izmantojot mēslojumu nedrīkst pieļaut augsnes pH paaugstināšanu.

Uzskata, ka lielāka uzmanība jāpievērš tām koku sugām, kuras ir mazāk uzņēmīgas pret konkrētajā vietā pārstāvētajām *H. annosum* sugām (Garbelotto, Gonthier 2013). Protams, introducēto koku sugu ieviešana ļoti rūpīgi jāizvērtē no selekcijas viedokļa, tomēr saistībā ar iespējamām klimata izmaiņām jāparedz šādi scenāriji.

Kopumā jāsecina, ka līdzšinējo pētījumu rezultāti par stādmateriāla rezistenci mežsaimniecības praksē reāli netiek pielietoti. Tāpat tuvākajā nākotnē visticamāk praktisks pielietojums nebūs arī pētījumiem par vīrusu ietekmi uz *H. annosum* micēlija attīstību.

Ir pētījumi par *H. annosum*, bet īpaši *Armillaria* izplatības samazināšanu, inficētās platības norobežojot ar grāvjiem, lai izslēgtu sakņu kontaktus (Garbelotto, Gonthier 2013). Tomēr, rokot grāvjus, tiek bojātas arī veselās saknes, kuras var tik inficētas ar *H. annosum* sporām. Savukārt trupējušo sakņu pārciršana vai atrakšana veicina *H. annosum* auglķermeņu veidošanos. I. Pavlovs konstatējis, ka sēnes auglķermeņi uz atraktu, inficētu priežu saknēm, ja saknes tiek apsegtas ar zariem, var izveidoties 4,5 mēnešu laikā (Павлов *u dp.* 2008).

Atsevišķos pētījumos secināts, ka *H. annosum* izplatību iespējams ierobežot ar kontrolētās dedzināšanas palīdzību (Lygis *et al.* 2010).

Izdegušās platībās augsnē ir mazāk dzīvotspējīgu sakņu piepes sporu, kā arī tiek bojāta auglķermeņu sporulējošā virsma. Kuršu kāpā veiktie pētījumi, salīdzinot *H. annosum* sastopamību kalnu priedes stādījumos pēc 2006. gada meža ugunsgrēkiem, liecina, ka degušās platībās sēnes izplatība ir mazāka, salīdzinot ar uguns neskartajām audzēm (Lygis *et al.* 2010). Tomēr uguns izraisītie zaudējumi meža ekosistēmā ir daudz būtiskāki, salīdzinot ar *H. annosum*

izplatību konkrētā audzē. Izdegot organiskajam slānim, iestādīto kociņu saknes tiek pakļautas izžūšanai, bez tam dedzināšana izraisa arī dzīvo koku sakņu bojājumus (vieta *H. annosum* infekcijai). Pēc degšanas pelni paaugstina augsnes pH, kas arī sekmē *H. annosum* attīstību. Turklāt degumos dažkārt novērota *Rhizina undulata* (sakņu trupi izraisoša asku sēne) ieviešanās, kas izraisa jauno kociņu kalšanu (Lygis 2005). Jebkurā gadījumā mūsu platuma grādos uguns kā faktors mežā būtu jāizvērtē, pirmkārt, domājot par meža ugunsgrēku novēršanu.

17.10. Inficēto celmu izstrāde

Protams, tā ir visefektīvākā metode sakņu trupi izraisošo sēņu *H. annosum* un *Armillaria* izplatības ierobežošanai inficētās platībās (Vasaitis *et al.* 2008; Cleary *et al.* 2012). Jāatzīmē, ka šis paņēmiens ir dārgs, turklāt līdz šim uzkrātā informācija ir nepietiekama, lai ilgtermiņā novērtētu celmu izstrādes ietekmi uz mežaudzi. Taču, tā kā celmus ir iespējams izmantot bioenerģijas ieguvei, tad šī metode tiek pielietota arvien plašāk un 2012. gadā arī AS „Latvijas valsts meži” apsaimniekotajos mežos tika uzsākti eksperimenti, lai novērtētu celmu izstrādes ietekmi uz sakņu trupi izraisošo sēņu sastopamību.

Kā jau minēts, sakņu piepes izplatību iespējams efektīvi ierobežot inficētā platībā izstrādājot trupējušus celmus vai skuju koku vietā stādot lapu kokus, taču tā kā minētie pasākumi ne vienmēr ir iespējami, tad īpaša uzmanība jāpievērš sakņu piepes primārās (bazīdijsporu) infekcijas ierobežošanai.

17.11. Celmu apstrāde ar ķīmiskiem vai bioloģiskiem preparātiem mežizstrādes laikā

Intensīvas mežsaimniecības apstākļos darbi mežā tiek veikti visu gadu, tāpēc siltajā gada laikā nepieciešams nodrošināt celmu aizsardzību pret *H. annosum* sporu infekciju.

Ķīmisko preparātu pielietošana saistīta ar koksnes īpašību izmaiņām, padarot to nepiemērotu *H. annosum* bazīdijsporu attīstībai. Šobrīd celmu apstrādei izmanto urīnvielu (20-35%) un borātus (borakss un nātrija tetrahidrāts). Boru saturoši preparāti tiek izmantoti Ziemeļamerikā (Pratt 1998). Urīnviela paaugstina celma virsmas pH, līdz tas kļūst toksisks *Heterobasidion* sporām (Johansson *et al.* 2002). Urīnviela tiek izmantota celmu apstrādei Somijā un Lielbritānijā. Tomēr urīnviela ietekmē veģetāciju un augsnes pH (Westlund, Nohrsted 2000), tāpēc, no vides aizsardzības aspekta, priekšroka, protams, dodama bioloģiskajiem preparātiem. Bioloģisko preparātu lietošana pamatojas uz koksni primāri kolonizējošo sēņu savstarpējo konkurenci (Kenigssvalde *u.c.* 2011). Ir pārbaudīta dažādu sēņu

ietekme uz *Heterobasidion* sastopamību celmos, piemēram, *Fomitopsis pinicola*, *Resinicium bicolor*, *Sistotrema brinkmannii*, *Bjerkandera adusta*, *Trichoderma* spp. utt., taču iegūtie rezultāti ir atšķirīgi un ir samērā maz pētījumu, apstrādājot svaigi zāģētus celmus (Woodward *et al.* 1998). Līdz šim labākie rezultāti iegūti, celmu aizsardzībai izmantojot lielo pergamentsēni *Phlebiopsis gigantea* F. (Jül.). Komerciāli lietoto bioloģisko preparātu („PG Suspension” - Lielbritānija, „PG IBL” - Polija un „Rotstop” - Somija) sastāvā ir lielās pergamentsēnes sporas (Pratt 1998). Preparāts Rotstop p.s. reģistrēts lietošanai Latvijā 2007. gadā, savukārt Rotstop SC reģistrēts 2009. gadā.

18. PĒTĪJUMU METODIKAS APROBĀCIJA PAR CELMU IZVĀKŠANAS NOZĪMI BEZMUGURKAULNIEKIEM

18.1. Ievads

XXI gadsimtā mežsaimniecības uzdevumi ir gan ilgtspējīga un videi draudzīga mežsaimniecība, gan arī maksimāli efektīva un pilnīga koksnes resursu izmantošana cirmās. Šos abus uzdevumus ir diezgan sarežģīti sabalansēt. Meža bioloģiskās daudzveidības pētnieku uzdevums ir piedāvāt tādus risinājumus, kas spēj nodrošināt gan ilgtspējīgu mežsaimniecību un maksimālu un efektīvu koksnes resursu izmantošanu, gan rada maksimāli mazu kaitējumu meža bioloģiskajai daudzveidībai. Zari, celmi, miza, kas pēc izstrādes paliek cirmās, agrākos gados netika pilnībā izmantoti. Pēdējos gadu desmitos daudzās valstīs aizvien intensīvāk sāk izmantot tādus koksnes resursus kā celmi, kas agrāk cirmās palika dabiskai trūdēšanai. Celmu izmantošana ir aktuāla bioenerģētikā. Iegūtie produkti palīdz aizvietot fosilo kurināmo, tādējādi veicinot CO₂ izmešu samazināšanu. Vienlaicīgi gan Latvijā, gan pasaulē ir samērā maz pētījumu par to, kā celmu izstrāde ietekmē meža bioloģisko daudzveidību, mežu augsnes, vielu dabiskās aprites procesus un turpmāko mežu ražību. Šobrīd Latvijā LVM apsaimniekotajos mežos jau trešo sezonu notiek pētījums, kurā tiek aprobēta metodika par atcelmošanas ietekmi uz meža bezmugurkaulnieku bioloģisko daudzveidību. Divus iepriekšējos gadus pētījums nenotika pilnu sezonu. 2014. gadā savu pētījumu organizējām visas sezonas laikā: no aprīļa līdz oktobrim. Tika ievākts lielāks materiāla daudzums, kurš šobrīd tiek apstrādāts un pētījumu rezultāti ļaus izdarīt daudz apjomīgākus secinājumus.

Pētījuma mērķis: aprobēt metodiku pētījumiem par celmu izstrādes ietekmi uz bezmugurkaulnieku faunu.

Darba uzdevumi:

1. Apkopot un analizēt pieejamos Latvijas un citu valstu zinātniskās literatūras datus (publikācijas, projektu materiālus u.c.) par celmu un to izmantošanas (izvākšanas) ietekmi uz bezmugurkaulnieku sastopamību: pētījumu metodes, rezultātus, diskusijas, secinājumus, rekomendācijas, apkopoto un analizēto datu avotu sarakstu un citu mērķa sasniegšanai nozīmīgu informāciju.
2. Aprobēt lauka pētījumu metodes par ar egļu celmiem saistītajām bezmugurkaulnieku (galvenokārt – vaboļu, daudzkāju) sugām vai sugu grupām atkarībā no celmu diametra.

Aprobāciju veikt vienā no izvēlētajiem parauglaukumiem, izliekot vismaz 2 Malēzes lamatas, vismaz 6 barjerslazdus un vismaz 10 augsnes lamatas, lamatu ekspozīcijai paredzot ne mazāk kā 40 diennaktis.

3. Laboratorijas apstākļos veikt ievāktā materiāla analīzi (sugu vai sugu grupu noteikšanu, skaitīšanu, datu matemātisko apstrādi).
4. Sagatavot atskaiti, tajā ietverot:
 - a. pētījumā izmantoto metodiku (lamatu veidi, skaits, eksponēšanas vieta, laiks u.c.);
 - b. iegūtos rezultātus (datu tabulas ar sugu vai sugu grupu un eksemplāru skaita sadalījumu pa lamatu veidiem, celmu diametriem u.c.);
 - c. diskusiju (analīzi) par iegūtajiem rezultātiem;
 - d. secinājumus;
 - e. turpmāko pētījumu mērķus, uzdevumus, detalizētu metodiku (ietverot nepieciešamo materiālu veidus un daudzumu).

18.2. Literatūras apskats

Pēdējos gados zinātnieki lielu uzmanību pievērš celmu izmantošanai tautsaimniecībā un tās ietekmes uz meža bioloģisko daudzveidību pētījumiem. Sevišķi aktīvi šī problēma tiek pētīta Skandināvijas valstīs un Kanādā, taču ir zinātniskās publikācijas arī par citiem reģioniem: Centrāleiropu, Lielbritāniju u.c. Galvenā uzmanība tiek pievērsta celmu lomas noskaidrošanai meža bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā ilgtermiņā. Lielākā daļa pētījumu līdz šim ir veltīti celmos dzīvojošajām saproksilofītajām vabolēm, kas kā modeļgrupa ir vieglāk izmantojamas pētījumu veikšanā. Mazāk rakstu ir par celmu izstrādes ietekmi uz meža biodaudzveidību, augsni un meža turpmāko produktivitāti. Visus pētījumus par celmu nozīmi biodaudzveidības uzturēšanā nosacīti var iedalīt četrās grupās: 1) raksti, kuros tiek pētīta bezmugurkaulnieku daudzveidība un saproksilofīto kukaiņu sabiedrības dažādos celmos (atkarībā no koka sugas, celma diametra, augstuma un vecuma); 2) raksti par celmu nozīmi mežsaimniecībai kaitīgu sugu attīstībā un tālākā izplatībā mežaudzēs; 3) raksti par celmu izmantošanas ietekmi uz meža biodaudzveidību, par to izmantošanas veidiem; 4) raksti par celmu izstrādes ietekmi uz koku (sevišķi – egļu) sakņu slimībām.

M. Jonsell un M. Schroder (2014) publicējuši apjomīgu rakstu, kurā analizē atcelmošanas ietekmi uz saproksilofīto vaboļu populācijām izcirtumos.

Walmsley J.D. un Godbold D.L. (2010) sniedz apskatu par atcelmošanas ietekmi uz vidi. Autori norāda, ka celmu izvākšana bioenerģētikas vajadzībām ir praktiski nozīmīga un ar daudz priekšrocībām. Pirmkārt, tā ir koksnes kurināmā ražošana, kas aizstāj fosilo kurināmo

un mazina oglekļa izmešus. Otrkārt, tie ir papildu ieņēmumi mežsaimniekiem. Arī izcirtumi kļūst vairāk apsaimniekoti, vieglāk veikt meža stādīšanu. Treškārt, mazina dažādu sēņu sugu izraisītu koku slimību izplatīšanos (tai skaitā *Heterobasidion*). Tomēr ir pietiekami daudz datu, kas parāda, ka gadījumos, ja celmu izņemšana notiek nekontrolēti un neievērojot pietiekamus piesardzības pasākumus, tā var izraisīt negatīvu ietekmi uz vidi. Negatīvās sekas atcelmošanai ir organisko vielu un barības elementu mazināšanās meža augsnēs, iespējamā erozija un augsnes sablīvēšanās, izmaiņas dabiskajos vielu aprites procesos, augsnes produktivitātes pazemināšanās, nezināma ietekme uz meža ražību, mežam neraksturīgu, bieži invazīvu sugu ienākšana biotopos, kas var veicināt herbicīdu izmantošanu un visbeidzot – meža bioloģiskās daudzveidības samazināšanās, īpaši – sūnu, ķērpju, sēņu un bezmugurkaulnieku sugām. Lai mazinātu celmu izstrādes negatīvo ietekmi, autori ierosina uzkrāt un izplatīt labāko pieredzi. Līdzšinējie pētījumi vairāk veikti saistībā ar atcelmošanas ietekmi uz koku sakņu slimībām un meža bioloģisko daudzveidību. Daudz mazāk ir pētījumu par celmu izņemšanas ietekmi uz augsnes sastāvu un turpmāko meža produktivitāti.

Iłona Skrzecz un Marija Bulka savā rakstā „Insect assemblages in Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stumps in the Eastern Sudetes” apraksta egļu celmu saproksilofīto sugu daudzveidību Austrumsudetu kalnos, Polijā (Skrzecz, Bulka 2010). Pētījums veikts 600 – 700 m virs jūras līmeņa Dienvidpolijā esošo Sudetu kalnu ekosistēmās. Darba autores analizē kukaiņus, kas pieder pie 21 dzimtas un trim kārtām. Vislielākā daudzveidība bija starp vabolēm (Coleoptera) (95%), divspārņiem (5%) un kamielišiem (Rhapidioptera) (0,5%). No 12 vaboļu dzimtām vislielākā daudzveidība bija koksngraužiem (55%), smecerniekiem (Curculionidae) (37%) un mizgraužiem (Scolytinae) (5%). 73% celmos sastopamo vaboļu bija kambioksilofāgās sugas. Visdaudzskaitlīgākā bija *Tetropium castaneum* (L.), kas bojā kokmateriālus. Lielā skaitā bija arī *Hylobius* sugas. Autores, parādot celmu nozīmi meža ekosistēmās, norāda, ka daļa biežāk sastopamo sugu, viņuprāt, ir uzskatāmas par koksnes tehniskajiem kaitēkļiem un nesniedz atbildes uz jautājumiem, cik daudz (%) celmu būtu jāatstāj meža ekosistēmās, lai meža bezmugurkaulnieku daudzveidība no tā neciestu.

