



Atskaite par pētījuma

# **Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības palielināšanai**

virziena

## **Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko daudzveidību izpēte**

pirmā etapa darba uzdevumu izpildi

(01.04.2011.-30.12.2011.)

Virziena vadītāja \_\_\_\_\_ Zane Lībiete-Zālīte

2012.gada janvāris

## Kopsavilkums

Pētījuma **Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības palielināšanai** virziena **Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko daudzveidību izpēte** mērķis ir visaptveroši analizēt dažādu mežsaimniecisko darbību ietekmi uz vidi un bioloģisko daudzveidību.

Pirmajā pētījuma etapā saskaņotie darba uzdevumi ietvēra pārskata sagatavošanu par mežsaimniecisko darbību iespējamo ietekmi uz vidi, ietekmes uz vidi, t.sk. bioloģisko daudzveidību, novērtējuma indikatoru sistēmas apraksta un izvērtējuma izveidi, metodiku izstrādāšanu empīrisku datu ieguvei par augsnes struktūras un kvalitātes izmaiņām mežsaimniecisko darbību rezultātā, meža aizsargjoslu ap dabiskajām ūdenstecēm/tilpēm efektivitātes novērtējumam, preventīvo pasākumu – meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējumam ūdens kvalitātes kontekstā, augsnes un vēja erozijas potenciāla aprēķināšanai (Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze), parauglaukumu ierīkošanu un aprīkošanu aizsargjoslu efektivitātes novērtējumam, kā arī parauglaukumu pārmērīšanu aizsargājamo biotopu apsaimniekošanas (buferzonu saglabāšanas ap staigājumu mežiem) efektivitātes novērtēšanai un iegūto rezultātu interpretāciju.

Analizējot latviešu un ārvalstu zinātnisko literatūru, pārskatā apkopota dažādu mežsaimniecisko darbību (meža atjaunošanas, jaunaudžu kopšanas, krājas kopšanas, galvenās cirtes, meliorācijas sistēmu izbūve, renovācija un uzturēšana, meža ceļu būve, meža mēslošana) potenciālā ietekme uz mežaudžu augšanas gaitu, vielu apriti, augsni un ūdeni, oglekļa ciklu, bioloģisko daudzveidību. Ir izstrādāts sākotnējais kritēriju un indikatoru saraksts mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi novērtēšanai, kas atspoguļo plašo faktoru kompleksu, un turpmākajā pētījuma gaitā ir korigējams atbilstoši reālām novērtējuma iespējām un ņemot vērā ieinteresēto pušu viedokli. Arī visi pārējie izvirzītie pārskata perioda darba uzdevumi tika izpildīti.

Pārskata VIII un IX nodaļa sagatavota saskaņā ar 2011.gada 13.aprīļa līgumā Nr. **5.5-5.1/0000/101/11/15** formulētajiem darba uzdevumiem.

Pārskats sagatavots datorsalikumā uz 171 lpp. ar 13 tabulām un 22 attēliem.

## Atskaites saturs

Kopsavilkums.....	2
I. Pirmā etapa darba uzdevumi.....	7
II. Pārskats par mežsaimniecisko darbību iespējamo ietekmi uz vidi (Z. Lībiete-Zālīte, T.Zālītis, A. Indriksons, A.Lazdiņš).....	9
1. Mežaudžu augšanas gaita.....	9
1.1. Augsnes sagatavošanas un atjaunošanas veida ietekme uz kociņu ieaugšanu, izdzīvošanu un ražību .....	9
1.2. Jaunaudžu kopšanas ietekme uz augšanas gaitu .....	10
1.3. Krājas kopšanas metodes izvēles ietekme uz mežaudzes ražību.....	12
1.4. Krājas kopšanas metodes ietekme uz stumbru kvalitāti .....	14
1.5. Meliorācijas sistēmu izveidošanas, atjaunošanas un uzturēšanas ietekme uz mežaudžu ražību un kvalitāti.....	15
1.6. Papildus apgādes ar barības vielām ietekme uz kokaudžu ražību un kvalitāti .....	20
1.7. Nozīmīgākie secinājumi .....	20
1.8. Izmantotā literatūra.....	21
2. Vielu aprite, augsne un ūdens .....	28
2.1. Elementu aprite ekosistēmās.....	28
2.1.1. Slāpeklis .....	29
2.1.2. Amonijs .....	31
2.1.3. Nitrāti un nitrāti .....	33
2.1.4. Slāpekļa organiskās formas.....	35
2.1.5. Fosfors .....	37
2.1.6. Kālijs .....	38
2.1.7. Kalcijs .....	39
2.1.8. Magnijs .....	40
2.1.9. pH.....	42
2.2. Nozīmīgākās metodes biogēno elementu aprites pētījumos.....	45
2.3. Apmežojuma un koku sugas ietekme uz augsni un ūdeni .....	47
2.4. Kailcirtes ietekme uz vielu apriti .....	49
2.5. Meža ceļu būvniecības ietekme uz augsni un ūdens kvalitāti .....	53
2.6. Augsnes sablīvēšanās mežsaimniecisko darbību rezultātā.....	56
2.7. Meliorācijas ietekme uz vielu apriti un ūdens kvalitāti.....	59
2.8. Ūdens aizsardzības piekrastes joslu ietekme uz ūdens kvalitāti.....	63
2.9. Papildus apgādes ar barības vielām ietekme uz augsni un ūdeni.....	65

2.10. Nozīmīgākie secinājumi .....	67
2.11. Izmantotā literatūra .....	68
3. Oglekļa cikls .....	80
3.1. Apmežošanas ietekme uz C piesaisti .....	80
3.2. Meža atjaunošanas (koku sugas un augsnes sagatavošanas veida izvēles) ietekme uz C piesaisti .....	81
3.3. Kopšanas režīma ietekme uz C piesaisti .....	82
3.4. Galvenās cirtes veida un rotācijas perioda garuma ietekme uz C piesaisti .....	84
3.5. Meliorācijas ietekme uz C piesaisti .....	85
3.6. Papildus barības vielu piesaistes ietekme uz C piesaisti .....	88
3.7. Meža ceļu būves ietekme uz C piesaisti .....	88
3.8. Nozīmīgākie secinājumi .....	89
3.9. Izmantotā literatūra .....	90
4. Bioloģiskā daudzveidība .....	94
4.1. Apsaimniekošanas režīma ietekme uz pieejamo dzīvotņu daudzveidību .....	94
4.2. Apsaimniekošanas režīma, kailcirtes un augsnes sagatavošanas veida ietekme uz mirušo koksni .....	95
4.3. Meža apsaimniekošanas ietekme uz sugu daudzveidību .....	97
4.4. Meliorācijas ietekme uz ekosistēmu daudzveidību .....	97
4.5. Ceļu būves ietekme uz bioloģisko daudzveidību .....	99
4.6. Nozīmīgākie secinājumi .....	100
4.7. Izmantotā literatūra .....	101
III. Ietekmes uz vidi, t.sk. bioloģisko daudzveidību, novērtējuma indikatoru sistēmas apraksts un izvērtējums (Z.Lībiete-Zālīte, A.Indriksons, A.Lazdiņš, J.Donis) .....	104
1. Kritēriju un indikatoru sistēmas izstrādāšanas procesa shēma MS darbību ietekmes uz vidi novērtējumam .....	104
2. Kritērijiem un indikatoriem izvirzāmās prasības .....	105
3. Konceptuālais ietvars .....	107
3.1. Ilgtspējīga meža apsaimniekošana .....	107
3.2. Ekosistēmas funkcijas, produkti un pakalpojumi .....	108
3.3. Plānošana un mežsaimniecisko darbu optimizācija valsts mežos .....	109
4. Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi kritēriju un indikatoru sākotnējais saraksts pa meža ekosistēmu funkciju grupām .....	110
4.1. Regulējošās funkcijas .....	110
4.2. Dzīvotni nodrošinošās funkcijas .....	117

4.3. Produktīvās funkcijas .....	119
4.4. Sociāli-ekonomiskās funkcijas.....	120
4.5. Izmantotā literatūra .....	121
IV. Metodika empīrisko datu ieguvei par augsnes struktūras un kvalitātes izmaiņām mežsaimniecisko darbību rezultātā (A.Lazdiņš) .....	122
V. Metodika aizsargjoslu (meža aizsargzonu) ap dabiskajām ūdenstecēm/tilpēm efektivitātes novērtējumam (A.Indriksons, A.Lazdiņš, Z. Lībiete-Zālīte) .....	124
VI. Metodika preventīvo pasākumu – meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējumam ūdens kvalitātes kontekstā (A.Indriksons).....	128
1. Lauka darbu metodika.....	128
2. Analīžu un aprēķinu metodika.....	130
3. Izmantotā literatūra .....	133
VII. Metodika augsnes un vēja erozijas potenciāla aprēķināšanai (Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze) (J.Donis) .....	134
1. Teorētiskais pamatojums .....	134
1.1. Principi meža zonējuma izstrādei no erozijas draudu viedokļa .....	134
1.2. Vēja erozijas draudu novērtējuma metodikas izstrāde .....	134
1.3. Ūdens radītās augsnes erozijas riska noteikšanas metodikas izstrāde.....	135
2. Lauka darbi erozijas draudu novērtēšanas metodikas precizēšanai .....	137
3. Kamerālie darbi .....	137
4. Izmantotā literatūra .....	137
VIII. Pētījumu objektu ierīkošana un aprīkošana aizsargjoslu efektivitātes novērtējumam.....	138
IX. Parauglaukumu pārmērīšana aizsargājamo biotopu apsaimniekošanas (buferzonu saglabāšanas ap staigājumu mežiem) efektivitātes novērtēšanai (J.Donis, L.Zdors, D. Meiere, D. Pilāte, I. Straupe, B. Bambe) .....	139
1. Ievads.....	139
2. Materiāls un metodika .....	141
2.1. Pētījumu objektu un parauglaukumu izvietojums.....	141
2.2. Kokaudzes un atmirušās koksnes uzmērīšana 2004.,2005. un 2011.g. ....	141
2.3. Epifīto ķērpju uzmērīšanas metode 2004.,2005. un 2011.g. ....	143
2.4. Gliemežu uzskaites metode 2004., 2005. un 2011.g. ....	143
2.5. Piepju uzskaites metode 2004., 2005. un 2011.g. ....	144

2.6. Veģetācijas uzskaites metode 2004., 2005. un 2011.g .....	144
3. Rezultāti.....	144
3.1. Kokaudzes struktūra un atmirusī koksne .....	144
3.2. Epifītie ķērpji .....	146
3.2.1. Atsevišķu objektu raksturojums .....	149
3.2.2. Secinājumi.....	151
3.3. Gliemeži .....	153
3.3.1. Atsevišķu objektu raksturojums .....	156
3.3.2. Secinājumi.....	160
3.4. Piepes .....	160
3.4.1. Atsevišķu objektu raksturojums .....	160
3.4.2. Secinājumi.....	163
3.5. Veģetācija.....	163
3.5.1. Atsevišķu objektu raksturojums .....	165
3.5.2. Secinājumi.....	167
4. Diskusija.....	167
5. Literatūra .....	170

## I. Pirmā etapa darba uzdevumi

Cilvēces labklājība un civilizācijas pastāvēšana gan tiešā, gan netiešā veidā ir atkarīga no ekosistēmu sniegtajām precēm un pakalpojumiem. Ilgtspējīgas attīstības princips, kas tiek definēts kā nepārtraukts, apzināts un loģiski vadīts sabiedrisko pārmaiņu process pasaules, reģionālajā un vietējā līmenī ar mērķi nodrošināt šodienas cilvēku vajadzības, neradot draudus nākamo paaudžu vajadzību apmierināšanai, mūsdienu cilvēkam nosaka nepieciešamību ar savu saimniecisko darbību neapdraudēt ekosistēmu spēju nodrošināt attiecīgos pakalpojumus nākotnē. Meža ekosistēmas sabiedrībai sniedz ārkārtīgi plašu pakalpojumu spektru, kas ietver atmosfēras gāzu regulāciju, klimata regulāciju, dažādu traucējumu regulāciju, ūdens apgādi un regulāciju, erozijas kontroli, augsnes veidošanu, barības vielu aprites nodrošināšanu, dzīvotnes nodrošināšanu daudzām dzīvnieku un augu sugām, populāciju kontroli, koksnes un nekoksnes resursu ražošanu, ģenētisko resursu saglabāšanu, atpūtas iespējas un kultūras vērtības.

Mežsaimniecisko darbību rezultātā samērā īsā laikā ekosistēmās tiek radītas relatīvi lielas izmaiņas, turklāt tās bieži vien ir attiecināmas ne tikai uz konkrētās darbības skarto mežaudzi, bet arī uz apkārtējām ekosistēmām un ainavu kopumā. Iespējama kompleksa ietekme uz ekosistēmu procesiem un rezultātā arī uz ekosistēmas spēju nodrošināt sabiedrībai svarīgos pakalpojumus. Lai gan Latvijā meža apsaimniekošana tiek īstenota atbilstoši H1 rezolūcijā definētajam ilgtspējības principam - ilgtspējīga meža apsaimniekošana nozīmē meža un meža zemju pārvaldīšanu un izmantošanu tādā veidā un pakāpē, lai saglabātos to bioloģiskā daudzveidība, produktivitāte, atjaunošanās spēja, vitalitāte un potenciālā spēja veikt nozīmīgas ekoloģiskās, ekonomiskās un sociālās funkcijas vietējā, nacionālā un globālā līmenī tagad un nākotnē, kā arī, lai neizraisītu draudus citām ekosistēmām, - ne vienmēr meža apsaimniekotāju rīcībā ir pietiekami daudz zināšanu, lai adekvāti spētu novērtēt un prognozēt tās vai citas darbības potenciālās sekas. Kaut arī ir pieejams samērā daudz informācijas par ekosistēmu pakalpojumu un ilgtspējīgas mežsaimniecības novērtēšanu, kompleksi pētījumi par mežsaimniecisko darbību ietekmi uz vidi praktiski nav publicēti. Parasti zinātniskajā literatūrā tiek aplūkota kādas konkrētas mežsaimnieciskās prakses iedarbība uz kādu konkrētu vides faktoru.

Normatīvajos aktos ir iestrādāta virkne prasību, kas jāievēro, veicot mežsaimniecisko darbību, lai samazinātu tās iespējamo negatīvo ietekmi uz vidi un aizsargātu meža ekosistēmu spēju pildīt savas produktīvās, regulējošās, dzīvotni nodrošinošās un sociāli-ekonomiskās funkcijas.

Papildus normatīvajiem aktiem principus, kritērijus un indikatorus ilgtspējīgai meža apsaimniekošanai nosaka sertifikācijas sistēmas. Visas AS „Latvijas valsts meži” mežsaimniecības ir ieguvušas PEFC Mežu apsaimniekošanas sertifikātu, kas derīgs līdz 2016.gadam. PEFC mežu apsaimniekošanas sertifikācijas standarts balstās uz Helsinku ministru konferencē pieņemtajām H1 un H2 rezolūcijām. Šajā standartā, atbilstoši sešiem formulētajiem ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas kritērijiem, dotas operatīvā līmeņa vadlīnijas, kas nosaka meža apsaimniekošanas galvenos mērķus un principus, un aprakstošie indikatori, kas sniedz izmērāmu pamatojumu un papildinājumu operatīvā līmeņa vadlīnijām un ļauj veikt neatkarīgu novērtējumu meža apsaimniekošanas prakses atbilstībai PEFC mežu apsaimniekošanas sertifikācijas prasībām. Patlaban AS „Latvijas valsts meži” tiek pielietots arī Meža uzraudzības padomes (FSC) Meža aizsardzības programmas (FCP) pagaidu standarts meža sertifikācijas novērtēšanai (LVM ir dubultsertificēts uzņēmums). Tiešā saistībā ar PEFC Mežu apsaimniekošanas sertifikācijas standartu un Meža uzraudzības padomes (FSC) Meža aizsardzības

programmas (FCP) pagaidu standarta principiem un kritērijiem uzņēmumā ir izstrādātas iekšējās prasības, kas jāievēro, veicot saimniecisko darbību mežā. Tās apkopotas sekojošos dokumentos: *Dabas aizsardzības prasības meža darbos*, *Prasības vides piesārņojuma samazināšanai*, *Norādījumi augsnes bojājumu samazināšanai meža darbos*, *Norādījumi saglabājamo koku bojājumu novēršanai*, *Meža infrastruktūras objektu ekspluatācijas noteikumi*, *Meža infrastruktūras objektu projektēšanas tehniskie noteikumi* un citos.

Tomēr ne visas prasības ir iespējams pamatot ar Latvijas apstākļos pārbaudītu pētījumu rezultātiem, turklāt ne visi iespējamās ietekmes aspekti tajās ir pietiekami ņemti vērā. Pētījuma **Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības palielināšanai** virziens **Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko daudzveidību izpēte** ir pirmais mēģinājums Latvijā visaptveroši analizēt dažādu mežsaimniecisko darbību ietekmi uz vidi un bioloģisko daudzveidību, sākot no pieejamās literatūras apkopojuma un analīzes un ietekmes uz vidi novērtējuma kritēriju un indikatoru sākotnējā saraksta izveidošanas līdz konkrētiem pētījumiem par dažādu pielietotās mežsaimniecības prakses aspektu ietekmi uz visām meža ekosistēmas funkciju grupām – produktīvajām, regulējošajām, dzīvotni nodrošinošajām un sociāli-ekonomiskajām.

Pētījuma **Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības palielināšanai** virzienā **Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko daudzveidību izpēte** 1.etapā (2011.gada 1.aprīlis līdz 2011.gada 30.decembris) tika saskaņoti sekojoši darba uzdevumi.

1. Pārskata sagatavošana par mežsaimniecisko darbību iespējamo ietekmi uz vidi
2. Ietekmes uz vidi, t.sk. bioloģisko daudzveidību, novērtējuma indikatoru sistēmas apraksts un izvērtējums
3. Metodikas izstrādāšana empīrisku datu ieguvei par augsnes struktūras un kvalitātes izmaiņām mežsaimniecisko darbību rezultātā
4. Metodikas izstrādāšana aizsargjoslu (meža aizsargzonu) ap dabiskajām ūdenstecēm/tilpēm efektivitātes novērtējumam
5. Metodikas izstrādāšana preventīvo pasākumu – meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējumam ūdens kvalitātes kontekstā
6. Metodikas izstrādāšana augsnes un vēja erozijas potenciāla aprēķināšanai (Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze)
7. Parauglaukumu ierīkošana un aprīkošana aizsargjoslu efektivitātes novērtējumam
8. Parauglaukumu pārmērīšana aizsargājamo biotopu apsaimniekošanas (buferzonu saglabāšanas ap staigāņu mežiem) efektivitātes novērtēšanai, rezultātu interpretācija un secinājumi



## **II. Pārskats par mežsaimniecisko darbību iespējamo ietekmi uz vidi (Z. Lībiete-Zālīte, T.Zālītis, A. Indriksons, A.Lazdiņš)**

### **1. *Mežaudžu augšanas gaita***

#### **1.1. Augsnes sagatavošanas un atjaunošanas veida ietekme uz kociņu izaugšanu, izdzīvošanu un ražību**

Atkarībā no izvēlēta veida, sagatavojot augsni pirms stādīšanas, tiek novākts tās organiskais slānis un veģetācija, un atsegta minerālaugsne vai arī augsnes organiskais slānis tiek sajaukts ar minerālaugsni. Augsnes sagatavošanas mērķis ir augsnes fizikālo īpašību izmainīšana, kas tieši ietekmē sēklu dīgšanu un jauno kociņu izdzīvošanu un augšanas gaitu. Tomēr tās augsnes īpašības, kas pozitīvi ietekmē sēklu dīgšanu, var nebūt labvēlīgas kociņu izdzīvošanai un augšanai un otrādi (Marquis et al. 1964). Atkarībā no augsnes sagatavošanas veida, tiek samazināts augsnes blīvums, palielinās augsnes temperatūra un augsnes mitrums, aktivizējas gāzu apmaiņa, un uzlabojas barības vielu pieejamība. Uz atsegtas minerālaugsnes sēklu dīgšanu bieži pozitīvi ietekmē tām pieejamais palielinātais augsnes mitrums un paaugstinātā augsnes temperatūra, tomēr citos gadījumos augsne var būt pārāk sausa sekmīgai dīgšanai vai arī pārāk slapja, kas savukārt izraisa skābekļa trūkumu (Örlander et al. 1990, Oleskog 1999).

Augsnes sagatavošanas veidi, kas novāc organisko augsnes virskārtu ap sējeņiem, teorētiski var palēnināt kociņu augšanas gaitu, jo barības vielu koncentrācija minerālaugsnē ir zemāka nekā humusa slānī vai tieši zem tā (Nohrstedt 2000). Daži pētījumi to apliecina, piemēram, Zviedrijā, novērtējot piecus gadus vecu dabiski atjaunojušos eglīšu augstumu, secināts, ka platībās, kur veikta augsnes sagatavošana, augstuma pieaugumi ir mazāki (Nilsson et al. 2002). Tomēr atklātā minerālaugsnē ir mazāka veģetācijas konkurence, kas kociņu augšanu savukārt ietekmē pozitīvi (Béland et al. 2000). Sagatavotā augsnē kociņi vispārīgā gadījumā aug labāk, vēl viens iemesls ir mazāki lielā priežu smecernieka (*Hylobius abietis*) un grauzēju bojājumi (Örlander, Nilsson 1999). Ja, sagatavojot augsni, augsnes virskārta tiek atbrīvota no veģetācijas, iespējams samazināt egļu astonezību mizgrauža un salnu bojājumu risku (Neckelmann 1995).

Ūdens un barības vielu pieejamība, kā arī labs mikroklimats samazina stādiņu stresu (Nordlander et al. 2000, Neckelmann 1995). Pētījums parāda, ka gan augsnes sagatavošana laukumīnos ap stādvieta, gan dziļaršana spēj uzlabot barības vielu pieejamību stādiem un vienlaicīgi novērst sala un citu veidu bojājumus. Tādējādi tiek nodrošināts arī būtiski lielāks stādu biomasas pieaugums pirmajā veģetācijas sezonā pēc stādījuma veikšanas. Sevišķi sakņu masas pieaugums pirmajā veģetācijas sezonā veicina slāpekļa uzņemšanu parastās egles stādiņos (Nordborg 2001).

Augsnes pretestības dati izmēģinājumu objektos Latvijā liecina, ka damaksnī viegla smilšmāla augsnē pacilu veidošana uzlabo augšanas apstākļus, veidojot labāku nodrošinājumu ar augu barības vielām, rezultātā stādiņiem ir proporcionāli lielāks biomasas pieaugums, nekā augušajiem vagās vai nesagatavotā augsnē. Mehanizēti uz pacilām ierīkotajos stādījumos saglabājās 97 % no damaksnī iestādītajiem egļu stādiem (Lazdiņa 2008).

Savukārt lauksaimniecības zemē vagās veidojas labāki augšanas apstākļi, nekā uz pacilām, jo

lauksaimniecības zemju virskārta parasti ir vairāk sablīvējušies, tāpēc pacila veidojas no 2 sablīvētiem augsnes slāņiem; savukārt, vagā, ja tā ir pietiekoši dziļa, sablīvētā augsne tiek novākta un stādiņu iestāda irdenajā augsnes slānī (Lazdiņa 2008).

Galvenie bērzu mežaudžu ātraudzības un produktivitātes palielināšanas pasākumi ir savlaicīgas un atbilstošas kopšanas un selekcioneņa reproduktīvo materiāla izmantošana audžu ierīkošanā (Liepiņš 2007). Skandināvu pētnieki (Karlsson, Nilsson 2005) veica pētījumu, lai noskaidrotu, kā iepriekšējās kokaudzēs daļēja atstāšana un dažādi augsnes sagatavošanas veidi ietekmē meža dabisko atjaunošanos. Autori secināja, ka iepriekšējās kokaudzēs atstāšana izskatāma par līdzvērtīgu sēklu koku atstāšanai galvenās cirtes laikā, kā arī to, ka augsnes sagatavošanai ir nozīme atjaunošanas procesā. Tomēr pētījuma rezultāti neuzrādīja būtiskas atšķirības starp dažādiem augsnes sagatavošanas veidiem (disku frēze un pacilu veidotājs), bet norādīja uz nepieciešamību meža dabiskajā atjaunošanā izmantot metožu kopumu, kas ietver sevī gan sēklu gadu prognozēšanu, gan sēklu koku atstāšanu, gan arī augsnes sagatavošanu.

Nepārdomāta dabiska atjaunošanās var novest pie platības aizzelšanas ar nevēlamām un mazvērtīgām koku, krūmu vai zālaugu sugām. Veģetācijas kontroli kā svarīgu bērzu stādījuma izdošanās faktoru min LVMI „Silava” pētnieks Kaspars Liepiņš. Tieši šis faktors, nevis, piemēram, augsnes sagatavošanas veids vai stādījuma biezums, izrādījies ar vislielāko ietekmi viņa veiktajos pētījumos, kuri aptver dažādus Latvijas reģionus. Ierīkojot bērzu stādījumus gan platībās pēc galvenās cirtes veikšanas, gan lauksaimniecības zemēs, liela vērība jāpievērš stādmateriāla kvalitātei. Pozitīva ietekme uz bērzu ietvarstādu augšanu pēc iestādīšanas ir stādmateriāla lielākai sakņu-virszemes daļas masas attiecībai un stādu sakņu kakla diametra un virszemes daļas garuma attiecībai. Izstīdējušie stādi ar neproporcionāli sīku sakņu sistēmu pirmajā gadā pēc iestādīšanas ir pakļauti lielākam pārstādīšanas stresam, tādēļ tie mazāk pieaug garumā. Tas savukārt samazina to konkurētspēju ar veģetāciju pēc iestādīšanas (Liepiņš 2007, Liepiņš 2011). Līdz ar to būtiska ir ierīkoto stādījumu savlaicīga atbrīvošana no veģetācijas konkurences, kas gan katrā gadījumā var atšķirties pēc invazītātes pakāpes (Liepiņš 2007).

Atjaunošanas metode (mākslīgi vai dabiski) pārsvarā gadījumu ietekmē mežaudzes turpmāko augšanas gaitu. Pie viena un tā paša virsaugstuma vidējais koku caurmērs sētā priežu audzē bija lielāks nekā dabiski atjaunotā (Huuskonen, Hynynen 2006, Huuskonen, Miina 2007).

## 1.2. Jaunaudzū kopšanas ietekme uz augšanas gaitu

Jaunaudzū kopšana ir nozīmīga gan, lai nākotnē nodrošinātu pēc iespējas lielākas koku dimensijas un krāju mežaudzē, gan arī mežaudzes vertikālās un horizontālās struktūras veidošanas aspektā (Ruha, Varmola 1997, Valkonen, Ruuska 2003, Varmola, Salminen 2004, Pretzsch 1999). Caurmēra pieaugums pēc kopšanas trīsgadīgā egļu jaunaudzē triju gadu laikā palielinās 1.4-2.4 reizes, bet augstuma pieauguma palielinājums ir nebūtisks, secinājuši lietuviešu pētnieki (Kuliešis, Saladis 1998). Veicot kopšanu priežu audzē pie 3 m virsaugstuma un samazinot koku skaitu līdz 2000 gab.ha<sup>-1</sup>, koku vidējais caurmērs pirmajā krājas kopšanā bija palielinājies par 15%, salīdzinot ar nekoptu audzi (koku skaits 3000 gab. ha<sup>-1</sup>). Šajā pašā pētījumā iegūti dati, ka agri veikta un mazāk intensīva jaunaudzū kopšana (pie 3 m virsaugstuma, līdz 3000 kokiem ha<sup>-1</sup>) palielina pirmajā krājas kopšanā iegūstamās koksnes apjomu par 40%, salīdzinot ar vēlāk veiktu, bet intensīvu jaunaudzū kopšanu (pie 7 m virsaugstuma, līdz 2000 kokiem ha<sup>-1</sup>) (Huuskonen, Hynynen 2006). Jaunaudzū apsaimniekošanas stratēģija ir atkarīga no vispārējā apsaimniekošanas mērķa – ja mērķis ir maksimizēt kokmateriālu kvantitāti, daži pētnieki iesaka dot priekšroku agrai un intensīvai jaunaudzū kopšanai (Vuokila 1972,

Parviainen 1978). Skandināvu pētījumu rezultāti liecina, ka jaunaudžu kopšana egļu un priežu audzēs šādā gadījumā veicama pie 2.5 m audzes virsaugstuma (Vuokila 1972, Vestjordet 1977). Biezās priežu jaunaudzēs samazinās gan stumbra, gan zaru caurmēra pieaugums, kā rezultātā mežaudzē ir mazāks krājas pieaugums, bet iespējama labāka stumbru kvalitāte. Ja mežsaimniecības mērķis ir augstvērtīgu priežu zāģbaļķu audzēšana, jaunaudžu kopšanu tiek ieteikts veikt vēlāk – pie 5 m virsaugstuma sētās priežu kultūrās (Varmola 1996, Varmola et al. 1998). Ļoti intensīva jaunaudžu kopšana arī ievērojami samazina audzes krāju. Priežu jaunaudzēs, kur pēc jaunaudžu kopšanas tika atstāti 1000 koki  $\text{ha}^{-1}$ , komerciāli realizējamās koksnes krāja bija būtiski mazāka nekā audzēs, kur pēc kopšanas tika atstāti 1600-2200 koki  $\text{ha}^{-1}$  (Varmola, Salminen 2004).

Vairāku pētījumu rezultāti liecina, ka nelielas intensitātes (atstājot >2500 kokus  $\text{ha}^{-1}$ ) jaunaudžu kopšanai ir pozitīva ietekme uz stumbru kvalitātes attīstību (Huuri et al. 1987, Varmola 1996, Agestam et al. 1998, Varmola, Salminen 2004). Tomēr tas var nebūt ekonomiski izdevīgi, jo var būt nepieciešams veikt vēl vienu jaunaudžu kopšanu vai arī agri uzsākt krājas kopšanu, iegūstot vien nelielus ienākumus. Kā kompromisa variants starp ekonomiskajiem un kvalitātes aspektiem vairākās ziemeļvalstīs tiek ieteikts jaunaudžu kopšanu veikt, atstājot 2000-3000 kokus  $\text{ha}^{-1}$  (Vuokila 1972, Vestjordet 1977, Petterson 1993, Salminen, Varmola 1990, Ruha, Varmola 1997).

Skandināvu autoru pētījumos jaunaudžu kopšanas augstuma limits paaugstināts līdz 10...12 m, apvienojot visus jaunaudžu kopšanas veidus, kas seko kultūru kopšanai, nekomerciālajās kopšanas cirtēs. Kopjamo jaunaudžu dimensiju palielināšana saistīta gan ar nepieciešamību nodrošināt kopšanas ekonomisko atdevi, motivējot meža īpašniekus veikt meža kopšanu (labāk lai izkopj vēlāk, nekā nekopj vispār), gan ar mežsaimniecisko risku samazināšanas iespēju, ko sniedz lielāka auguma koku retināšana (mazāks dzīvnieku bojājumu risks, samazināta tehnikas slodze, izvairoties no vienas krājas kopšanas). Palielinoties kopjamo audžu koku dimensijām, vērojams arī kopšanas intensitātes pieaugums.

Latvijā veiktu pētījumu dati rāda, ka agrīnajās sastāva kopšanas cirtēs gan egļu, gan bērzu jaunaudzēs, atstājot 1500-2000 kociņus uz viena hektāra, kociņu skaits audzē nemainās līdz 18-20 m augstumam, un visi atstātie koki intensīvi ražo (Zālītis, Špalte 2002, P.Zālītis, T.Zālītis 2003, Zālītis, Lībiete 2003, Zālītis, Lībiete 2005).

Bērza kā gaismas prasīgas koku sugas (Zerbe 2000, Gamborg 1995) audžu attīstībā savlaicīgiem un intensīviem kopšanas pasākumiem, kuru mērķis ir attīstīt spēcīgus koku vainagus, ir izšķiroša nozīme produktīvas mežaudzes izveidē, kas tiek atzīmēts vairāku autoru publikācijās (Zālītis P., Zālītis T. 2003, Dreimanis 2001, Niemistö 1995, 1996, Ewans 1984, Cameron 1996, Цирулис 1952).

Latvijā ir veikts pētījums ar mērķi novērtēt iespēju ar agrīnām sastāva kopšanas cirtēm novērst koku savstarpējo konkurenci un saglabāt vairāk nekā 1000 kokus uz vienu hektāru 30-40 gadus vecās valdaudzes (Zālītis 2008). Uzskatāms, ka šādā vecumā koku skaita samazināšana no lielāka koku skaita par minēto, izdarot krājas kopšanas cirtes, var kļūt ekonomiski izdevīga (Zālītis T., Zālītis P. 2007).

Lai izpētītu mērķtiecīgi izveidotu bērzu audžu attīstību, analizēta sastāva kopšanas ciršu ietekme un taksācijas rādītāju izmaiņas laikā 17 pastāvīgajos parauglaukumos, kas ierīkoti 1991. gadā un 34 pastāvīgajos parauglaukumos, kas ierīkoti 1998.gadā auglīgajos meža tipos (Vr, As, Ap). Gulbenes, Ogres un Jumpravas mežniecībā (Zālītis 2008, Zālītis P., Zālītis T. 2002).. Sākotnējais koku skaits parauglaukumos bija 30 400 gab.  $\text{ha}^{-1}$ , 10 400 gab.  $\text{ha}^{-1}$  un 13 000 gab.  $\text{ha}^{-1}$ , kas, izcērtot tievākos kokus, kopšanas cirtēs samazināts līdz 1000 gab.  $\text{ha}^{-1}$ , 1500 gab.  $\text{ha}^{-1}$ , 2000 gab.  $\text{ha}^{-1}$  un 3000 gab.  $\text{ha}^{-1}$ . Kokaudzes atkārtoti pārmērītas 1993., 1997., 1999., 2002. un 2005. gadā, novērtējot to galvenos taksācijas rādītājus – audzes vidējo caurmēru, audzes vidējo augstumu, kā arī stumbra bezzaru daļas garumu, kas uzskatāms par objektīvāko bērzu jaunaudžu kvalitātes rādītāju (Niemistö 1995, Niemistö

1996). Valdaudzes koku skaita samazināšanās tikai daļēji saistīta ar audzes augstuma palielināšanos. Dati liecina, ka, 3.0 m augstā jaunaudzē atstājot 1500 kociņus, 12 gados audzes vidējais augstums palielināties par aptuveni 10 m, sasniedzot 13 m augstumu, pie tam visi kociņi ir saglabājušies un starpaudze pagaidām neveidojas. Augšanas gaitas tabulās norādīts, ka pilnas biezības audzēs ar šādu augstumu starpību kociņu skaits sarūk par vairākiem tūkstošiem. Arī pētījumā izmantotajos objektos, ja pie sākotnējā augstuma  $H_0=3.0$  m jaunaudzē aug, piem., 10 tūkst. kociņu uz 1 ha, 12 gados valdaudzes kociņu skaits samazinās par 7500 gab. ha<sup>-1</sup>.

Veikto pētījumu rezultāti šajā aspektā sakrīt ar P. Maikes (1952) secinājumu, ka nepastāv cieša sakarība starp koku skaitu audzē un stumbra bezzaru daļas garumu. Neapstiprinās pieņēmums, ka stumbri labāk atzarojas biezākās bērzu audzēs. Neretinātajā audzē, ar sākotnējo koku skaitu 1492 gab. ha<sup>-1</sup>, bezzaru stumbrs vidēji sniedzas līdz 11.4 m augstumam, bet koptajās audzēs, kur koku skaits samazināts līdz 796 gab. ha<sup>-1</sup> un 630 gab. ha<sup>-1</sup>, – līdz 13.2 m un 12.2 m augstumam. Retākajās audzēs 15 gadus pēc kopšanas, pretēji gaidītajam, bezzarainie koku stumbri ir statistiski būtiski garāki nekā neretinātajā audzē. Intensīva atzarošanās visās analizētajās audzēs liecina par bērzu stumbra atzarošanās ģenētisko nosacītību. Novērtējot bērza jaunaudžu ražību, secināts, ka jaunaudzēs ar sākotnējo koku skaitu līdz 2000 kokiem uz hektāra stumbra koksnes tekošais pieaugums pozitīvi korelē ar pēc kopšanas atstāto kociņu skaitu, bet biezākās jaunaudzēs novērojama šī rādītāja stagnācija (Zālītis 2008, Niemistö 1996).

### 1.3. Krājas kopšanas metodes izvēles ietekme uz mežaudzes ražību

Līdz ar strauju mežsaimniecības mehanizācijas attīstību iepriekšējā gadsimta otrās puses sākumā Eiropā aktualizējās jautājums par piemērotākajām mežaudžu kopšanas metodēm. Literatūras dati liecina, ka Eiropas valstīs priekšroka tika dota mežaudžu kopšanai no apakšas. Piemēram, Zviedrijā kopšanas metodes izvēle pamatota ar praktisku pieredzi, ka no augšas retinātās audzēs ir ievērojami augstāks snieglauzes risks (Persson, 1969). Tomēr šis mežaudžu kopšanas veids ne vienmēr uzskatāms par ekonomiski izdevīgu, jo daļa iegūto kokmateriālu nav komerciāli realizējama (Hägström 1969). Arī Somijā pārsvarā pielietota apakšējā kopšana (Vuokila 1969). Vācijā augšējā kopšana tika pielietota vienīgi retos gadījumos un tikai pirmajā un otrajā kopšanas reizē. Kā pozitīvs faktors, izmantojot kopšanu no augšas, minēts lielāks ekonomiskais ieguvums un mazākas darba izmaksas. Tomēr pēc šādas kopšanas būtiski samazinās audzes pieaugums, bet palielinās sniega un vēja bojājumu risks (Kramer 1969). Vācijā kā alternatīva apakšējai kopšanai samērā plaši tiek izmantota mežaudzes kopšana pa rindām (kultūrā izcērtot, piemēram, katru ceturto rindu) un mērķa koku metode (augšanas telpas atbrīvošana 600-700 nākotnes kokiem). Noskaidrots, ka apakšējās kopšanas gadījumā, izvēcot 25% šķērslaukuma, egļu audzē snieglauzes risks nepastāv vispār, bet, pielietojot kopšanu pa rindām un mērķa koku metodi, tas ir nebūtisks (Kramer 1969). Literatūrā minēts, ka iepriekšējā gadsimta 60-tajos gados Lielbritānijā paralēli iepriekš dominējošajai kopšanai no apakšas arvien lielāku popularitāti guvusi kopšana pa rindām, kas ļāvusi būtiski ietaupīt darbaspēka izmaksas (Bradley 1969). Vēja un sniega bojājumu riska dēļ priekšroka apakšējai kopšanai egļu audzēs tika dota Čehijā un Slovākijā (Kral 1969).

Atbilstoši vairāku autoru darbos minētajam, kopšana maz ietekmē skuju koku audžu virsaugstumu (Bryndum 1978; Mäkinen, Isomäki 2004), toties tai ir spēcīga ietekme uz koku radiālo pieaugumu un vainaga attīstību (Kramer 1966; Handler, Jakobsen 1986; Deleuze et al. 1996), tā rezultātā arī uz mežaudžu ražību.

Laika periodā no 1965. līdz 1975. gadam Zviedrijā tika ierīkots plašs parauglaukumu tīkls ar mērķi izvērtēt dažāda veida kopšanas ietekmi uz priežu un egļu audžu ražību. Parauglaukumi tika ierīkoti tīraudzēs, un pirmā kopšana veikta pie 12-15 m virsausguma. Kopšanas intensitāte – 20-70% no šķērslaukuma atkarībā no varianta. Pēc atkārtotiem uzmērījumiem tika izdarīti sekojoši secinājumi. Priežu audzēs tika konstatēta cieša negatīva sakarība starp kopšanas intensitāti un atlikušās audzes daļas krājas tekošo pieaugumu, savukārt egļu audzēs atlikušās audzes daļas krājas tekošo pieaugumu negatīvi ietekmēja tikai tāda kopšanas intensitāte, kas pārsniedza 40% vai citos gadījumos pat 50%. Tomēr pat ļoti stipri izretinātās egļu audzēs (izvākti 65-70% no šķērslaukuma) krājas tekošais pieaugums ar laiku palielinājās un sasniedza vai pat pārsniedza krājas tekošo pieaugumu, kāds vērojams pēc standarta kopšanas (no apakšas, izvēcot 25% šķērslaukuma). Vidējais audzes caurmērs no augšas koptās egļu audzēs saglabājās mazāks nekā standarta kopšanas gadījumā un mazāks nekā nekoptajos kontroles parauglaukumos. Kopšana no augšas samazināja arī audzes augstuma attīstību, salīdzinājumā ar līdzīgas intensitātes apakšējo kopšanu. Atkārtota kopšana no augšas egļu audzēs vidēji samazināja krājas tekošo pieaugumu par 5-6%, salīdzinot ar standarta kopšanu, tomēr samazinājums ne vienmēr bija būtisks. Pēc kopšanas no augšas atlikušās egļu audzes daļas krāja bija neredzama (nebūtiski) mazāka nekā standarta kopšanas gadījumā (Eriksson 1990, Eriksson, Karlsson 1997). Citos literatūras avotos tāpat atrodamas norādes, ka kopšanas režīms egļu audzēs būtiski neietekmē atlikušās audzes daļas krājas tekošo pieaugumu (Eriksson 2006; Mielikäinen Hynynen, 2004). Tomēr ir iegūti arī pretēji rezultāti. Somijā veiktā pētījumā noskaidrots, ka kopšana no augšas egļu audzē samazina krājas tekošo pieaugumu, zāģbaļķu iznākumu un tīro peļņu (Mielikäinen, Valkonen 1991). Šajā gadījumā gan krājas kopšana uzsākta jau vidēja vecuma audzēs.

Tā kā laikā, kad tiek veikta kopšana, mežaudzes nepieciešamība uzņemt barības vielas ir liela, to iznese kopā ar ciršanas atliekām var ilgtermiņā samazināt augsnes pieejamo barības vielu daudzumu un pasliktināt atstājamās audzes daļas augšanas gaitu (Mälikönen 1974, Jacobson et al. 1996), tomēr ietekme ir atkarīga no meža tipa un kopšanas veida. Citā avotā minēts, ka ciršanas atlieku atstāšana audzē samazina augsnes organiskās virskārtas C/N attiecību un uzlabo augsnes auglību (Olsson et al. 1996b). Konstatēts, ka, kopšanas cirtēs izvēcot visu koka biomasu, turpmākajos 10 gados priežu un egļu audžu pieaugums samazinās attiecīgi par 5% un 6%, visticamāk, slāpekļa trūkuma dēļ (Jacobsson et al. 2000). Arī nākamajā 10 gadu periodā tajās egļu audzēs, kur kopšanā izvākta visa koku biomasu, saglabājas mazāki krājas pieaugumi, salīdzinot ar tradicionāli koptām audzēm. Mēslošana ar N, P un K apjomos, kas salīdzināmi ar šo elementu iznesi ciršanas atlieku izvākšanas rezultātā, krājas pieaugumu uzlabo, un tas ir salīdzināms ar tradicionāli koptās audzēs konstatēto (Helmisaari et al. 2011). Tomēr rezultāti ir pretrunīgi. Citā pētījumā netika konstatētas būtiskas augšanas gaitas atšķirības pēc kopšanas priežu un egļu audzēs (Egnell, Leijon 1997).

Atbilstoši literatūras datiem, aptuveni pusi no slāpekļa apjoma egles un priedes ciršanas atliekās satur skuju un pusi – zari. Skujās saistītais slāpekļs audzē atlikušajiem kokiem kļūst pieejams ātrāk, nekā zaros saistītais. Zviedrijā konstatēts, ka pāriet vairāk nekā 20 gadi, kamēr atbrīvojas puse no ciršanas atliekās saistītā slāpekļa daudzuma (Hyvönen et al. 2000). Pēc būtības ciršanas atliekas kalpo kā lēnas iedarbības mēslojums tajās meža platībās, kur koku augšanu ierobežo slāpekļa trūkums. Tādēļ, lai izdarītu secinājumus par ciršanas atlieku izvākšanas vai atstāšanas iespējamo ietekmi uz audzes attīstību nākotnē, nepieciešami augšanas apstākļu specifiski, ilglaicīgi pētījumi.

## 1.4. Krājas kopšanas metodes ietekme uz stumbru kvalitāti

Zviedrijā vairākkārt pētīta arī kopšanas režīma ietekme uz koksnes kvalitāti. Dienvidrietumu Zviedrijā 1971. gadā ierīkota eksperimenta mērķis bija izvērtēt koku savstarpējā attāluma un kopšanas režīma ietekmi uz audzes tālāko attīstību un koku kvalitāti, pārbaudot sekojošas hipotēzes: lielam koku savstarpējam attālumam ir negatīva ietekme uz koku kvalitāti; un liels koku savstarpējais attālums kombinācijā ar kopšanu no augšas var būtiski uzlabot atlikušās audzes daļas kvalitāti.. Eksperiments tika ierīkots, stādot triju provenienču egles (*Omberg* un *Karlsholm* no Zviedrijas dienvidiem un *Byalistok* no Polijas ziemeļaustrumiem) trijos savstarpēji atšķirīgos attālos: 2.0 m, 2.5 m un 3.0 m. 2004. gadā mežaudzes izkoptas pēc sekojošas shēmas: audzes ar koku savstarpējo attālumu 2.0 un 2.5 m daļēji tika koptas no apakšas un daļēji no augšas; audzes ar koku savstarpējo attālumu 3.0 m – daļēji koptas no augšas un daļēji atstātas nekoptas. Kopšanas intensitāte – 30% no šķērslaukuma. Tika noskaidrots, ka koku caurmērs atstātajā audzes daļā pēc kopšanas no augšas bija būtiski mazāks nekā pēc kopšanas no apakšas. Tomēr atstāto koku vidējais caurmērs būtiski neatšķīrās no augšas koptajā audzē ar koku savstarpējo attālumu 3.0 m un no apakšas koptajās audzēs ar koku savstarpējo attālumu 2.0 un 2.5 m. Resnākā zara vidējais caurmērs krūšaugstumā bija būtiski mazāks no augšas koptajās audzēs ar koku savstarpējo attālumu 2.0 m nekā audzēs ar koku savstarpējo attālumu 3.0 m. Pirms kopšanas tādu koku krāja, kuru zaru caurmērs pārsniedz 25 mm, bija būtiski lielāka audzēs ar koku savstarpējo attālumu 3.0 m, bet pēc kopšanas šādu koku krāja no augšas koptajās audzēs ar koku savstarpējo attālumu 3.0 m un no apakšas koptajās audzēs ar koku savstarpējo attālumu 2.0 m vairs būtiski neatšķīrās. Pētījuma rezultāti apstiprina abas sākotnēji izvirzītās hipotēzes, un autori uzskata, ka lielāku koku savstarpējo attālumu pielietošana kombinācijā ar kopšanu no augšas var dot labus rezultātus koku kvalitātes uzlabošanā, ar nosacījumu, ka pirmajā krājas kopšanā tiek izvākti sliktas kvalitātes koki. Šādā gadījumā tiek samazinātas arī plantācijas ierīkošanas izmaksas un samazināts sakņu trupes, sniega un vēja bojājumu risks, turklāt audzēs ar dažādiem koku savstarpējiem attālumiem iegūstamā kopējā koksnes krāja rotācijas periodā būtiski neatšķiras (Pfister et al. 2007). Citā pētījumā noskaidrots, ka gan kopšanai no augšas, gan kopšanai no apakšas ir pozitīva ietekme uz atlikušās audzes daļas kvalitāti, jo pirmajā gadījumā samazinās resnākā zara caurmērs, bet otrajā gadījumā – palielinās taisno, labas kvalitātes koku īpatsvars (Klang et al. 2000).

Kopšanas cirtes būtiski ietekmē koksnes blīvumu un gadskārtu platumu atstājamajā audzes daļā, regulējot koku vainagu attīstību (Lindström 1996). Blīvums ir nozīmīga koksnes tehniskā īpašība, kas ietekmē gan celulozes iznākumu, gan arī celulozes un zāģmateriālu kvalitāti. Lai noskaidrotu kopšanas režīma ietekmi uz vairākām egļu koksnes tehniskajām īpašībām, tika analizēti koksnes paraugi no piecām auglīgos apstākļos augošām egļu audzēm, kurās pielietoti pēc intensitātes un metodes atšķirīgi kopšanas režīmi:

- no apakšas, plānotas 6 kopšanas, katrā izcērtot 20% šķērslaukuma;
- no apakšas, plānotas 3 kopšanas, katrā izcērtot 40% šķērslaukuma;
- no apakšas, plānota viena kopšana, izcērtot 70% šķērslaukuma;
- no augšas, plānotas 6 kopšanas, katrā izcērtot 20% šķērslaukuma;
- nekopta kontrole.

Eksperimenta rezultātā tika noskaidrots, ka kopšana no augšas nodrošina būtiski lielāku atstātās audzes daļas koksnes blīvumu, kā arī mazāku gadskārtas caurmēru (Pape 1999b). Tas skaidrojams ar faktu, ka, izmantojot šo kopšanas metodi, selektīvi tika izcirsti resnākie, ātri augošie koki ar platākām



gadskārtām un mazāku koksnes blīvumu. Tādējādi uzlabojās augšanas apstākļi atlikušajiem kokiem, kuru augšanas potenciāls līdz šim netika pilnvērtīgi izmantots. Atbilstoši literatūras datiem, nomāktie un līdzvaldu koki uz kopšanu reaģē labāk nekā audzes valdošie koki ar lieliem vainagiem (Larson 1969). Tomēr jāņem vērā fakts, ka, gadījumā, ja augšējās kopšanas intensitāte ir salīdzinoši zema, tiek izvākti tikai nedaudzi lieli koki, tādējādi kopšanas efekts netiek panākts vienmērīgi visā audzē.

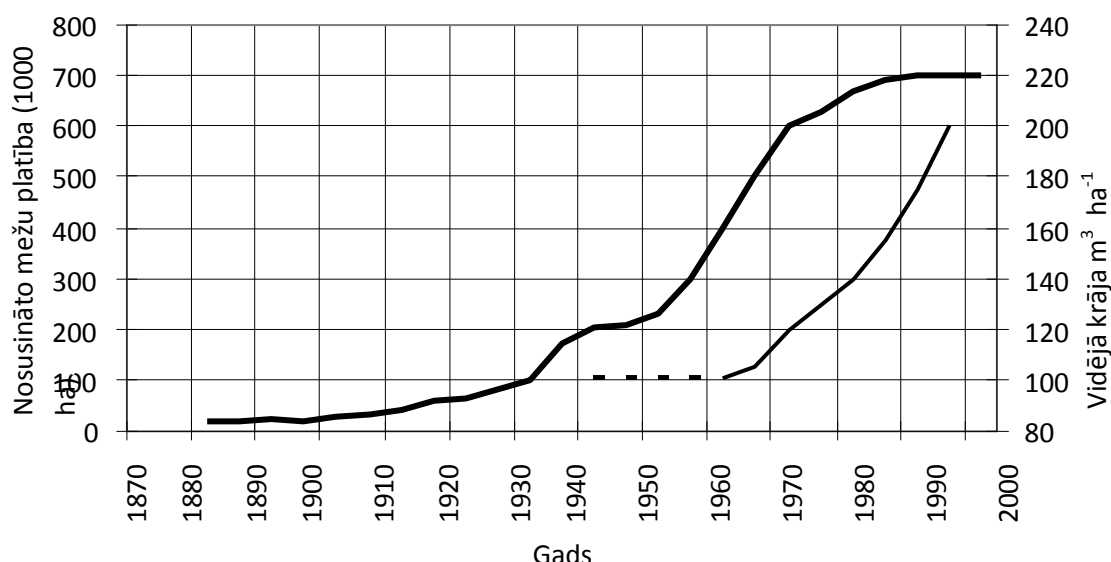
Šajos pašos parauglaukumos tika analizēta arī kopšanas režīma ietekme uz tādām koksnes īpašībām kā sausnas saturs un agrīnās koksnes saturs, kā arī koku morfoloģiskajām īpašībām. Tika noskaidrots, ka, kopjot no augšas, atlikušās audzes daļas sausnas saturs ir par 5% mazāks nekā apakšējās kopšanas gadījumā. Vidējā koka agrīnās koksnes saturs augšējās kopšanas gadījumā bija būtiski mazāks nekā pārējos kopšanas režīmos. Resnākā zara caurmērs no apakšas stipri izretinātās audzēs (70% šķērslaukuma) bija ievērojami lielāks nekā no augšas koptās audzēs. Tika noskaidrots arī, ka no augšas koptās audzēs koku raukums ir mazāks nekā tradicionāli no apakšas koptās. Lai arī kopšana no augšas visumā uzlabo atstājamās audzes daļas koku tehniskās īpašības un kvalitāti, raksta autors norāda uz palielinātu sniega un vēja bojājumu risku šādās audzēs (Pape 1999a). Sniega bojājumu risku no augšas koptās sākotnēji biežās egļu audzēs atzīmē arī citi autori (Valinger Pettersson, 1996).

## **1.5. Meliorācijas sistēmu izveidošanas, atjaunošanas un uzturēšanas ietekme uz mežaudžu ražību un kvalitāti**

Dabā norisinās nemitīgs atmiršanas un atjaunošanās process. No tā ir atkarīga ekosistēmu labklājība un evolūcijas ievirze. Ļoti nozīmīga ir organisko atlieku noārdīšana un mineralizēšana, jo pēc tam tās atkal piedalās vielu apritē. Organisko atlieku noārdīšanā piedalās daudzas sugas, sākot ar maitēdājiem un beidzot ar sēnēm, baktērijām un vīrusiem. Skujkoku atlieku noārdīšanā galvenā loma mēdz būt sēnēm, bet lapkoku – sliekām un baktērijām. Latvijas klimatiskajos apstākļos meža ekosistēmām ir raksturīga ne tikai pakāpeniska organiskās masas produkcijas samazināšanās, bet arī tās bioloģiskās pārstrādes apsūkums. Šī procesa sākumā daļa no saražotās organiskās masas uzkrājas augsnes virskārtā kā jēlkūdras slānītis, kuru augsnes mikroorganismi tikai daļēji spēj pārstrādāt augiem uzņemamā formā un no jauna iesaistīt barības vielu apritē. Nelabvēlīgos ūdens režīma apstākļos sāk veidoties kūdras slānis un ievērojama organiskās masas produkcijas daļa tiek ilgstoši iekonservēta un izslēgta no ekosistēmas. Pārpurvošanās rezultātā krasi samazinās meža produktivitāte (Bušs 1971).