Apjomīgā pētījumā Alexander K. N. A. un Anderson R. (2012) „The beetles of decaying wood in Ireland. A provisional annotated checklist of saproxylic Coleoptera” ir izveidojuši gan saproksilofīto vaboļu sarakstu Īrijas teritorijai, gan sniedz daudz informācijas par vabolēm, saistītām ar dzīvi celmos. 274 sugas ir norādītas kā Īrijas saproksilofītās sugas. Analizēta to ekoloģija un bioloģija. No visām sugām tikai 25 ir bieži sastopamas un plaši izplatītas. Autori to skaidro ar nelielu dabisko biotopu skaitu, kas palicis šajā valstī. Īru pieredze ir svarīga, domājot par ilgtspējīgu mežsaimniecību arī Latvijā.

J. Hjältén un citu autoru (2010) pētījuma galvenais mērķis bija noteikt dažāda augstuma celmu nozīmi meža bioloģiskajā daudzveidībā, saistībā ar celmu izstrādi. Pētījumi tika veikti 10 izcirtumos Zviedrijas ziemeļos, kur saproksilofītās vaboles tika pēģtas pie zemiem celmiem (30 cm), augstiem celmiem un pie vertikāli stāvošiem nokaltušu koku stubeņiem. Materiāls, kopā 929 īpatņi no 120 sugām, tika ievākts ar speciālām „izskreju” lamatām (*emergence traps*) (18.1., 18.2. attēli). Autori konstatē, ka zemo celmu izņemšana būtiski ietekmē meža saproksilofīto vaboļu biodaudzveidību un ka nepieciešams izstrādāt kompensējošos mehānismus, kas mazinātu zemo celmu izstrādes negatīvo ietekmi.



18.1. attēls. „Izskreju” lamatas (*emergence trap*) (pēc <http://entomology.org.uk/products.htm>)



18.2. attēls. „Izskreju” lamatas (*emergence trap*)

(pēc <http://bugdorm.megaview.com.tw/soil-emergence-trap-white-96x26-mesh-60x60x60-cm-pack-of-4-p-125.html>)

Zviedru meža entomologi Victorsson J.D. un Jonsell M. (2012) analizē egļu celmu izstrādes ietekmi uz saproksilofīto vaboļu bioloģisko daudzveidību Zviedrijas cirmās. Viņi norāda, ka celmu ieguve bioenerģētikas vajadzībām ir jauna mežsaimniecības aktivitāte, kas maz pētīta, tāpēc ir svarīgi izprast svarīgākās likumsakarības un sekas, kas saistītas ar tās ietekmi uz meža biodaudzveidību. Saproksilofītiskās vaboles ir saistītas ar mirušu koksni. Samazinoties koksnes pieejamībai ekosistēmā, mazināsies tās pieejamība sugām. Pētījumi tika veikti 3 gadus vecos izcirtumos, kuros apmēram 25% celmu tika saglabāti. Katrā izcirtumā paraugi tika savākti no 10 egļu celmiem, kuriem veikta mizu sijāšana. Kopā ievākti 6 959 īpatņi no 46 sugām. Autori konstatēja, ka atcelmošana atstāja negatīvu ietekmi uz plēsīgajām un micetofāgajām vabolēm, to skaits samazinājās. Pētījumi parādīja, ka līdzšinējie ieteikumi cirmās atstāt 15 – 25% celmu ir nepietiekami, lai nodrošinātu vaboļu biodaudzveidības saglabāšanos. Turpmākajos pētījumos jānoskaidro, cik daudz celmu ir jāatstāj cirmās, lai tie nenodarītu kaitējumu bioloģiskajai daudzveidībai.

Agrāk vairāki zinātnieki uzsvēra, ka, veicot celmu izvākšanu, tos svarīgi saglabāt cirmu mitrajos nogabalos. Taču iespējams, ka vaboļu fauna var atšķirties celmos, kas atrodas mitros un sausos biotopos. Tāpēc zviedru zinātniece Ols C. (2011) savam pētnieciskajam projektam izvirzīja hipotēzi, ka vaboļu fauna var atšķirties atkarībā no celmiem, kas atrodas sausās un mitrās vietās. Tika izmantoti bērza un egles celmi. Katrs paraugs tika ievietots audzēšanas kastē uz diviem mēnešiem. Kopā pētījumā tika ievākti 17 065 vaboļu īpatņi no 114 sugām. Pētījumi parādīja, ka lielāka sugu daudzveidība ir bērzu celmos neatkarīgi no biotopa mitruma pakāpes. Egļu celmos zemāka daudzveidība bija mitrās vietās. No celmiem tika ievāktas gan saproksilofītās sugas, gan tādas, ko neuzskata par saproksilofītām. Tas tikai parāda celmu nozīmi vaboļu bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā.

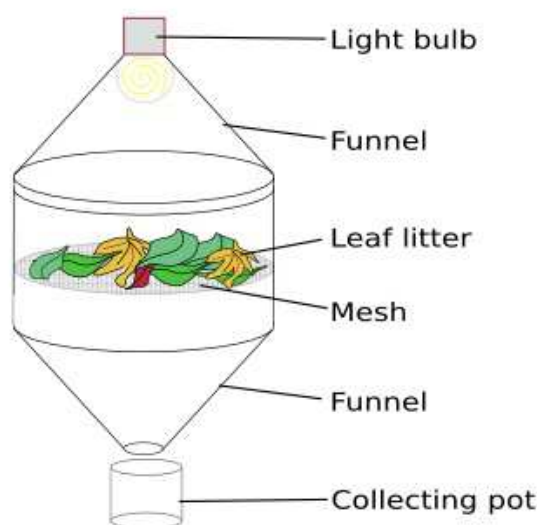
Līdzīgu pētījumu ar līdzīgām metodēm veica C. Ols un citi autori (2012) un apstiprināja iepriekš izteikto apgalvojumu, ka sausās vietās celmos ir lielāka kukaiņu sugu daudzveidība nekā mitrās vietās esošos. To svarīgi ņemt vērā, plānojot atcelmošanu, jo mitrās vietās celmu izstrādi neiesaka veikt tāpēc, ka augsnei tiek nodarīts lielāks kaitējums nekā izstrādājot celmus sausās vietās. Biodaudzveidībai lielāks kaitējums tiek nodarīts sausās vietās.

Jonsell M. un Hansson J. (2011) pētīja vaboļu biodaudzveidību dažāda vecuma celmos un baļķos. Tika izvēlēti 1 un 5 gadus veci celmi un baļķi, kuriem tika noņemta miza un tā tika izsijāta. Pētījumā tika izmatoti gan skuju koki (egles, priedes) gan lapu koki (bērzi, apses). Kopumā tika ievākti 3 348 vaboļu īpatņi, kas piederēja pie 124 sugām. Sugu skaits celmos un uz sausiem stumbriem bija diezgan līdzīgs skuju kokiem, taču vairāk atšķīrās lapu kokiem. Autori rosina to ņemt vērā, plānojot celmu izstrādi.

Runājot par atcelmošanu bioenerģētikas vajadzībām, Jonsell M. (2008) akcentē, ka ne tikai liela, bet arī maza izmēra celmiem (\varnothing 10 cm) ir nozīme daudzu sugu attīstībā, taču par to nav pietiekami daudz pētījumu. Viņaprāt, arī to ir jāņem vērā, plānojot celmu izstrādes pasākumus.

A. Brin un citi (2012) savā pētījumā par celmu nozīmi meža bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā uzdod jautājumu: „Vai celmi ir nozīmīgi saproksilofīto vaboļu aizsardzībā apsaimniekotos mežos?” un paši ar pētījumu rezultātiem atbild uz šo jautājumu apstiprinoši. Apsaimniekotos mežos celmu parasti ir daudz un tāpēc ir loģiska interese par to izmantošanu bioenerģētikā, taču zināšanu līmenis par ar tiem saistītajām saproksilofīto organismu asociācijām pagaidām ir nepilnīgs. Pētījumā tika izmantotas izskreju lamatas. Pētījumu veica uz liela diametra ozolu un priežu (diametrs virs 20 cm) celmiem un sausiem kokiem. Pētījumi apstiprināja, ka celmos ir daudz lielāka sugu daudzveidība nekā sausos stumbros. Celmu masveida izstrāde ir liels risks daudzām saproksilofītajām sugām, kuru populācijas var tikt nopietni apdraudētas.

Bažas par celmu izstrādes apjomu palielināšanos izsaka arī T. Persson un citi autori (2012), kuri pētīja dažādus posmkājus, kas sastopami celmos. Arī viņi norāda, ka pēdējos gados palielinās celmu izstrāde bioenerģētikas vajadzībām un ka joprojām ir nepietiekams zināšanu līmenis par celmu izstrādes ietekmi uz meža bioloģisko daudzveidību, īpaši saproksilofītajām sugām. Pētījumā īpaša uzmanība pievērsta posmkājiem, kas nav vaboles un no kuriem daudzi ir cieši saistīti ar atmirušu koksni, taču ir pētīti daudz mazāk nekā vaboles. Pētījumam tika izvēlēti priežu un egļu celmi. Tika pielietotas termoelektoram (18.3. attēls) līdzīgas lamatas (*Tullgren funnels*) (18.4. attēls).



18.3. attēls Termoelektora shēma. (pēc amentsoc.org)



18.4. attēls. *Tullgren funnels* lamatu veidi

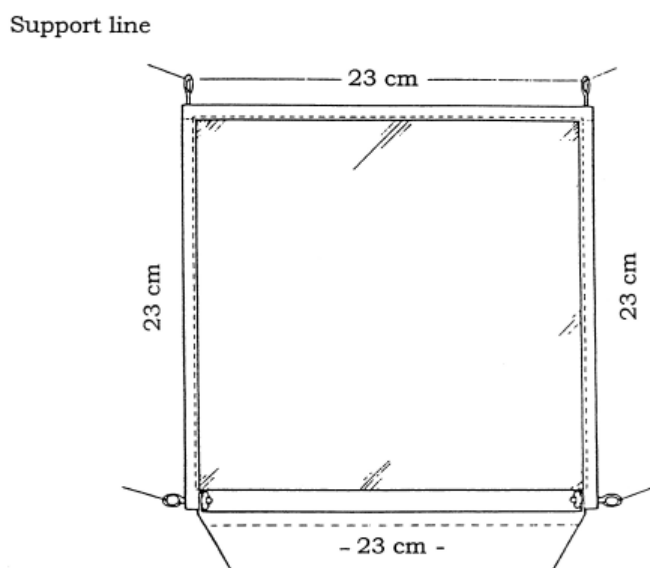
(pēc burkard.co.uk un http://soilbugs.massey.ac.nz/collection_berlese.php).

Tullgren funnels lamatu veidi ir ērti izmantojami materiāla izdalīšanai no sasmalcinātas mizas, augsnes vai zemsedzes. Tās ir daudz precīzākas par logu lamatām, kurās iemaldās daudzas nejaušas sugas. Persson T., Lenoir L. un Vegerfors B. (2012) savā pētījumā konstatēja 56 ne-vaboļu sugas. Netika konstatēta būtiska atšķirība starp priežu un egļu celmos mītošajām sugām. Izanalizējot visus substrātus, visvairāk tika atrasti daudzkāji (Diplopoda) (29%), vaboles (Coleoptera) (20%) un divspārņu (Diptera) kāpuri (17%). Salīdzinot substrātus, vislielākā daudzkāju daudzveidība konstatēta mizā (98%). No daudzkājiem mizā un koksne visparastākā bija *Proteroiulus fuscus*. Šīm sugām tika pierādīta skaidra saistība ar celmu koksni. Dažas augsnē dzīvojošas sugas iespējams kādā no attīstības stadijām arī ir saistītas ar celmiem. Tās visas varētu tikt apdraudētas, masveidā izvēcot celmus.

Lai izprastu celmu nozīmi meža bioloģiskajā daudzveidībā, ir svarīgi saprast, kā veidojas sugu asociācijas, kas apdzīvo sausu un trūdošu koksni. Hedgren P.O. (2007) ir pētījis tās vaboļu (Coleoptera) un parazitisko plēvspārņu (Hymenoptera) sugas, kas pirmās atlido uz augstiem egļu celmiem to agrīnās stadijās, pirmajā gadā pēc koka nociršanas. Parastie zemie celmi tika salīdzināti ar 4 m augstiem, cilvēka veidotiem celmiem. Vairums taksonu tika konstatēti gan augstos, gan zemos celmos. Augstajos celmos bija daudz vairāk parazitisko plēvspārņu sugu, no kurām 3 sugas tika konstatētas tikai augstajos celmos. Uz augstajiem celmiem tika konstatētas daudzas sugas, kas ir arī mizgraužu un citu meža kaitēkļu dabiskie ienaidnieki. Arī šis pētījums apstiprināja celmu nozīmi meža biodaudzveidības saglabāšanā.

Līdzīgus pētījumus ar mehāniski veidotiem egļu augstajiem celmiem veica arī Wikars L.-O., Sahlin E. un Ranius Th. (2005). Pētījums ir sevišķi nozīmīgs ar to, ka materiāla iegūšanai no sausās koksnes tika izmantotas trīs metodes: koka mizu sijāšana, izskreju

lamatas (*emergence traps*) (18.1., 18.2. attēli) un logu lamatas jeb barjerslazdi (*Windows traps*) (18.5., 18.6. attēli).



18.5. attēls. Logu lamatas

(pēc <http://www.ilmb.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/terranth/arthml20-2-03.htm>)



18.6. attēls. Logu lamatas (*Windows traps*)

(pēc http://www.ifm.liu.se/biology/ecology/conservation_ecology/jansson/)

Pētījumus par celmu nozīmi bioloģiskajā daudzveidībā ir veikuši daudzi zinātnieki: Abrahamsson M., Lindbladth M. (2006); Abrahamsson M., Lindbladth M., Rönnberg J. (2008); Ehnström B. (2001); Fosset K.O., Sverdrup-Thygeson A. (2009) un daudzi citi. Kopumā raksti satur līdzīgas atziņas. Lielākā daļa pētījumu veikti Zviedrijā un citās Skandināvijas valstīs. Galvenās metodes, kas izmantotas pētījumos ir logu lamatas (*Windows traps*)

traps), ‘izskreju’ lamatas (*emergence traps*) un sieti vai termoelektori (*Tullgren funnels*). Diemžēl publikācijās nav vienotas lamatu izmantošanas metodikas. Dažādi autori ir izmantojuši dažādu lamatu skaitu un dažādu izvēlēto celmu skaitu. Ekspozīcijas laiks atšķiras – no dažām dienām līdz vairākiem mēnešiem. Arī ievāktu vaboļu un citu bezmugurkaulnieku skaits pētījumos atšķiras, tas svārstās no dažiem simtiem līdz vairāk nekā 17 000 īpatņiem.