Pārmitrie un pārpurvotie meži ir vide, kur ievērojama daļa organiskās masas ir ilgstoši iekonservēta kūdras veidā un tādējādi izslēgta no ekosistēmas. Naudz pazeminot gruntsūdens līmeni un paātrinot ūdens plūsmu augsnē, var uzlabot pārmitro mežu un purvu vielu un enerģijas apriti, tajā iesaistot kūdrā iekonservētās organiskās atliekas. Mežos ierīkotais grāvju tīkls darbojas kā aizsargātājsistēma, kas novērš koku sakņu applūšanu un daļēju atmiršanu.

Hidrotehniskā meliorācija pēdējo 100 gadu laikā ir bijusi visefektīvākais meža ražības paaugstināšanas paņēmieni; laika posmā no kopš 1938. gada līdz mūsdienām katrs Latvijas mežu hektārs vidēji ir kļuvis ražīgāks par 100 m<sup>3</sup> (Bušs 1989, Indriksons, Palejs 2005, Zālītis 2006).



Attēls 1. Nosusināto mežu platība (ha) un vidējā krāja ( $\text{m}^3$ ) uz 1 meža zemes hektāra (pēc P.Zālīša 1996).

Kokaudžu ražības izmaiņas hidrotehniskās meliorācijas ietekmē Latvijā pētītas vairāk nekā 100 gadus (Ostwald 1878), šajā darbā vēlāk iesaistoties daudziem zinātniekiem, lai apzinātu gan meža degradācijas cēloņus, gan novērtētu nosusināšanas mežsaimniecisko efektu (Markus 1936; Bušs 1981; Zālītis 1996). Nevienā, arī pašos jaunākajos pētījumos, netiek apstrīdēts tas, ka būtiskākais mežsaimnieciskais ieguvums nosusināšanas rezultātā ir mežaudzes ražības (t.i., biomasas pieauguma) strauja palielināšanās. Pirms nosusināšanas pārmitrās augsnēs kokaudžu ražība ir ļoti zema pat tādā gadījumā, kad augsne ir bagāta ar ķīmiski vērtīgiem savienojumiem un tās auglības potenciāls ir pietiekams. Jau sen pierādīts, ka pārmitros mežos koki cieš nevis no pārmērīga ūdens daudzuma, bet gan no skābekļa trūkuma, kas kavē aerobos procesus. Pārpurvotu augšņu ūdenī ir ļoti neliela skābekļa koncentrācija, pētījumi liecina, ka tā svārstās no 0-1.12 mg litrā (Вомперский 1968). Meža nosusināšanas mērķis ir nevis pārmērīga gruntsūdens līmeņa pazemināšana, bet gan ūdens un gaisa režīma uzlabošana sakņu aizņemtajā augšņu horizontā (Буш, Залитис 1968).

Meža nosusināšanas rezultātā, aktivizējoties ūdens plūsmai augsnē, krasi uzlabojas augšņu aerācija, kūrā rodas optimāli apstākļi koku sakņu sistēmas attīstībai, aktivizējas aerobie kūdras sadalīšanās procesi, un uzkrātās barības vielas kļūst augiem izmantojamas. Pārmaiņas atspoguļojas visos mežaudžu taksācijas elementos – neilgi pēc nosusināšanas mazražīgas cirtmeta vecuma audzes pēc izskata un koksnes pieauguma sāk atgādināt augstākas bonitātes vidēja vecuma audzes. Audžu „atjaunošanās” spilgtāk parādās meža tipos ar sākotnēji zemu audžu bonitāti. Vislielākais nosusināšanas efekts vērojams pārejas purvos – to ražība palielinās desmitkārtīgi.

Mazāk auglīgos meža tipos nosusināšanas ietekme uz pieaugumiem var sākt izpausties ar 1-3 gadu novēlojumu, turklāt šādā gadījumā nepieciešama arī augstāka nosusināšanas pakāpe (gruntsūdens pazeminājums), lai nesamazinātos pieauguma uzlabojuma apmēri (Odiņš un citi 1960).

Koziem nosusināšanas ietekmē paplašinās sakņu sistēma, palielinās vainags, skuju vai lapu lielums un masa, krasi uzlabojas kārtējais augstuma pieaugums un gadskārtu platums. Kaspars Bušs noskaidrojis, ka krājas pieaugums pēc nosusināšanas priežu un egļu mežos palielinās 3-4 reizes, bērzu mežos 2-3 reizes un melnalkšņu mežos – līdz 1,5 reizei. Arī apse un reizēm osis nosusinātajos mežos var veidot augstražīgas mežaudzes (Буш 1958).



Latvijā ir 1.5 miljoni hektāru pārmitru un pārpurvotu mežu, no kuriem pašlaik meliorēti apmēram 700 tūkstoši ha. Mežu nosusināšanas darbi aizsākušies jau 19. gs. pirmajā pusē, lielāku vērienu sasniedzot 19. gs. beigās un 20. gs. sākumā Rīgas pilsētas mežos E. Ostvalda vadībā. Laika periodā no 1929. gada līdz 1941. gadam nosusināti vairāk nekā 224.4 tūkst. ha. Visintensīvāk mežu meliorācija veikta 20. gs. 60-ajos gados, kad nosusināti 164.1 tūkstoši ha (1964. g. – 22.1 tūkst. ha). Divdesmitā gadsimta 90. gados ekonomisku apsvērumu dēļ meža nosusināšanas darbi tika gandrīz pārtraukti. Pēc 2000. gada meža infrastruktūras objektu – meža ceļu un meliorācijas sistēmu – stāvoklim pelnīti pievērsta lielāka uzmanība: 2003. gadā valstī izveidoti meža ceļi 205 km garumā, kā arī izbūvētas vai rekonstruētas meliorācijas sistēmas 35.5 km kopgarumā.

Meža hidrotehniskās meliorācijas rezultātā krasi pieaug nosusināto mežu augšanas potenciāls, kas ir gandrīz tāds pats kā 40-gadīgām kokaudzēm auglīgās augsnēs (40 gadi ir vidējais nosusināto mežu saimnieciskais vecums Latvijā). Plaša apjoma nosusināšanas darbos ieguldītie līdzekļi augstvērtīgāka meža izaudzēšanai laika gaitā atmaksājas. Tomēr tas ir spēkā tikai tad, ja meliorācijas sistēmas tiek pareizi uzturētas un koptas (2. attēls). Mežu nosusināšanā kopš 19. gs. 20. gadiem ieguldīti 150 milj. latu.



*E. Balsara foto*

Attēls 2. Nosusināšanas grāvju atkārtota attīrīšana.

Meliorācijas sistēmām nepieciešama pastāvīga uzturēšana un periodisks remonts. Veicot grāvju piesērējuma, pielūžņojuma, apauguma un aizzēluma regulāru novākšanu, iespējams nodrošināt pat 50 gadus ilgu grāvju darbību. Svarīgākais deformācijas veids ir grāvju piesērēšana – jau pirmajos piecos gados piesērē apmēram puse no visiem grāvjiem, bet pēc 15 gadiem piesērējuši ir vidēji 84% grāvju. Grāvju darbību pasliktina arī gultnes aizzēlums – pirmajos piecos gados aizzē 7-10% grāvju, bet pēc 15 gadiem aizzēluši jau ir vidēji 53% grāvju. Lai nodrošinātu meliorācijas sistēmu darbību, pielūžņojums no grāvjiem jāizvāc katru gadu. Ne vēlāk kā 5 gadus pēc grāvju ierīkošanas jāuzsāk apauguma novākšana (Zālītis 1971).

Apmierinoši darbojošos meliorācijas grāvju remonts saglabā sasniegto meliorācijas efektu. Taču, ja meliorācijas grāvji atbilstoša remonta dēļ vairs nedarbojas, mežaudžu pieaugums krasi samazinās, un

jau 10-15 gadu laikā var tikt sasniegts sākotnējais stāvoklis, kāds tas bija pirms nosusināšanas (Bušs 1960, Бүш 1958).

No ekoloģiskā un sociālā viedokļa nosusinātajiem mežiem ir svarīga loma veselīgas vides veidošanā. Palielinoties mežos uzkrātās koksnes daudzumam, meži veicina “siltumnīcas efekta” samazināšanos, uzkrājot sevī oglekli un atdodot jebkura dzīva organisma eksistencei nepieciešamo skābekli. Mežu nosusināšana paaugstina mežu rekreācijas vērtību un uzlabo arī medību saimniecībai nozīmīgo dzīvnieku barības bāzi.



*A. Āboliņas foto*

Attēls 3. Pēc meža nosusināšanas ierīkota 40 gadus vеча egļu audze uz 3 m dziļas kūdras augšnes  
Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā; audzes krāja  $374 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .

Rodas jautājums, vai hidromeliorācijas efekts ir pastāvīgs un, vai, augsnē uzkrātajām organisko vielu rezervēm izsīkstot, nosusināto mežu ražība no jauna nesamazinās? Kā raksta C. Šķiņķis (1992), tad rodas arī jautājums – vai pārmitra meža nosusināšana negatīvi neietekmēs tuvumā esošā sausieņu meža augšanas apstākļus?

Pētījumos Somijā konstatēts, ka kokaudzes kopējā krāja cieši korelē ar kopējo slāpekļa un fosfora daudzumu 0 – 10 cm kūdras slānī (Kaunisto, Paavilainen 1988). Autori uzskata, ka nosusināšanas rezultātā, ūdens plūsmai aktivizējoties, izskalošanai visvairāk pakļauts kālijs, kas kūdrā atrodas galvenokārt ūdenī šķīstošā minerālā formā. Aprēķināts, ka kālija resursi nosusinātajās augsnēs varētu izsīkt jau otrā mežsaimnieciskā cikla laikā pēc meliorācijas. Kaut arī kālija daudzumam augsnē nav korelācijas ar mežaudzes ražību (Kaunisto, Paavilainen 1988), tomēr tā trūkums var radīt bojājumus koku galotnes meristēmā, vai pat izraisīt koku bojāeju.

Savukārt K. Bušs (1971) raksta, ka pēdējo 150 gadu novērojumi nav devuši pamatu domāt par nosusināto mežu ražības pazemināšanos Latvijā pat tajās platībās, kurās kūdras slānis ir plāns (hidromorfās minerālaugšnes) un kuras nosusināšanas ietekmē strauji mineralizējas, jo organisko vielu krājumi augsnē pietiekami papildinās ar koku un zemsedzes augu nobirām.

Parasti praktizētais pārmitrā meža susināšanas grāvju tīkls (līdz 1.1. m dziļi grāvji lielos atstatumos) regulē gruntsūdens līmeni tikai pašos augšējos augsnes horizontos. Kā raksta K. Bušs (1979),

tad nelielais gruntsūdens līmeņa pazeminājums (0.1-0.2 m), kas tiek panākts ar šādu grāvju tīklu, nekādi nevar ietekmēt tuvumā esošo sausieņu mežu ūdens režīmu.

Kā uzskata K. Bušs (1989), tad mērķis vienlaicīgi palielināt meža produktivitāti un stabilitāti nav iespējams – stabilas audzes nav produktīvas. Tādēļ mežkopji mērķtiecīgi samazina kokaudžu stabilitāti un palielina to produktivitāti. Koksnes produktivitātes kāpinājums tiek sasniegts, savlaicīgi nocērtot pāraugušās un pieaugušās audzes, izveidojot slēgtas vērtīgu koku sugu audzes, meliorējot augsni.

Tomēr turpmāka augsnes agroķīmisko īpašību un ūdens kvalitātes salīdzinoša novērtēšana meliorētajos un nemeliorētajos mežos var būtiski papildināt zināšanas par meža hidrotehniskās meliorācijas ekoloģisko lomu augstākā mežu izveidošanā un saglabāšanā.

No Latvijā sastopamajām koku sugām uz nosusināšanu visātrāk un visizteiktāk reaģē egļi. Pētījumos noskaidrots, ka egļu audzē jau pirmajos piecos gados pēc nosusināšanas caurmēra pieaugums palielinājies 85% koku, bet maksimālais papildus pieaugums tiek sasniegts 10-15 gadus pēc nosusināšanas (Столяров, Ананьев 1986). Konstatēts arī, ka uz nosusināšanu pozitīvi reaģē pat līdz 100 gadiem vecas egļu un priežu audzes (Быш 1972). Labs nosusināšanas normas nodrošinājums rada priekšnoteikumus gan priedes, gan egles intensīvai augšanai. Piemēram, nosusinātā niedrājā egļu audžu pieaugums 1,25 reizes pārsniedz priežu audžu pieaugumu un 2 reizes – bērzu pieaugumu. Tomēr egļu audzēm nepieciešamas intensīvāk nosusinātas platības nekā priežu audzēm. Mazāk auglīgos apstākļos nepietiekami nosusinātos nogabalos egļu pieaugums pārsniedz priežu pieaugumu tikai 15 m platā zonā ap grāvi, pārējā platībā priedes pieaugums ir būtiski lielāks. Savukārt auglīgākos augšanas apstākļos pietiekami nosusinātās platībās egles pieaugums pārsniedz priedes pieaugumu pat 90-100 m attālumā no grāvja (Залитис 1963, Залитис 1967, Залитис 1968). Eitrofajās nosusinātajās augsnēs priedei gan novērojams liels pieaugums, bet neapmierinoša stumbra kvalitāte; šādās platībās būtu jāaudzē egļi (Быш 1968). Skujkoku mežos starpizmantošanas cirtēs vēl papildus var iegūt ap 150 m<sup>3</sup> koksnes no hektāra (Bušs 1971).

Nosusināšanas intensitāte neietekmē priežu augstuma pieauguma veidošanās ilgumu, tomēr konstatēts, ka pietiekami nosusinātā zonā, salīdzinot ar nepietiekami nosusinātu, egles augstuma pieauguma veidošanās periods pagarinās par divām nedēļām.

Nosusināšana ļoti pozitīvi ietekmē egles otrā stāva un paaugas veidošanos un augšanu. Konstatēts, ka nosusinātās priežu un bērzu audzēs, kur valdaudzē kaut vai niecīgā apjomā sastopama egļi, tūlīt pēc nosusināšanas parādās dzīvotspējīga egļu paauga, un strauji sāk attīstīties arī egles otrais stāvs (Быш и др. 1960, Матюшкин 1997). Krievijā noskaidrots, ka jauktajos egļu-lapu koku mežos pēc nosusināšanas egles paaugas kociņu skaits palielinās 1.2-1.8 reizes un paaugas augstuma pieaugums – 1.2 reizes (Грозин 2003). Šis pats autors norādījis, ka nosusināšana pozitīvi ietekmē arī paaugas egļu sakņu sistēmas zarošanos, un sakņu sistēmas dziļums palielinās par 30 cm un vairāk salīdzinājumā ar kontroles platībām. Lietuvā iegūti līdzīgi rezultāti. Noskaidrots, ka nosusinātās priežu, egļu un bērzu audzēs sakņu blīvums salīdzinājumā ar nenosusinātām platībām palielinājies 3-5 reizes, bet sakņu sistēmas dziļums – par 20-40 cm (Ruseckas 2000). Literatūrā atrodami dati, ka nosusināšana labvēlīgi ietekmē arī priežu paaugas sakņu sistēmas augšanu (Иматова и др. 1997). Nosusinātajos priežu mežos uz kūdras augsnēm pakāpeniski pieaug egles īpatsvars audzes sastāvā, kā rezultātā kokaudzes krāja laika gaitā palielinās, lai gan evapotranspirācija izmainās tikai nelielā mērā (Zālītis, Vugulis 1995).

Augstas nosusināšanas normas nodrošinājuma ietekmē palielinās arī vēlinās koksnes procents priedes un egles koksņē (Залитис 1967, Залитис 1968). Tieši vēlinās koksnes procents nosaka koksnes tilpumsvaru un koksnes stiprību (Kalniņš 1930, Zālītis, Muižzemniece 2005).

## 1.6. Papildus apgādes ar barības vielām ietekme uz kokaudžu ražību un kvalitāti

Latvijas mežzinātnieku pētījumi liecina, ka no minerālajām barības vielām egles augšanai nozīmīgākie ir slāpeklis un fosfors. Ja viens no šiem elementiem trūkst, novērojams krass pieauguma samazinājums (Быш и др. 1975). Skandināvu eksperimentā noskaidrots, ka egļu sējeņi, kas pietiekami apgādāti ar slāpekli un fosforu, relatīvi vairāk biomasas novirza stumbrā, savukārt sējeņi, kas aug slāpekļa un fosfora deficīta apstākļos, relatīvi vairāk biomasas novirza saknēs, tātad to virszemes dimensijas pieaug mazāk (Mari 2003). Eksperimenti rāda, ka nabadzīgos augšanas apstākļos egles pieaugumu iespējams palielināt, izmantojot slāpekļa mēslojumu (Гортинский 1972, Крот 1975). Skandināvu pētījumos noskaidrots, ka 14-28 gadus pēc egļu audžu mēslošanas ar slāpekli joprojām novērojama neliela pozitīva ietekme uz koku augšanu un nekādas negatīvas blakusparādības nav konstatētas (Pettersson, Högbom 2004).

Taču zinātniskajā literatūrā atrodama arī atziņa, ka egļu audžu mēslošana var samazināt nākotnē iegūstamo kokmateriālu kvalitāti (Mäkinen et al 2001), pasliktināt audžu stabilitāti (Tamm 1980), izraisīt bora deficītu (Nohrstedt 2001), negatīvi ietekmēt mikorizāciju (Nilsson, Wallander 2003, Lehto 1994) un samazināt čiekuru ražu (Kurm, Kiviste 2004). Citā pētījumā noskaidrots, ka platības kaļķošana un mēslošana ar slāpekli pirms stādīšanas būtiski neietekmē jaunā egļu stādījuma augšanu (Sikström 2005). Vācijā veikts eksperiments pierādījis, ka augsnes kaļķošana ievērojami uzlabo augsnes floru, kā arī humusa morfoloģiskās un ķīmiskās īpašības, taču tai nav ietekmes uz egļu audzes caurmēra un šķērslaukuma pieaugumu (Klebingat 1962). Labvēlīgos augšanas apstākļos, kur apgāde ar barības vielām ir optimāla, papildu mēslošana nedod nekādu pozitīvu efektu vai pat samazina pieaugumu (Eriksson, Karlsson 1997). Gadījumos, kad slāpekļa nodrošinājums pārsniedz koku augšanai nepieciešamo apjomu, krasāk izpaužas citu minerālo barības vielu, piemēram, fosfora vai kālija trūkums (Nilsson, Wallander 2003). Arī lietuviešu pētījumi pierādījuši, ka barības vielu pārbagātība pasliktina skujkoku audžu augšanu (Путкаускас 1972).

Zviedrijā veikts eksperiments ar bērza stādījumu mēslošanu izstrādātos kūdras purvos Zviedrijas vidienē un ziemeļos. Secināts, ka fosfora un kālija piedese uzlabo bērzu augšanu Viduszviedrijā, bet neietekmē Zviedrijas ziemeļos. Pētījumā iegūtie rezultāti parāda, ka fosfora klātbūtne augsnē palielina bērza vidējo augstumu par 25%. Autori arī iesaka izmantot dabisko atjaunošanos kā apmežošanas veidu šajās platībās, tiesa gan, rūpīgi izvērtējot blakus audzēs esošo mātes koku kvalitāti. Secināts arī, ka par optimālāko grāvju tīklu bijušajos kūdras purvos uzskatāms tīkls ar attālumu starp meliorācijas grāvjiem 15-20 metri. Bērza dabiskā atjaunošanās vislabāk novērota grāvju tiešā tuvumā, kas būtu izskaidrojams gan ar augsnes mitruma režīma optimizāciju, gan arī ar augsnes deformāciju grāvju tuvumā, kas šajā gadījumā būtu uzskatāma par augsnes sagatavošanas veidu (Sunstrom, Hannel, 1999).

## 1.7. Nozīmīgākie secinājumi

1. Augsnes sagatavošanai un veģetācijas kontrolei stādījumos ir pozitīva ietekme uz kociņu vitalitāti un augšanas gaitu.
2. Savlaicīgai un pietiekami intensīvai jaunaudžu kopšanai ir izšķiroša nozīme mežaudzes turpmākajā attīstībā. Pārsvārā rekomendētais kopšanā atstājamo kociņu skaits svārstās robežās



no 1500 līdz 2000 gab. ha<sup>-1</sup>. Biezākās skujkoku audzēs iespējams sasniegt labāku stumbru kvalitāti, bet tas var nebūt ekonomiski pamatoti.

3. Atbilstoši literatūras datiem, krājas kopšana maz ietekmē atstājamās audzes daļas virsaugstumu, bet tai ir spēcīga ietekme uz koku radiālo pieaugumu un vainaga attīstību. Pat intensīvi izretinātās egļu audzēs tekošais krājas pieaugums ar laiku sasniedz vai pārsniedz pieauguma līmeni, kāds audzē bija pirms kopšanas. Savukārt priežu audzēs novērojama negatīva sakarība starp kopšanas intensitāti un atlikušās audzes daļas tekošo pieaugumu. Ir dati, ka visu ciršanas atlieku izvākšana kopšanā samazina atstāto koku turpmāko augšanas gaitu, jo sevišķi platībās, kur koku nodrošinājums ar slāpekli nav pietiekams.
4. Gan kopšana no augšas, gan kopšana no apakšas pozitīvi ietekmē atlikušās audzes daļas kvalitāti, jo pirmajā gadījumā samazinās resnākā zara caurmērs, bet otrajā gadījumā – palielinās taisno, labas kvalitātes koku īpatsvars. Egļu audzēs kopšana no augšas nodrošina būtiski lielāku atstātās audzes daļas koksnes blīvumu, kā arī mazāku gadskārtas caurmēru.
5. Latvijas apstākļos hidrotehniskā meliorācija ir visefektīvākais mežaudžu ražības paaugstināšanas paņēmieni. No Latvijā sastopamajām koku sugām uz nosusināšanu visātrāk un visizteiktāk reaģē egle. Pēc nosusināšanas krājas pieaugums priežu un egļu mežos palielinās 3-4 reizes, bērzu mežos 2-3 reizes un melnalkšņu mežos – līdz 1,5 reizei. Augstas nosusināšanas normas nodrošinājuma ietekmē palielinās arī vēlinās koksnes procents priedes un egles koksnē, kas nosaka koksnes tilpumsvaru un koksnes stiprību.
6. Mežaudžu mēslošana var ievērojami palielināt koku krājas tekošo pieaugumu. Tomēr ir arī dati, ka tā var pasliktināt koku kvalitāti, samazināt audzes stabilitāti un izraisīt citu barības vielu deficītu.

## 1.8. Izmantotā literatūra

1. Agestam E., Ekö P.M., Johansson U. 1998. Timber quality and volume growth in naturally regenerated and planted Scots pine stands in S.W.Sweden. *Studia Forestalia Suecica* 204, 17 p.
2. Béland M., Agestam E., Ekö P.M., Gemmel P., Nilsson U. 2000. Scarification and seedfall affects natural regeneration of Scots pine under two shelterwood densities and a clear-cut in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 247-255
3. Bradley R.T. 1969. Thinning practice in Great Britain. In: *Proceedings of IUFRO meeting „Thinning and Mechanization”*, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, September 1969, p.34 -38
4. Bryndum H. 1969. A thinning experiment in Norway spruce in Gludsted plantation. *Det Forstlige Forsøgsvæsen i Danmark*, 32(1): 1-156
5. Bušs K. (1971) Vai mežu meliorācija izjauc dabisko līdzsvaru? *Zinātne un Tehnika*, Nr.11, 32.– 36. lpp.
6. Bušs K. 1979. Meža hidromeliorācija un ekoloģija. *Zinātne un Tehnika*, Nr.8, 25.-26. lpp.
7. Bušs K. 1981. Meža ekoloģija un tipoloģija. Rīga: Zinātne. 68 lpp.
8. Bušs K. 1960. Meža nosusināšanas ietekmes ilgums nosusinātā niedrājā. *Mežsaimniecības jautājumi. Mežsaimniecības problēmu un Koksnes ķīmijas institūta raksti*, Nr. 20, 253.-266. lpp.

9. Bušs K. 1989. Meža ekosistēmas. Rīga : Zinātne. 63 lpp.
10. Cameron A. D. 1996. Managing Birch Woodlands for the production of Quality Timber. *Forestry*, 69(4): 357 – 371
11. Deleuze C., Hervé J.-C., Colin F., Ribeyrolles L. 1996. Modelling crown shape of *Picea abies*: Spacing effects. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 1957-1966
12. Dreimanis A. 2001. Pētījumi par kopšanas ietekmi uz bērzu kvalitāti dabiski veidojušās audzēs. Pārskats, deponēts LLU Meža fakultātē, 47.-77. lpp.
13. Egnell G., Leijon B. 1997. Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of *pinus sylvestris* and *picea abies* stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12: 17-26
14. Eriksson E. 2006. Thinning operations and their impact on biomass production in stands of Norway spruce and Scots pine. *Biomass and Bioenergy*, 30: 848-854
15. Eriksson H. 1990. Hur har det gått med höggallringen? *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift*, 2: 43-57
16. Eriksson H., Karlsson K. 1997. Effects of different thinning and fertilization regimes on the development of Scots pine (*Pinus sylvestris* (L.)) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in long-term silvicultural trials in Sweden. SLU, Dep. Of Forest Yield Research, Report 42: 119-127
17. Ewans J. 1984. Silviculture of Broadleaved Woodland. *Forest Commission Bulletin*, 62: 12-210
18. Gamborg, C. 1995. Production of woody biomass for energy at different silvicultural systems. Proceedings from IEA Bioenergy Task XII Activity on "Forest Management", Asker, Norway , September 4-6. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Supplement 24: 15-24
19. Hågström B. 1969. Thinning practice in Sweden. In: Proceedings of IUFRO meeting „Thinning and Mechanization”, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, September 1969, p.34 -38
20. Handler M.M., Jakobsen B. 1986. Recent Danish spacing experiments with Norway spruce. *Danish Forest Experiment Station*, 40: 359-442
21. Helmisaari H.S., Holt Hansen K., Jacobson S., Kukkola M., Luiro J., Saarsalmi A., Tamminen P., Tveite B. 2011. Logging residue removal after thinnings in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261: 1919-1927
22. Huuri O., Lähde E., Huuri L. 1987. Tiheyden vaikutus nuoren istutusmännikön laatuun ja tuotokseen. Summary: Effect of stand density on the quality and yield of young Scots pine plantations. *Folia Forestalia* 685, 48 p. (In Finnish with English summary)
23. Huuskonen S., Hynynen J. 2006. Timing and intensity of precommercial thinnings and their effects on the first commercial thinnings in Scots pine stands. *Silva Fennica* 40(4): 645-662
24. Huuskonen S., Miina J. 2007. Stand-level growth models for young Scots pine stands in Finland. *Forest Ecology and Management*: 241: 49-61
25. Indriksons A., Palejs M. 2005. Dabas vērtību ilgtspējīga uzturēšana un jaunu attīstīšana. No: Ceļvedis Latvijas privāto mežu īpašniekiem, Rīga, 189.-196. lpp.
26. Jacobson S., Kukkola M., Mälkönen E., Tveite B. 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129: 41-51
27. Jacobson S., Kukkola M., Mälkönen E., Tveite B., Möller G. 1996. Growth response of coniferous stands to whole-tree harvesting in early thinnings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11:50-59

28. Kalniņš A. 1930. Latvijas priedes tehniskās īpašības. Rīga. 133 lpp.
29. Karlsson M., Nilsson U., 2005. The effects of scarification and shelterwood treatments on naturally regenerated seedlings in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 205: 183–197
30. Kaunisto S., Paavilainen E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. *Communications Instituti Forestalis Fenniae*, 145. Helsinki, p.1-39.
31. Klang F., Agestam E., Ekö P.-M. 2000. Effects of different selection methods in thinnings on tree properties in *Picea abies*. In: F. Klang (ed.), *The influence of silvicultural practices on tree properties in Norway spruce*. *Acta Universitatis Agriculturae Suecia, Silvustria*, 128. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp
32. Klebingat G. 1962. Bericht über Kalkungsversuche in mittelalten Fichtenbeständen des Tarandter Waldes. In: *Vorträge des Symposiums „Probleme der Waldökologie unter besonderer Berücksichtigung der Fichtenwirtschaft im Mittelgebirge* (Red: Prof. Dr. H. Schönbach), *Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin*, S. 125-140
33. Kral E. 1969. Kurze nachricht über einem Durchforstungsversuch in der CSSR. In: *Proceedings of IUFRO meeting „Thinning and Mechanization”*, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, September 1969, p.34 -38
34. Kramer H. 1966. Crown development in conifer stands in Scotland as influenced by initial spacing and subsequent thinnings treatment. *Forestry*, 39: 40-58
35. Kramer H. 1969. Zur Durchforstung der Fichte in Norddeutschland. In: *Proceedings of IUFRO meeting „Thinning and Mechanization”*, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, September 1969, p.34 -38
36. Kuliešis A., Saladis J. 1998. The effect of early thinning on the growth of pine and spruce stands. *Baltic Forestry*, 4: 8-16
37. Kurm M., Kiviste A. 2004. The Effect of Fertilization on Norway Spruce (*Picea abies* L.) Cone and Seed Crops in Pauska Seed Orchard, Estonia. *Baltic Forestry* 10(2): 19-30
38. Larson P.R. 1969. Wood formation and the concept of wood quality. *Yale University School of Forestry Bulletin*, 74, 54 p.
39. Lazdiņa D. 2008. Mehanizētās ietvarstādu stādīšanas tehnoloģiju mežsaimnieciskais novērtējums. [Salaspils]: Latvijas Valsts Mežzinātnes Institūts “SILAVA”
40. Lehto T. 1994. Effects of soil pH and calcium on mycorrhizas of *Picea abies*. *Plant and Soil*, 163: 69-75
41. Liepiņš K. 2007. First Year Height Growth of Silver Birch in Farmland Depending on Container Stock Morphological Traits. *Baltic Forestry*, 13(1): 54-60
42. Liepiņš K. 2011. Kārpainā bērza (*Betula pendula* Roth) jaunaudžu augšanas gaita stādījumos lauksaimniecības zemē. *Mežzinātne* 23(56): 3-14
43. Lindström H. 1996. Basic density in Norway spruce. Part III Development from pith outwards. *Wood and Fiber Science*, 28: 391-405
44. Maike P. 1952. Bērza kultūru augšanas gaita tīrumu augsnēs. *Mežsaimniecības problēmu institūta raksti*, IV: 42-74
45. Mäkinen H., Isomäki A. 2004. Thinning intensity and growth of Norway spruce stands in Finland. *Forestry*, 77: 349-364
46. Mäkinen H., Saranpää P, Linder S. 2001. Effect of nutrient optimization on branch characteristics in *Picea abies* (L.) Karst. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 354-362

47. Mälikönen E. 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Comunicaciones Instituti Forestalis Fenniae* 84: 1-87
48. Mari S. 2003. Genetic Variation in Nutrient Utilization and Growth Traits in *Picea abies* seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18(1): 19-28
49. Markus R. 1936. Nosusināšanas ietekme priedes un egles pieaugumā purvaugsnēs Latvijā. **No:** Latv. mežu pētn. st. Raksti, Nr.5, 204 lpp.
50. Marquis D.A., Bjorkbom J.C., Yelenosky G. 1964. Effect of seedbed condition and light exposure on Paper birch regeneration. *Journal of Forestry* 62: 876-881
51. Mielikäinen K., Hynynen J. 2006. The comparison of thinnings methods in even-aged stands. *Työtehoseuran Metsätiedote (677)* Helsinki: Työtehoseura Ry, 4 p.
52. Mielikäinen K., Valkonen S. 1991. Effect of thinnings method on the yield of middle-aged stands in southern Finland. *Folia Forestalia*, 776, 22 p.
53. Nabuurs G. J., Schelhaas M.J., Ouwehand A., Pussinen, A., van Brusselen J., Pesonen E., Schuck A., Jans M.F.F.W., Kuiper L. 2004. Future wood supply from European forests : implications for the pulp and paper industry. *Alterra-rapport*, ISSN 1566-7197, no. 927, p. 145
54. Neckelmann J. 1995. To foryngelsforsok i rodgran pa midtyskhedeflade. *Skovbrkserien, forskningscentret for skv och landskap* 16, lpp. 24-36.(dāniski ar kopsavilkumu angliiski)
55. Niemistö, P. 1995. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the crown and branch properties and taper of silver birch (*Betula pendula* Roth.) Finnish Forest Institute. Muhos Research Station, Muhos, Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 10(3): 235-244
56. Niemistö, P. 1996. Yield and quality of planted silver birch (*Betula pendula*) in Finland - Preliminary review. *Norw. J. Agr. Sc., Suppl.* 24: 51-59.
57. Nilsson L.O., Wallander H. 2003. Production of external mycelium by ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce forest was reduced in response to nitrogen fertilization. *New Phytologist*, 158: 409-416
58. Nilsson U., Gemmel P., Johansson U., Karlsson M., Welander T. 2002. Natural regeneration of Norway spruce, Scots pine and birch under Norway spruce shelterwoods of varying densities on mesic-dry site in Southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 161: 133-145
59. Nohrstedt H.-Ö. 2001. Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: a review of Swedish experiences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 555-573
60. Nohrstedt H.-Ö. 2000. Effects of soil scarification and previous N fertilization on pools of inorganic N in soil after clear-felling of a *Pinus sylvestris* (L.). *Silva Fennica* 34(3): 195-204
61. Nordborg F. 2011. Effects of site preparation on soil properties and on growth, damage and nitrogen uptake in planted seedlings. *Silvestria* 195, lpp. 1-25
62. Nordlander G., Örlander G., Petersson M., Bylund H., Wallertz K., Nordenhem H., Langstrom B. (2000) Pine weevil control without insecticides – final report of a research program. Swedish University of Agricultural Sciences. Lpp 1- 177.
63. Nord-Larsen T. 2002. Stand and Site Productivity Response Following Whole-tree Harvesting in Early Thinnings of Norway Spruce (*Picea Abies* (L.) Karst.). *Biomass and Bioenergy* 23: 1-12
64. Odiņš J., Bušs K., Kļaviņš J., Maike P. 1960. Meža nosusināšana. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība. 284 lpp.



65. Oleskog G. 1999. The effect of seedbed substrate on moisture conditions, germination and seedling survival of Scots pine. PhD-Thesis. Dep.of Forest Management and Products, Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences. Silvestria 99.
66. Olsson B.A., Staaf H., Lundkvist H., Bengtsson J., Rosén K. 1996b. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. Forest Ecology and Management 82: 19-32
67. Örlander G., Gemmel P., Hunt J. 1990. Site preparation: A swedish overview. FRDA report, B.C. Ministry of Forests, Canada, 62 p.
68. Örlander G., Nilsson U. 1999. Effect of reforestation methods on pine weevil (*Hylobius abietis*) damage and seedling survival. Scandinavian Journal of Forest Research 14: 341-354
69. Ostwald E. 1878. Über den Einfluss der Entwässerungen versumpfter Orte auf den Baumwuchs. Baltische Woch. Schr., No.13, S.16–22.
70. Pape R. 1999a. Effects of thinnings regime on the wood properties and stem quality of *Picea abies*. Scandinavian Journal of Forest Research, 14: 38-50
71. Pape R. 1999b. Influence of thinnings and tree diameter class on the development of basic density and annual ring width in *Picea abies*. Scandinavian Journal of Forest Research, 14: 27-37
72. Parviainen J. 1978. Taimisto- ja riukuvaiheen männikön harvennus. Referat: Durchforstung im Kiefernbestand in der Jugendwuchs- und Stangenholzphase. Folia Forestalia 346, 40 p. (In Finnish with German summary)
73. Persson P. 1969. The influence of various thinning methods on the risk of windfalls, snow-breaks and insect attacks. In: Proceedings of IUFRO meeting „Thinning and Mechanization“, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, September 1969, p.169-174
74. Pettersson F., Högbom L. 2004. Long-term Growth Effects Following Forest Nitrogen Fertilization in *Pinus sylvestris* and *Picea abies* Stands in Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research, Vol. 19(4): 339-347
75. Pettersson N. 1993. The effect of density after precommercial thinnings on volume and structures in *Pinus sylvestris* and *Picea abies* stands. Scandinavian Journal of Forest Research 8: 528-539
76. Pfister O., Wallentin C., Nilsson U., Ekö P.-M. 2007. Effects of wide spacing and thinnings strategies on wood quality in Norway spruce (*Picea abies*) stands in southern Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research, 22: 333-343
77. Pretzsch H. 1999. Structural diversity as a result of silvicultural operations. In: „Management of mixed-species forest: silviculture and economics“, Olsthoorn A.F.M et al. (Eds.), IBN Scientific contributions 15, Wageningen, Netherlands
78. Ruha T., Varmola M. 1997. Precommercial thinnings in naturally regenerated Scots pine stands in northern Finland. Silva Fennica 31(4): 401-415
79. Ruseckas J. 2000. Root abundance of pine, spruce, birch and black alder in the peat soils. Baltic Forestry, Vol 6-2(11): 10-15
80. Salminen H., Varmola M. 1990. Poulukkatyyppin kylvömänniköiden kehitys taimikon myöhäisestä harvennuksesta nuoren metsän ensiharvennukseen. Abstract: Development of seeded Scots pine stands from precommercial thinnings to first commercial thinning. Folia Forestalia 752, 29 p. (In Finnish with English summary)
81. Sikström U. 2005. Pre-harvest soil acidification, liming or N-fertilization did not significantly affect the survival and growth of young Norway spruce. Silva Fennica, 39(3): 341-349

82. Sundstrom, E., Hannel, B. 1999. Afforestation of low-productivity peatlands in Sweden – the potential of natural seeding. *New Forests* 18: 113-128
83. Šķiņķis C. 1992. Hidromeliorācijas ietekme uz dabu. Rīga: Zinātne. 297 lpp.
84. Talbot B., Suadicani K. 2005. Analysis of Two Simulated In-field Chipping and Extraction Systems in Spruce Thinnings. *Biosystems Engineering*, 91: 283-292
85. Tamm C. O. 1980. Response of spruce forest ecosystems to controlled changes in nutrient regime, maintained over periods up to 13 years. In: *Proceedings of the Symposium: Stability of spruce forest ecosystems*. Klimo E. (ed.). Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, Brno, p.423-433
86. Valinger E., Pettersson N. 1996. Wind and snow damage in a thinnings and fertilization experiment in *Picea abies* in southern Sweden. *Forestry*: 69(1), 25-33
87. Valkonen S., Ruuska J. 2003. Effect of *Betula pendula* admixture on tree growth and branch diameter in young *Pinus sylvestris* stands in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18: 416-426
88. Varmola M. 1996. Nuorten viljelymänniköiden tuvotos ja laatu. Abstract: Yield and quality of young Scots pine stands at the sapling and pole stages after thinnings. *Folia Forestalia* 524, 70 p. (In Finnish with English summary)
89. Varmola M., Kolström T., Mehtätalo E. 1998. The effect of release cutting on the growth and external quality of the dominant trees in a *Pinus sylvestris* stand established by spot sowing. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 151-159
90. Varmola M., Salminen H. 2004. Timing and intensity of precommercial thinnings in *Pinus sylvestris* stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19:142-151
91. Vestjordet E. 1977. Avstandsregulering av unge furu- och gran-bestand: I: Data, stability, dimension, distribution, etc. *Meddelser fra norsk Institut for skogforskning* 33: 309-436. (In Norwegian with English summary)
92. Voukila Y. 1969. Present thinning practice in Finland. In: *Proceedings of IUFRO meeting „Thinning and Mechanization”*, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, September 1969, p.34 -38
93. Vuokila Y. 1972. Taimiston käsittely puuntuotannolliselta kannalta. Summary: Treatment of seedling stands from the viewpoint of production. *Folia Forestalia* 141, 37 p. (In Finnish with English summary)
94. Zalitis T., Zalitis P. 2007. Growth of Young Stands of Silver Birch (*Betula pendula* Roth.) Depending on Pre-commercial Thinning Intensity. *Baltic Forestry*, 13(1): 61-67
95. Zālītis P. 1996. Forest hydrological parameters as a function of stand structure and meteorological conditions. *Baltic Forestry*, Vol.2., No.2, p. 2-8.
96. Zālītis P. 1971. Meža nosusināšanas sistēmu bojāšanās cēloņi un to novēršana. *Mežsaimniecība un Mežrūpniecība*, 2: 36-37
97. Zālītis P. 2006. Mežkopības priekšnosacījumi. Rīga: Et Cetera. 217 lpp.
98. Zālītis P., Lībiete Z. 2003. Egļu jaunaudžu augšanas gaitas savdabības āreņos un kūdreņos. *Mežzinātne*, 13 (46): 21-36
99. Zālītis P., Lībiete Z. 2005. Egļu jaunaudžu augšanas potenciāls. *LLU Raksti*, 14(309): 83-93
100. Zālītis P., Muižzemniece I. 2005. Priedes un egles stumbra gadskārtu struktūra kūdreņos. *Mežzinātne*, 15(48): 3-13
101. Zālītis P., Špalte E. 2002. Egļu jaunaudžu augšanas gaita. *Mežzinātne*, 11(44): 3-12

102. Zālītis P., Vuguls G. 1995. Hidroloģisko parametru izmaiņas nosusinātajos priežu mežos. *Mežzinātne*, 5(38): 3-15
103. Zālītis P., Zālītis T. 2003. Bērzu jaunaudžu kopšana. *Mežzinātne*, 12(45): 3-16
104. Zālītis T. 2008. Kārpainā bērza audžu augšanas gaitu un stumbra kvalitāti ietekmējošie faktori auglīgajos meža tipos Latvijā.- Jelgava, LLU, 52 lpp.
105. Zerbe A. 1996. Birkennaturverjüngung. *Forstwirtschaft und Wir* 17: 23-30
106. Буш К.К., Клявиньш Я.Я., Майке П.М., Сабо Е.Д. 1960. Осушение лесных земель. Москва-Ленинград, Гослесбумиздат, 158 с.
107. Буш К.К. 1958. Влияние осушения на прирост избыточно увлажненных типов леса Латвийской ССР: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Рига. 25 с.
108. Буш К.К. 1968. Взаимосвязь между продуктивностью древостоев и интенсивностью осушения. В: Вопросы гидролесомелиорации, Рига, с. 5-50
109. Буш К.К. 1972. Использование текущего прироста в высоту при бонитировке осушенных лесов. В: Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве, Рига, с. 178-181
110. Буш К.К., Залитис П. П. 1968. О режиме грунтовых вод осушенных лесов. В: Вопросы гидролесомелиорации, Рига, с. 51-69
111. Буш М.К., Пелсе Б.И., Копмане И.В. 1975. Исследование потребностей молодых растений ели в основных элементах питания. В: Ель и ельники Латвии, Рига, с. 86-93
112. Вомперский С. Э. 1968. Биологические основы эффективности лесоосушения. Москва, изд-во „Наука”, 294 с.
113. Гортинский Г.Б. 1972. Годичный прирост древесины как показатель эффективности азотных удобрений в еловых лесах зеленомошной группы. В: Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве, Рига, с. 192-196
114. Грозин А.Н. 2003. Влияние осушения и выборочных рубок в елово-лиственных древостоях на состояние и рост подроста ели в условиях Среднего Урала: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Екатеринбург. 21 с.
115. Залитис П. 1963. Динамика сезонного прироста еловых молодняков в зависимости от степени осушения. В: Повышение продуктивности леса, Рига, с. 53-58
116. Залитис П. 1967. Динамика сезонного прироста деревьев в осушенных сосняках и ельниках осоково-тростниковых: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Елгава. 25 с.
117. Залитис П. 1968. Динамика среднесуточного прироста сосны и ели в осушенном осоково-тростниковом типе лесорастительных условий. В: Вопросы гидролесомелиорации, Рига, с.127-165
118. Иматова И. А., Чиндяев А. С., Залесов С. В. 1997. Особенности роста корневых систем подроста сосны на осушенных сфагновых болотах. В: Гидротехническая мелиорация земель, ведение лесного хозяйства и вопросы экологии, Санкт-Петербург, с. 82
119. Крот В.Ф. 1975. Влияние двухкратной азотной подкормки на текущий прирост ели. В: Текущий прирост древостоев, Минск, с. 152-156
120. Матюшкин В.А. 1997. Изменение густоты и породного состава сосновых насаждений в связи с осушением. В: Гидротехническая мелиорация земель, ведение лесного хозяйства и вопросы экологии, Санкт-Петербург, с. 57-58

121. Руткаускас А.Ю. 1972. Особенности производительности сосновых и еловых насаждений в разных почвенно-типологических условиях Литовской ССР: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Минск. 22 с.
122. Столяров Д.П., Ананьев В.А. 1986. Строение и рост ельников после осушения . В: Ведение хозяйства на осушенных землях, Ленинград, с. 19-34
123. Цирулис Я.М. 1952. Распространение и хозяйственное значение березы в Латвийской ССР. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук, Рига, 15 с.

## ***2. Vielu aprite, augsne un ūdens***

### **2.1. Elementu aprite ekosistēmās**

Elementu aprite ekosistēmās ir sarežģīta. Daži elementi cirkulē galvenokārt starp dzīvajiem organismiem un atmosfēru, kamēr citi pārsvarā starp organismiem un augsni. Atsevišķiem elementiem aprite var notikt abos veidos. Augu un dzīvnieku organismos norisinās arī iekšēji cikli, kuros notiek barības vielu akumulācija organismā. Ņemot vērā šīs atšķirības, elementu pārvietošanās ekosistēmās var būt attiecināma uz vienu vai vairākiem no trim galvenajiem aprites ciklu veidiem (Kimmins 1997).

1. Ģeoloģiskie cikli: ķīmisko elementu apmaiņa starp ekosistēmām. Piemēram, vējš transportē barības elementus putekļu un lietus veidā no vienas ekosistēmas uz citu attālumos, kas svārstās no mazāk kā 100 m līdz pat vairākiem tūkstošiem kilometru. Upju ūdens transportē barības vielas no mežiem uz okeāniem, un ūdens pārvietošanās augsnē veic barības vielu pārvietošanu no ekosistēmām, kas atrodas augstākās vietās uz ekosistēmām nogāžu pakājē. Oglekļa dioksīds ( $\text{CO}_2$ ), kas izdalījies kokiem elpojot, var tikt pārnesti pāri kalniem un atkal absorbēts fotosintezējošos kokos. Ģeoloģisko ciklu telpiskā skala ir ļoti plaša (lielāka par 100 m). Tas nozīmē, ja reiz konkrētā molekula vai atoms ir atstājis ekosistēmu, tad, iespējams, tur nekad vairs neatgriezīsies. Arī laika skala ir ilga (miljoni gadu barības vielām nonākot okeānu sedimentos), lai gan tā var būt arī samērā īsa, kā piemēram  $\text{CO}_2$  gadījumā. Tajā pašā laikā ogleklis var tikt ieslēgts organiskajā vielā, kas paliek nesadalīta tajā pašā ekosistēmā simtiem gadu.

Pēc amerikāņu zinātnieku datiem 80-100% no Ca, Mg, K un P ieneses ekosistēmās notiek augsnes minerālu un iežu dēdēšanas rezultātā (Bormann, Likens 1979). Tomēr dēdēšana ir ļoti lēna elementu plūsma un atbrīvoto elementu devas ir ļoti niecīgas, piemēram, Vācijā, dižskābaržu audzē K – 3.5-7.1 kg ha<sup>-1</sup> gadā, Ca – 0.4-21 kg ha<sup>-1</sup> gadā un Mg – 3.3-4.9 kg ha<sup>-1</sup> gadā (Ellenberg et al. 1986).

2. Bioģeoloģiskie cikli: ķīmisko elementu apmaiņa ekosistēmas iekšienē. Piemēram, slāpekli pēc meža nobiru vai zemsedzes sadalīšanās absorbē koku saknes. Tālāk tas tiek transportēts uz jaunajām lapām atgriežoties meža zemsedzē, lapām rudenī nokrītot. Piemēram, kālijs krūmu lapotnē var tikt iekļauts barošanās ķēdē, ja krūmus savā barībā izmanto brieži. Tos savā barībā savukārt var izmantot plēsēji. Barības elements tādā gadījumā ekosistēmā var atgriezties plēsēja organisma metabolisma produktu veidā. Bioģeoloģisko ciklu telpiskā skala ir salīdzinoši neliela, jo, piemēram, augam uzņemot barības elementu, tas parasti atgriežas atpakaļ tajā pašā platībā. Dzīvnieki, vējš, vai ūdens var pārdalīt barības vielas lielākos attālumos vienas ekosistēmas robežās, kā arī pārnest barības

vielas no bioģeoķīmiskā uz ģeoķīmisko ciklu, iznesot tās ārpus ekosistēmas robežām. Īpaša loma barības vielu transportā starp ekosistēmām var būt putnu pārlidojumiem.

Laika skala kopumā ir īsāka nekā ģeoķīmiskajā ciklā. Aprīte var ilgt dažas stundas, piemēram, kāliju uzņemot augā no augsnes un izskalojot no lapām lietus laikā, kā arī tūkstošiem gadu, piemēram iekļaujot kalciju ilgdzīvojošu koku audos. Bioģeoķīmiskajā aprītē meža ekosistēmās lielākā daļa barības elementu paliek un tiek akumulēti tās pašas ekosistēmas robežās.

3. Bioķīmiskie, jeb iekšējie cikli: ķīmisko elementu pārvietošanās atsevišķu augu un dzīvnieku organismu iekšienē kā daļa no aktīvajiem metaboliskajiem procesiem. Barības vielas tiek uzkrātas auga iekšienē, tām pārvietojoties no īslaicīgajiem lapu audiem, iekams tās tiek nomestas, uz jaunākiem, intensīvi augošiem audiem vai rezerves barības vielu uzkrāšanas vietām. Augi pastāvīgi nepārtraukti pārvieto barības vielas uz vietām, kur tās visvairāk nepieciešamas.

Jebkura meža ekosistēma veidota no trīs pamatkomponentiem, t. i., no augiem, augšanas apstākļiem un dzīvniekiem. Mežu ekoloģijā pieņemts raksturot vertikālā griezumā, nodalot: kokaudzi, paaugu, pamežu un zemsedzi. Augšanas apstākļus raksturo arī augsne. Meža ekosistēmas ietvaros ietilpst augsnes daļa – līdz 30-40 cm dziļumam, t. i., dziļumam, kādā sniedzas kokaugu aktīvās saknes. No mežsaimniecības viedokļa lielākā uzmanība veltāma meža ekosistēmas galvenajam producentam – kokaudzei. Mūsdienās jau ir noskaidrots, ka augi satur gandrīz visus tos elementus, kuri ir konstatēti augsnē.

Deviņdesmit pieci procenti no augu sausnes masas sastāva ieņem ogleklis, ūdeņradis, skābeklis un slāpeklis. Fosfors, sērs, kālijs, kalcijs, magnijs, silīcijs, alumīnijs, nātrijs un hlors kopā sastāda 4%, bet mikroelementi - dzelzs, mangāns, cinks, varš, molibdēns un bors – 1%. Svarīgāko barības elementu daudzums augā samazinās secībā – N, K, Ca, P, Mg (Lyr et al. 1992). Pēc citiem datiem (Schachtschabel et al. 1998) makroelementu sastopamība dilstošā secībā pēc to daudzuma augā ir sekojoša: N, K, Ca, Mg, P un S. Papildus tiek minēts arī Na kā nozīmīgs elements halofītiem un dažiem  $C_4$ -augiem, kā arī daudzu citu augu augšanai izmantojams elements.

Daļa elementu (skābeklis, slāpeklis, ogleklis) pārsvarā plūst starp organismiem un atmosfēru, citi, piemēram, fosfors, kālijs un magnijs – pārvietojas apmaiņā starp organismiem un augsni. Iznese no ekosistēmām ietver izskalošanās, erozijas un denitrifikācijas elementu plūsmas, kā arī zudumus gāzu veidā. Arī apsaimniekotās ekosistēmās novāktā biomasa ir uzskatāma par vielu iznesi (Röhrig, Bartsch, 1992).

### 2.1.1. Slāpeklis

Stabilu divatomu molekulu  $N_2$  veidā slāpeklis atrodas gaisā (tilpuma daļa 78.09%), Zemes atmosfērā sastādot masu  $3.86 \times 10^{15}$  t (Gisi et al. 1997). Slāpeklis biosfērā sadalās sekojošā veidā: 99.4% no tā atrodas atmosfērā, 0.5% hidrosfērā, 0.05% augsnē un 0.0005% biomasā. Slāpeklis ir iesaistīts divos aprites ciklos: 1) aprīte starp atmosfēru un augsni (sastāda apmēram 5% no kopējās slāpekļa aprites); 2) aprīte: auga barošanās – nitrātu reducēšana augā – amonifikācija, organiskajai vielai sadaloties – nitrifikācija (sastāda apmēram 95% no kopējās aprites). Slāpekļa rezerves otrā veida aprītei veido augsnes organiskajā vielā (humusā) saistītais N, kas visas pasaules mērogā sastāda  $3 \times 10^{11}$  t (Gisi et al. 1997).

Slāpeklis ir visu augu un dzīvnieku olbaltumvielu sastāvdaļa. Svarīguma ziņā slāpeklis augu sausnes masā atrodas ceturtajā vietā aiz oglekļa un ūdens elementiem (ūdeņraža un skābekļa) (Sitte et al. 1998). Tas veido apmēram 18% no proteīnu masas. Slāpekli augi parasti uzņem nitrātu formā, retāk

kā  $\text{NH}_4^+$  vai  $\text{N}_2$ . Organisko savienojumu (aminoskābes, proteīni, nukleīnskābes, koenzīmi u.c.) sastāvā tas atrodas reducētā formā. Zaļajos augos apmēram puse no visa auga slāpekļa un 70% no lapās atrodošā slāpekļa atrodas auga lapu hloroplastos. Parasti augā tikai 10-20% vai mazāk slāpekļa sastopams brīvā nitrātu vai amonija jonu formā. Dažu nitrofilo augu, piemēram, *Chenopodium album* L. un *Urtica dioica* L. šūnsulas sastāvā ietilpst arī nitrāti. Tādējādi tiem ir nozīmīga loma jonu bilancē un osmoregulācijā.

No visiem auga barības elementiem veģetācijas periodā slāpekļa satura svārstības augā ir vislielākās. Veģetācijas perioda sākumā slāpeklis visvairāk uzkrājas jaunajās skujās (lapās) (Mangalis 1989).