Latvijā pagaidām nav publicēti raksti par celmos dzīvojošām sugām vai atcelmošanas ietekmi uz vaboļu biodaudzveidību. Pašlaik sagatavošanā ir raksts par sugu daudzveidību atcelmotajā un neatcelmotajā parauglaukumā Vidusdaugavas mežsaimniecībā, kur pētījums tiek veikts jau trešo sezonu. Latvijā ir publicēts liels daudzums faunistisku rakstu, kuros ir iekļautas daudzas saproksilofītas sugas, kas atrastas arī celmos. Pašlaik uzsākts darbs pie Latvijas saproksilofīto sugu saraksta izveides, kurā tiks iekļautas arī tās sugas, kas Eiropā tiek aizsargātas atbilstoši IUCN rekomendācijām. Šāda saraksta esamība palīdzēs arī šo sugu ekoloģijas pētījumos. Augstajiem celmiem ir liela nozīme arī daudzu retu Asilidae dzimtas sugu daudzveidības uzturēšanā, arī par to līdz šim Latvijā nav veikti speciāli pētījumi, taču ir atrodama informācija vairākos faunistiskos un dabas aizsardzības materiālos. Šī projekta ietvaros ir uzkrāts liels daudzums npublicētas informācijas, kuru nepieciešams apkopot un publicēt.

18.3. Materiāls un metodes

2014. gadā pētījums tika turpināts visos piecos parauglaukumos, kur tas veikts 2012. un 2013. gadā. Atšķirībā no iepriekšējiem gadiem, 2014. gadā pētījums notika visu sezonu no 1. aprīļa līdz 30. septembrim. Materiāla izņemšana no lamatām notika vienu reizi divās nedēļās. Materiāls tika uzglabāts sasaldētā veidā un pašlaik tiek apstrādāts. Materiāla apstrāde varētu tikt pabeigta līdz 2015. gada aprīlim. Materiāla apstrādei šajā sezonā nepieciešams ilgāks laiks, jo ievāktā materiāla daudzums ir vairākas reizes lielāks, nekā iepriekšējās sezonās, pētījums veikts nevis dažus mēnešus, bet gan pilnu sezonu. Tas ir saistīts ar to, ka pēc dažu mēnešu ilgiem pētījumiem tomēr nevarēja veikt sugu kompleksa detalizētu izvērtējumu, pētījumā iztrūka daudzas būtiskas vaboļu grupas, kas mežu ekosistēmās ir sastopamas sezonas sākumā un tām ir liela nozīme kopainas par celmos sastopamajām sugām Latvijā izprašanā.

18.3.1. Izmantoto lamatu veidi un daudzums

2014. gadā katrā no 5 parauglaukumiem un kontroles laukumiem tika izmantotas 5 logu lamatas un 5 augsnes lamatas, t.i. kopā visos 5 parauglaukumos bija izliktas 50 logu lamatas

un 50 augsnes lamatas. Lamatās kā konservants tika izmantots tosols. 2014. gada sezonā neviena lamata parauglaukumos netika sabojāta vai norauta, tāpēc ievāktais materiāls būs labi izmantojams datu matemātiskajā apstrādē.

18.3.1.1. Logu lamatas, jeb barjerslazdi (*Windows traps*)

Pētījumā tika izmantotas pašizgatavotas logu lamatas, kas sastāv no 50 x 60 cm lielas caurspīdīga organiskā stikla plāksnes un 60 cm garas plastmasas vannītes, kas kustīgi nostiprināta zem organiskā stikla plāksnes. Plastmasas vannītē tika iepildīts tosols, kas tika izmantots kā konservants iekritušo kukaiņu fiksācijai. Kā konservantu var izmantot arī 4,5% etiķskābes šķīdumu.

Lamatas tika izvietotas maksimāli tuvu celmam un augsnei starp diviem vertikāliem augsnē iedzītiem mietiņiem. Lamatu izvietošanai pie celma ir svarīgi ņemt vērā to, ka organiskā stikla barjerai pēc iespējas lielākā posmā un pēc iespējas ciešāk jāpieguļ celmam. Lamatu izvietošanai atkarībā no debess puses nav nozīmes, jo lielākā daļa saproksilofīto kukaiņu sugas ir aktīvas naktī un lidinās gar celmu. Lamatu plāksnes izmēri var būt arī savādāki, jo pētījumos izmanto dažādu izmēru plāksnes. Tāpēc metodikā svarīgi norādīt plāksnes izmērus. Izvietojot lamatas pie celma, jāskatās, lai tās neatrastos uz zemes, jo tad tajās palielināsies ierāpojušo skrejvaboļu skaits.

18.3.1.2. Augsnes lamatas (*Barber traps, pitfall traps*)

Augsnes lamatas tiek izmantotas, lai uztvertu tos kukaiņus, kas pārvietojas pa augsni vai koksni. To izgatavošana ir ļoti vienkārša. Kā lamatas parasti izmanto augsnē ieraktas vienreizējās plastmasas glāzītes, kuras līdz pusei piepilda ar konservējošu šķīdumu (tosolu). No virspuses augsnes lamatas uzmanīgi pārklāj ar sausas koku mizas gabalu, lai novērstu lamatu pielīšanu un pasargātu tās no putniem.

Augsnes lamatas tika izvietotas ciešā tuvumā gar celmu. Lamatas izvietotas neatkarīgi no debespusēm vai citiem abiotiskajiem faktoriem.

18.3.2. Laboratorijas pētījumu metodes

Parauglaukumā ievāktais materiāls tika sagrupēts atsevišķi pa lamatu tipiem un uzglabāts plastmasas maisiņos. Līdz materiāla apstrādei laboratorijā maisiņi ar vabolēm tika uzglabāti saldējamajā kamerā.

Laboratorijā viss materiāls tika atkausēts un sagatavots noteikšanai. Noteikšanai izmantots stereomikroskops Zeiss Stemi 2000. Vaboļu atlasīšanā un grupēšanā asistēja Daugavpils Universitātes (DU) studiju programmas „Bioloģija” 3. kursa studente Līva Legzdiņa, kas izstrādā bakalaura darbu par tēmu „Ar egļu celmiem saistīto vaboļu

(Coleoptera) sugu bioloģiskā daudzveidība”. Atsevišķi vaboļu eksemplāri tika piestiprināti pie speciālajām entomoloģijas plāksnēm un pievienoti DU Sistemātiskās bioloģijas institūta (SBI) vaboļu kolekcijai. Pārējais materiāls novietots uz vates paliktņiņiem un nodots glabāšanai DU SBI kolekcijas fondos.

18.4. Rezultāti un diskusija

2014. gada pētījumu sezonas laikā ievāktais materiāls pašlaik tiek apstrādāts un apstrāde prognozējami ilgs līdz 2015. gada aprīlim. Precīzs sugu saraksts un tā analīze papildus tiks iesniegta līdz 2015. gada maijam (ieskaitot). Paralēli ir sagatavots publicēšanai raksts par iepriekšējo sezonu lauka pētījumu rezultātiem. Ir apkopota zinātniskā literatūra par šo tēmu, iekļaujot publiski pieejamos rakstus, kas publicēti līdz 2014. gadam. Lielais materiāla daudzums, kas ievākts pateicoties pētījumu ilguma palielināšanai no 3 līdz 6 mēnešiem, prasa vairāk laika tā apstrādei un uzskaitē, tāpēc šajā atskaitē paredzam papildinātas un izvērstas gala atskaites iesniegšanu pēc tam, kad viss materiāls tiks noteikts un uzskaitīts. Iepriekšējās projekta atskaitēs tika norādīts, ka pētījumus jāveic visu sezonu. Lai gan iegūtie rezultāti ļauj tos interpretēt, tie tomēr ir nepilnīgi un pilnībā neraksturo reālo situāciju un saproksilofīto sugu kompleksu, kas saistīti ar celmiem.

Šajā atskaitē saistībā ar 2014. gada sezonas pētījumiem pašlaik ir apkopotas dažas vispārīgas atziņas, kas balstītas uz vizuāliem novērojumiem sezonas laikā un pagaidām ir bez kvantitatīva novērtējuma. Kvantitatīvais novērtējums tiks pievienots papildatskaitē pēc materiāla apstrādes.

Pētījumu rezultātā ir konstatēts, ka saproksilofītajām sugām Latvijas apstākļos ir novērota izteikta sezonālitate. Pavasarī ievāktu sugu komplekss būtiski atšķiras no vasaras otrajā pusē un rudenī ievāktu sugu kompleksa. Pavasarī ievāktās ir iekritušas daudz vairāk Melandryidae, Elateridae, Oedemeridae, Leiodidae u.c. sugas. Vasaras sākumā novērota vislielākā Pyrochroidae, Lycidae, Cantharidae, Curculionidae sugu daudzveidība. Secinājums: visu sezonu veikts pētījums daudz pilnīgāk raksturo celmos sastopamo saproksilofīto sugu faunu, nekā tikai tad, ja to veic izlases veidā nepilnu sezonu. Šāds pētījums nenoliedzami ir dārgāks, taču tas dod iespēju daudz pilnīgāk saprast kopainu par celmu nozīmi meža biodaudzveidības uzturēšanā.

Iespējams, ka Latvijas apstākļos, kur meža bioloģiskā daudzveidība vēl ir ļoti liela, atcelmošana nenodara būtisku kaitējumu meža bioloģiskajai daudzveidībai. Salīdzinoši nelielos izcirtumos cauri izcirtumam notiek vaboļu migrācija un ievāktās ir liela daļa mežos dzīvojošo saproksilofīto sugu. Par to netieši liecina atcelmots un neatcelmots teritoriju

līdzšinējais vaboļu faunas salīdzinājums. Ja atcelmošana būtu veikta lielās teritorijās, iespējams aina būtu savādāka. Taču uz jautājumu, cik liela ir atcelmotās teritorijas platības ietekme uz sugu bioloģisko daudzveidību, būtu nepieciešami papildu pētījumi. Šajā pētījumā pagaidām nekas neliecina par atcelmošanas būtisku negatīvu ietekmi uz lamatās konstatēto sugu daudzveidību.

Stendes parauglaukumā stāvošos egles stubeņos bija lielāka Melandryidae sugu daudzveidība nekā pašos celmos. Iespējams, nākotnē nepieciešams tam pievērst uzmanību – dažu sausu, liela diametra (virs 70 cm) priežu stubeņu saglabāšana var daļēji kompensēt lielākas teritorijas atcelmošanu. Bet par šo jautājumu nepieciešami tālāki pētījumi un jā sagaida šīs sezonas datu pilnīga apstrāde.

Pētījumos ar logu lamatām kopumā ir liels nejauši ielidojušo sugu skaits, kas parasti lido pa izcirtumu. Starp nejauši ielidojušajām sugām minamas airvaboļu (*Dytiscidae*) sugas, apšu lapgrauži (*Chrysomella populi*, *Phratora vitellinae*). Nepieciešams pilnveidot pētījumu metodoloģiju. Iespējams lietot speciālas uznavu lamatas, taču tās ir salīdzinoši dārgas un pastāv lielāks risks, ka tās sezonas laikā meža apmeklētāji var nopostīt vai noņemt. Iespējams, var mēģināt no celmiem mehāniski nošķelt mizu un to turēt termoelektros. Šī metode precīzi parādīs celmos dzīvojošo sugu sastāvu, taču tai ir vairākas nepilnības, piemēram, nevar konstatēt tās sugas, kurām pieaugušie īpatņi (imago) nedzīvo uz celmiem, bet celmos notiek to attīstība.

Iepriekšējo gadu pētījumos visdaudzskaitlīgākās sugas bija lielais priežu smecernieks (*Hylobius abietis*) – 67 īpatņi, meža bambals (*Anoplotrupes stercorosus*) – 55 īpatņi, celmgrauzis (*Stictoleptura rubra*) – 54 īpatņi, skrejvabole (*Pterostichus niger*) – 44 īpatņi, sprakšķis (*Adrastus pallens*) – 32 īpatņi, mazais priežu smecernieks (*Hylobius pinastri*) – 30 īpatņi u.c. Neviena no šīm daudzskaitlīgākajām sugām nav nozīmīga saproksilofīta, reta vai aizsargājama suga. Tās visas ir ļoti bieži sastopamas, dažādos mežu tipos dominējošas sugas. Priežu smecernieki – ir meža kaitēkļi, kas jaunos izcirtumos bieži sastopamas lielākā skaitā. 2014. gada sezonā priežu smecernieki bija sastopami salīdzinoši nelielā skaitā.

No nozīmīgākajām saproksilofītajām sugām, kuru attīstībai celmiem ir būtiska nozīme, pētījumā tika konstatētas: *Xylita* sp., *Ostoma ferruginea*, *Glyschrochilus quadripunctatus*, *Rhizophagus ferrugineus*, *Rhizophagus* sp., *Silvanus bidentatus*, *Cerylon ferrugineum*, *Serropaplpus barbatus*, *Mordella aculeata*, *Pytho depressus*, *Sphaeriestes bimaculatus*, *Uloma rufa*, *Corticeus* sp. u.c. No tām *Sphaeriestes bimaculatus* Latvijā ir reti sastopama suga.

Joprojām tiek konstatētas vairākas ar piepēm un citām sēnēm saistītas sugas. Starp tām: *Lordithon lunulatus*, *Cychramus luteus*, *Cychramus variegatus*, *Triplax aenea*, *Mycetophagus*

quadripustulatus u.c. Uz piepēm dzīvojošajām sugām ir liela nozīme koksnes sadalīšanās procesos meža ekosistēmās. Daudzas no šīs ekoloģiskās grupas sugām ir reti sastopamas un izmantojamas kā dabisko meža biotopu indikatori. Pētījumā konstatētās sugas ir plaši izplatītas Latvijā.

Sugu sezonālā fenoloģija ļaus labāk noskaidrot to sezonas periodu, kad ir lielākā bezmugurkaulnieku sugu daudzveidība, kad optimālāk veikt celmu izvākšanu un cik % celmu jāatstāj, lai nodarītu pēc iespējas mazāku kaitējumu bezmugurkaulnieku sugu bioloģiskajai daudzveidībai. 2014. gada pētījumu sezona bija veiksmīga un tika ievākts liels materiāla daudzums. Tas ļaus izdarīt secinājumus par sugu fenoloģiju.

18.5. Secinājumi

1. Pēdējos gados zinātnieki lielu uzmanību pievērš celmu izmantošanai tautsaimniecībā un tās ietekmei uz meža bioloģisko daudzveidību. Sevišķi aktīvi šī problēma tiek pētīta Skandināvijas valstīs un Kanādā, taču ir zinātniskas publikācijas arī par citiem reģioniem: Centrāleiropu, Lielbritāniju u.c. Galvenā uzmanība tiek pievērsta celmu lomas noskaidrošanai meža bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā ilgtermiņā. Lielākā daļa pētījumu līdz šim ir veltīti celmos dzīvojošajām saproksilofītajām vabolēm, kas kā modeļgrupa ir vieglāk izmantojamas pētījumu veikšanā. Mazāk datu pagaidām ir par celmu izstrādes ietekmi uz meža bioloģisko daudzveidību, augsni un meža ražību. Šobrīd zinātniekiem nav vienota viedokļa, cik tad īsti celmu procentuāli būtu jāatstāj cirmās, lai tie palīdzētu saglabāt bezmugurkaulnieku bioloģisko daudzveidību.
2. Pēc literatūras datiem, galvenās metodes, kas izmantotas pētījumos ir 'izskreju' lamatas (*emergence traps*), logu lamatas (*Windows traps*) un sieti vai termoeklektori (*Tullgren funnels*). Diemžēl publikācijās nav vienotas lamatu izmantošanas metodikas. Dažādi autori ir izmantojuši atšķirīgu lamatu un izvēlēto celmu skaitu. Eksponēšanas laiks atšķiras – no dažām dienām līdz vairākiem mēnešiem, galvenokārt, atkarībā no pētījumu metodes. Arī ievākto vaboļu un citu bezmugurkaulnieku skaits pētījumos atšķirīgs, svārstās no dažiem simtiem īpatņu līdz vairāk nekā 17 000 īpatņu. Dažādu lamatu pielietošana kvalitatīvi un kvantitatīvi uzrāda vismaz nedaudz atšķirīgus rezultātus, tāpēc turpmākos pētījumos Latvijā tā būtu atbalstāma. Metodoloģiskas problēmas saistītas ar to, ka dažos lamatu veidos, piemēram, Logu lamatās ir liels nejauši iekļuvušo sugu skaits, savukārt tādos lamatu tipos, kā uznavu lamatas, neiekļūst tās sugas, kurām imago dzīvo ārpus celma, bet uz celmiem ierodas tajos izdēt olas. Lamatu aprobācija trešās sezonas laikā parādīja, ka logu un augsnes lamatas

var labi izmantot šajos pētījumos, taču ir jādomā par šo lamatu veidu kombinēšanu vai nu ar uznavu lamatām vai ar celmu mizu mehānisku ievākšanu izmantošanai termoelektorā.

3. Arī šajā sezonā konstatēts liels nejauši ielidojušo sugu skaits. Sugu sezonālā fenoloģija pēc 2014. gada sezonas pētījumiem ļaus labāk noskaidrot to sezonas periodu, kad ir lielākā bezmugurkaulnieku sugu daudzveidība, kad vislabāk veikt celmu izvākšanu un cik % celmu jāatstāj, lai nodarītu pēc iespējas mazāku kaitējumu bioloģiskajai daudzveidībai. Pēc pilnīgas 2014. gada sezonas laikā ievāktā materiāla apstrādes, papildatskaitē varēs sniegt pētījuma kvantitatīvo un kvalitatīvo analīzi, pēc kuras varēs izdarīt arī pilnīgākus secinājumus par pētījumu metodoloģiju.

19. ĶĒRPJU UN SŪNU SUGU SASTĀVA MONITORINGS ATCELMOTAJĀS UN KONTROLES PLATĪBĀS

2014. gada oktobrī atkārtoti apsekoti celmu izstrādes objekti vēra (Jaunpils, Stende) un damakšņa (Ķegums (Ogre), Dursupe, Nītaure) izcirtumos – tāpat divos nogabalos Vidzemes reģionā un trijos nogabalos Kurzemes reģionā. Katrā izcirtumā apsekota gan teritorija, kurā veikta celmu izstrāde, gan kontroles teritorija ar atstātiem celmiem. Izpētīta sūnu un ķērpju sugu sastopamība šajās teritorijās kā uz augsnes, tā arī uz atstātajiem celmiem. Sūnu un ķērpju izpēte teritorijā veikta, kamēr, apsekojot visu parauglaukumu, jaunas sūnu sugas vairs netika atrastas.

Iegūtajiem datiem veikta sugu skaita un sastāva analīze. Salīdzināti trīs laika periodos (no 2012. līdz 2014. gadam) veikto pētījumu rezultāti. Tā kā apsekoto parauglaukumu skaits ir neliels, lai izvirzītu viennozīmīgus secinājumus, atrastās kopsakarības attiecināmas tikai piecu pētīto mežu teritoriju kontekstā. Turklāt kritiski jāizvērtē fakts, ka sugu uzskaiti visos trīs laika periodos nav veicis viens pētnieks, kas tādejādi var ietekmēt datu savstarpējo salīdzināmību.

Sūnu un ķērpju izpētē dabā un sugu sistemātiskās piederības noteikšanā iesaistītie speciālisti – Dr. habil. biol. **Alfons Piterāns** un Dr. biol. **Līga Strazdiņa**.

19.1. Sūnu sastopamība teritorijās 2014. gadā

Piecās pētītajās teritorijās 2014. gadā kopā konstatētas 62 sūnu sugas (no tām piecas ir aknu sūnas), kas ir par divām sugām vairāk nekā 2013. gadā un par 29 vairāk nekā 2012. gadā (1. pielikums). Uz augsnes konstatētas 52 sugas, uz celmiem – 29 sugas; 19 sugas bija sastopamas uz visiem substrātiem. Četras sugas noteiktas visās teritorijās un visos parauglaukumos – uz augsnes *Dicranum scoparium*, *Hylocomium splendens*, *Polytrichum juniperinum*, un uz celmiem - *Dicranum montanum*. Minētās sugas ir tipiskas gan mežiem, gan atklātiem biotopiem.

No visām sugām nedaudz vairāk nekā puse jeb 37 sugas ir konstatētas abu tipu parauglaukumos – gan atcelmotajos, gan kontroles. Piemēri šai sugu grupai ir trīs *Brachythecium* ģints sugas, trīs *Plagiomnium* ģints sugas, četras *Dicranum* ģints sugas, trīs *Polytrichum* ģints sugas un citas. Visas minētās sūnu ģintis ir bieži sastopamas dažādos biotopos (mežos, pļavās, purvos, kāpās) uz dažādiem substrātiem, galvenokārt uz augsnes un

koku pamatnes. Morfoloģiski liela daļa no minētajām sūnām ir ar labi attīstītu ložņājošu (pirmās divas ģintis) vai statenisku (divas pēdējās ģintis) stumbru, kas veicina briofītu konkurētspēju ar vaskulāro augu stāvu un izplatīšanos zem blīvā koku lapu nobiru slāņa. Hipotētiski, celmu izstrāde nav būtisks faktors šo sūnu sastopamībai, bet drīzāk biotopi apkārt esošajā ainavā, no kuras sūnas var kolonizēt kailcirti.

Salīdzinoši liels ir to sugu skaits, kas sastopamas tikai tajos parauglaukumos, kuros celmi ir atstāti, t.i. 16 sugas. Deviņas no sugām noteiktas uz celmiem. Lai arī neviena no šīm sugām nav aizsargājama, dažas no tām ir samērā reti sastopamas, piemēram, *Plagiothecium cavifolium*. Tāpat ne visos biotopos ir sastopamas tādas sugas kā *Aulacomnium androgynum*, *Hygroamblystegium varium* un *Sphagnum rubellum*. Jāsecina, ka celmu atstāšana var sekmēt kopējo briofloras daudzveidību.

Deviņas sūnu sugas bija sastopamas tikai tajos parauglaukumos, kuros celmi ir izrauti. Šo sugu grupu pārstāv *Brachytheciastrum velutinum*, *Dicranella cerviculata*, četras *Sphagnum* ģintis sugas un citas. Četras no šīm sugām parauglaukumos bija sastopamas arī iepriekšējā izpētes periodā, bet piecas sugas konstatētas no jauna. Iespējams, jaunu sugu ieviešanās cēlonis ir brīvu nišu rašanās pēc celmu izstrādes. Tomēr nav izslēdzama arī varbūtība, ka sugas teritorijā bija sastopamas jau iepriekšējos laika periodos, bet netika konstatētas.

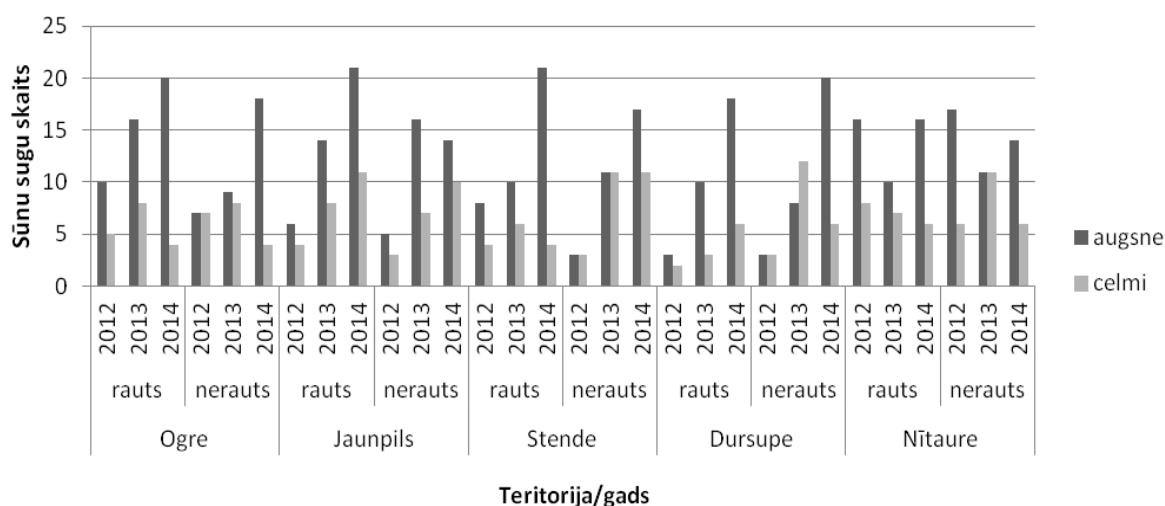
Lielākais sūnu sugu skaits konstatēts Stendē, kur uz visiem substrātiem kopā konstatētas 40 sugas. Liels sugu skaits noteikts arī Jaunpilī un Dursupē, attiecīgi 37 un 36 sugas. Nītaurē un Ogrē raksturīgs mazāks sūnu sugu skaits, attiecīgi 30 un 31 suga. Analizējot sugu skaitu starp parauglaukumiem, ņemot vērā tajos veiktos apsaimniekošanas pasākumus, izceļas Jaunpils atcelmotais parauglaukums, kurā noteiktas 32 sugas. Tam seko Stendes un Dursupes kontroles parauglaukumi ar kopējo sugu skaitu attiecīgi 28 un 26. Mazākais sugu skaits noteikts Nītaures kontroles parauglaukumā – 20 sugas.

Pēc sūnu sugu sastāva no pārējām teritorijām izteikti atšķiras Dursupe, kurā noteiktas 11 tikai šai teritorijai raksturīgas sugas, piemēram, *Aulacomnium palustre*, *Didymodon fallax*, *Ditrichum heteromallum*, kā arī septiņas sfagnu sugas. Piecas sūnu sugas ir raksturīgas tikai Jaunpils parauglaukumiem, piemēram, *Calliergonella cuspidata*, *Cirriphyllum piliferum* un *Eurchynchium angustirete*. Piecas sugas ir sastopamas tikai Nītaurē, piemēram, *Aulacomnium androgynum*, *Ditrichum flexicaule* un *Plagiothecium cavifolium*. Tikai Stendes parauglaukumā konstatētas tādas sūnu sugas kā *Mnium hornum*, *Polytrichum formosum* un *Sphagnum centrale*, bet Ogrē – *Dicranella cerviculata*, *Hygroamblystegium varium* un *Marchantia polymorpha*.

Kopumā šie rezultāti norāda, ka celmu izstrāde nav viennozīmīgi noteicošais faktors, kas ietekmē briofloras daudzveidību. Liela nozīme ir meža tipam, kāds bijis audzē pirms mežizstrādes, kā arī tādām īpašībām kā augsnes hidroģeoloģiskie apstākļi (Dursupē daļā parauglaukuma novērojama pārpurvošanās), reljefa īpatnības (Nītaures parauglaukums atrodas uz nelielas nogāzes), ģeogrāfiskā atrašanās vieta (trīs teritorijas pētītas Kurzemes centrālajā daļā, divas – Vidzemē) un citas.

19.2. Briofloras izmaiņas analizētajās teritorijās trīs gadu laikā

Trīs gadu laikā visās piecās teritorijās kopā konstatētas 83 sūnu sugas (5. pielikums), no tām 29 sugas noteiktas uz visiem pētītajiem substrātiem. Sugu sastāvā 21 suga nemainīgi konstatēta visos periodos. Savukārt 35 sugas ir konstatētas tikai kādā konkrētā pētījuma periodā. Piecas sūnu sugas noteiktas tikai 2012. gadā un vēlāk nav konstatētas. Tikai otrajam pētījumu etapam, 2013. gadam, raksturīgas 15 sugas, bet 2014. gadā visās teritorijās kopā konstatētas 15 jaunas sugas. Salīdzinot uz augsnes konstatēto sūnu sugu skaitu trīs gadu periodā, gandrīz visās teritorijās tas ir palielinājies (19.1. attēls). Atsevišķos parauglaukumos epigeisko sūnu sugu skaits ir divkāršojies, vai pat trīskāršojiet. Izņēmums ir parauglaukums Jaunpilī, kur nav veikta celmu raušana. Tur atrasto sūnu sugu skaits ir samazinājies – 2014. gadā atrastas par divām sugām mazāk nekā 2013. gadā. Savukārt Nītaurē abos parauglaukumos sugu skaits tuvojas 2012. gada rezultātiem, kad noteikts lielāks sugu skaits.



19.1. attēls. Sūnu sugu skaits uz dažādiem substrātiem trīs gadu laikā analizētajos parauglaukumos.

Iegūtie rezultāti norāda, ka sugu skaita pieaugums pētītajās teritorijās hipotētiski saistāms ar sugu nostabilizēšanos un jauno nišu kolonizēšanu pēc apsaimniekošanas

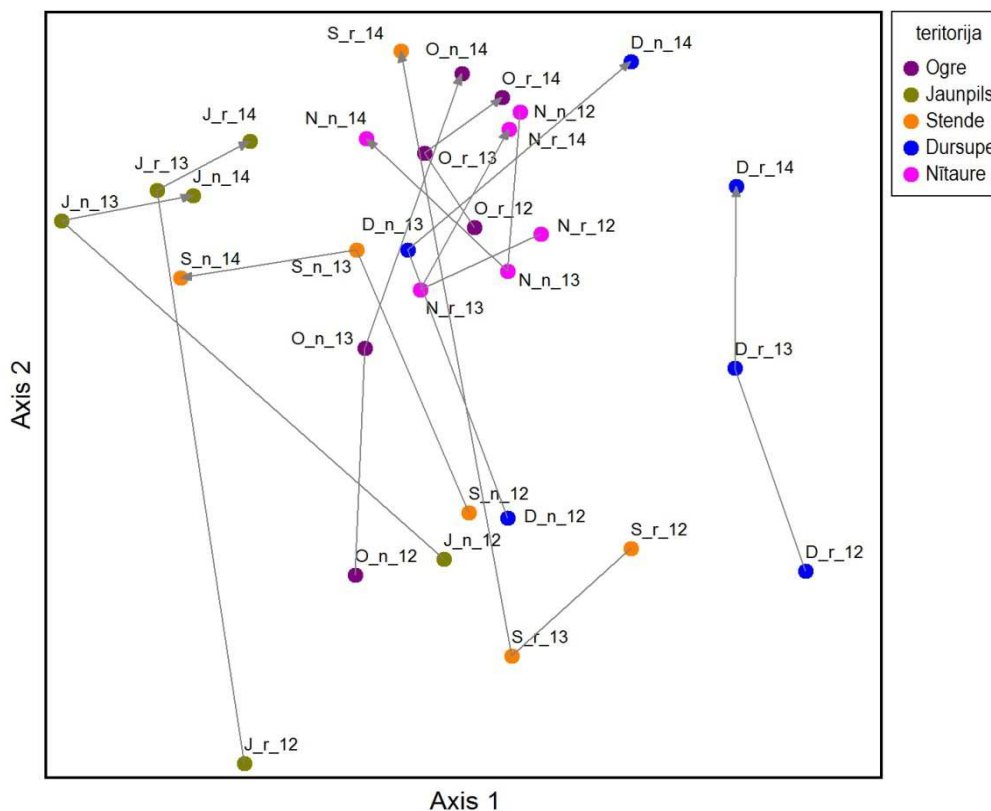
pasākumu veikšanas. Iespējams, ka trīs gadi ir piemērots laiks, lai pēc būtiska traucējuma teritorijā sūnas sasniegtu maksimālo sugu daudzveidību. Savstarpējā konkurence starp sugām, kas bija iepriekš sastopamas un tām, kas ieviesušās no jauna, nav šķērslis sugu sastopamībai. Šī apgalvojuma precizēšanai nepieciešami ilgāka laika pētījumi. Tāpat būtu nepieciešami papildu pētījumi, lai pārbaudītu hipotēzi, vai sūnu sugu sastāvā novērojama tendence, ka tajā atgriežas sākotnēji sastopamā epigeiskā brioflora vai ieviešas jaunas sugas, kas raksturīgas citiem biotopiem.