Atmosfēras slāpeklis parastos apstākļos ir ķīmiski neaktīvs, jo tā molekulā ir trīs nepolāras kovalentas saites. Brīvo atmosfēras slāpekli augi tiešā veidā uzņemt nespēj. Atmosfērā virs katra zemes virsmas hektāra ir aptuveni 70 tūkst. t slāpekļa, kurš lielākajai daļai augu nav izmantojams. Augiem ir pieejamas galvenokārt slāpekļa minerālās formas, kas radušās pēc organisko vielu sadalīšanās, zibens izlādes laikā, vai baktērijām fiksējot atmosfēras slāpekli. Turpretī dzīvnieki barojas ar organiskā slāpekļa savienojumiem.

Notiek nepārtraukta slāpekļa apmaiņa starp ekosistēmām un atmosfēru. Kā raksta C.E. Mortimers (Mortimer 1996), tad negaisa laikā zibens izlādē notiek reakcija starp atmosfēras slāpekli un skābekli, izveidojot slāpekļa monooksīdu (NO), kurš tālāk atkal reaģē ar skābekli, izveidojot slāpekļa dioksīdu  $\text{NO}_2$ . Tas, savukārt, reaģējot ar ūdeni, veido slāpekļskābi ( $\text{HNO}_3$ ). Slāpekļskābe kopā ar nokrišņu ūdeni nonāk augsnē, kur pēc tās neitralizēšanas, piemēram, ar kaļķi ( $\text{CaCO}_3$ ), rodas nitrāti. Ar nokrišņu ūdeņiem augsnē nokļūst vidēji apmēram 3-5 kg slāpekļa uz hektāra gadā.

Slāpekļa saturs augsnes minerālajā daļā ir ļoti niecīgs. Augsnes virskārtā 90-95% no slāpekļa ir saistīts organiskajā vielā, proti, aminoskābju polimērajā formā (30-40%), aminocukuros (5-10%) un savienojumos ar heterociklisku gredzenu struktūru.

I. Mangalis (1989) norāda, ka apmēram 20 cm biezā aramkārtā trūdvielām bagātā augsnē var būt līdz 600 kg slāpekļa uz hektāra. Izpētīts, ka jaunie kokaugi no šī daudzuma izmanto ne vairāk kā 2-3%. V. Bioloģiski saistītā slāpekļa daudzums augsnē var būt apmēram 8000 kg uz hektāra – galvenokārt saistīts dažādos dzīvajos organismos. Slāpeklis augam uzņemamā veidā augsnē neuzkrājas. Kokaugi to spēj sekmīgi uzņemt un izmantot tad, ja augsnē pietiekamā daudzumā ir pārējie barības elementi, it īpaši fosfors, un pastāv normāls augsnes siltuma un mitruma režīms. Kā atzīmē I. Mangalis (1989), tad slāpekļa uzņemšana nenotiek, ja augsnes temperatūra ir zemāka par  $+5^\circ\text{C}$ . V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) norāda, ka slāpekļa trūkums kokaugiem izraisa skuju (lapu) dzeltēšanu, veģetatīvo orgānu izmēru un masas samazināšanos. Kokiem ir mazi pieaugumi un pavājināts zarojums. Sēklas tiek ražotas ar lieliem pārtraukumiem un to raža ir maza. Augiem ir saīsināts veģetācijas periods. Pumpuri uzplaukst vēlāk, bet rudenī lapas ātrāk nodzeltē un nobirst.

Kokaugu sakņu sistēmu augsnē aptver sāļu šķīdums. Visi barības sāļi sadalās fizioloģiski skābos, fizioloģiski sārmainos un fizioloģiski neitrālos. Piemēram, fizioloģiski skābs ir sērskābes amonijs  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , no kura augā lielā daudzumā ieplūst katjons, bet anjons sakrājas barības šķīdumā un pastiprina vides skābumu. Kā fizioloģiski sārmaina sāļa piemērs var noderēt nātrija salpetris  $\text{NaNO}_3$ , no kura augā ieplūst anjons, bet katjons paliek šķīdumā, pastiprinot vides sārmainumu. Savukārt, kā fizioloģiski neitrālu sāļu piemērs var noderēt kālija salpetris  $\text{KNO}_3$  un magnija sulfāts  $\text{MgSO}_4$ , no kuriem augā ieplūst kā anjons, tā arī katjons, tāpēc skābums nemainās.

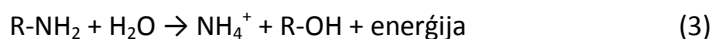
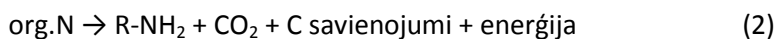
Augsnē slāpeklis ir pakļauts daudzām pārvērtībām, tas būtiski ietekmē attiecīgās ekosistēmas biomasas produktivitāti, var veicināt virszemes ūdeņu eutrofikāciju un radīt problēmas ar dzeramajam



ūdenim paredzēto gruntsūdeņu kvalitāti, slāpekļa gāzveida savienojumi atrodas mijiedarbībā ar atmosfēru.

## 2.1.2. Amonijs

Augsnes organisko vielu slāpekli (augu atliekas un humusu) augi izmanto tikai pēc tam, kad augsnes baktērijas to pārvērš neorganiskā formā. Šis process iekļauj sevī vairākus posmus, kuru rezultātā izveidojas amonjaks ( $\text{NH}_3$ ) un tā sāļi (amonifikācija). Notiek olbaltumvielu, ogļhidrātu, lignīna, miecvielu, lipīdu un darvvielu lielmolekulu hidrolīze, pārvēršot tos vienkāršākos starpproduktos (Mežals 1980). Šo hidrolīzi katalizē dažādu heterotrofo organismu (baktērijas, sēnes, protozoji) enzīmi. Organiskā viela mikroorganismiem nepieciešama elpošanas enerģijai, bet slāpeklis, ogleklis un citi barības elementi – šūnu sintēzei (Schachtschabel et al. 1998). Amonifikācijas procesā vispirms notiek makromolekulu (proteīnu, nukleīnskābju, aminopolisaharīdu) proteolītiska sašķelšana un tam sekojoša dezaminācija pēc šādas shēmas (Gisi et al. 1997):



Aerobos apstākļos amonifikācijas procesa galaprodukti ir amonjaks, oglekļa dioksīds ( $\text{CO}_2$ ), ūdens ( $\text{H}_2\text{O}$ ), sērūdeņradis ( $\text{H}_2\text{S}$ ), t. i., olbaltumvielas tiek mineralizētas pilnīgi, bet anaerobos apstākļos notiek tikai daļēja aminoskābju sadalīšanās starpproduktu oksidēšana, vidē uzkrājas amonjaks,  $\text{CO}_2$ , dažādas organiskas skābes, spirti, amīni u. c. organiski savienojumi.

Amonjaks jeb ūdeņraža nitrīds ir slāpekļa savienojums ar ūdeņradi. Tā molekulā ir trīs kovalentās saites un viens nedalīts elektronu pāris, kas pēc donorakceptora mehānisma var veidot ceturto kovalento saiti. Amonjaks saista protonus, veidojot *amonija* jonu  $\text{NH}_4^+$ . Tam ir pozitīvs lādiņš. Slāpekļa N oksidēšanas pakāpe amonija jonā ir – III, bet vērtība 4. Amonjakam ir izteiktas bāziskas īpašības: tas reagē ar skābēm, veidojot neitrālos un skābos amonija sāļus (piemēram,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ). Olbaltumvielu amonifikāciju veic *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Clostridium* u. c. ģinšu baktērijas.

Augsnes mikrobioloģijas pamatlicējs S. Vinogradskis (Виноградский 1952) aprakstījis atmosfēras slāpekļa fiksācijas procesu, ko veic augsnes baktērijas, piemēram, *Clostridium pasteurianum*, *Azotobacter chroococcum* u.c. Šajā procesā  $\text{N}_2$  molekula tiek reducēta ar to ūdeņradi, kas rodas sviestskābajā rūgšanā, un izveidojas divas amonjaka molekulas. Augsnē brīvi dzīvojošie mikroorganismi saista 5-15 kg ha<sup>-1</sup> gadā, gumiņbaktērijas – 30-40 vai pat līdz 500 kg ha<sup>-1</sup> gadā slāpekļa.

Literatūrā atrodama informācija par biogēnas izcelsmes sekundāro minerālu – montmorillonītu, kas norāda uz slāpekļa sastopamību arī dziļākos augsnes slāņos. Alumosilikātu dēdēšanas rezultātā radušies māla minerāli (montmorillonīti, nontronīti, ilīti) ir 2:1 tipa ( $\text{SiO}_4$  tetraedrs –  $\text{AlO}_6$  oktaedrs –  $\text{SiO}_4$  tetraedrs) negatīvi lādēti minerāli ar hidratizētiem katjoniem minerālu elementārslāņu starptelpās. Hidratizācija un starpslāņu telpu lielums atkarīgi no augsnes mitruma. Amonija joni, pateicoties māla minerāla negatīvajam lādiņam, tiek tik stipri piesaistīti minerāla tetraedru slāņa skābekļa gredzeniem, ka tie nestājas apmaiņas reakcijās ar neitrālo sāļu šķīdumiem un augu saknēm vairs nav viegli pieejami. Māla minerāla elementārslāņi savstarpēji cieši pievelkas un fiksētie amonija joni var atbrīvoties tikai dēdēšanas procesā. P. Šahšabels (Schachtschabel 1961) norādījis sekojošus fiksētā slāpekļa daudzumus dažādās augsnēs: piemēram, Vācijas lesa augsnēs 80-120 mg N kg<sup>-1</sup> un mālainās slapjās pļavās 150-850 mg N kg<sup>-1</sup>.

Nereti pēc slāpekļa savienojumu izmantošanas koku sugas iedala amonija un nitrātu koku sugās. Pastāv uzskats, ka skuju koku sējeņi un stādi labāk nekā lapu koki izmanto slāpekli no amonija sāļiem

(Mangalis 1989). Amerikāņu ekologs R. E. Riklefs (Ricklefs 1976) uzskata, ka no visām slāpekļa formām augsnē, vēlamākais ir amonjaks vai amonija jons, tāpēc, ka to pārvēršanai organiskajos savienojumos augs patērē mazāk enerģijas, tomēr augstās koncentrācijās tas ir toksisks augu audiem.

Amonija izmantošanā ar augiem konkurē mikroorganismi. Konkurences iznākumu nosaka augsnē esošais viegli uzņemamo ogļhidrātu daudzums (attiecība C:N). Ja augsnē šīs attiecības ir pārāk plašas, t. i., pārākumā atrodas ogļhidrāti (piemēram, 100 : 1), tad strauji pieaug augsnes mikroorganismu skaits un to masa. Augsnē esošo minerālo slāpekli mikroorganismi izmanto olbaltumvielu sintēzei savās šūnās (imobilizācija), un tā daudzums augsnē samazinās.

Amonijs, kā galvenā slāpekļa minerālā forma dominē purvainajās (kūdras) augsnēs. Šīs augsnes ir visai bagātas ar slāpekli, bet tas atrodas grūti šķīstošu savienojumu veidā (Яншевска 1977). Meža augsnēs dominējošais slāpekli saturošo vielu transformācijas process ir amonifikācija, jo nitrifikācijas procesus nomāc skābā augsnes reakcija. Z. Janševska izdarījusi analīzes nosusinātā apmežotā augstā purva kūdrā kādreizējā Inčukalna MRS Saulkrastu mežniecībā (Яншевска 1977). Kopējā slāpekļa daudzums nemēslotajos kontroles parauglaukumos sastādījis 1.1%. Amonija slāpekļa daudzums veģetācijas perioda laikā atsevišķos gados svārstījās robežās 15-20 mg 100g<sup>-1</sup> absolūti sausas augsnes. Maksimālais slāpekļa daudzums konstatēts jūlija mēnesī. Sakarā ar intensīvo kokaudzes un zemsedzes augu augšanu pats zemākais kustīgo slāpekļa formu saturs konstatēts maija beigās un jūnijā.

Orlovs (Орлов 1966) Dienvidtaigas mežos Krievijā analizējis amonija slāpekļa daudzumu dažādu meža tipu augsnēs. Egļu tīraudzē velēnu vāji podzolētā augsnē augšējā 30 cm biezā slānī, kur izvietojušās ap 99% no visām egļu aktīvajām saknēm konstatēts 58 kg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> uz hektāra. Divdesmit centimetri biezā stipri podzolētās augsnes slānī egļu audzē ar nelielu bērza piemistojumu konstatēts 14 kg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> uz hektāra. Savukārt 4 cm biezā slānī mitrā kūdrainā podzolētā glejotā augsnē egļu-bērzu audzē ar sfagniem zemsedzē konstatēts mazāk kā 3 kg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> uz hektāra.

Pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem Latvijā aktīvā slāpekļa (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) daudzums sakņu izplatības zonā priežu silā piejūras smiltāju audzēs nepārsniedz 10-15 g m<sup>-3</sup> augsnes, bet priežu mētrajos un damakšņos, kas izvietojušies uz sandru smiltāju nogulumiem sasniedz 20-25 g m<sup>-3</sup> augsnes. Uz mineralogiski bagātiem sandru smilts nogulumiem augošos priežu damakšņos aktīvā slāpekļa daudzums sakņu izplatības zonā ir ap 20-30 g m<sup>-3</sup> augsnes. Egļu vēra augsnēs uz morēnu māla nogulumiem aktīvā slāpekļa krājumi sakņu izplatības zonā ir aptuveni 30-35 g m<sup>-3</sup> augsnes. Skuju koku mežos ar kūdras augsnēm aktīvais slāpekļis ir 65-70 g m<sup>-3</sup> augsnes. Bērzu audzēs, kas Latvijas apstākļos parasti izveidojušās uz morēnu vai slokšņu māla nogulumiem ar velēnu podzolētajām augsnēm, neraugoties uz lielo trūdvietu un kopējā slāpekļa daudzumu, aktīvā slāpekļa savienojumu (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) krājumi ir nelieli. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> daudzums sakņu izplatības zonā ir vidēji ap 2.5 mg 100 g<sup>-1</sup> augsnes. Atzīmēts, ka paaugstināts NH<sub>4</sub><sup>+</sup> daudzums augsnē konstatējams agri pavasarī pēc sniega nokušanas. Atjaunojoties veģetācijas periodam, aktīvā slāpekļa krājumi augsnē strauji samazinās, sasniedzot minimumu maija beigās – jūnija sākumā.

Nozīmīgs ir arī jautājums par slāpekļa vielu nokļūšanu un daudzumu atmosfērā, kā arī to emisiju ekosistēmās ar nokrišņiem. Pēc P. Šahtšabela, H.P. Blumes, G. Brummera u.c. (Schachtschabel et al. 1998) datiem globālā vidējā NH<sub>3</sub> koncentrācija atmosfērā ir ap 3 ppbv (3 nanogrami NH<sub>3</sub> 1 gramā gaisa). Zināms, ka augu lapas var uzņemt amonjaka slāpekli arī no gaisa, tomēr amonjaka un slāpekļa oksīdu daudzums atmosfēras gaisā ir pārāk niecīgs, lai to varētu uzskatīt par nozīmīgu augu barošanās veidu.

Konstatēts, ka vides piesārņojuma vielu lielākā daļa augsnē nonāk ar atmosfēras nokrišņiem: amonijs vairāk kā 90%, nitrāti – 60-70% (Laiviņš un citi 1996). Amonjaka gāze izgaro atmosfērā no bioloģiski aktīvām, kaļķi saturošām augsnēm. Īpaši liela NH<sub>3</sub> emisija konstatēta reģionos ar intensīvu



lopkopību (piemēram, Ziemeļrietumvācijā un Holandē). Šādos reģionos paaugstinātas  $\text{NH}_3$  emisijas ietekmē arī mežos notiek smilts augšņu paskābināšanās, kā arī nitrātu daudzuma palielināšanās gruntsūdeņos pat virs  $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$  (Schachtschabel et al. 1998).

Antropogēnās  $\text{NH}_3$  emisijas apjomi, piemēram, novērtēti Vācijā 1990. gadā (Ammonia emission... 1994), kad kopējā emisija bijusi  $664\,000$  tonnas  $\text{N-NH}_3$ . No šī apjoma 79.9% sastādīja lopkopības izcelsmes emisija, 11.8% - slāpekļa minerālmēslojums, 0.2% - rūpniecības izmeši, 4.1% - lauksaimniecības kultūras un 8% - dažādas citas izcelsmes amonija slāpekļa emisija. Tehniskajā pārskatā minēti arī vidējie dati no 16 Viduseiropas valstīm. Arī šeit no kopējā emisijas apjoma –  $4.016 \times 10^6$  tonnas, lielākā daļa (73.7%) sastādīja lopkopības izcelsmes emisija.

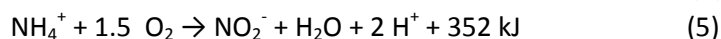
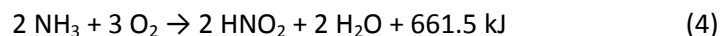
Pēc Norvēģijas meteoroloģijas institūta rīcībā esošās informācijas pēdējos gados Latvijas teritorija ar pārrobežu pārnesei saņem vairāk par  $21\,000$  tonnām slāpekļa gadā. Slāpekļa emisijas kopapjoms 1993. gadā Eiropā bijis  $21$  miljoni tonnu (Agren 1994; Elvingson 1993; 1995; 1996). Mūsu valstī esošie uzņēmumi un autotransports veido tikai 3-5% no slāpekļa savienojumu piesārņojuma kopējā daudzuma (Vides piesārņojuma... 1994; 1997).

M. Laiviņš (1998) konstatējis, ka ar nokrišņiem visvairāk slāpekļa augu valstī un augsne nonāk tieši amonija formā. Pēc viņa datiem, Latvijas vidējais amonija fons nokrišņos ir  $5\text{--}6 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā. Pēc P. Šahtšabela, H.P. Blumes, G. Brummera u.c. (Schachtschabel et al. 1998) rīcībā esošās informācijas Vācijā slāpekļa depozīts sastāda  $20\text{--}50 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā (50%  $\text{N-NO}_x$  un 50%  $\text{N-(NH}_3 + \text{NH}_4)$ ), bet rūpniecisko centru un lopkopības fermu tuvumā pat  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  gadā. Holandē vidēji no atmosfēras augsne nonāk  $47 \text{ kg N ha}^{-1}$  gadā (34%  $\text{N-NO}_x$ , 49%  $\text{N-NH}_3$  un 17%  $\text{N-NH}_4$ ). ASV centrālajos reģionos slāpekļa depozīts līdzinās Latvijas apstākļiem un sastāda  $5 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā. Saskaņā ar M. Laiviņa (1998) novērojumiem pēdējos gadu desmitos Latvijā samazinās priežu mežu noturība. Tajos mainās augu sugu sastāvs un aizvien vairāk parādās priežu mežiem neraksturīgas sugas, kas konkurē ar priedi un tās pavadītājsugām zemsedzē. Iespējams, ka tas ir sekas vispārējai eitrofikācijai. E. Špalte (2002) konstatējis korelāciju, kas liecina, ka priedes defoliāciju samazina amonija pieplūduma samazināšanās augsne.

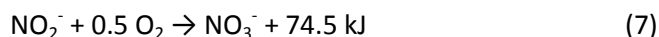
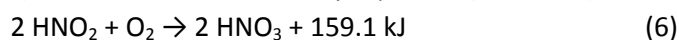
### 2.1.3. Nitrīti un nitrāti

Nākošais process slāpekļa apritē ir nitrifikācija, ko augsne nodrošina prokariotiskie organismi, kas apvienoti speciālā – nitrificējošo baktēriju grupā. Nitrifikācijas process norisinās divās fāzēs (Виноградский 1952):

- 1) amonjaka vai amonija jonu oksidēšana līdz slāpekļpaskābei (nitrītiem)



- 2) slāpekļpaskābes (nitrītu) oksidēšana līdz slāpekļskābei (nitrātiem)



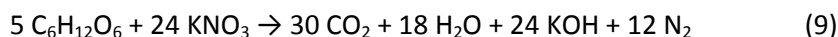
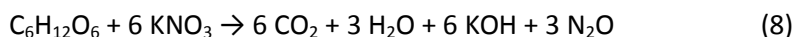
Pirmajā fāzē piedalās hemoautotrofās, obligāti aerobās *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosavbrio* un *Nitrospira* ģinšu baktērijas. Kā starpprodukti šajā fāzē var rasties hidroksilamīns ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) un nitroksils ( $\text{NOH}$ ) (Gisi et al. 1997). Nitroksils var ķīmiskā ceļā pārvērsties par  $\text{N}_2\text{O}$  un kā gāze aizplūst atmosfērā.

Procesa otro fāzi veic *Nitrobacter*, *Nitrospina* un *Nitrococcus* ģinšu sugas, kas nitrītus tālāk pārvērš nitrātos. Tā kā otrās fāzes reakcija norisinās ātrāk nekā pirmās, tad nitrītus augsne sastop ļoti niecīgā daudzumā. *Nitrosomonas* un *Nitrobacter* ģinšu starpā vērojams komensālisms vai parabioze, kas

izpaužas kā vienas populācijas labvēlīga ietekme uz otru. *Nitrosomonas* ģints baktērijām oksidējot amonjaku līdz nitrātiem, *Nitrobacter* ģints baktērijas tiek apgādātas ar enerģētisko substrātu. Tādējādi *Nitrosomonas* ģintij (kā arī citiem organismiem) indīgie nitrāti ātrāk tiek oksidēti līdz nitrātiem (Sitte et al. 1998).

Enerģiju, kas izdalās nitrifikācijas procesā baktērijas izmanto CO<sub>2</sub> redukcijai un organisko vielu sintēzei. Izveidojušies nitrāti ir viens no galvenajiem zaļo augu slāpekļa avotiem.

Līdzās nitrifikācijai tāpat ar baktēriju līdzdalību notiek pretējs process – denitrifikācija, t. i. nitrāta jona reducēšana līdz kādam no gāzveida savienojumiem – NO, N<sub>2</sub>O vai N<sub>2</sub>, it sevišķi tad, ja augsnē trūkst skābekļa (anaerobos apstākļos) un ir daudz augu atlieku. Augsnē anaerobos apstākļos nitrātus kā elektronu akceptorus elpošanas procesos izmanto heterotrofās denitrificētājas baktērijas (“nitrātu elpošana”). V. Larhers (Larcher 1980) šo procesu attēlo sekojošu vienādojumu veidā:



Denitrifikācijas procesu nodrošina *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Clostridium* u. c. ģinšu baktērijas. Denitrificētājām baktērijām par enerģijas materiālu (elektronu donoru) un šūnu sastāvdaļu sintēzei kalpo viegli pieejamais organiskais ogleklis (C<sub>org</sub>). Purvu augsnēs denitrifikācijas potenciāls sniedzas pat līdz 1 m dziļumam (Schachtschabel et al. 1998).

Denitrifikācija, protams, ir nozīmīgs slāpekļa aprites posms, nodrošinot tā atgriešanos atmosfērā un samazinot vides eutrofikāciju. Tomēr tai ir arī savas negatīvās puses. Denitrifikācijas rezultātā augsne zaudē minerālo slāpekli, kas nepieciešams augu barošanās procesā.

Kā atzīmē P. Šahtšabels, H.P. Blume, G. Brummers u.c. (Schachtschabel et al 1998), tad pretstatā lauksaimniecības zemēm, meža ekosistēmās denitrifikācija ir maz pētīta. Piemēram, Mičiganā, ASV, mežos ar smilts augsnēm, dažādos drenētības apstākļos slāpekļa zudumi denitrifikācijas rezultātā bijuši < 1 kg N ha<sup>-1</sup> gadā, smilšmāla augsnēs – 10-24 kg N ha<sup>-1</sup> gadā, bet mālainās augsnēs – 18-40 kg N ha<sup>-1</sup> gadā (Aulakh et al.1992).

Slāpekļa savienojumu oksidētās formas – nitrāti un nitrīti ir enerģētiski nabadzīgas, ļoti kustīgas (slikti adsorbējas augsnē), ķīmiski inertas, un tāpēc var uzkrāties augu organismā arī brīvā veidā, neradot jūtamas izmaiņas vielu maiņas procesos. Augi nitrātus uzņem un izmanto labi. Tādēļ tie uzskatāmi par galveno augu slāpekļa avotu augsnē (Sitte et al. 1998). Tomēr bioenerģētiski tie vērtējami kā neizdevīgi, jo slāpekļš tajos ir oksidētā formā.

Tā kā nitrāti ir ļoti kustīgi, augsnē tie parasti neuzkrājas lielā daudzumā. Piemēram, bērzu audzē ar velēnu podzolēto augsni uz morēnu māla nogulumiem aktīvais slāpekļš NO<sub>3</sub><sup>-</sup> formā konstatēts tikai atsevišķos veģetācijas perioda posmos (vasaras vidū), un tā daudzums sakņu izplatības zonā nepārsniedz 3 mg 100 g<sup>-1</sup> augsnes (Kāposts, Sacenieks, 1981). Pētnieki norāda, ka šāds aktīvā slāpekļa daudzums nespēj pilnīgi nodrošināt mežaudzes prasības.

Lielu iespaidu uz vidi atstāj arī industriālie gāzveida izmeši. Piemēram, NO ienese atmosfērā notiek ar gāzes, šķidrā kurināmā, autotransporta benzīna, reaktīvo lidmašīnu degvielas sadegšanu. Saskaņā ar ozonu NO pārvēršas par NO<sub>2</sub>, kas, esot lielā koncentrācijā (vairāk kā 25 daļas uz miljonu), izsauc smagas saslimšanas. Slāpekļa oksīds gaisā uzturas 3 dienas, jo 10% no NO<sub>2</sub> saskarē ar atmosfēras ūdens tvaiku pārveidojas par slāpekļskābi, kas nonāk uz zemes ar nokrišņiem (Крыгоровот вещества... 1980). Slāpekļa oksīdi ir bīstami ar savu iesaistīšanos fotoķīmiskās reakcijās un fotoķīmiskā smoga veidošanā. Šādiem gāzveida savienojumiem nokļūstot augu atvārsnītēs, tiek izjauktas ķīmiskās reakcijas, kā dēļ traucēta fotosintēze un elpošana, pasliktinās vispārējais fizioloģiskais stāvoklis, lapas un skuju dzeltē un nobirst, nokalst koku zari un galotnes, un, visbeidzot, bojā aiziet viss augs (Liepa un citi 1991).

E. Špalte (2002) secina, ka atmosfēras piesārņojums ar nitrātiem pakāpeniski palielinās globālā mērogā, un tā ietekme uz mežu nākotnē kļūs aizvien jūtama.

Nitrāti organismā gremošanas trakta un audu fermentu ietekmē reducējas līdz nitrītiem.

Slāpekļa izskalošanās no augu sakņu zonas gruntsūdeņos notiek galvenokārt  $\text{NO}_3^-$ , kā arī  $\text{N}_{\text{org}}$  formā, bet caurlaidīgās smilts augsnes – arī  $\text{NH}_4^+$  formā. Vācijā dzeramajam ūdenim paredzētajos gruntsūdeņos konstatēta nitrātu koncentrācija līdz  $11.3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ l}^{-1}$  (Schachtschabel et al. 1998).