Uz celmiem konstatēto sūnu sugu skaitam nevar novērot viennozīmīgu sakarību. Atsevišķos parauglaukumos sugu skaits laika gaitā ir pieaudzis (piemēram, Jaunpilī), dažos samazinājies (piemēram, Ogrē), bet vairumā gadījumu sugu skaits ir mainīgs. Šie rezultāti iespējams vairāk norāda uz pētnieka vērtību nekā reālo briofloras situāciju teritorijās.

Salīdzinot sūnu sugu sastāvu trīs laika periodos kontroles un atcelmotajos parauglaukumos, jāsecina, ka sugu daudzveidībai pozitīvāka ir celmu atstāšana. Tieši šī tipa parauglaukumiem raksturīgas 17 sugas, kas netika atrastas citur. Šo sugu grupu pārstāv, piemēram, *Blasia pusilla*, *Blepharostoma trichophyllum*, *Didymodon fallax* un *Sphagnum flexuosum*. Tikai parauglaukumos, kuros celmi ir izrauti, konstatētas deviņas sugas, piemēram, *Bryum capillare*, *Platygyrium repens* un *Sphagnum girgensohnii*.

Analizējot sūnu sugu sastāva mainību trīs gadu laikā, pēc DCA ordinācijas rezultātiem (19.2. attēls) var novērtēt, ka kopumā pētītās teritorijas neuzrāda viennozīmīgu saistību. Jaunpilī, Ogrē un Dursupē ierīkotie parauglaukumi trīs gadu laikā kļuvuši savstarpēji līdzīgāki, savukārt Stendē un Nītaurē novērojama pretēja tendence.

Prognozējams, ka ilgākā laika periodā brioflora katrā teritorijā ierīkotajos parauglaukumos kļūs līdzīgāka, ko nosaka abiotiskie faktori. Pēc kailcirtes veikšanas ir būtiski izmainījies mikroklimats (palielinājusies gaismas un vēja intensitāte, teritorijās vairs nav stabila gaisa mitruma kā tas bija mežaudzē) un tās sugas, kas spēs pielāgoties jaunradītajiem apstākļiem, visticamāk, dominēs teritorijā neatkarīgi no apsaimniekošanas pasākumu intensitātes. Iespējams, atcelmotajos parauglaukumos varēs novērot nelielas atšķirības epiksīlajām sugām pieejamā substrāta dēļ, tomēr šo sugu skaits sastāda nelielu daļu no kopējā sugu saraksta.



19.2. attēls. Parauglaukumu DCA ordinācija piecām teritorijām trīs gadu laika periodam. Apzīmējumi. Teritorija: O—Ogre; J—Jaunpils; S—Stende; D—Dursupe; N—Nītaure. Apsaimniekošanas pasākumi: rauts—celmi izrauti; nerauts—celmi atstāti. Pētījuma gads: 12—2012. g.; 13—2013. g.; 14—2014. g

Turpmākajos pētījumos būtu rekomendējams veikt briofloras izpēti katrai teritorijai tuvumā esošā mežaudzē ar atbilstošu meža tipu, kur nav veikti mežistrādes darbi, kas kalpotu kā kontroles parauglaukumi. Tad būtu iespējams korektāk novērtēt, kuras no sūnu sugām ir bijušas teritorijai tipiskas pirms kailcirtes, un kuras ieviesušās pēc veiktajiem apsaimniekošanas pasākumiem.

Lai arī pētījuma rezultāti nav viennozīmīgi, jāuzsver, ka šāda tipa briofloras izpēte tiek veikta ļoti reti, un iegūtie dati var sniegt būtisku ieguldījumu sūnu sukcesijas un izplatības noskaidrošanai. Šie rezultāti ir nozīmīgi ne tikai brioloģijas jomā, bet arī mežzinātnē.

19.3. Ķērpju sastopamība teritorijās 2014. gadā

Dati par atsevišķu ķērpju sugu sastopamību pētīto celmu izstrādes objektos apkopoti 19.1. tabulā, norādot sugas, kas konstatētas iepriekšējo gadu apsekojumos, un atsevišķi - 2014. gadā.

19.1. tabula. Ķērpju sugas celmu izstrādes un kontroles parauglaukumos.

Meža tips	Dm						Vr			
	Ķegums		Dursupe		Nītaure		Jaunpils		Stende	
Izstrāde	C*	K**	C	K	C	K	C	K	C	K
Novērtējuma laiks	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014	Agrāk / 2014
<i>Sugas</i>										
<i>Buellia griseovirens</i>	-	-	-	- / +	-	-	-	-	-	-
<i>Cladonia digitata</i>	+ / -	+ / +	+ / +	+ / +	+ / -	+ / +	+ / +	-	+ / -	+ / +
<i>Lepraria incana</i>	+ / +	+ / +	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / +	+ / -	+ / -
<i>Cladonia coniocrea</i>	+ / +	+ / +	+ / +	+ / +	-	+ / +	+ / -	+ / +	+ / +	+ / +
<i>Cladonia fimbriata</i>	+ / +	+ / +	- / +	+ / -	+ / -	-	+ / -	+ / +	+ / +	+ / +
<i>Cladonia chlorophea</i>	+ / +	-	- / +	-	+ / -	+ / +	-	+ / +	- / +	+ / +
<i>Vulpicida pinastri</i>	-	-	-	-	+ / -	+ / -	-	-	-	-
<i>Cladonia grayi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	- / +
<i>Cladonia botrytes</i>	-	-	-	-	-	+ / -	-	-	-	-

* „C”- veikta celmu izstrāde.

** „K” – kontrole.

Visos pētījumu objektos kā pirms eksperimenta ierīkošanas, tā 2013. un 2014.gada novērtējumos ir sastopamas vairākas, plaši izplatītas ķērpju sugas. Tā kā visas pētījumu objektos konstatētās ķērpju sugas ir saistītas ar koksnes substrātu – celmiem, dzīviem kokiem vai kritālām – pēc celmu izstrādes to sastopamība samazinās. Taču jāatzīmē, ka neviena no objektos konstatētajām sugām nav reta, un lielākā daļa sugu vismaz pirmajos gados spēj saglabāties kontroles objektos uz atstātajiem celmiem vai ekoloģiskajiem kokiem.

19.4.Secinājumi

1. Salīdzinot sūnu sugu sastāvu trīs laika periodos kontroles un atcelmotajos parauglaukumos, vērojama tendence, ka sugu daudzveidību pozitīvi ietekmē celmu atstāšana, jo šī tipa parauglaukumos bija vairāk (17) specifisku sugu, kas netika konstatētas atcelmotajās platībās, savukārt atcelmotajās platībās – 9 specifiskās sugas. Tomēr pašreizējais datu apjoms ir nepietiekams, lai viennozīmīgi secinātu, vai brioformas daudzveidību teritorijās ietekmē apsaimniekošanas pasākumu intensitāte vai citi faktori.
2. Apsēkotajos parauglaukumos nav vērojamas nozīmīgas izmaiņas ķērpju sugu sastāvā. Vienīgi atsevišķos kontroles parauglaukumos konstatētas dažas iepriekš nekonstatētas

sugas (Stendes parauglukumā - *Cladonia grayi*, Dursupes parauglukumā - *Buellia griseovirens*).

3. Atcelmotajos parauglukumos no ķērpjiem konstatētas tikai *Cladonia* ģints sugas – *C. chlorophaea*, *C. coniocrea*, *C. digitata*, *C. fimbriata*.

20. LITERATŪRA

- Abrahamsson M., Lindblad M., Rönnerberg J. 2008. Influence of butt rot on beetle diversity in artificially created high-stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 255(8–9): 3396–3403.
- Abrahamsson M., Lindblad M. 2006. A comparison of saproxylic beetle occurrence between man-made high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management*, 226(1–3): 230–237.
- Agerer R. 1986-2006. Colour atlas of ectomycorrhizae. Einhorn-Verlag, Schwäbisch Gmünd, München, Germany.
- Aleksandrov A. K. 1985. Selection and evaluation of the most promising cultivar population of Norway spruce – *Picea abies* of local and foreign origin. *Gorskostopanska Nauka*, 22(4): 3 – 10.
- Arhipova N. 2012. Heart rot of spruce and alder in forests of Latvia. *Doct. th. No. 49. SLU.* 48. pp.
- Arhipova N., Donis J., Gaitnieks T., Liepa I. 2010. Sakņu un stumbra trupi izraisīto sēņu sugu sastopamība egļu audzēs - lapu koku piemistrojuma ietekme uz *Heterobasidion* spp. izplatību. *Mežzinātne* 22 (55): 70-87.
- Asiegbu F. O., Adomas A., Stenlid J. 2005. Conifer root and butt rot caused by *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. s.l. *Molecular Plant Pathology*, 6(4) 395-409.
- Beckman T.G., Pusey P.L. 2001. Field testing peach root-stocks for resistance to *Armillaria* root rot. *HortScience* 36:101-103.
- Bendel M., Rigling D. 2008. Signs and symptoms associated with *Heterobasidion annosum* and *Armillaria ostoyae* infection in dead and dying mountain pine (*Pinus mugo* ssp. *uncinata*). *Forest Pathology*, 38: 61 – 72.
- Bendz-Hellgren M., Brandtberg P.O., Johansson M., Swedjemark G., Stenlid J. 1999. Growth rate of *Heterobasidion annosum* in *Picea abies* established on forest land and arable land. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14: 402 – 407.
- Bendz-Hellgren M., Stenlid J. 1998. Effects of clear-cutting, thinning, and wood moisture content on the susceptibility of Norway spruce stumps to *Heterobasidion annosum*. *Canadian Journal of Forest Research*, 28: 759 – 765.
- Berglund M., Carlsson T., Rönnerberg J. 2007. Infection of *Heterobasidion* spp. in late pre-commercial thinnings of *Picea abies* in southern Sweden. – In: Garbelotto M., Gonthier P. (Eds.), *Proceedings of the 12th International Conference on Root and Butt Rots of*

- Forest Trees, 12th–19th August, 2007. Berkeley, California-Medford, Oregon, USA. University of California, Berkeley, 221 – 225.
- Berglund M., Rönnerberg 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.
- Breitenbach J., Kränzlin F. 1986. Fungi of Switzerland, Volume 2: Non gilled fungi – *Heterobasidiomycetes*, *Aphylllophorales*, *Gastromycetes*. Verlag Mycologia. Luzern, Switzerland: 412 pp.
- Brin A., Bouget Ch., Valladares L., Brustel H., 2012. Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? – Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. *Insect Conservation and Diversity*, 6: 255-264.
- Britton A. J., Helliwell R. C., Fisher J. M., Gibbs S. 2008. Interactive effects of nitrogen deposition and fire on plant and soil chemistry in an alpine heathland. *Environmental Pollution*, 156: 409 – 416.
- Cleary M.R., Arhipova N., Morrison D.J., Thomsen I.M. Sturrock R.N., Vasaitis R., Gaitnieks T., Stenlid J. 2012. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long term trials. *Forest Ecology and Management*, 290(15): 5 – 14.
- Daugaviete M., Gaitnieks T., Kļaviņa D., Teliševa G. 2008. Oglekļa akumulācija virszemes un sakņu biomasā priedes, egles un bērza stādījumos lauksaimniecības zemēs, *Mežzinātne*, 18 (51): 35 – 52.
- Dimitri L. 1969. Untersuchungen über die unterirdischen Eintrittspforten der wichtigsten Rotfäuleerreger bei der Fichte (*Picea abies* Karst.) *Forstwiss. Centralb.* 88: 281-308.
- Drozd P. 2010. ComEcoPaC – Community Ecology Parameter Calculator. Version 1. <http://prf.osu.cz/kbe/dokumenty/sw/ComEcoPaC/ComEcoPaC.xls>.
- Edmonds R.L., Hinshaw R.W., Leslie K.B. 1984. A 24-hour deposition sampler for spores of *Heterobasidion annosum*. *Phytopathology*, 74: 1032-1034.
- Egnell G., Peichl M., Jurevics. A. 2015. Negative effects of stem and stump harvest and deep soil cultivation on the soil carbon and nitrogen pools are mitigated by enhanced tree growth. *Forest Ecology and Management*, 338: 57–67.
- Ehnström B. 2001. Leaving Dead Wood for Insects in Boreal Forests - Suggestions for the Future. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 91-98.

- Fiodorov N. 1998. Eastern Europe and Baltic Countries. – In: Woodward S., J. Stenlid R. Karjalainen, A. Hüttermann (Eds.) *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control. CAB International, Wallingford, UK: 387 – 404.
- Foit J. 2012. Early-arriving saproxylic beetles developing in Scots pine stumps: effects of felling type and date. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 58(11): 503–512.
- Fossest K.O., Sverdrup-Thygeson A. 2009. Saproxylic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24(5): 403-416.
- Franceschi V. R., Krokene P., Christiansen, E., Krekling T. 2005. Anatomical and chemical defences of conifer bark beetles and other pests. *New Phytologist*, 167: 353 – 376.
- Garbelotto M., Gonthier P. 2013. Biology, epidemiology and control of *Heterobasidion* species worldwide. *Annual Review of Phytopathology*, 51: 39–59.
- Gardes M., Bruns T. D. 1993. ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes – Application to the identification of mycorrhizae and rusts. *Molecular Ecology*, 2: 113 – 118.
- Gedminas A., Lynikienė J., Zeniauskas R. 2007. Cambio-xylofauna abundance and species diversity of cutting residues in Scots pine and Norway spruce clear-cuts in Lithuania. *Biomass and Bioenergy*, 31: 733–738.
- Gonthier P., Garbelotto M., Nicolotti G. 2005. Seasonal patterns of spore deposition of *Heterobasidion* species in four forests of the western Alps. *Phytopathology*, 95: 759 – 767.
- Gonthier P., Garbelotto M., Varese G.C., Nicolotti G. 2001. Relative abundance and potential dispersal range of intersterility groups of *Heterobasidion annosum* in pure and mixed forests. *Canadian Journal of Botany*, 79(9): 1057 – 1065.
- Gonthier P., Nicolotti G. 2013. *Infectious forest diseases*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 704.
- Greig B. J. W. 1998. Field recognition and diagnosis of *Heterobasidion annosum*. – In: Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (Eds.), *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control. Wallingford: CAB International, 35 – 92.
- Gunulf A., Mc Carthy R., Rönnerberg J. 2012. Control efficacy of stump treatment and influence of stump height on natural spore infection by *Heterobasidion* spp. of precommercial thinning stumps of Norway spruce and birch. *Silva Fennica*, 46(5): 655 – 665.

- Gustafsson L., Kouki J., Thygeson A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25(4): 295-308.
- Halme P., Kotiaho J.S. 2012. The importance of timing and number of surveys in fungal biodiversity research. *Biodiversity and Conservation*, 21: 205 – 219.
- Hansen E.M., Lewis K.J. (Eds.). 1997. *Compendium of conifer diseases*. American Phytopathological Society, St. Paul, Minn., 101 pp.
- Hedgren P.O. 2007. Early arriving saproxylic beetles (Coleoptera) and parasitoids (Hymenoptera) in low and high stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 241(1–3): 155–161.
- Hilszczanski J. 2008. Bark of dead infested spruce trees as an overwintering site of insect predators associated with bark and wood boring beetles. *Forest Research Papers*, 1: 15-19.
- Hjältén J., Stenbacka F., Andersson J. 2010. Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting. *Forest Ecology and Management*, 260(7):1149-1155.
- Hodges C.S. 1969. Modes of infection and spread of *Fomes annosus*. *Annual Review of Phytopathology*, 7: 247 – 266.
- Holdenrieder von O., Greig B. J. W. 1998. Biological Methods of Control. – In: Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (Eds.) *Heterobasidion annosum: biology, ecology, impact and control*. Wallingford: CAB International, 235 – 258.
- Hope G. 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.
- Iwalda J., Karlton E., Löfgren S., Stendahla J. 2013. Acidifying effect of removal of tree stumps and logging residues as compared to atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 290, 49–58.
- James R.L., Cobb F.W. 1984. Spore deposition by *Heterobasidion annosum* in forests of California. *Plant Disease*, 68: 246 – 248.
- Jankovsky L., Cudlin P., Moravec I., 2003. Root decays as a potential predisposition factor of a bark beetle disaster in the Šumava Mts. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 49 (3): 125–132.
- Johansson M., Marklund E. 1980. Antagonists of *Fomes annosus* in the rhizosphere of grey alder (*Alnus incana*) and Norway spruce (*Picea abies*). *Forest Pathology*, 10(7): 385-395.

- Johansson S.M., Pratt J.E., Asiegbu F.O. 2002. Treatment of Norway spruce and Scott pine stumps with urea against the root and butt fungus *Heterobasidion annosum* – possible modes of action. *Forest Ecology and Management*, 157(1-3): 87–100.
- Jonsell M. 2008. The Effects Of Forest Biomass Harvesting On Biodiversity. *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy Managing Forest Ecosystems*, 12: 129-154
- Jonsell M., Hansson J. 2011. Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: implications for bioenergy harvest. *Silva Fennica* 2011, 45(5): 1053–1064.
- Jonsell M., Nitterus K., Stighaell K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*, 118(2): 163–173.
- Jonsell M., Schroeder M., 2014. Proportions of saproxylic beetle populations that utilise clear-cut stumps in a boreal landscape – Biodiversity implications for stump harvest. *Forest Ecology and Management*, 334: 313–320.
- Jonsell M., Schroeder M., Weslien J. 2005. Saproxylic beetles in high stumps of spruce: Fungal flora important for determining the species composition. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20(1): 54-62.
- Jonsell M., Weslien J. 2003. Felled or standing retained wood—it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 175(1-3): 425–435.
- Jönsson M., Edman M., Jonsson B.G. 2008. Colonization and extinction patterns of wood-decaying fungi in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Ecology*, 96: 1065 – 1075.
- Kallio T. 1970. Aerial distribution of the root-rot fungus *Fomes annosus* (Fr.) Cooke in Finland. *Acta Forestalia Fennica*, 107: 1 – 55.
- Kåren O., Högberg N., Dahlberg A., Jonsson L., Nylund J.E. 1997. Inter and intraspecific variation in the ITS region of rDNA of ectomycorrhizal fungi in Fennoscandia as detected by endonuclease analysis. *New Phytologist*, 136(2): 313 – 325.
- Kenigšvalde K. 2009. Vietējo un introducēto skujkoku sugu inficēšanās ar *Heterobasidion annosum* s.l.: bakalaura darbs. Latvijas Universitāte, Rīga, 52 lpp.
- Kenigšvalde K. 2011. *Phlebiopsis gigantea* skujkoku celmu bioloģiskajā aizsardzībā pret *Heterobasidion annosum* s.l. izraisīto sakņu trupi: maģistra darbs. Latvijas Universitāte, Rīga, 89 lpp.
- Kenigšvalde K., Donis J., Korhonen K., Gaitnieks T. 2011. *Phlebiopsis gigantea* skujkoku celmu bioloģiskajā aizsardzībā pret *Heterobasidion annosum* sl. izraisīto sakņu trupi – literatūras apskats. *Mežzinātne*, 23(56): 25-40.

- Kļaviņš, M., P. Cimdiņš. 2004. Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība. Latvijas Universitāte, Rīga, 204. lpp.
- Kõljalg U., Larsson K.-H., Abarankov K., Nilsson H. R., Alexander I., Eberhardt U. *et al.* 2005. UNITE - A database providing web-based methods for the molecular identification of ectomycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 166: 1063 – 1068.
- Korhonen K. 1978. Intersterility groups of *Heterobasidion annosum*. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 94:1-25.
- Korhonen K., Capretti P., Karjalainen R., Stenlid J. 1998. Distribution of *Heterobasidion annosum* intersterility group in Europe – In: Woodward, S., J. Stenlid, R. Karjalainen, A. Hüttermann (Eds.) *Heterobasidion annosum: biology, ecology, impact and control*. Wallingford: CAB International, 93 – 105.
- Korhonen K., Holdenrieder, O. 2005. Neue Erkenntnisse über den Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum* s.l.). *Forst und Holz*, 5, 206–211.
- Korhonen K., Piri T. 2003. How to cultivate Norway spruce on sites infested by *Heterobasidion*? Forest health problems in older forest stands. *Proceedings of the Nordic/Baltic Forest Pathology Meeting, Denmark, September 2002*, 21-29.
- Korhonen K., Stenlid J. 1998. Biology of *Heterobasidion annosum*. – In: Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (Eds.) *Heterobasidion annosum: biology, ecology, impact and control*. Wallingford: CAB International, 43 – 70.
- Küllä T., Lõhmus K. 1999. Influence of cultivation method on root grafting in Norway spruce (*Picea abies*(L.) Karst.). *Plant and Soil*, 217, 91–100.
- Lauska A. 1961. Sakņu trupe (*Fomes annosus* Fr.) priežu audzēs. *Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas vēstis*, 12 (173): 123 – 128.
- Leather S.R., Day K.R., Salisbury A.N. 1999. The biology and ecology of the large pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae): a problem of dispersal? *Bulletin of Entomological Research*, 89(1) 3-16.
- Lesoe T. 1998. Sēnes: Rokasgrāmata, 500 sēņu sugu noteicējs. Rīga: Zvaigzne ABC (A Dorling Kindersely book), 304 lpp.
- Lindbladh M., Abrahamsson M. 2008. Beetle diversity in high-stumps from Norway spruce thinnings. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 23(4): 339-347.
- Lygis V. 2005. Root rot in north-temperate forest stands. Diss. (sammanfattning/summary) Uppsala: Sveriges lantbruksuniv., *Acta Universitatis agriculturae Sueciae*, 4: 1652-6880.

- Lygis V., Vasiliauskaite I., Stenlid J., Vasaitis R. 2010. Impact of forest fire on occurrence of *Heterobasidion annosum* s.s. root rot and other wood-inhabiting fungi in roots of *Pinus mugo*. *Forestry*, 83: 83-92.
- Lygis V., Vasiliauskas R., Stenlid J., Vasiliauskas A. 2004. Silvicultural and pathological evaluation of Scots pine afforestations mixed with deciduous trees to reduce the infections by *Heterobasidion annosum* s.s. *Forest Ecology and Management*, 201: 275 – 285.
- Mackenzie D.I., Royle J.A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, 42(6): 1105 – 1114.
- Makipaa R., Hakkinen M., Muukkonen P., Peltoniemi M. 2008. The costs of monitoring changes in forest soil carbon stocks. *Boreal Environment Research*, 13, B: 120 – 130.
- Mareš R. 2010. The extent of root rot damage in Norway spruce stands established on fertile sites of former agricultural land. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 56: 1–6.
- 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.
- Meredith D. S. 1959. The infection of pine stumps by *Fomes annosus* and other fungi. *Annals of Botany, New Series* 23: 455 – 476.
- Meredith D.S. 1960. Further observations on fungi inhabiting pine stumps. *Annals of Botany, New series* 24: 63 – 78.
- Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi. Ministru kabineta noteikumi Nr. 308 Rīga, 2012. gada 2. maijs (prot. Nr.24 25.§). "Latvijas Vēstnesis", 70 (4673), 08.05.2012. [skatīts 2014.11.12]. Pieejams: <http://likumi.lv/doc.php?id=247349>
- Mežals G. 1980. Meža augsnes zinātne, Rīga, Zvaigzne, 173 lpp.
- Mežals G., Skujāns R., Freivalds V., Bambergis K. 1970. Augsnes zinātne. Rīga, Zvaigzne, 523 lpp.
- Miller R.E., Hazard J.W., Scott W. 1996. Soil compaction and conifer growth after tractor yarding at three coastal Washington locations. *Can. J. For. Res.*, 26: 225–236.
- Morrison D. J., Redfern D. B. 1994. Long-term development of *Heterobasidion annosum* in basidiospore-infected Sitka spruce stumps. *Plant Pathology*, 43(5): 897 – 906.
- Morrison D.J., Williams R.E., Whitney R. D. 1991. Infection, Disease, Development, Diagnosis and Detection. Armillaria root disease. United States Department of Agriculture Forest Service Agriculture Handbook No. 691: 62 – 75.
- Morrison, D. J. 1989. Factors affecting infection of precommercial thinning stumps by *Heterobasidion annosum* in coastal British Columbia. – In: Otrosina W. 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, Ca. USDA Forest Service, Berkeley, CA, General Technical Report PSW-116: 95 – 100.
- 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. European Journal of Forest Pathology, 37: 374-386.
- Nikodemus O., Melecis V., Kļaviņš M., Kārklīņš A. 2008. Augsnis ilgspējīga izmantošana un aizsardzība. Latvijas Universitāte, 256. lpp.
- Nikolajeva V., Petrina Z., Vulfa L., Alksne L., Eze D., Grantina L., Gaitnieks T., Lielpetere A. 2012. Growth and antagonism of *Trichoderma* spp. and conifer pathogen *Heterobasidion annosum* s.l. in vitro at different temperatures. Advances in Microbiology, 2(3): 295 – 302.
- Nitiša D. 2012. Maza diametra skujkoku celmu nozīme sakņu piepes *Heterobasidion annosum* s.l. izplatībā: bakalaura darbs. Latvijas Universitāte, Rīga, 52 lpp.
- Ols C. 2011. Retention of stumps on wet ground at stump-harvest and its effects on saproxylic insects. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences, Department of Forest Products, Uppsala. Master Thesis, 34 pp.
- Ols C., Victorsson J., Jonsell M. 2012. Saproxylic insect fauna in stumps on wet and dry soil: Implications for stump harvest. Forest Ecology and Management, 290: 15-21.
- Orlander G., Hunt J., Gemmel P. 1990. Site preparation—a Swedish overview. FRDA Rep. 105. Forest Engineering Research Institute of Canada, 105, 1–61. ISSN 0835-0752
- Ozols G. 1967. Ģints *Hylobius smecernieku* bioloģija un ietekme uz meža atjaunošanu. Krājumā “Mežs un vide” (kr. val.) Rīga: 136. – 163.
- Ozols G. 1985. Priedes un egles dendrofāgie kukaiņi Latvijas mežos. Zinātne, Rīga: 1 – 208.
- Paludan F., 1966. Infektion og spredning af *Fomes annosus* i ung Rødgran (Infection and spread of *Fomes annosus* in young Norway spruce). Det forstlige forsøksvæsen i Danmark, 30: 19–47 (in Danish with English summary).
- Persson T., Lenoir L., Vegerfors B. 2012. Which macroarthropods prefer tree stumps over soil and litter substrates? Forest Ecology and Management, 290: 30-39.
- Pettersson M., Ronnberg J., Vollbrecht G., Gemmel P. 2003. Effect of thinning and *Phlebiopsis gigantea* stump treatment on the growth of *Heterobasidion parviporum* inoculated *Picea abies*. Scandinavian Journal of Forest Research, 18(4): 362-367.

- Piri T. 1996. The spreading of the S type of *Heterobasidion annosum* from Norway spruce stumps to the subsequent tree stand. *European Journal of Forest Pathology*, 26: 193 – 204.
- Piri T. 2000. Response of compensatory –fertilized *Pinus sylvestris* to infection by *Heterobasidion annosum*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15: 218-224.
- Piri T. 2003. Silvicultural control of *Heterobasidion* root rot in Norway spruce forests in southern Finland. Regeneration and vitality fertilization of infected stands (väitöskirja). Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja – The Finnish Forest Research Institute, Research Papers, Doctoral Thesis, 898: 64 pp.
- Piri T., Korhonen K. 2001. Infection of advance regeneration of Norway spruce by *Heterobasidion parviporum*. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 937 – 941.
- Pratt J.E. 1998. Economic Appraisal of the Benefits of Control Treatments. – In: Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R., Hütermann, A. (eds.) *Heterobasidion annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*. CAB International, Wallingford, UK, 315–331.
- Prospero S., Holdenrieder O., Rigling D. 2006. Rhizomorph production and stump colonization by co-occurring *Armillaria cepistipes* and *Armillaria ostoyae*: an experimental study. *Forest Pathology*, 36: 21-31.
- Raptunovich E.S. 1989. Effect of site preparation and fertilizer application on the growth and health status of Scots pine stands. *Lesovedenie i Lesnoe Khozyaistvo* 24: 79-83. (In Russian)
- Redfern D.B., Gregory M. F. 1991. Inoculum and infection. *Armillaria* root disease. United States Department of Agriculture Forest Service Agriculture Handbook No. 691: 48 – 62.
- Redfern D.B., Stenlid J. 1998. Spore Dispersal and Infection. – In: Woodward S., Stenlid J., Karjalainen K., Hüttermann A. (Eds.) *Heterobasidion annosum: biology, ecology, impact and control*. Wallingford: CAB International, 109 – 116.
- Riņķis G., Ramane H. 1989. *Kā barojas augi*. Rīga, Avots, 152 lpp.
- Robert V., Stegehuis G., Stalpers J. 2005. The MycoBank engine and related databases. <http://www.mycobank.org>
- Rönnerberg J. 2000. Logging operation damage to roots of clear-felled *Picea abies* and subsequent spore infection by *Heterobasidion annosum*. *Silva Fennica*, 34(1): 29 – 36.
- Rudawska M.L. 2007. Mycorrhiza. – In: Tjoelker M.G., Boratyński A., Bugała W. (Eds.) *Biology and ecology of Norway spruce*. *Forestry Sciences*, 78: 159 – 194.