Minerālvielu iznese ar virszemes ūdeņiem ir atkarīga no zemes izmantošanas veida. Tiros virszemes un pazemes ūdeņos slāpekļa savienojumu ir ļoti maz:  $\text{NH}_4^+$  -  $0.01\text{-}0.1 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $\text{NO}_2^-$  - līdz  $0.005 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $\text{NO}_3^-$  -  $0.01\text{-}0.5 \text{ mg l}^{-1}$ . Vislielākā iznese ir no aramzemes, kur slāpekļa saturs virszemes ūdeņos var būt  $2\text{-}84 \text{ mg l}^{-1}$  (Šķiņķis 1992). Desmit gadu laikā Vācijā lauksaimniecības augšņu gruntsūdenī konstatēta  $\text{N-NO}_3^-$  vidējā koncentrācija  $24 \text{ mg l}^{-1}$  (Wendland et al. 1993). Aprēķināts, ka visā Baltijas jūrā 1986. gadā ieplūdis 1 190 000 tonnu slāpekļa savienojumu. Pēc Zviedrijas datiem (Jansons 1996), 40% no slāpekļa un fosfora ienesēm Baltijas jūrā sastāda vielu noteces no lauksaimniecības zemēm.

#### 2.1.4. Slāpekļa organiskās formas

Augsnē 90-95% vai pat 99% (Gisi et al. 1997) no slāpekļa kopējā apjoma atrodas organiskā formā. Vienā kilogramā ar slāpekli bagātas augsnes ir apmēram 2.101 g organiskā slāpekļa, 0.019 g amonjaka slāpekļa un 0.029 g nitrātu slāpekļa. Lauksaimniecības augšņu trūdvielu horizontā mēreni-humīdā klimata apstākļos kopējā slāpekļa saturs ir 0.1-0.2%, kas sastāda  $3000\text{-}6000 \text{ kg N ha}^{-1}$  pie augsnes blīvuma  $1.5 \text{ g cm}^{-3}$  un aramkārtas biezuma 20 cm. Ganību, mežu un zemo purvu augsnēs sastopami vēl lielāki slāpekļa krājumi.

Meža augsnēs slāpekļis tāpat galvenokārt atrodas organiskajās vielās, it sevišķi humusā, kur tas atkarībā no reakcijas un aktīvā kalcija satura aizņem 3.5-5.5% no humusa, bet kopējais slāpekļa daudzums minerālaugšņu virsējos horizontos sastāda 0.05-0.85% (Mežals 1980).

Latvijas teritorijā samērā lielas platības aizņem purvi un pārmitri meži ar kūdras vai hidromorfām minerālaugsnēm. Saskaņā ar Latvijas zemes izmantošanas bilanci 2001. gadā, purvi aizņēma 4% jeb 260 tūkst. hektāru, bet pārmitro mežu platība ir 1.28 milj. hektāru (Saliņš 2002).

Kūdra uzskatāma par organiskas izcelsmes cilmiezi, kurā atrodas visi tie ķīmiskie elementi, kurus satur augi, no kuriem tā veidojusies. Pēc botāniskā sastāva izšķir ap 40 kūdras veidus. Praksē parasti izšķir sūnu kūdru, zāļu kūdru un koku kūdru (Mežals un citi 1970). Purva augsnes atkarībā no kūdru veidotājiem augiem un purva ģeomorfoloģijas iedala 3 tipos: 1) zemā (zāļu) purva augsnes; 2) pārejas purva augsnes; 3) augstā (sūnu) purva augsnes. Visvairāk barības elementu (N, CaO, MgO,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ) satur zāļu kūdra. Pēc P. Nomala (1936) un K. Bambergas (1956) datiem Latvijas purvu kūdrā ir sekojošs slāpekļa (N) daudzums (absolūti sausā kūdrā līdz 1.5-2 m dziļumam): sfagnu kūdrā – 0.93%, sfagnu-spilvu – 1.21%, grīšļu un grīšļu-hipnu – 2.71%, koku-grīšļu – 2.72%, niedru-grīšļu – 2.87%, kūdra virs ezerkaļķa – 2.70%, sapropelis – 3.70%.

Kūdrai ir liela ūdensietilpība, kas samazinās, palielinoties sadalīšanās pakāpei. Zemā (zāļu) purva kūdras tilpummasa ir lielāka nekā augstā (sūnu) purva kūdrai. Pēc P. Nomala (1936) datiem,  $1 \text{ m}^3$  sūnu purva kūdras satur vidēji 70 kg sausnes, bet zāļu purva kūdras – vidēji 135 kg sausnes. Kūdrai ir ļoti maza siltumvadītspēja, tāpēc kūdra ziemā dziļi nesasalst, bet atkūst ļoti lēni.

Vislabākie apstākļi slāpekļa uzkrāšanai ir zemajos purvos, kur izplūstošo, ar Ca un Mg hidroģenkarbonātiem bagāto gruntsūdeņu ietekmē kūdra labāk sadalās. Zemā purva kūdra bagātīgi satur pelnu elementus, jo tā veidojas no barības ziņā prasīgākiem augiem. Slāpekļa (N) daudzums tajā 2-

3.5% (Mežals un citi 1970). Pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem zemo purvu kūdra satur 2.3-3.7% slāpekļa.

Kā norāda G. Mežals, R. Skujāns, V. Freivalds u. c. (1970), tad pārejas purvos, pieaugot kūdras slāņa biezumam, arvien mazāka kļūst minerālvielām bagāto ūdeņu ietekme un augu barības vielu daudzums samazinās. Slāpekļa daudzums tajā, pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem, svārstās no 1-3%. Purva attīstības gaitā arvien vairāk pasliktinoties barības vielu režīmam, pārejas purva augi iznīkst. Sāk dominēt oligotrofie augi, no kuriem galvenie ir sfagnu sūnas. Pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem augstā purva kūdra satur vai 0.8-2% slāpekļa.

Purva augšņu ķīmiskās, fizikālās un bioloģiskās īpašības strauji izmainās pēc nosusināšanas. Strauji uzlabojas N, P, K un citu elementu dinamika. Cieša sakarība starp barības elementu saturu kūdrā un kokaudžu bonitāti konstatēta daudzos pētījumos (Вомперский 1957., 1968; Быш 1971; Капустинская 1973).

Meža augsnes organiskā viela galvenokārt krājas virs augsnes zemsegas veidā. Baktēriju darbību aizkavē koku miecvielas un sveķi, lignīna ietekmē lēnāk sadalās arī celuloze, tādēļ stipri aizkavējas organisko augu atlieku sadalīšanās (Mežals un citi 1970). Kā atzīmē G. Mežals (1980), tad zemsega ir svarīga augu barības vielu krātuve augsnē. Tā katrā meža tipā ir ar atšķirīgu ķīmisko sastāvu. Piemēram, egļu vēri slāpekļa daudzums zemsegā ir 1.21-1.50%.

Kā atzīmē P. Šahtšabels, H.P. Blume, G. Brummers u.c. (Schachtschabel et al 1998), tad organiskā slāpekļa ( $N_{org}$ ) daudzums augsnē atrodas ciešā sakarībā ar oglekļa ( $C_{org}$ ) saturu. Auglīgās lauksaimniecības augsnēs trūdkārtas horizontā attiecība C/N ir 10-12. No Latvijas meža tipiemi viszemākais C/N attiecības skaitlis ir gāršā – 14-20 (Bušs, 1981). Ļoti plaša C/N attiecība ir augsnēs ar augstu nesadalītās augu atlieku daudzumu: podzolētajās augsnēs 25-35 (Latvijas apstākļos – silā, mētrājā un lānā), bet augstajos purvos pat – 50-60.

Slāpekļi var tikt ieļauts arī humusskābju heterocikliskajos gredzenos vai izpildīt radikāļa funkcijas (peptīdi, proteīni un aminocukuri) (Gisi et al.1997). Šādā veidā slāpekļi var tikt uz ilgu laiku imobilizēti.

Augi slāpekli uzņem galvenokārt nitrātu formā. Slāpekļskābes sāļi nemainītā veidā no saknēm paceļas koksnes vadaudos un pa tiem nonāk līdz lapām. Tumsas apstākļos norisinās nitrātu uzkrāšanās lapās, bet gaismā nitrāti lapas parenhīmā tiek reducēti uz  $NH_4^+$ , notiek olbaltumvielu sintēze. Augam uzņemot slāpekli amonija sāļu formā, tie jau auga saknēs pārvēršas organiskajos savienojumos, proti, asparaginā, kas nokļūst lapās un tur pārvēršas olbaltumvielās. Ar endomikorizas palīdzību kokaugi spēj uzņemt arī organisko slāpekli olbaltumvielu sadalīšanās produktu veidā (Mežals 1980). Kā liecina pētījumu rezultāti, tad tālākais uzņemto vielu simplastiskais transports saknēs notiek caur šūnu plazmodesmām, līdz barības vielas no sakņu parenhīmas nonāk līdz vadaudiem (Lyr et al. 1992). Uzņemtie  $NO_3^-$  un  $NH_4^+$  joni var tikt pārvērsti aminoskābēs jau saknēs un tālāk transportēti blakus nepārvērstajiem  $NO_3^-$  joniem.

Slāpekļi augu sausnes sastāvā sastāda apmēram 1.5%. Koksne satur mazāk kā 0.5% slāpekļa. Visās koka biomasas sadalījuma sastāvdaļās (lapas un skujas, zari, miza, aplievas- un kodolkoksne) sausnes masas lielāko daļu sastāda ogleklis (piemēram, priedei 51.5%) (Heinsdorf, Kraus 1990). Citi elementi – N, P, K, Ca un Mg koncentrējas galvenokārt asimilācijas orgānos – lapās un skujās. D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus 1990) noteikuši barības vielu procentuālo sadalījumu priedes koksnes biomasas sadalījuma sastāvdaļās vidēji vecumā no 14 līdz 103 gadiem. Tā, slāpekļi (N) stumbra koksnē ir 0.08%, mizā vidēji 0.32%, ar skujām klātajos zaros – 0.81%, zaros ar diametru < 4 cm – 0.37%, zaros ar diametru > 4 cm – 0.07 cm, sausajos zaros – 0.29%, skujās – 1.46%. Pētnieki noteikuši arī

elementu absolūtos daudzumus dažādās koka biomasas sastāvdaļās. Tā, piemēram, 103 gadus veca priede stumbra koksne satur 72.5 g, mizā – 37.8 g, zaros – 62.4 g, dzīvajos zaros – 48.6 g, skujās – 106.2 g un virszemes biomasā kopā – 278.9 g slāpekļa.

Līdzīgi pētījumi veikti arī ar citām koku sugām. Egles koka biomasā konstatēts lielāks slāpekļa daudzums. Piemēram, simts gadus vecas egles (ar caurmēru krūšu augstumā 32 cm) koka biomasā slāpekļa kopējais saturs bijis 926 g (Nebe, Herrmann 1987). Vēl lielāku slāpekļa daudzumu satur dižskābarža koka biomasā. M. Pavlovs (Pavlov 1972) pētījumos Solingā, Vācijā dižskābarža (ar caurmēru krūšu augstumā 32 cm) koka biomasā konstatējis 1212 g slāpekļa.

P. Krāmers un T. Kozlovskis (Kramer, Kozlowski 1979) atzīmē, ka lapās var atrasties pat vairāk par 40% no kopējā slāpekļa satura kokā. Taču pirms lapu nokrišanas 1/3 līdz 2/3 no slāpekļa un citiem komponentiem atgriežas dzinumos un zaros.

### 2.1.5. Fosfors

Nozīmīgākie dabiskie fosfora savienojumi ir minerāli fosforīts  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  un apatīti  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaF}_2$ ,  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaCl}_2$ . Tie kļūst pieejami augiem iežu dēdēšanas rezultātā. Kopējie fosfora krājumi uz planētas ir sekojoši: iežos –  $10^{18}$ - $10^{19}$  tonnas, augsnē un jūrā –  $1\text{--}2 \times 10^{11}$  tonnas, biomasā –  $2 \times 10^9$  tonnas (Schachtschabel et al. 1998).

Vidējais fosfora daudzums augsnē ir  $500\text{--}800 \text{ mg kg}^{-1}$ , kas pārrēķinot uz aktīvo sakņu zonu (0-20 cm) sastāda  $1200\text{--}2000 \text{ kg ha}^{-1}$  (Gisi et al. 1997). No iepriekšminētā fosfora daudzuma augsnē 15-80% sastāda fosfora organiskie savienojumi. Trīs līdz 20% no organiskajiem savienojumiem (fitīna sāļi – fitāti, nukleotīdu fosfāti un fosfolipīdi) imobilizēti mikroorganismu biomasā.

Fosforam ir svarīga nozīme visu organismu dzīvības procesos. Neorganisko un organisko savienojumu veidā tas ietilpst šūnu struktūrkomponentu sastāvā. Fosfāti tāpat kā amonija sāļi un nitrāti ir nozīmīgi augu barošanās procesā. Fosfātu minerāli ir ūdenī mazšķīstoši. Fosfors augā tiek uzņemts fosforskābes sāļu anjonu veidā, visbiežāk kā ortofosfāts ( $\text{HPO}_4^{2-}$  resp.,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992). Uzņemtais fosfors šūnā netiek reducēts, bet atrodas neorganiskā fosfāta, fosforskābes estera vai anhidrīda formā, piemēram, kā nukleotīdu un to derivātu, nukleīnskābju, cukuru fosfātu, fosfolipīdu, koenzīmu sastāvdaļa, aleironu globulīna fitīnā (Sitte et al. 1998). Organiskie fosfāti, piemēram, adenoīnfosfāti, kalpo par enerģijas uzkrājējiem un transportētājiem (Lyr et al. 1992). Liela daļa no augā esošā fosfora ir neorganiskā fosfāta formā uzkrāta vakuolās un citoplazmā. Šeit fosforam var būt skābas un sārmainas reakcijas regulatora loma.

Augos tas koncentrēts sēklās un augļos. Tādēļ fosfora trūkums vienmēr sevišķi kaitīgi ietekmē augļu ražošanu un sēklu veidošanos. Ražas veidošanas procesā pastāv mijiedarbība starp fosforu un slāpekli (Lyr et al. 1992).

Kā atzīmē V. Kāposts un R. Sacenieks (1981), tad fosfora trūkuma apstākļos kokiem ir pelēcīga, zilganzaļa vai pat violeta skuju krāsa, reizēm tā ir pat sarkanīga. Vecākām lapām (skujām) šī pazīme izteikta vairāk. Raksturīgs mazāks lapu (skuju) daudzums, augi atpaliek augšanā. Mazāki ir arī skuju (lapu) izmēri un bieži vērojama to priekšlaicīga nobiršana.

Sadaloties augu atliekām, fosforskābe visbiežāk atbrīvojas neorganisko sāļu veidā un to no jauna var izmantot augi.

V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) rīcībā ir informācija par aktīvā fosfora (izteikta fosfora (V) oksīda –  $\text{P}_2\text{O}_5$  formā) daudzumu dažādās meža augsnēs. Priežu damaksnī uz mineralogiski bagātiem sandru nogulumiem aktīvā fosfora daudzums ir  $20\text{--}25 \text{ g m}^{-3}$ , kas spēj nodrošināt augstraģīgu priežu

audžu prasības. Egļu audzēs ar podzolētām augsnēm uz morēnu māla nogulumiem aktīvā fosfora daudzums ir neliels – pat mazāks par  $5 \text{ g m}^{-3}$ . Skuju koku mežos ar kūdras augsnēm organiskajās vielās ieslēgti barības elementi atbrīvojas lēni, tādēļ aktīvais fosfors – tikai 5 līdz  $8 \text{ g m}^{-3}$ . Bērzu audzēs ar velēnu podzolētajām augsnēm uz morēnu māla nogulumiem aktīvā fosfora daudzums arī ir nepietiekams –  $1\text{--}2.4 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  augsnes. V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) dod arī aktīvā fosfora ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) daudzumu kūdrā: sūnu purva kūdrā –  $0.04\text{--}0.12\%$ , pārejas purva kūdrā –  $0.1\text{--}0.2\%$ , zāļu purva kūdrā –  $0.12\text{--}0.5\%$ .

Līdzīgi kā slāpeklis, arī fosfors kokaugos galvenokārt akumulēts lapās vai skujās. Priedei 103 gadu vecumā kopējais fosfora daudzums koka biomasā ir  $27.4 \text{ g}$  (Heinsdorf, Kraus 1990). Eglei 100 gadu vecumā (ar caurmēru krūšu augstumā  $32 \text{ cm}$ ) koka biomasā ir  $77 \text{ g}$  fosfora (Nebe, Herrmann 1987). Dižskabārdim ar caurmēru krūšu augstumā  $32 \text{ cm}$  koka biomasā konstatēts  $185 \text{ g}$  fosfora (Pavlov 1972).

Fosfors var būt arī nokrišņu ūdenī. Līdzās kvantitatīvi ievērojamiem slāpekļskābes un sērskābes savienojumiem, depozīta veidošanā piedalās arī sālsskābes, fosforskābes, ogļskābes, skudrskābes un etiķskābes savienojumi ar disociējamo ūdeņradi (Krapfenbauer et al. 1996).

### 2.1.6. Kālijs

Pazīstamākie kālija minerāli ir silvīns  $\text{KCl}$ , silvinīts  $\text{KCl}\cdot\text{NaCl}$ , karnalīts  $\text{KCl}\cdot\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , kainīts  $\text{KCl}\cdot\text{MgSO}_4\cdot 3\text{H}_2\text{O}$ . Kāliju satur arī daudzi alumosilikāti: vizla  $\text{K}_2\text{O}\cdot 3\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 6\text{SiO}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , laukšpats jeb ortoklāzs  $\text{K}_2\text{O}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 6\text{SiO}_2$  u. c. Nelieli kālija sāļu daudzumi izšķīdušā veidā atrodas okeānu, jūru un sālsezeru ūdeņos. Atšķirībā no nātrija kālija jonus saista augsne, tāpēc tie ūdenskrātuvēs nonāk salīdzinoši nelielos daudzumos.

Kālija daudzums mikroorganismu biomasā sastāda  $25\text{--}50 \text{ kg ha}^{-1}$ . Aktīvais kālijs augsnē parasti atrodas katjona  $\text{K}^+$  formā. Lauksaimniecības augsnes aramkārtā tā daudzums sasniedz  $100\text{--}1000 \text{ kg ha}^{-1}$  (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998). Egļu vēri meža nedzīvā zemsega satur  $0.18\text{--}0.24\%$   $\text{K}_2\text{O}$  (Mežals un citi 1970). Skuju koku mežos ar kūdras augsnēm –  $50\text{--}60 \text{ g m}^{-3}$  (Kāposts, Sacenieks 1981).

Kālijs samērā daudz atrodas augu, cilvēku un dzīvnieku organismos. Kālijs sekmē fitohormonu darbību un ietekmē augu ūdens režīmu (piemēram caur atvārsnītēm), meristēmas attīstību, fotosintēzi un fotosintēzes produktu transportu.  $\text{K}^+$  ir vienīgais monovalentais katjons, kas ir ļoti nozīmīgs visiem augiem; tikai atsevišķiem mikroorganismiem to var aizstāt rubīdijs. Kālija galvenā loma ir enzīmu reakcijās. Tas ietilpst šūnas minerālajos komponentos kā osmozes un pH regulētājs (Sitte et al. 1998). Augstā  $\text{K}^+$  jona koncentrācija augā tiek sasniegta, pateicoties ļoti intensīvai šī jona uzņemšanai. Nozīmīga loma  $\text{K}^+$  jonam ir arī vielu transporta nodrošināšanā floēmā, transportā caur membrānām, mRNS saistīšanā ribosomās.

Augi bez kālija izaug ar nelielām dimensijām, ar vāji attīstītiem stublājiem un lapām. V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) norāda, ka kālija trūkuma apstākļos priedei skuju gali kļūst zilganzaļi ar vara brūnganu nokrāsu. Uz skujām parādās brūngani plankumi. Eglei skujas kļūst dzeltenas, vēlāk tās nobrūnē. Abām sugām skuju gali var atmirt. Lapu malas, sevišķi vainaga lejas daļā, kļūst dzeltenīgas, vēlāk iegūst brūnu nokrāsu. Koku vainaga augšdaļā kalst jauno dzinumu gali. Aizkavējas dzinumu pārkoksnešanās.

Organisko savienojumu sastāvā kālijs šūnā netiek iekļauts. Kālijs augā ir stipri kustīgs. No veciem atmirstošiem orgāniem tas pārvietojas uz jaunākajām, aktīvākajām auga daļām.

D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus 1990) noteikuši kālija daudzumu procentos dažādās koka biomasas sastāvdaļās priedei: stumbra koksne (bez mizas)  $0.043\%$ , mizā –  $0.155\%$ , ar skujām



klātajos zaros – 0.51%, zaros ar diametru < 4 cm – 0.17%, zaros ar diametru > 4 cm – 0.056%, sausajos zaros – 0.033%, skujās – 0.53%. V. Nebe un U. Hermans (Nebe, Herrmann 1987) aprēķinājuši kālija daudzumu 100-gadīgas egles koka biomasā, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm sastāda 371 g. M. Pavlovs (Pavlov 1972) noteicis kālija daudzumu procentos dižskābardim, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm, sastāda 701 g.

### 2.1.7. Kalcijs

Savas ķīmiskās aktivitātes dēļ kalcijs dabā brīvā veidā nav sastopams. Šķīstošie kalcija savienojumi sastopami gandrīz visos dabā esošajos ūdeņos, tie ir galvenais ūdens cietības cēlonis. Izplatītākie kalciju saturošie minerāli ir kalcīts  $\text{CaCO}_3$ , ģipsis jeb ģipšakmens  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , anhidrīts  $\text{CaSO}_4$ . Izplatītākie kalciju saturošie ieži ir kaļķakmens, krīts un marmors, kuru sastāvā ir vairāk nekā 90% kalcija karbonāta. Kalcija silikāti un alumosilikāti atrodas kalnu iežos (granītos, gneisos). Kalcijam, salīdzinājumā ar citiem sārmajiem metāliem, ir lielāka izplatība – klarks 3.6. Kalcija saturs kaļķakmeņos, merģeļos un citos iežos var pārsniegt 10% (maksimāli 40%) (Semjonovs un citi 1997).

Kalciju saturošie minerāli ir viegli šķīstoši. Šķīstot kalcija karbonātam ( $\text{CaCO}_3$ ), tas disociējas, un rodas  $\text{HCO}_3^-$  un  $\text{Ca}^{2+}$  joni (Maldavs 1964). Tomēr kalcija un arī magnija karbonāti šķīst tikai tad, ja ūdens satur  $\text{CO}_2$  un ūdens reakcija ir bāziska (Zīverts 2001). Šūnās kalcijs tiek uzņemts kā divvērtīgs katjons ( $\text{Ca}^{2+}$ ). Kalcija saturs augsnē bieži ir 0.1-1.2% (Schachtschabel et al. 1998).

Kalcija savienojumi atrodas gandrīz visos augu un dzīvnieku audos. Kalcijs ir nepieciešams jauno audu augšanai. Tas ietilpst citoplazmatisko struktūru un kodola sastāvā. Kalcija savienojumi kopā ar pektīnvielām ir galvenā vidusplātnītes masa, kas salīmē šūnapvalkus. Daudzi fermenti ir aktīvi tikai kalcija jonu klātbūtnē. Kalcijs veicina citoplazmas viskozitātes palielināšanos, būtiski ietekmē vielu iekļūšanu šūnā. Viena no galvenajām kalcija funkcijām ir neitralizēt augiem kaitīgo skābeņskābi, kas veidojas kā vielu maiņas blakusprodukts. Citoplazmā kalcijs ar kalmodulīna (kalciju-saturošs polipeptīds) palīdzību aktivizē enzīmus, bet mitohondrijos notiek tieša  $\text{Ca}^{2+}$  darbība (Lyr et al. 1992). Ja augsnē nav kalcija, tad stipri tiek nomākta sakņu sistēma.

Par kalcija trūkumu liecina priedes skuju galu dzeltēšana un vēlāka nobrūnēšana. Pie liela kalcija trūkuma lapu kokiem ieritinās lapu malas. Uz tām parādās hlorozes plankumi (Kāposts, Sacenieks 1981).

Kalcijs stimulē nitrātu uzņemšanu, olbaltumvielu sintēzi, ogļūdeņražu apmaiņu. Nosusinātajos mežos īpaši svarīga ir sakņu šūnu izstiepšana un sakņu augšanas nodrošināšana, kas veicina transpirāciju (Heinze, Fiedler 1978). Ar kalciju bagātās kūdras augsnēs novērojama bezmugurkaulnieku pārpilnība, kuri piedalās augu atlieku skeleta un šūnapvalku noārdīšanā (Пявченко, Козловская 1974). Tādēļ kalcijs tiek izmantots kūdras auglības raksturošanā. B. Zaicevs (Зайцев 1955) kūdras auglību nosaka ar tās oglekļa un kalcija daudzuma attiecību.

D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus 1990) noteikuši kalcija daudzumu procentos dažādās koka biomasas sastāvdaļās priedei: stumbra koksne (bez mizas) 0.08%, mizā – 0.67%, ar skujām klātajos zaros – 0.42%, zaros ar diametru < 4 cm – 0.32%, zaros ar diametru > 4 cm – 0.17%, sausajos zaros – 0.23%, skujās – 0.44%. V. Nebe un U. Hermans (Nebe, Herrmann 1987) aprēķinājuši kalcija daudzumu 100-gadīgas egles koka biomasā, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm sastāda 954 g. M. Pavlovs (Pavlov 1972) noteicis kalcija daudzumu procentos dižskābardim, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm, sastāda 560 g.

Kalcijs ir uzskatāms par tā saukto aktīvo biogēnu. Dzīvo organismu sadalīšanās gaitā kalcijs ātri pārveidojas minerālā formā un nonāk augsnē. Kalcijs dominē augsnes un iežu adsorbcijas kompleksā.

Starp augsnes adsorbcijas kompleksu un ūdenī esošajiem katjoniem pastāv dinamisks līdzsvars un starp tiem var notikt apmaiņas procesi, kas ietekmē augsnes ūdens ķīmisko sastāvu. Piemēram, vienvērtīgie katjoni ( $K^+$ ,  $Na^+$ ), pārejot no ūdens augsnes adsorbcijas kompleksā, no tā ekvivalentā daudzumā izspiež divvērtīgos katjonus ( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ), tādējādi izmainot ūdens ķīmisko sastāvu (Maldavs 1964). Galvenais kalcija avots pazemes ūdeņos ir kaļķakmeņi un ģipsis. Viegli šķīstošs kalcijs rodas arī alumosilikātu un, it īpaši, laukšpatu sadēdēšanas procesā. Šajā procesā līdzās nešķīstošiem sadēdēšanas produktiem (smilts, māls) rodas arī labi šķīstoši sāļi – karbonāti (Maldavs 1964). Hidrogēncarbonātu un karbonātu joni ir vieni no svarīgākajiem joniem pazemes ūdeņu ķīmiskajā sastāvā. Hidrogēncarbonātu akumulāciju limitē tieši  $Ca^{2+}$  jonu daudzums, ar kuriem tie veido vāji šķīstošus savienojumus (Semjonovs un citi 1997).

Kalcijam, tāpat kā magnijam, ir būtiska loma labas augsnes struktūras veidošanā. Kalcija un magnija joni atšķirībā no nātrija augsnē nav hidratēti (nav „aplīpuši” ar ūdens molekulām) un līdz ar to tie pieļauj grunts daļiņu maksimāli tuvu novietojumu. Līdz ar to  $Ca^{2+}$  un  $Mg^{2+}$  joni veicina māla daļiņu „salipšanu” augsnes agregātos. Šādas augsnes ūdens caurlaidība ir daudzkārt lielāka, kā bezstruktūras mālam (Zīverts 2001).