- Saana K., Jari H., Hannu F. 2011. Short-term responses of soil decomposer and plant communities to stumpharvesting in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 262: 379–388.
- Safranyik L., Linton D.A. 1999. SPRUCE BEETLE (COLEOPTERA: SCOLYTIDAE) SURVIVAL IN STUMPS AND WINDFALL. *The Canadian Entomologist*, 13:1 107-113.
- Schroeder L.M., Ranius Th., Ekbom B., Larsson S. 2006. Recruitment of saproxylic beetles in high stumps created for maintaining biodiversity in a boreal forest landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(9): 2168-2178.
- Schroeder L.M., Weslien J., Lindelöw Å., Lindhe A. 1999. Attacks by bark- and wood-boring Coleoptera on mechanically created high stumps of Norway spruce in the two years following cutting. *Forest Ecology and Management*, 123(1): 21-30.
- Schütt P., Schuck H.J. in cooperation with Lautenschlager K., Prestle W., Stimm B. 1979. *Fomes annosus* sporocarps – their abundance on decayed logs left in the forest. *European Journal of Forest Pathology*, 9(1): 57 – 61.
- Seedre M. 2005. Saproxylic beetles in artificially created high stumps of spruce and birch three years after cutting. Southern Swedish Forest Research Center, Master Thesis, 25 pp.
- Segliņš V. 2007. Minerāli un ieži, 2. daļa. Rīga, RaKa, 125 lpp.
- Shaw III C. G., Kile G. A. 1991. Armillaria root disease. United States Department of Agriculture Forest Service Agriculture Handbook No. 691, 231 pp.
- Shorohova E., Kapitsa E., Vanha-Majamaa I., 2008. Decomposition of stumps in a chronosequence after clear-felling vs. clear-felling with prescribed burning in a southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management*, 255(10): 3606–3612.
- Sinclair W.A., Lyon H. 2005. Diseases of trees and shrubs. Cornell University press, 660 pp.
- Skrzecz I., Bulka M. 2010. Insect assemblages in Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stumps in the Eastern Sudetes. *Folia Forestalia Polonica, series A*, 52 (2): 98–107.
- Skrzecz I., Moore R. 1997. The attractiveness of pine branches infected with selected wood colonising fungi to the large pine weevil (*Hylobius abietis*). USDA For Serv Gen Tech Rep NE-236: 146 – 152.
- Smith J.E., Molina R., Huso M.M.P., Luoma D.L., McKay D., Castellano M.A., Lebel T., Valachovic Y. 2002. Species richness, abundance, and composition of hypogeous and epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps in young, rotation-age, and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, U.S.A. *Canadian Journal of Botany*, 80: 186 – 204.

- Smith R.B., Wass E.F. 1991. Impacts of two stumping operations on siteproductivity in interior British Columbia. [Pacific Forestry Centre, Victoria, BC]. Information Report BC-X-327. 43 pp.
- Solheim H., 1994. Infeksjon av rotkjuke på granstubber til ulike årstider og effekten av ureabehandling (Seasonal infection of *Heterobasidion annosum* on stumps of Norway spruce and surface coating with urea). Norsk Institutt for Skogforskning, Rapport Skogforsk 3/94: 1 – 10 (in Norwegian with English summary).
- Stenlid J. 1985. Population structure of *Heterobasidion annosum* as determined by somatic incompatibility, sexual incompatibility and isozyme patterns. Canadian Journal of Botany, 63: 2268 – 2273.
- 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.
- Stivriņa B., Kenigšvalde K., Gaitnieks T. 2010. Lielu dimensiju ciršanas atlieku ietekme uz *Heterobasidion* spp. infekcijas izplatību. Mežzinātne, 22(55): 88-102.
- Strömgregna M., Olsson B.A., Egnell G. 2013. Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps. Forest Ecology and Management, 290(15): 59–66.
- Svensson S. 2011. *Pinus contorta* susceptibility to *Heterobasidion* spp.: Master thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, 40 pp.
- Swedjemark G., Karlsson B. 2006. Mycelial growth and exclusion of *Heterobasidion parviporum* inoculated in branches of 15-year-old *Picea abies* clones. Forest Pathology, 36: 209 – 214.
- Swedjemark G., Stenlid J. 1995. Susceptibility of conifer and broadleaf seedlings to Swedish S- and P-strains of *Heterobasidion annosum* under green house conditions. Plant Pathology, 44: 73 – 79.
- Swedjemark G., Stenlid J. 1996. Variation in spread of *Heterobasidion annosum* in clones of *Picea abies* grown at different vegetation phases. Scandinavian Journal of Forest Research, 11: 137 – 144.
- Swedjemark G., Stenlid J. 1997. Between-tree and between-isolate variation for growth of S-group *Heterobasidion annosum* in sapwood of *Picea abies* cuttings. Canadian Journal of Forest Research, 27: 711 – 715.
- Swedjemark G., Stenlid J., Karlsson B. 1998. Genetic variation among clones of *Picea abies* in resistance to growth of *Heterobasidion annosum*. Silvae Genetica, 46(6): 369 – 374.

- Swedjemark G., Stenlid J., Karlsson B. 2001. Variation in growth of *Heterobasidion annosum* among clones of *Picea abies* incubated for different periods of time. *Forest Pathology*, 31: 163 – 175.
- Swedjemark, G. 1995. *Heterobasidion annosum* root rot in *Picea abies*: variability in aggressiveness and resistance. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. 43pp.
- Tamminen P., Derome J. 2005. Temporal trends in chemical parameters of upland forest soils in southern Finland, *Silva Fennica*, 39 (3): 313–330.
- Tērauda E. 2008. Ķīmisko vielu plūsmas Latvijas priežu mežu ekosistēmās. [Rīga]: Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un zemes zinātņu fakultātes vides zinātnes nodaļa, doktora disertācija 53 lpp.
- Uri V. *et al.* 2015. Biomass resource and environmental effects of Norway spruce(*Picea abies*) stump harvesting: An Estonian case study. *Forest Ecology and Management*, 335: 207–215.
- Vainio J. Korhonen K., Hantula J. 1998. Genetic variation in *Phlebia gigantea* as detected with random amplified microsatellite (RAMS) markers. *Mycological Research*, 102: 187 – 192.
- Vanmechelen L., Groenemans R., Van Ranst E. 1997. Forest soil condition in Europe, Results of a Large-Scale Soil Survey, Belgium, Forest Soil Co-ordinating Centre, 261 pp.
- 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(3): 457–483.
- Vasiliauskas R., Juška E., Vasiliauskas A., Stenlid J. 2002. Community of *Aphylllophorales* and root rot in stumps of *Picea abies* on clear-felled forest sites in Lithuania. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17(5): 398 – 407.
- Vasiliauskas R., Stenlid J. 1998. Spread of *Stereum sanguinolentum* vegetative compatibility groups within a stand and within stems of *Picea abies*. *Silva Fennica* 32 (4): 301-309.
- Victorsson J.D., Jonsell M., 2012. Effects of stump extraction on saproxylic beetle diversity in Swedish clear-cuts. *Insect Conservation and Diversity*, 6(4): 483-493.
- Vollbrecht G., Gemmel P., Pettersson N. 1995. The effect of precommercial thinning on the incidence of *Heterobasidion annosum* in planted *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 10 (1-4): 37 – 41.
- Walczyńska, A. 2008. Female reproductive strategy in the longhorned beetle *Corymbia rubra* (Coleoptera, Cerambycidae). *Norw. J. Entomol.*, 55: 25-30.
- Walmsley J.D., Godbold D.L. 2010. Stump Harvesting for Bioenergy – A Review of the Environmental Impacts. *Forestry*, 83(1): 17-38.

- Wang L.Y. 2012. Impact of *Heterobasidion* spp. root rot in conifer trees and assessment of stump treatment. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp., 97: 66 pp.
- Weber M.G., Methven I.R., van Wagner C.E. 1985. The effect of forest floor manipulation on nitrogen status and tree growth in an eastern Ontario jackpine ecosystem. *Can. J. For. Res.* 15, 313–318.
- Westlund A., Nohrsted H.Ö. 2000. Effects of stump-treatment substances for root-rot control on some ground-vegetation species and soil properties in a *Picea abies* forest in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15: 550-560.
- White T. J., Bruns T., Lee S. Taylor J. 1990. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. – In: Innis M. A., Gelfand D. H., Sninsky J. J., White T. J. (Eds.) *PCR Protocols: A guide to methods and applications*, San Diego, CA: Academic Press, 315 – 322.
- Wikars L.-O. Sahlin E., Ranius Th. 2005. A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *The Canadian Entomologist*, 137(3): 304-324.
- Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (Eds.) 1998. *Heterobasidion annosum: biology, ecology, impact and control*, CAB International, Wallingford, UK, 589 pp.
- Zabowski D., Thies W.G., Chambreau D., Rotramel N. 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.
- Zālītis P. 2012. *Mežs un ūdens*. Salaspils, 356. Lpp.
- Żółciak, A., Kornilłowicz-Kowalska T.A., Sierota Z., Iglík H. 2008. Enzymatic activity of *Phlebiopsis gigantea* isolates. *Acta Mycol.*, 43(1): 41 – 48.
- Афанасьев В., Степанов В., Уханова И., Метте Й., Ширяев К., Савельев О., Мелхайзер О., Апполонов С. Козлан С. 2000. <http://mycoweb.narod.ru/fungi/index.html>
- Василяускас А. 1989. Корневая губка и устойчивость экосистем хвойных лесов. Вильнюс, 175 с.
- Павлов И. Н., Корхонен К., Губаев П. В., Черепнин В. Л., Барабанова О. А., Миронов А. Г., Агеев А. А. 2008. Закономерности образования очагов *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. s. str. в географических культурах сосны обыкновенной (Минусинская котловина). *Хвойные boreальной зоны*, XXV, No 1-2: 28-34.

Спалвиньш З., Ружа Р., Гоба А. 1989. Региональные различия в устойчивости потомства сосны обыкновенной к корневым гнилям. Защита сосны и ели в Латвийской ССР.- Зинатне, Рига: 90 – 110.

21. PIELIKUMI

1. pielikums. Sakņu morfoloģiskie parametri veselajās un trupējušajās egļu biogrupās.

Dziļums	Vieta	Biogrupu raksturojums	Dzīvo īssakņu īpatsvars paraugos	Sakņu garums (cm)	Sakņu virsmas laukums (cm ²)	Sakņu tilpums(cm ³)	Sakņu galiņu skaits	Sakņu (Ø 1-2 mm) masa (g)	Sakņu (Ø < 1mm) masa (g)
0-10	K1	Trup.	0,50± 0,04a	716 ±71a	107 ± 11a	1,3 ± 0,1a	3411 ± 284a	0,91 ± 0,11a	0,37 ± 0,06a
	K1	Vesels	0,57± 0,02b	1134 ±131b	188 ± 24b	2,5± 0,4b	5113 ± 562b	1,34 ± 0,17b	0,66 ± 0,09b
	Ogre	Trup.	0,52± 0,05	788 ±122	162 ± 24	2,7 ± 0,4	4675 ± 687	1,26 ± 0,20	0,64 ± 0,11
	Ogre	Vesels	0,53± 0,04	1033 ±142	208 ± 37	3,5 ± 0,8	7099 ± 794	1,67 ± 0,29	0,81 ± 0,16
	Strautiņi	Trup.	0,45± 0,03	395 ± 45	80 ± 8	1,3± 0,1	4036 ± 834	1,10 ± 0,14	0,52 ± 0,07
	Strautiņi	Vesels	0,54± 0,03	366 ± 40	74 ± 7	1,2 ± 0,1	3596 ± 562	0,82 ± 0,08	0,36 ± 0,04
	Misa	Trup.	0,44± 0,01a	1359± 250	230± 42	3,2± 0,6	7824± 1530	0,91± 0,09a	1,09± 0,13
	Misa	Vesels	0,39± 0,02b	1449± 192	260± 40	3,8± 0,7	7951± 1266	1,15± 0,07b	1,15± 0,09
10-20	K1	Trup.	0,43 ± 0,04a	577 ± 84	87 ± 14a	1,1 ± 0,2	2764 ± 413	0,59 ± 0,11a	0,30 ± 0,06
	K1	Vesels	0,60 ± 0,05b	845 ± 111	143 ± 21b	2,0 ± 0,3	4556 ± 636	0,91 ± 0,12b	0,50 ± 0,08
	Ogre	Trup.	0,37 ± 0,04	485 ± 71	81 ± 10	1,1 ± 0,2	3814 ± 658	0,70 ± 0,08	0,28 ± 0,04a
	Ogre	Vesels	0,39 ± 0,04	777 ± 131	134 ± 27	1,9 ± 0,5	6403 ± 1118	1,05 ± 0,17	0,60 ± 0,13b
	Strautiņi	Trup.	0,41 ± 0,04	244 ± 36	53 ± 6	1,0 ± 0,1	3405 ± 1314	1,05 ± 0,10	0,49 ± 0,06
	Strautiņi	Vesels	0,38 ± 0,04	195 ± 19	46 ± 4	0,9 ± 0,1	1705 ± 380	0,89 ± 0,11	0,40 ± 0,06
	Misa	Trup.	0,37± 0,03	1209± 233	215± 47	3,1± 0,8	6917± 1566	0,45± 0,07	0,32± 0,04
	Misa	Vesels	0,29± 0,03	1215± 205	202± 34	2,7± 0,5	6590± 1183	0,47± 0,05	0,38± 0,03

2. pielikums. Sēņu sugas uz lielu dimensiju trupējušām egles koksnes mežizstrādes atliekām
no 2011. līdz 2014. gadam.

Sugas nosaukums	2011 (N=238)	2012 (N=238)	2013 (N=234)	2014 (N=232)
<i>Aleuria aurantia</i>	2	0	0	0
<i>Ascocoryne cylichnium</i>	15	30	21	20
<i>Bisporella citrina</i>	0	9	8	22
<i>Galiella</i> sp.	0	0	0	1
<i>Polycephalomyces tomentosus</i>	0	6	0	0
<i>Pseudeurotium bakeri</i>	0	0	2	0
<i>Scutellinia scutellata</i>	1	0	0	0
<i>Trichoderma viride</i>	6	2	8	3
<i>Amphinema byssoides</i>	0	0	0	1
<i>Amylocorticium</i> sp.	7	7	0	0
<i>Amylostereum</i> sp.	0	1	6	7
<i>Armillaria</i> sp.	182	197	196	196
<i>Athelia</i> sp.	1	0	0	2
<i>Bjerkandera adusta</i>	3	0	1	0
<i>Botryobasidium candicans</i>	0	0	0	3
<i>Botryobasidium</i> sp.	4	0	0	26
<i>Calocera</i> sp.	0	0	5	22
<i>Clitocybe vibecina</i>	0	0	0	1
<i>Collybia</i> sp.	0	0	0	7
<i>Confertobasidium olivaceoalbum</i>	0	0	0	5
<i>Coniophora arida</i>	11	2	0	0
<i>Coniophora piceae</i>	0	0	1	0
<i>Coniophora puteana</i>	1	0	6	1
<i>Coprinellus disseminatus</i>	0	0	0	13
<i>Cortinarius</i> sp.	1	0	0	2
<i>Crepidotus</i> sp.	0	0	1	5
<i>Cylindrobasidium evolvens</i>	3	14	20	0
<i>Dacrymyces capitatus</i>	0	0	0	6
<i>Dacrymyces stillatus</i>	0	0	0	56
<i>Flammulina velutipes</i>	0	0	0	1
<i>Fomitopsis pinicola</i>	3	9	8	11
<i>Galerina</i> sp.	8	0	0	3
<i>Gleocystidiellum lactescens</i>	0	0	0	1
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>	0	0	0	1
<i>Gymnopilus penetrans</i>	8	8	3	20
<i>Gymnopus androsaceus</i>	0	0	0	17
<i>Heterobasidon parviporum</i>	195	198	219	155
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	0	0	0	1
<i>Hyphoderma capitatum</i>	0	0	0	1
<i>Hyphoderma</i> sp.	0	1	2	18
<i>Hyphodontia</i> sp.	0	0	0	3

Sugas nosaukums	2011 (N=238)	2012 (N=238)	2013 (N=234)	2014 (N=232)
<i>Hypholoma capnoides</i>	2	1	1	44
<i>Hypholoma fasciculare</i>	0	0	21	12
<i>Irpex lacteus</i>	0	3	0	0
<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	0	0	0	2
<i>Lenzites betulina</i>	1	1	0	0
<i>Lycoperdon pyriforme</i>	0	0	0	1
<i>Macrocystidia cucumeris</i>	0	0	0	1
<i>Marasmius</i> sp.	1	0	3	17
<i>Mollisia</i> sp.	0	0	0	1
<i>Mucronella</i> sp.	0	0	0	3
<i>Mucronella calva</i>	0	1	0	0
<i>Multiclavula mucida</i>	0	1	0	1
<i>Mycena acicula</i>	1	1	0	2
<i>Mycena amicta</i>	0	0	0	15
<i>Mycena epipterygia</i>	0	0	0	3
<i>Mycena galericulata</i>	0	0	1	0
<i>Mycena galopus</i>	0	0	2	7
<i>Mycena haematopus</i>	0	0	0	1
<i>Mycena leptocephala</i>	0	0	2	23
<i>Mycena</i> sp.	15	16	29	1
<i>Mycena stipata</i>	0	0	0	33
<i>Mycena stylobates</i>	0	0	0	36
<i>Peniophora pithya</i>	2	0	0	0
<i>Perenniporia</i> sp.	0	0	0	1
<i>Phanerochaete sanguinea</i>	6	5	14	24
<i>Phanerochaete sordida</i>	11	8	7	0
<i>Phlebia</i> sp.	0	0	0	1
<i>Phlebiopsis gigantea</i>	46	60	27	15
<i>Pluteus cervinus</i>	0	0	2	4
<i>Porpomyces mucidus</i>	1	0	0	0
<i>Postia caesia</i>	0	0	0	20
<i>Postia floriformis</i>	0	0	4	6
<i>Postia stiptica</i>	0	5	3	1
<i>Psathyrella piluliformis</i>	0	0	0	3
<i>Psilocybe</i> sp.	1	0	0	5
<i>Resinicium bicolor</i>	6	0	2	50
<i>Rigidoporus sanguinolentus</i>	0	0	14	18
<i>Schizophyllum commune</i>	10	1	0	0
<i>Sistotrema brinkmannii</i>	0	0	1	0
<i>Stereum sanguinolentum</i>	13	1	0	0
<i>Tomentella</i> sp.	8	3	28	49
<i>Tomentella subclavigera</i>	0	1	58	41
<i>Trechispora</i> sp.	0	0	0	5
<i>Tremella</i> sp.	2	1	1	0
<i>Trichaptum abietinum</i>	11	12	9	6

Sugas nosaukums	2011 (N=238)	2012 (N=238)	2013 (N=234)	2014 (N=232)
<i>Xerula radicata</i>	0	0	0	3
Tumši pelēka klājeniska	0	0	1	0
Brūna klājeniska	0	0	8	0
Zaļgana klājeniska	0	0	3	0
Pelēkbrūna klājeniska	0	0	1	0
Dzeltena askusēne	0	2	0	0
Zaļa askusēne	0	3	0	0
Nenoteikta	0	0	1	0
Balta askusēne	0	0	2	0
Sarkana askusēne	0	0	2	0

3. pielikums. Sēņu sugas uz trupējušiem egļu celmiem no 2011. līdz 2014. gadam.

Sugas nosaukums	2011 (N=40)	2012 (N=40)	2013 (N=40)	2014 (N=40)
<i>Ascocoryne cylichnium</i>	1	1	4	2
<i>Scutellina scutellata</i>	0	2	0	0
<i>Trichoderma</i> sp.	0	0	1	0
<i>Amylostereum chailettii</i>	0	1	0	2
<i>Armillaria</i> sp.	6	25	22	38
<i>Calocera</i> sp.	0	0	0	1
<i>Collybia</i> sp.	0	0	0	4
<i>Coprinellus disseminatus</i>	3	2	0	8
<i>Coprinus</i> sp.	1	0	0	1
<i>Dacrymyces capitata</i>	0	0	0	1
<i>Dacrymyces stillatus</i>	0	0	0	1
<i>Galerina</i> sp.	1	0	0	1
<i>Grandinia</i> sp.	0	0	0	1
<i>Gymnopilus penetrans</i>	1	0	0	6
<i>Heterobasidion parviporum</i>	19	31	33	23
<i>Hypholoma capnoides</i>	0	0	0	2
<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	0	2	0	0
<i>Lactarius rufus</i>	0	0	0	2
<i>Lycoperdon pyriforme</i>	0	0	0	2
<i>Marasmius androsaceus</i>	0	0	0	4
<i>Marasmius</i> sp.	3	0	0	6
<i>Myceba galopus</i>	2	0	0	4
<i>Mycena amicta</i>	0	0	0	3
<i>Mycena epipterygia</i>	0	3	4	20
<i>Mycena haematopus</i>	0	0	0	1
<i>Mycena leptcephala</i>	0	0	2	8
<i>Mycena</i> sp.	8	11	7	0
<i>Mycena stipata</i>	0	0	0	12
<i>Mycena stylobates</i>	0	0	0	16
<i>Panellus serotinus</i>	0	0	0	1
<i>Phanerochaete sanguinea</i>	0	0	1	0
<i>Phlebiopsis gigantea</i>	0	3	1	0
<i>Pholiota squarrosa</i>	1	0	0	0
<i>Pluteus cervinus</i>	0	0	1	1
<i>Postia caesia</i>	0	0	0	2
<i>Psathyrella</i> sp.	0	1	0	0
<i>Psilocybe</i> sp.	3	0	0	6
<i>Rigidoporus sanguinolentus</i>	0	0	2	1
<i>Xerula radicata</i>	0	0	0	1
Balta klājeniska	0	1	0	0
Nenoteikta	1	0	0	0

4. pielikums. Sēņu sugu saraksts uz maza diametra egles koksnes mežizstrādes atliekām 2014. gadā.

Sugas nosaukums	Ar veģētāciju		Bez veģētācijas		Strautiņi (N=36)
	A (N=42)	K1 (N=42)	D4 (N=42)	Ž (N=42)	
<i>Ascocoryne cylichnium</i>	0	1	0	2	6
<i>Neonectria fuckeliana</i>	17	13	33	3	0
<i>Trichoderma sp.</i>	4	1	3	2	0
<i>Amylostereum chailletii</i>	0	0	0	0	1
<i>Armillaria sp.</i>	30	42	27	15	31
<i>Botryobasidium sp.</i>	6	0	2	2	12
<i>Coprinellus disseminatus</i>	0	0	0	0	1
<i>Galerina sp.</i>	0	0	0	0	1
<i>Heterobasidion sp.</i>	2	3	6	3	18
<i>Hyphoderma sp.</i>	0	0	4	1	0
<i>Hyphodontia sp.</i>	4	0	12	4	0
<i>Hypholoma sp.</i>	1	0	0	0	0
<i>Mycena amicta</i>	0	0	0	0	2
<i>Mycena galopus</i>	1	0	0	0	0
<i>Mycena leptocephala</i>	0	0	0	0	3
<i>Mycena sp.</i>	0	0	0	0	1
<i>Mycena stylobates</i>	0	0	0	0	1
<i>Panellus serotinus</i>	1	0	0	0	0
<i>Pseudotomentella mucidula</i>	0	0	1	0	0
<i>Resinicium bicolor</i>	0	0	0	1	4
<i>Schizophyllum commune</i>	1	0	0	0	0
<i>Stereum sanguinolentum</i>	20	3	24	19	3
<i>Tomentella sp.</i>	0	0	6	2	1
Brūna askusēne	0	1	0	0	1
Melna askusēne	3	0	0	2	4
Sīka, dzeltena askusēne	0	0	0	0	0
Sīka kausiņveida askusēne	1	2	2	2	0
Sīka, apaļa askusēne	0	2	0	0	2
Koši dzeltena klājeniska	0	0	1	0	0
Rozā klājeniska	0	0	2	0	0

5. pielikums. Sūnu sugas uz dažādiem substrātiem trīs gadu laika periodā piecās teritorijās parauglaukumos ar atšķirīgas intensitātes apsaimniekošanu. Apzīmējumi. Apsaimniekošanas pasākumi: atcelmots—celmi izrauti; kontrole—celmi atstāti. Pētījuma gads: '12—2012. g.; '13—2013. g.; '14—2014.g.

	Ogre						Jaunpils						Stende						Dursupe						Nītaure					
	atcelmots			kontrole			atcelmots			kontrole			atcelmots			kontrole			atcelmots			kontrole			atcelmots			kontrole		
Taksons	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14
AUGSNE																														
<i>Atrichum undulatum</i>		1			1			1	1		1	1		1	1		1	1					1			1	1	1	1	1
<i>Aulacomnium palustre</i>																				1	1		1	1						
<i>Blasia pusilla</i>											1																			
<i>Brachytheciastrum velutinum</i>			1																											
<i>Brachythecium albicans</i>					1	1			1			1			1															1
<i>Brachythecium campestre</i>																	1													
<i>Brachythecium curtum</i>																							1				1			
<i>Brachythecium rutabulum</i>		1	1						1																		1	1		1
<i>Brachythecium salebrosum</i>					1			1																			1	1		
<i>Bryum argenteum</i>											1																			
<i>Bryum caespiticium</i>									1						1						1		1				1	1	1	
<i>Bryum capillare</i>																					1									
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>					1			1	1		1	1			1						1		1							1
<i>Calliergon cordifolium</i>									1						1															
<i>Calliergonella cuspidata</i>									1						1															
<i>Ceratodon purpureus</i>		1	1			1			1						1						1		1	1		1	1	1	1	1
<i>Cirriphyllum piliferum</i>									1																		1			
<i>Dicranella cerviculata</i>			1																											
<i>Dicranum montanum</i>												1											1							
<i>Dicranum polysetum</i>	1		1	1	1	1								1	1						1	1	1	1			1	1		1
<i>Dicranum scoparium</i>	1	1	1		1	1			1		1	1		1	1					1	1	1	1	1		1	1	1	1	1
<i>Dicranum sp.</i>																														
<i>Didymodon fallax</i>																							1							
<i>Ditrichum flexicaule</i>																											1			1
<i>Ditrichum heteromallum</i>		1							1			1											1							
<i>Eurhynchium angustirete</i>											1																			
<i>Eurhynchium striatum</i>									1		1																			
<i>Fissidens taxifolius</i>											1																			
<i>Hylocomium splendens</i>	1	1	1	1	1	1	1		1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Hypnum cupressiforme</i>						1									1		1										1			

	Ogre						Jaunpils						Stende						Dursupe						Nitaure					
	atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē		
Taksons	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14
<i>Leptobryum pyriforme</i>		1	1		1	1			1			1			1								1			1	1			
<i>Lophocolea bidentata</i>								1		1							1													
<i>Marchantia polymorpha</i>		1	1			1																								
<i>Plagiochila asplenioides</i>			1					1				1			1	1														
<i>Plagiomnium affine</i>		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				1		1	1	1	1	1	1	1	
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>																									1			1		
<i>Plagiomnium undulatum</i>							1	1									1													
<i>Plagiothecium denticulatum</i>																			1											
<i>Platygyrium repens</i>																									1					
<i>Pleurozium schreberi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1		1			1	1	1	1			1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	
<i>Pogonatum urnigerum</i>																								1						
<i>Pohlia nutans</i>			1			1													1			1								
<i>Polytrichum commune</i>			1		1	1		1	1	1			1	1	1			1		1		1		1	1		1			
<i>Polytrichum formosum</i>														1							1		1				1			
<i>Polytrichum juniperinum</i>	1	1	1	1		1			1			1			1			1		1		1	1	1		1	1		1	
<i>Polytrichum longisetum</i>	1		1			1													1			1	1		1	1		1		
<i>Polytrichum sp.</i>																														
<i>Pottia truncata</i>										1	1			1																
<i>Pseudoscleropodium purum</i>							1		1		1	1						1					1							
<i>Ptilium crista-castrensis</i>												1	1	1				1	1	1			1	1		1	1	1		
<i>Rhodobryum roseum</i>	1	1	1	1	1	1		1	1		1	1						1						1	1	1	1	1	1	
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>								1	1		1	1			1			1												
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1			1	1			1	1						1					1	
<i>Sciuro-hypnum oedipodium</i>																													1	
<i>Sphagnum angustifolium</i>																			1	1										
<i>Sphagnum capillifolium</i>	1																							1						
<i>Sphagnum centrale</i>													1																	
<i>Sphagnum fallax</i>																			1	1										
<i>Sphagnum flexuosum</i>																								1						
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	1	1	1										1																	
<i>Sphagnum magelanicum</i>																								1						
<i>Sphagnum rubellum</i>																								1						
<i>Sphagnum russowii</i>		1																	1	1		1	1							
<i>Sphagnum squarrosum</i>		1											1			1														
<i>Tetraphis pellucida</i>			1										1							1										
<i>Thuidium delicatulum</i>							1			1																				

	Ogre						Jaunpils						Stende						Dursupe						Nitaure					
	atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē			atcelmots			kontrolē		
Taksons	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14
CELMI																														
<i>Aulacomnium androgynum</i>																														1
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>															1														1	
<i>Brachytheciastrum velutinum</i>		1							1																		1			
<i>Brachythecium albicans</i>		1																											1	
<i>Brachythecium campestre</i>															1												1			
<i>Brachythecium curtum</i>																											1		1	
<i>Brachythecium rutabulum</i>																	1													
<i>Brachythecium salebrosum</i>									1								1													
<i>Bryum caespiticium</i>											1																			
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>																													1	
<i>Cephalozia bicuspidata</i>															1															
<i>Cirriphyllum piliferum</i>					1						1																			
<i>Dicranum flagellare</i>																											1			
<i>Dicranum majus</i>									1																					
<i>Dicranum montanum</i>	1	1	1	1	1	1		1	1		1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Dicranum polysetum</i>									1								1										1			
<i>Dicranum scoparium</i>	1	1			1			1	1		1	1		1	1		1			1	1		1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Dicranum sp.</i>												1								1										
<i>Eurchynchium angustirete</i>	1				1						1																			
<i>Homalia trichomanoides</i>					1																							1		
<i>Hygroamblystegium varium</i>						1																								
<i>Hylocomium splendens</i>	1				1				1		1	1					1									1	1	1	1	
<i>Hypnum cupressiforme</i>		1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1					1	1						1	1
<i>Hypnum sp.</i>																						1								
<i>Lepidozia reptans</i>					1										1		1													
<i>Lophocolea bidentata</i>															1							1								
<i>Lophocolea heterophylla</i>																												1	1	
<i>Mnium hornum</i>																	1													
<i>Orthotrichum affine</i>											1																			
<i>Orthotrichum sp.</i>																										1				
<i>Plagiomnium affine</i>	1				1				1	1							1	1									1	1	1	
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>					1						1															1				
<i>Plagiomnium undulatum</i>									1																					
<i>Plagiothecium cavifolium</i>		1			1				1																				1	
<i>Plagiothecium curvifolium</i>						1																								

	Ogre						Jaunpils						Stende						Dursupe						Nitaure								
	atcelmots			kontrolle			atcelmots			kontrolle			atcelmots			kontrolle			atcelmots			kontrolle			atcelmots			kontrolle					
Taksons	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14	'12	'13	'14			
<i>Plagiothecium denticulatum</i>																					1								1				
<i>Pleurozium schreberi</i>		1	1					1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Polytrichum commune</i>															1															1			
<i>Polytrichum juniperinum</i>																																	
<i>Pseudoscleropodium purum</i>																								1									
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>			1					1	1	1								1			1			1			1	1	1		1		
<i>Ptilium crista-castrensis</i>												1															1			1			
<i>Pylaisia polyantha</i>									1			1																					
<i>Rhodobryum roseum</i>			1						1			1			1												1				1		
<i>Rhyidiadelphus triquetrus</i>					1	1		1							1						1												
<i>Sanionia uncinata</i>																											1				1		
<i>Tetraphis pellucida</i>		1										1						1									1						
<i>Thuidium delicatulum</i>								1																									