Pētījumos Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā, laikā no 1972. līdz 1979. gadam, konstatēts, ka nosusināto mežu ekosistēmā notiek ar kalciju un magniju bagāto pazemes spiedes ūdeņu pieplūde, kas vidēji gadā sastāda 0.4 mm diennaktī (Залитис 1983). Atmosfēras piesārņojuma ar skābām emisijām rezultātā Rietumeiropā bieži tiek prognozēta Ca saturs augsnē samazināšanās zem pieļaujamām robežām, kas varētu novest pie mežu produktivitātes samazināšanās (Tamm 1979). Kalcija pieplūde ar pazemes ūdeņiem samazina iepriekšminētā procesa negatīvos aspektus. Teorētiski aprēķinātā, augiem labvēlīgā kalcija un magnija attiecība augsnē ir 7:1. Tomēr, pēc Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā iegūtajiem datiem, augstproduktīvās mežaudzēs šī attiecība ir 2:1. Kūdras augsnēs Vesetnieku stacionārā kalcija un magnija daudzums nepārsniedz, attiecīgi, 1500 un 940  $mg\ l^{-1}$  augsnes (Залитис 1983).

Pēc hidroģeologu datiem kalcija daudzums pazemes ūdenī Latvijas teritorijā esošajos augšdevona franas stāva Daugavas horizonta dolomītos vidēji ir 126.3  $mg\ l^{-1}$  (Дзилна 1970). Daugavas svītas ūdens horizonta urbumos iegūtajos ūdens paraugos dažādās Latvijas vietās  $Ca^{2+}$  daudzums svārstījies robežās 40  $mg\ l^{-1}$  līdz 502  $mg\ l^{-1}$  (Lavrinoviča 1961). Pazemes ūdenī  $Ca^{2+}$  jonu īpatsvars 1 litrā ūdens ir vislielākais salīdzinājumā ar citiem katjoniem, mola daļās sastādot ap 45%, un, atpaliekot vienīgi no anjona  $HCO_3^-$  daudzuma (Bambergis 1993). Parasti pazemes ūdeņos  $HCO_3^-$  daudzums nepārsniedz 300  $mg\ l^{-1}$  (Semjonovs un citi 1997). Kalcija joni dominē katjonu sastāvā pazemes ūdeņos ar nelielu mineralizācijas pakāpi. Pieaugot mineralizācijai, relatīvais  $Ca^{2+}$  saturs samazinās (Semjonovs un citi 1997). Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā iepriekšējo pētījumu dati liecina, ka  $Ca^{2+}$  daudzums pazemes spiedes ūdeņos ar 90% ticamību nepārsniedz 200  $mg\ l^{-1}$  (Залити, 1983).

## 2.1.8. Magnijs

Magnijs brīvā veidā nav sastopams, taču magniju saturošie minerāli izplatīti visos kontinentos. Magnija sāļi izšķīdušā veidā ir okeānu un jūru ūdeņos un piedod tiem rūgtu garšu ( $MgSO_4$ ,  $MgCl_2$ ). Visizplatītākie magniju saturošie minerāli ir karbonāti un minerāli, kas satur arī kāliju: magnezīts  $MgCO_3$ , dolomīts  $MgCO_3 \cdot CaCO_3$ , karnelīts  $KCl \cdot MgCl_2 \cdot 6H_2O$ , kainīts  $KCl \cdot MgSO_4 \cdot 3H_2O$ . Dabiskie magnija silikāti ir azbests  $CaO \cdot 3MgO \cdot 4SiO_2$  un talks  $3MgO \cdot 4SiO_2 \cdot H_2O$ . Magnijs, tāpat kā kalcijs, ir elements, kas nosaka ūdens cietību.

Augsnes šķīdumā parasti sastopams  $Mg^{2+}$  jona veidā, bet retāk kā  $MgSO_4^0$  vai neorganisku Mg kompleksu veidā (Schachtschabel et al. 1998).



Kā atzīmē P. Šahtšabels, H.P. Blume, G. Brummers u.c. (Schachtschabel et al. 1998), tad ar kvarcu bagātas smilts augsnēs parasti ir maz Mg, bet ar silikātiem bagātās māla augsnēs šī elementa daudzums ir pietiekams. Viduseiropas augsnēs magnija daudzums vidēji ir  $0.5-5 \text{ g kg}^{-1}$ , bet augšnes šķīdumā tā koncentrācija svārstās no  $< 0.1-60 \text{ mg l}^{-1}$ . Latvijas apstākļos – egļu vēra zemsegā MgO formā tas sastāda 0.25-0.38% no absolūti sausas masas (Mežals 1980). Sfagnu kūdrā MgO sastāda 0.11%, bet koku-grīšļu kūdrā 0.38% no absolūti sausas masas (Bamberg 1956).

Mēslošanās augsnēs magnija uzņemšanu augā var kavēt  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  un  $\text{Ca}^{2+}$  jonu konkurence (Seggewiss, Jungk 1988; Marschner 1995). Stipri skābās meža augsnēs ar zemu Mg koncentrāciju augšnes šķīdumā ( $< 0.1 \text{ mg l}^{-1}$ ) var sākties konkurence arī ar augam nevēlamajiem  $\text{H}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$  un  $\text{Mn}^{2+}$  joniem, kas kavē sīksaknīšu veidošanos un var izraisīt pat koku sakņu atmiršanu (Grimme 1983; Feger, Raspe 1992; Zysset et al. 1996; Hüttl 1997).

Konstatēta pozitīva lineāra korelācija starp skuju koku tekošo pieaugumu un nodrošinājumu ar kalciju un magniju, kura fizioloģiskais mehānisms vēl nav līdz galam izpētīts (Лип и др. 1974).

Magnija savienojumi nelielos daudzumos ir augu, cilvēka un dzīvnieku organismos. Magnijs veido hlorofila centrālo atomu. Kā hlorofila sastāvdaļa magnijs nodrošina fotosintēzes procesa norisi, aktivizē fermentu sintēzi un kopā ar kāliju un kalciju nodrošina citoplazmas koloidālu stāvokli. Magnijs stabilizē ribosomas un šūnas kodolu, kā arī sekmē olbaltumvielu sintēzi (Lyr et al. 1992). Šī elementa trūkums var veicināt kaitīgu slāpekļa savienojumu uzkrāšanos.

Magniju, tāpat kā kāliju, satur galvenokārt jaunie orgāni un sēklas. Magnija iedarbība uz augiem ir atkarīga no augšnes īpašībām un augu bioloģiskajām īpatnībām. Augi, kas aug vieglās smilšainās vai mālsmilts augsnēs, strauji reaģē uz magnija mēslojumu.

Kā atzīmē V. Kāposts un R. Sacenieks (1981), tad magnija trūkuma gadījumā priedes skuju gali kļūst zeltaini dzelteni, uzrādot izteiktas hlorozes pazīmes. Lapas ir plankumainas, un augu attīstība aizkavēta.

D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus, 1990) noteikuši Mg daudzumu procentos dažādās koka biomasas sastāvdaļās priedei: stumbra koksnei (bez mizas) 0.02%, mizā – 0.047%, ar skujām klātajos zaros – 0.063%, zaros ar diametru  $< 4 \text{ cm}$  – 0.048%, zaros ar diametru  $> 4 \text{ cm}$  – 0.021%, sausajos zaros – 0.02%, skujās – 0.097%. V. Nebe un U. Hermans (Nebe, Herrmann 1987) aprēķinājuši Mg daudzumu 100-gadīgas egles koka biomasā, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm sastāda 73 g. M. Pavlovs (Pavlov, 1972) noteicis Mg daudzumu procentos dižskābardim, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm, sastāda 150 g.

Magnija jonu daudzums pazemes ūdenī Latvijas teritorijā esošajos augšdevona franas stāva Daugavas horizonta dolomītos vidēji ir  $34.1 \text{ mg l}^{-1}$  (Дзилна 1970). Dažādās Latvijas vietās veiktajos urbumos Daugavas horizonta pazemes ūdenī  $\text{Mg}^{2+}$  daudzums svārstījies no 15.7 līdz  $60.0 \text{ mg l}^{-1}$  (Lavrinoviča 1961). Pazemes ūdenī  $\text{Mg}^{2+}$  jonu īpatsvars 1 litrā ūdens ir otrs lielākais salīdzinājumā ar citiem katjoniem, moldaļās sastādot ap 33%, un, atpaliekot vienīgi no  $\text{Ca}^{2+}$  jonu daudzuma. Stipri palielināts magnija jonu daudzums ūdenī ( $> 750 \text{ mg l}^{-1}$ ) var būt par pamatu, tā sauktajai magnija agresivitātei, kuras rezultātā ūdens ārdošī iedarbojas uz ēku pamatiem, dažādiem būvmateriāliem, dzelzs konstrukcijām u.c. (Bamberg 1993). Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā iepriekšējo pētījumu dati liecina, ka  $\text{Mg}^{2+}$  daudzums pazemes spiedes ūdeņos ar 90% ticamību nepārsniedz  $80 \text{ mg l}^{-1}$  (Залитис 1983). Vesetnieku dati liecina, ka kalcija un magnija daudzums pazemes ūdeņos šeit ir augsts un bieži pārsniedz Latvijā konstatētās vidējās vērtības. Tomēr, jāņem vērā, ka Latvijā vēl joprojām ir maz sistemātisku biogēno elementu daudzuma mērījumu, kas ļautu objektīvi noteikt šo elementu vidējās vērtības.

### 2.1.9. pH

Ūdeņraža eksponents pH ir fizikālķīmisks lielums šķīdumu skābuma un bāziskuma kvantitatīvai raksturošanai. Ķīmiski tīrs ūdens  $H_2O$  pēc masas sastāv no 11.19% ūdeņraža un 88.81% skābekļa. Ūdeņradi kā ķīmisko elementu atklāja angļu ķīmiķis un fiziķis H. Kavendišs 1766. gadā, bet nosaukumu „ūdeņradis” 1783. gadā ieteica A. Lavuazjē. Brīvā veidā ūdeņradis  $H_2$  ir viegli uzliesmojoša gāze, kas tīrā veidā uz Zemes ir sastopams niecīgos daudzumos, bet ir visizplatītākais elements kosmosā. Tomēr uz Zemes ūdeņradis ietilpst ūdens, daudzu minerālu un iežu, naftas, akmeņogļu, dabas gāzu un visu dzīvo organismu sastāvā. Tajā pašā laikā, 1774. gadā, angļu zinātnieks Dž. Prīstlijs izpētīja skābekli  $O_2$  un tā īpašības. Ūdens molekula ir asimetriska (vienā pusē dominē „+” lādiņi, otrā „-” lādiņi), tai ir dipols. Tas nosaka ūdens molekulu spēju asociēties (apvienoties) kompleksos, kas var sastāvēt no divām līdz astoņām molekulām un pie temperatūras maiņas izraisa ūdens blīvuma maiņu. Ūdens ir visizplatītākā viela uz mūsu planētas. Augsnē ūdens molekula saistās ar apkārt esošo vielu molekulām, pievelkoties pretēji lādētajiem poliem. Ūdens molekulas, kur parasto ūdeņradi aizvieto, tā sauktais, smagais ūdeņradis – deiterijs  $D_2$  jeb ūdeņraža izotops, sauc par smago ūdeni ( $D_2O$ ). Dabā sastopamajā ūdeņraža izotopu maisījumā ir tikai 0.0139–0.0151% deitērija. Smagais ūdens palēnina daudzas ķīmiskās reakcijas, tai skaitā ķīmiskos procesus, kas noris augu un dzīvnieku organismos (Ķīmiķa rokasgrāmata 1965). Smagais ūdens ļoti nelielā daudzumā atrodas visos dzīvajos organismos. Lai gan tas palēnina bioloģiskos procesus un vielmaiņu un paātrina organisma novecošanos, tomēr smagā ūdens ietekme uz dzīvajām šūnām vēl nav izziņāta.

Nelielā elektrovadītspēja, kāda piemīt destilētam ūdenim, liecina, ka tajā atrodas joni. Elektrolītiskās disociācijas teoriju 1887. gadā formulēja zviedru zinātnieks S. Arrēniuss. Saskaņā ar klasisko teoriju, šie joni ir radušies, ūdens molekulām sašķeļoties (disociējot) ūdeņraža jonus un hidroksīdjonos:



Dabā ūdens molekulas atrodas disociētā stāvoklī. Vienā litrā ķīmiski tīra (destilēta) ūdens 22° C (23° C) temperatūrā disociētā veidā atrodas katra desmitmiljonā ūdens molekula jeb 0.000001 g ūdeņraža  $[H^+]$  jonu un tāds pats daudzums hidroksīdjonu  $[OH^-]$ :

$$[H^+] = [OH^-] = 10^{-7} \text{ moli l}^{-1} \quad (11)$$

Tomēr, neskatoties uz disociāciju, ūdenī un ūdens šķīdumos ūdeņraža joni brīvā veidā nepastāv. Tie pievienojas ūdens molekulām un veido hidroksionija jonus  $H_3O^+$ . Jebkura šķīduma reakciju apzīmē ar vārdiem: „skābs”, „neitrāls”, „bāzisks”. Šādu vidi, kur ūdeņraža un hidroksīdjonu koncentrācija ir vienāda, sauc par neitrālu. Ūdeņraža jons  $[H^+]$  jons nosaka skābās īpašības, bet hidroksīdjons  $[OH^-]$  – bāziskās īpašības. Tā kā ūdens jonu koncentrācijas ir visai mazi lielumi, ērtāk ir lietot šo lielumu skaitlisko vērtību negatīvo decimālo logaritmu. T. Serensens pirmais ieteica negatīvos logaritmus rakstīt bez mīnus zīmēm un apzīmēt tos ar simbolu pH:

$$-lg [H^+] = pH \quad (12)$$

Tādējādi simbols pH ir ūdeņraža eksponents, kas izsaka ūdeņraža jonu koncentrāciju, un pēc kura var aprēķināt arī hidroksīdjonu koncentrāciju – pOH, zinot, ka:

$$pH + pOH = 14 \quad (13)$$

Pilnīgi tīrs ūdens ir ļoti vāji disociēts jons, tāpēc tā reakcija ir neitrāla (pH=7). Ja pieaug  $H^+$  jonu masas daļa ūdenī, tad pH skaitlis samazinās, šķīdums iegūst skābu reakciju un otrādi. Šķīdumu reakcija

atbilstoši pH lielumam ir sekojoša: ļoti stipri skāba – ja  $\text{pH} \leq 3$ , stipri skāba – ja  $\text{pH} 4$ , skāba – ja  $\text{pH} 5$ , vāji skāba – ja  $\text{pH} 6$ , neitrāla – ja  $\text{pH} 7$ , vāji bāziska – ja  $\text{pH} 8$ , bāziska – ja  $\text{pH} 9$ , stipri bāziska – ja  $\text{pH} 10$ , ļoti stipri bāziska – ja  $\text{pH} \geq 11$  (Bamberg 1993). Pastāv arī citi dažādu pH vērtību rangējumi pēc skābuma pakāpes.

Augsnē, kas ir galvenais augu barības vielu avots, pH jēdziens tiek definēts kā augsnes aktīvā reakcija augsnes šķīdumā. Augsnes skābumu iedala šādi: aktīvā reakcija pH; potenciālais, hidrolītiskais un apmaiņas skābums (Mežals 1980). Skābēm disociējot ūdens šķīdumos, atšķēļas ūdeņraža katjoni  $\text{H}^+$ , turpretī sārmiem disociējot veidojas negatīvi hidroksīdjonu  $\text{OH}^-$ . Disociētie joni nav adsorbēti uz augsnes koloīdo daļiņu virsmas. Aktīvo augsnes reakciju visvairāk ietekmē  $\text{CO}_2$  un augsnes šķīdumā esošās organiskās un neorganiskās skābes, kā arī šo skābju hidrolītiski skābie vai bāziskie sāļi. Aktīvo augsnes reakciju noteic augsnes uzduļķojumā (suspensijā) ūdenī (Mežals un citi 1970).

Izšķir arī, tā saukto, potenciālo augsnes šķīduma reakciju, ko rada uz augsnes koloīdo daļiņu virsmas adsorbētie katjoni, kā arī  $\text{CaCO}_3$  klātbūtne augsnē. Potenciālā augsnes reakcija raksturo augsnes cietās fāzes reakciju. To nosaka, suspendējot augsni 1n vai 0.5n KCl šķīdumā. Potenciālais skābums raksturo augsnes kopējo skābumu, ietverot gan hidrolītisko, gan apmaiņas skābumu. Hidrolītiskais skābums ir tā potenciālā skābuma daļa, kura pāriet n  $\text{CH}_3\text{COONa}$  vai n  $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}$  šķīdumā ar pH 8.2, bet apmaiņas skābums ir tā potenciālā skābuma daļa, kas pāriet normālā KCl šķīdumā (Mežals un citi 1970).

Skāba augsnes reakcija raksturīga augsnēm, kas augsnes šķīdumā satur  $\text{CO}_2$  un organiskās skābes. Šo augšņu adsorbcijas kompleksā ir daudz  $\text{H}^+$  un  $\text{Al}^{3+}$  katjonu. Augsnes reakciju ievērojami paskābina stipru minerālskābju klātbūtne ( $\text{pH} < 4.0$ ). Neitrāla un vāji skāba reakcija ir augsnēm, kas satur  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  katjonus, kā arī brīvus hidroģēnkarbonātus un karbonātus. Bāziska reakcija ir augsnēm, kas, adsorbējušas Na, satur nātrija karbonātu (sodu) un citus šķīstošos karbonātus (Mežals un citi 1970).

Augu attiecība pret augsnes reakciju ir dažāda. Daļa augu sugu nav izvēlīgas attiecībā uz augsnes reakciju, tie labi aug kā skābā, tā arī neitrālā un bāziskā augsnē. Pastāv arī pret vides reakciju ļoti jutīgi augi, kas spēj augt augsnēs ar ļoti šauru reakcijas intervālu. Vairumam kultūraugu optimālā vides reakcija augsnē un barības šķīdumā ir no pH 6 līdz pH 7 (Mauriņa 1974). Kā norāda G. Mežals (1980), tad skuju koki – egle, priede, lapegle u.c. – labi aug skābas reakcijas vidē, turklāt, egle pat necieš karbonātu klātbūtni. Barības vielām prasīgākās lapu koku sugas (goba, vīksna, osis, ozols), kas sastopamas gāršas meža tipā, priekšroku dod neitrālas reakcijas videi, kas iespējama, pateicoties sekļajiem karbonātu horizontiem. Tomēr stipri skāba reakcija pēc V. Rubcova (Pyбцoв 1956) pētījumiem nelabvēlīgi ietekmē arī priedes dabisko atjaunošanos.

Svarīgs augsnes rādītājs ir tās buferspēja – spēja pretoties straujām aktīvās reakcijas izmaiņām. Latvijas apstākļos kā bufervielām augsnes šķīdumā vislielākā nozīme ir ogļskābei un tās sāļim  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ . Par bufervielām var kalpot arī augsnes trūdvielas, olbaltumvielas un baktērijas, kas jūtami mazina strauju pH izmaiņšanos (Mežals un citi 1970).

Ar aktīvo kalciju piesātinātās augsnes ir neitrālas (gārša), vāji bāzisku reakciju rada brīvie karbonāti, bet skābu – podzolētās augsnes. Augsnes šķīdumos ar neitrālu reakciju augu barības vielas atrodas vieglāk uzņemamās formās. Turpretī skābas reakcijas intervālā rodas slāpekļa un fosfora deficīts. Arī bāziskā vidē daudzi elementi ir grūtāk uzņemami (Mn, Fe, Cu, B u.c.), tādēļ augiem parādās slimības un to ražība ir zema (Mežals 1980).

Izstrādājot Latvijas meža tipoloģiju noteikts raksturīgais augsnes virskārtas pH (KCl izvilkumā) nosusinātajiem mežiem – āreņiem un kūdreņiem: viršu ārenī pH 2.9, mētru ārenī pH 3.2, šaurlapju ārenī

pH 3.8, platlapju ārenī pH 5.2, viršu kūdrenī pH 3.0, mētru kūdrenī pH 3.4, šaurlapju kūdrenī pH 4.6, platlapju kūdrenī pH 5.1 (Bušs 1981).

Ūdeņraža jonu koncentrācijai barības šķīdumā ir sarežģīta ietekme ne tikai uz minerālvielu uzņemšanu, bet arī uz fizioloģiskajiem procesiem augu šūnās. Citoplazmas pH optimums ir nedaudz virs pH 7 (Sitte et al. 1998). Izmainoties pH šūnā, izmainās citoplazmas fizikālās īpašības un līdz ar to arī spēja saistīt uzņemamos minerālelementus. Izmainoties vides reakcijai, mainās reaģējošo sistēmu jonizācija un fermentu darbība šūnā. Vides reakcijai ir svarīga nozīme olbaltumvielu stabilizācijā. Barības šķīduma pH izmaiņu ietekmi šūnas spēj daļēji regulēt un tā novērst kaitīgas pH izmaiņas arī pašā šūnā. No šķīduma, kuram ir skāba reakcija, vairāk tiek uzņemti anjoni, un barības šķīdums kļūst bāziskāks. Savukārt no barības šķīduma, kuram ir bāziska vai neitrāla reakcija, pastiprinās katjonu uzņemšana, un šķīdums kļūst skābāks. Attiecīgā ķīmiskā savienojuma fizioloģisko skābumu vai bāziskumu nosaka arī tā auga īpašības, kas šo savienojumu izmanto (Mauriņa 1974).

Arī pazemes ūdeņi ir komplicēti dažādu sāļu un skābju šķīdumi, un to pH ir atkarīga galvenokārt no šajos ūdeņos esošās ogļskābes, kā arī no organisko skābju, gāzu un citu vielu daudzuma. No pH ir atkarīgi daudzi ūdeņu ķīmiskie procesi un dažādo komponentu daudzums tajos. Ūdeņraža jonu koncentrācija tiem vidēji svārstās no pH 6 līdz pH 8.5 (Maldavs 1964). Dažādos literatūras avotos minēti atšķirīgi pazemes ūdeņu pH svārstību intervāli. Tā, piemēram, K. Bamberg (1993) uzrāda intervālu no pH 6 līdz pH 9, bet A. Zīverts (2001) – no pH 5.5 līdz pH 7.3. Daugavas svītas dolomītu pazemes ūdens horizontā veiktajos dziļurbumos konstatētās pH vērtības svārstās no pH 7 līdz pH 7.4 (Lavrinoviča 1961). Sāļainiem un sāļiem minerālūdeņiem, kas sastopami dažos dienvidu rajonos – šī reakcija var sasniegt pat pH 10 (Maldavs 1964; Bamberg 1993). Purvu ūdeņos pH parasti ir zem 6 (Maldavs 1964, Zīverts 2001).

Vides aktīvo reakciju pH kā augsnē, tā arī virszemes ūdeņos jūkami ietekmē un izmaina atmosfēras nokrišņu ķīmiskais sastāvs. Dažādu skābo oksīdu ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{SO}_3$ ) palielināta daudzuma nokļūšana atmosfērā izsauc atmosfēras nokrišņu pH vērtības pazemināšanos jeb paskābināšanos. Jēdziens „skābie lieti” pasaulē radies jau 1872. gadā. Izmainās arī nokrišņu ķīmiskais sastāvs. Atmosfēras nokrišņu dabiskais pH ir aptuveni 5.7, ko nosaka atmosfēras ogļskābās gāzes izšķīšana un vājas skābes – ogļskābes veidošanās. Nokrišņus, kuru pH vērtība ir zem 5.6 dēvē par, tā sauktajiem, skābajiem nokrišņiem. Nokrišņu paskābināšanos rada sēra un slāpekļa oksīdu fotoķīmiska oksidēšanās atmosfērā un reakcija ar atmosfērā esošajiem ūdens tvaikiem, veidojot sērskābi, slāpekļskābi un sērskābi (Kļaviņš u.c. 2008).

Skābie atmosfēras nokrišņi vēl vairāk palielina arī augsnes skābumu, samazinot bāzu daudzumu. Skābes šķīdina karbonātus, kas kopā ar drenu ūdeņiem izskalojas pat līdz 180-200 kg  $\text{CaCO}_3$   $\text{ha}^{-1}$  gadā (Mežals 1980). Divdesmitā gadsimta 70.-tajos un 80.-tajos gados statistika liecināja par mežu bojāeju Centrālajā un Rietumeiropā tieši dēļ skābajiem nokrišņiem un cita piesārņojuma (Шицкова, Новиков 1989).

Tomēr atmosfērā nokļūst arī augsnes erozijas gaitā vēja paceltie putekļi, kā arī jūras sāļu aerosoli, kā rezultātā atmosfēras nokrišņu pH var pieaugt, sasniedzot pat pH 8. Kā atzīmē M. Kļaviņš u. c. (2008), tad Latvijas teritorijā pašlaik nokrišņu paskābināšanās nav vērojama. Pie tam, atsevišķos valsts reģionos no cementa un būvmateriālu ražotņu darbības atmosfērā nokļūst ievērojams daudzums bāzisku aerosolu un putekļu, un tādēļ nokrišņi kļūst pat bāziski.

## 2.2. Nozīmīgākās metodes biogēno elementu aprites pētījumos

Pieņemot, ka visnozīmīgākā loma kā vielu transportētājam dabā ir ūdenim, vielu aprites pētījumos meža ekosistēmās iespējams izdalīt divas galvenās metodes:

- ūdens sateces baseinu metode, nosakot vielu ieneses ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem un izneses ar virszemes noteci (piemērota metode pārmitrajiem un nosusinātajiem mežiem);
- punktveida jeb lizimetru metode, kur vielu iznese no ekosistēmas tiek noteikta mērot infiltrācijas ūdeņu plūsmu augsnē (piemērota metode sausieņu mežiem).

Pastāv arī dažas retāk izmantotas metodes, kuras nereti lieto kombinēti kā papildinājumu jau pieminētajām galvenajām metodiskajām pieejām. Tāda ir, piemēram, radioaktīvo izotopu (deiterijs, tritijs, cēzijs u.c.) metode, kuru pielieto vielu plūsmas izsekošanai auga iekšienē (Tukey et al. 1958; Moorby, Squire 1963). Radioaktīvo vielu lietošana bioloģijā ļauj noskaidrot daudzu fizioloģisko procesu norisi augā, kas ar citām pētniecības metodēm nav panākams.

Pēdējā laikā hidroloģiskajos pētījumos arī ūdens sateces baseinu līmenī aizvien lielāku popularitāti iegūst, t. s. iezīmēto atomu metode, kur vielu plūsmai tiek sekots, tai iepriekš pievienojot kādu vielu vai elementu (Kendall, McDonnel 1998). Piemēram, hidroķīmiskajā monitoringā Dienvidvācijā par šādiem atomiem (tracer) izmantoti  $^{18}\text{O}$ , izšķīdušais silīcija dioksīds (kvarcs), hlors,  $^3\text{H}$  un freons (Uhlenbrook, Leibundgut 2000). Atomu „iezīmēšana” balstās uz to, ka pētāmajai vielai piejauc dažas miljona daļas grama attiecīgās vielas radioaktīvo preparātu. Iezīmētajai vielai un radioaktīvajam preparātam ir jābūt ar vienādu ķīmisko sastāvu. I. Mangalis (1962) apkopojis vairākus svarīgākos radioaktīvo izotopu pielietošanas gadījumus meža koka fizioloģijas pētījumos. Tā, piemēram, vācu mežkopji, lietojot iezīmēto arsēnu, konstatējuši, ka šī indīgā viela kokā pārvietojas ļoti strauji un difundē arī mizā, kam ir praktiska nozīme koku ķīmiskajā mizošanā un konservēšanā. Izmantojot radioaktīvo fosforu A. Savina noskaidrojusi, ka viengadīgi egles sējeņi gandrīz nemaz neuzņem fosforu, kamēr liepas, kļavas un zaļā oša sējeņi izmanto līdz 80% augsnē ievadītā fosfora. Izmantojot iezīmētos atomus, zinātnieki ir pierādījuši, ka kokaugi ar saknēm ne tikai uzņem, bet arī regulāri izdala augsnē zināmu daudzumu barības vielu, kuras vēlāk atkal uzņem vai nu paši, vai arī lakstaugi. Vācu mežkopji izpētījuši, ka noteiktas pakāpes saknes apgādā ar barības vielām attiecīgās pakāpes zarus, kas liecina, ka koks ne tikai morfoloģiski, bet arī fizioloģiski ir ļoti diferencēts organisms. Ar radioaktīvā broma palīdzību konstatēts, ka atsevišķi audzes koki neeksistē kā indivīdi, bet gan kā vesela bioloģiska vienība, jo injicējot radioaktīvo bromu kādā kokā, tas parādījies arī blakus augošajos neinjicētajos kokos. Minerālās barības vielas koks var uzņemt ne tikai ar saknēm un lapām, bet arī caur koksni un mizu. A. Ahromeiko (Ахромейко 1965) ar radioaktīvā fosfora palīdzību noskaidrojis, ka ūdens kustības ātrums normālos mitruma apstākļos kokā sasniedz 1-2 m minūtē, bet sausos rajonos, kur augsnes mitrums transpirācijai ir nepietiekams, lapas izmanto koksnes mitrumu, samazinot to līdz 36-37%. Ūdens kustības ātrums šajā gadījumā var būt pat 30 m minūtē.

Pastāv arī pētījumi, kuros vielu ienesē un iznesē no ekosistēmas tiek ņemts vērā vielu transports ar dzīvnieku palīdzību (Duvigneaud 1982).

Plaši un fundamentāli meža ekosistēmas vielu aprites pētījumi 1969. gadā tika uzsākti Solingā, Vācijā – netālu no Getingenes B. Ulriha un citu zinātnieku vadībā (Mayer, Ulrich 1974; Ulrich et al. 1979; Ulrich 1981). Solingas eksperiments uzskatāms par vienu no plašākajiem vielu aprites pētījumiem pēc punktveida jeb lizimetru metodes. Vielu aprites modelis egļu un dižskābaržu audzēs Solingā sastāvēja no atsevišķu plūsmu mērījumiem.

- Ienese no atmosfēras: 1) nokrišņu depozīts;  
2) intercepcijas depozīts.
- Iznese no ekosistēmas: iznese ūdenim iesūcoties dziļākos augsnes slāņos.
- Aprite ekosistēmas ietvaros: 1) pārvietošanās (translokācija) auga iekšienē;  
2) transports ar noteci no (caur) koku vainagiem;  
3) transports ar nobirām;  
4) iesūkšanās cauri humusam minerālaugsnē;  
5) uzņemšana kokaudzē no humusa horizonta;  
6) neto mineralizācija;  
7) elementu atbrīvošanās augsnē ar desorbciju, šķīdināšanu un dēdēšanu;  
8) imobilizācija augsnē pateicoties adsorbcijai, jaunu augsnes agregātu veidošanai un dēdēšanas produktiem;  
9) uzņemšana kokaudzē no minerālaugsnes.

Cauri humusam filtrējošais ūdens uz robežas starp humusu un minerālaugsni tika uztverts ar divu dažādu tipu – “piltuves”- un “humusa” lizimetru palīdzību (Matzner 1988).

Tā sauktā “piltuves” lizimetra gadījumā uz humusa un minerālaugsnes robežas tika ievietota 30 cm diametra aplveida keramikas plātne, virs kuras tika nogrieztas visas augu saknes. Lai kavētu sakņu atkārtotu ieaugšanu, virs plātnes tika novietots plastmasas cilindrs (“piltuve”). Šo lizimetru mērķis bija noteikt netomineralizāciju humusa horizontā.

Tā sauktie “humusa” lizimetri tika ierīkoti ar mērķi kvantitatīvi noteikt jonu uzņemšanu saknēs no humusa horizonta un izmērīt faktisko elementu plūsmu attiecīgajā vietā.

Papildus mērījumi veikti, lai pētītu vielu apriti mežaudzes vainagu telpā (Godt 1986):

- izskalošanās no lapām veģetācijas perioda laikā,
- izskalošanās no lapām rudenī,
- katjonu apmaiņa lapas audos un uz tās virsmas,
- cieta daļiņu šķīšana,
- pārvietošanās (translokācija) lapā,
- daļiņu aizturēšana,
- izšķīdušo jonu izkrišana un adsorbcija,
- pārvietošanās (translokācija) no saknēm uz dzinumiem.

Punkveida jeb lizimetru metodes paveids ir tā sauktie „jumta” (roof) eksperimenti, kad mežaudzē zem koku vainagu klāja tiek ierīkots ūdeni necaurlaidīgs jumts. Zem šāda jumta iespējams modelēt dažāda nokrišņu un arī augu barības vielu daudzuma nonākšanu augsnē un novērot kokaudzes reakciju. Augsnē tiek ievietoti arī lizimetri. Viens no plašākajiem šāda veida pētījumiem veikts Solingā, Vācijā kā agrāko pētījumu turpinājums (Bredemeier et al. 1998). Šādu eksperimentu veikuši arī Lietuvas Meža institūta pētnieki Kauņā.

Arvien plašāku attīstību iegūst tā sauktie hronosekvences pētījumi (chronosequence studies), kad pētījumi vienlaicīgi tiek izdarīti dažāda vecuma mežaudzēs (Schaaf 2000; Dambrine, Ranger 2000).

Mežos, kur labi nosakāmas nelielu upju vai strautu ūdens sateces baseinu robežas, izmantojama sateces baseinu metode. Tā ļauj kvantitatīvi noteikt vielu iznesi no salīdzinoši lielas teritorijas. Šo metodi ASV izmantojis G. Likens un pētnieki citās valstīs, lai pētītu kailciršu un citu mežsaimniecisko pasākumu ietekmi uz meža ūdens režīmu un vielu apriti (Likens et al. 1970; Likens et al. 1977; Whittaker et al.



1979; Moldan, Cerny 1994). Pētījumi izdarīti Hubbard Brook stacionārā Nūhempšīrā, ASV Ziemeļaustrumos lapu koku mežiem klātā ūdens sateces baseinā. Līdzīgi eksperimentālie ūdens sateces baseini pastāv arī citās valstīs.

Divdesmitā gadsimta 50.-tajos gados Gomeļā, Baltkrievijā profesora L. Smoljaka vadībā tika ierīkots stacionārs mežu nosusināšanas ietekmes uz ūdens režīmu pētīšanai. 1963. gadā Latvijā līdzīgos nolūkos K. Bušs un P. Zālītis izveidoja Vesetnieku ekoloģisko stacionāru.

Pasaulē tiek veidoti sarežģīti modeļi (combined model calculations), kuros par izejas datiem tiek izmantots plašs pieejamo pētījumu datu klāsts (Federer, Lash 1978; Johnson, Lindberg 1992; Liu et al. 1992).

### 2.3. Apmežojuma un koku sugas ietekme uz augsni un ūdeni

Koku sugas ietekme uz barības vielu apriti mežaudzes un upju ūdens sateces baseinu līmenī ir pētīta maz. I. Mangalis (1989), apkopojot citu valstu zinātnieku atziņas, norāda, ka ir izdevies noskaidrot dažu koku sugu savstarpējās attiecības vēlamā sugu mistrojuma noteikšanā meža kultūrās. Piemēram, Ukrainas apstākļos noskaidrots, ka mistrotā jaunaudzē veģetācijas perioda pirmajā pusē osis ir spējīgāks konkurēt nekā ozols, liepa, skābardis un kļava. Osis ievērojami vairāk kāpina fosfora uzņemšanu laikā, kamēr citas sugas to izdala. Osis mistrojumā ar skābardis fosfora uzņemšanas intensitāti nemaina visu veģetācijas periodu. Ar iezīmēto atomu metodi ir izdevies zinātniski pamatot ozola-liepas un priedes-bērza mistrotu kultūru efektivitāti, jo, piemēram, ozols maksimāli uzņem fosforu tad, kad liepa to visvairāk izdala, un otrādi. Tādas pašas attiecības barības vielu uzņemšanā konstatētas starp priedi un bērzu. Lai gan ozols pēc sakņu sistēmas attīstības ieņem vienu no pirmajām vietām, tomēr pēc fizioloģiski aktīvo sakņu attīstības pakāpes pirmo vietu ieņem osis. Tādēļ arī ozola „izspiešana” no mistrotām ozola-oša kultūrām ir izskaidrojama ar oša fizioloģiski aktīvo sakņu spēcīgāku attīstību. Tāpat pierādīts, ka visintensīvāk barības vielas uzņem ozola fizioloģiski aktīvās saknes, bet ievērojami vājāk – liepas, bērza un priedes saknes. Lielā mērā neatbildēts jautājums visos šajos pētījumos ir uzņemto barības vielu translokācija un izlietojums pašā kokaugā.

Augu barības vielu aprite var būt atšķirīga dažādās bonitātes mežaudzēs. Literatūrā ir dati, ka labi augošā audzē nedzīvās zemsegas apakšējos horizontos barības vielu daudzums svārstās vairāk nekā slikti augošās mežaudzēs. Tas liecina par intensīvāku barības vielu apriti (Stutzbach et al. 1972). Augstražīgos mežos barības vielu plūsma ir plašāka un straujāka, mazproduktīvos – šaurāka, lēnāka. Kā raksta K. Bušs (1989), tad tā kā parastajās augšņu ķīmiskajās analizēs vielu aprites ātrumu ir grūti aprēķināt, precīzus aprites ātruma rezultātus iegūt reizēm nav iespējams – augstražīgā mežā koki barības vielas izmanto tik strauji, ka tās viegli uzņemamo vielu augsnes analizē parādās niecīgā daudzumā. Turklāt mežaudzes nevienmērīgā patēriņa dēļ barības vielu daudzums var svārstīties ļoti plašās robežās. Piemēram, V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) analizējuši aktīvā fosfora (izteikta fosfora (V) oksīda –  $P_2O_5$  formā) daudzumu dažādās meža augsnēs. Konstatēts, ka priežu mētrājos un damakšņos uz sandru smiltāju nogulumiem aktīvā fosfora krājumi ir pat mazāki kā sila augsnēs uz piejūras smiltājiem ( $10 \text{ g m}^{-3}$ ). Intensīvas augšanas periodā (jūlijā) aktīvā fosfora daudzums augsnē var samazināties pat līdz  $5 \text{ g m}^{-3}$ . Rodas nepareizs iespaids, ka augsne ir nabadzīga, kaut gan augi ir labi apgādāti ar minerālvielām.

Saistībā ar minerālvielu un organisko vielu izskalošanos, melioratīvie pasākumi būtu jāvirza tā, lai nodrošinātu upju biocenožu pašregulēšanas jeb pašattīrīšanās spēju. C. Šķinkis (1992) iesaka palielināt

strautu un upju minimālos caurplūdumus vasaras mazūdens periodā, kas parasti arī veicina ūdens apmaiņu caurplūstošos ezeros un citās ūdenstilpēs. Kā viens no veidiem tā sasniegšanai ieteikta mežu izciršanas ierobežošana sateces baseinos, kuros mežu īpatsvars ir mazāks par 30%. Izciršana nav pieļaujama, ja meži aizņem mazāk par 10% no baseina kopplatības. Neatkarīgi no mežu īpatsvara baseinā pavisam jāatsakās no izciršanas arī sateces baseinu augšdaļās. Autors iesaka nenosusināmās platībās ieskaitīt purvainos mežus, liegumus dzīvnieku un putnu dzīves un vairošanās vietās, un, protams, dabas rezervātus un liegumus, nacionālos parkus.

Hidrologu aprindās bieži valda uzskats, ka teritorijas mežainības pieaugums ir viens no faktoriem, kas ietekmē upju noteces apjomu, un tādējādi mežu izciršana pārveido teritorijas hidroloģisko režīmu (Побединский, Бобруйко 1972; Данилик 1982; Рахманов 1984). Pie līdzīgiem nokrišņu apjomiem notece no apmežotiem upju baseiniem ir lielāka nekā no nemeža teritorijām. I. Rieksts (1987) norāda, ka Latvijas apstākļos šī starpība var sasniegt pat 100 mm. Sastopama informācija, ka mežainuma pieaugums par 1% konkrētajā apvidū palielina upju noteci par 0.8-1.2 mm.

Turpretī citi autori, uzsverot atziņu, ka mežs iztvaiko vairāk nekā nemeža teritorijas, nonākuši pie atziņas, ka mežs ir teritorijas īpašs susinātājs un meža izciršana upes baseinā palielina ūdens noteci (Высоцкий 1960; Сибботин 1970). No iepriekšminētā izriet, ka nav viennozīmīgas atbildes par meža ietekmi uz teritorijas un augsnes ūdens bilanci. Kā secina vairāki autori (Залитис 1983; Šķinķis 1992; Zālītis 2006), tad atbilde par meža un nemeža teritoriju vēlamu attiecību meklējama ūdens bilances sastāvdaļu analizē meža un nemeža ekosistēmās.

Lai novērstu krastu eroziju un ūdens kvalitātes pasliktināšanos, upju un strautu krastos augošajiem mežiem pamatoti pievērsta pastiprināta uzmanība. Tomēr joprojām ir maz tādu pētījumu, kuros tiktu izvērtēta Latvijas meža upju un strautu krastos augošo koku sugu ietekme uz vielu apriti piekrastes joslā. Tā kā arvien palielinās vides eitrofikācija, pašreiz ekoloģiski nozīmīgākā ir biogēno vielu, it īpaši, slāpekļa aprite. Meža kā ūdens kvalitātes uzlabotāja nozīme kopumā nav apstrīdama, tomēr dažādu koku sugu ietekme uz šo procesu nav vienāda. Vienas koku sugas saknes piesaista barības elementus, turpretī citas ar sakņu izdalījumiem bagātina apkārtējos ūdeņus. Tādēļ upju un strautu krastos bieži sastopamās baltalkšņu audzes ar īpatnējo slāpekļa uzkrāšanas dinamiku uzskatāmas par sevišķi nozīmīgu pētījumu objektu.

Baltalksnis ir viena no tām sugām, kura ar uz saknēm esošo gumiņbaktēriju palīdzību spēj pastiprināti piesaistīt atmosfēras slāpekli, līdz ar to veicinot lielāku slāpekļa, iespējams arī citu barības elementu, akumulāciju lapu nobirās un augsnē. Slāpekļa fiksāciju veic aktinomicētes no *Frankia* ģints (Kramer, Kozłowski 1979). Noskaidrots, ka alkšņu audzes hektārā ir 185 – 500 kg gumiņu gaissausā stāvoklī, kas veģetācijas periodā spēj piesaistīt 300 – 900 kg atmosfēras slāpekļa (Редько, Титов 1986). Gumiņiem raksturīgs relatīvi liels slāpekļa saturs, tie ļoti labi akumulē fosforu un zināmā mērā uzkrāj kāliju, magniju un dzelzi (Мильто 1968). Gumiņbaktēriju fiksētā slāpekļa aprite notiek, sadaloties virszemes nobirām un saknēm, kā arī slāpeklim izskalojoties no gumiņiem. Veģetācijas periodā no gumiņiem tieši augsnē izdalās 1.5 – 11 kg ha<sup>-1</sup> slāpekļa (Мильто 1968). Tomēr vēl joprojām nav noskaidrotas sakarības starp slāpekļa saturu baltalkšņa veģetatīvajos orgānos, gumiņos un augsnē.

Slāpekļa minerālie savienojumi no augsnes izskalojas gan ar virsūdeņiem, gan ūdenim filtrējoties caur augsnes horizontiem. Tomēr vielu plūsmas ar ūdeni ceļā atzīmējami daudzi blakusfaktori, piemēram, nitrofilie zemsedzes augi, augsnes mikrobioloģiskie rādītāji, upes krastu cilmieža īpatnības, tajā ieplūstošo grunts- un virszemes ūdeņu sastāvs. Tādējādi elementu ieneses un izneses, kā arī uzkrāšanās ilgums ekosistēmā ir atkarīgs no meteoroloģiskajiem (nokrišņi, vējš), ģeoloģiskajiem (virszemes-, filtrācijas- un gruntsūdeņi) faktoriem, un vielu aprites

bioģeoķīmiskajiem cikliem (elementu pārnese ar augiem un dzīvniekiem). Minētais rosināja domāt, ka slāpekļa saturs varētu būt palielināts arī upē, kas plūst caur šādu baltalkšņu audzi.

Laikā no 1995. līdz 1997. gadam A. Indriksons veicis pētījumus baltalkšņu audzēs pie divām Lielupes baseina upēm – Viesītes un Sunītes (Indriksons 2000). Lai arī  $\text{N-NH}_4^+$  daudzums Viesītes un Sunītes upes ūdenī pētījuma vietās pārsniedza virszemes ūdeņu kvalitātes prasībās noteikto vērtību ( $0.39 \text{ mg l}^{-1}$ ) (Virszemes ūdeņu kvalitātes prasības 1997), tomēr abās baltalkšņu audzēs statistiski būtiska biogēno vielu daudzuma palielināšanās upes ūdenī un pastiprināta šo vielu notece leļpus audzes netika konstatēta. Biogēno vielu daudzums un to notece upē baltalkšņu audzes teritorijā un leļpus tās, vidēji gadā statistiski būtiski nepalielinājās. Upēs un strautos baltalkšņu audzē konstatētais  $\text{N-NH}_4^+$  daudzums pārsniedza virszemes ūdeņu kvalitātes prasībās noteikto normu. Nozīmīga ietekme uz vielu daudzumu upes ūdeņos bija ūdens paraugu ņemšanas sezonai. Slāpekļa vielu daudzuma palielināšanās upes ūdenī leļpus baltalkšņu audzes vairāk izpaudās vasaras mēnešos – jūnijā, jūlijā un augustā, kā arī ziemas periodā. Biogēno elementu daudzums upēs no baltalkšņu audzes ieplūstošo strautu ūdeņos uz upju ūdens fona bija liels, kas liecina par to papildus pieplūdi ar šo strautu ūdeni.

Vispārzināma ir  $\text{NH}_4^+$  katjonu spēja adsorbēties uz negatīvi lādētiem augsnes koloīdiem, un, līdz ar to, tikt pasargātiem no izskalošanās, kurai vairāk pakļauti  $\text{NO}_3^-$  anjoni, kas normālos mitruma apstākļos pilnībā atrodas augsnes šķīdumā. Pie tam, slāpekļa minerālās – amonija un nitrātu formas kopējā slāpekļa daudzumā augsnē ir nenozīmīgas. Literatūrā secināts, ka alkšņu audžu augšņu kopējā slāpekļī ievērojami lielāks ir organiskajās vielās saistītā slāpekļa īpatsvars (Hendrickson, Chatarpaul 1984). Pētījumi lapu koku mežos ASV un Vācijā apliecina, ka vairāk nekā 90 % slāpekļa, ko satur ekosistēma, koncentrējas meža nobirās un augos, kur tas bioloģiski saistīts, un tikai 2% - neorganiskā formā augsnē (parasti  $\text{NH}_4^+$  veidā) (Melillo 1979).

Salīdzinot ar V. Jansona (1996), Integrālā monitoringa (Luļko, Frolova u.c., 1997) un arī Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā iegūtajām biogēno elementu iznešu vērtībām (Indriksons, Zālītis 2000; Indriksons 2009) varam secināt, ka biogēno vielu notece cauri baltalkšņu audzei plūstošā upē nesasniedz apmērus, kas raksturīgi intensīvi apsaimniekotām lauksaimniecības teritorijām un nav liela salīdzinājumā ar notecēm citu koku sugu mežaudzēs.

## 2.4. Kailcirtes ietekme uz vielu apriti

Līdz šim pasaulē veikti daudzi plaši vielu aprites pētījumi. Vairāk uzmanības veltīts tieši slāpeklim – kā ekoloģiski nozīmīgākajam biogēnajam elementam. Pētījumos, kas veikti lapu koku mežos ASV un Vācijā, summārā slāpekļa gada iznese sastādīja no  $3.1$  līdz  $13.9 \text{ kg ha}^{-1}$ , gada ienese no  $6.9$  līdz  $28.4 \text{ kg ha}^{-1}$ , t.i., bilance bija pozitīva – no  $2.9$  līdz  $22.4 \text{ kg ha}^{-1}$  (Melillo 1981). Šajos pētījumos vēl konstatēts, ka lapu koku mežos vairāk nekā 90 % slāpekļa, kas tiek uzturēts ekosistēmā, sakoncentrēts meža nobirās un augsnes minerālajā slānī, pie tam augājā, kur slāpeklis bioloģiski saistīts, un tikai  $< 2 \%$  augsnē – neorganiskajā formā (parasti  $\text{NH}_4^+$  veidā). Kopējie gada uzkrājumi lapu koku mežos sastāda  $4 - 14 \text{ kg ha}^{-1}$ , bet kopā ar molekulārā slāpekļa fiksāciju – līdz  $75 \text{ kg ha}^{-1}$ . Slāpekļa pārvietošanās no atmirstošajiem augiem uz daudzgadīgajiem, pēc J.M Melillo (1981) aprēķiniem, sastāda  $35 - 50 \text{ kg ha}^{-1}$  slāpekļa gadā, bet ienese augsnē ar ikgadējām nobirām – no  $6$  līdz  $91 \text{ kg ha}^{-1}$ , ar sakņu izdalījumiem – tikai  $1 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā. Atzīmēts arī, ka iznese ar ūdensteci no ekosistēmas sastāda  $8.2 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā.

Zviedrijas mežos veiktie pētījumi (Nömmik 1983) liecina par sekojošu slāpekļa bilanci meža ekosistēmā: 1) slāpekļa piegāde ar atmosfēras nokrišņiem –  $6 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā; 2) slāpekļa fiksācija –  $0.5 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā; 3) slāpekļa piegāde ar mēslojumu –  $0.8 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā; 4) izskalošanās ar virszemes noteci –  $1.3 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā; 5) iznese ar koksni pie kopšanas cirtēm un kailcirtēm (rēķinot uz 100-gadīgu apriti) –  $0.9 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā. Noslēgumā secināts, ka ekosistēmā ik gadus akumulējas  $5.1 \text{ kg ha}^{-1}$ .

Meža nosusināšana un kailcirtē ir tie mežsaimnieciskie pasākumi, kuri vielu apriti ietekmē vislielākajā mērā. Tā kā koki savā biomasā satur barības elementus, tad koku izvākšana nozīmē arī zināma barības elementu daudzuma iznesi no ekosistēmas. Koku izciršanas rezultātā nekavējoties samazinās oglekļa un slāpekļa daudzums ekosistēmā, vislielākos zudumus izraisa visas koku biomasas izvākšana (Huntington and Ryan 1990, Olsson et al. 1996). Ja tradicionālā veidā tiek izvākta tikai stumbru koksne, sākotnēji novērojams augsnes C un N krātuves palielinājums atstāto ciršanas atlieku dēļ. Pēc cirtes samazinās nobiru apjoms un barības vielu aprīte, bet paātrinās organiskās vielas sadalīšanās, denitrifikācija un notece, kas noved pie barības vielu izskalošanās (Rosén 1984, Tiedeman et al. 1988). Tomēr nozīmīga barības vielu izskalošanās dažus gadus pēc cirtes parasti vairs nav novērojama un tās apjomi ir niecīgi, salīdzinot ar cirtē izvāktās biomasas daudzumu (Mann et al. 1988), lai gan dažos gadījumos konstatēta arī būtiska augsnes C un N izskalošanās (Mroz et al. 1985). Augsnes C un N krātuves var stipri samazināties arī postošu meža ugunsgrēku un intensīvas augsnes sagatavošanas rezultātā (Johnson 1992). Salīdzinot egļu skuju nobiru sadalīšanās ātrumu izcirtumā, kur augsne sagatavota ar disku frēzi, un izcirtumā, kur augsnes sagatavošana nav veikta, secināts, ka sagatavotā augsnē nobiras sadalās ievērojami ātrāk, un rezultātā šādās platībās ātrāk atbrīvojas barības vielas (Lundmark-Thelin, Johansson 1997).

Ja mērķis ir slāpekļa akumulācijas veicināšana, tad kā optimālu augsnes sagatavošanas veidu vairāki autori min velēnas apvēršanu. Viņu pētījumi neapstiprina hipotēzi, ka intensīva augsne sagatavošana veicina slāpekļa un oglekļa zudumus no augsnes (Nordborg 2001, Wilsson, Pyatt 1984, Johnson 1992). Tomēr intensīva augsnes sagatavošana lielās platībās var radīt problēmas ar eroziju (Nordborg 2001).

Jaunaudzēs aplievas koksnes īpatsvars ir lielāks nekā vecākās audzēs, tāpat arī vainagu biomasas attiecība pret stumbra biomasu. Aplievas koksnē un koka vainaga daļā ir augstāka barības vielu koncentrācija nekā kodolkoksnē (Kimmins 1997). Kā atzīmē J. Boils (Boyle 1975), tad, piemēram, apšu audzei saīsinot cirtmetu no 30- uz 10-gadīgu apriti, N, P, K un Ca iznese palielinās par, attiecīgi, 345, 239, 234 un 173%.

S. Belovs (Белов 1976) aprēķinājis kokaugu vidējo ikgadējo patērēto barības vielu daudzumu un to barības vielu daudzumu, kāds vidēji gadā tiek izvests no meža ekosistēmas. Piemēram, I bonitātes priežu audze gadā saražo biomasu  $5.78 \text{ tonnas ha}^{-1}$ , bet no kailcirtes rezultātā tiek izvestas  $1.72 \text{ tonnas ha}^{-1}$ ; kokaudzes patērētais slāpekļa daudzums gadā sastāda  $38 \text{ kg ha}^{-1}$ , bet kailcirtē tiek izvesti  $3.2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ; kokaudze gadā patērē  $21.8 \text{ kg}$  kalcija,  $13.3 \text{ kg}$  kālija,  $4.1 \text{ kg}$  fosfora un  $4.8 \text{ kg}$  magnija  $\text{ha}^{-1}$ , bet kailcirtē tiek izvesti, attiecīgi,  $4.8 \text{ kg}$  kalcija,  $0.7 \text{ kg}$  kālija,  $0.15 \text{ kg}$  fosfora un  $0.5 \text{ kg}$  magnija  $\text{ha}^{-1}$ . Tas nozīmē, ka uz kokaudzes patēriņam nepieciešamā barības vielu daudzuma fona, cilvēka saimnieciskās darbības ietekme jūtami nesamazina barības vielu krājumus meža augsnē. Mežaudzes prasības pēc barības vielām jūtami neietekmē arī kopšanas cirtēs no mežaudzes izņemtais koksnes apjoms (Белов 1976).

Tomēr jāņem vērā mežsaimnieciskās darbības ietekme uz vielu apriti plašākā mērogā. Kā atzīmē J. Kimmins (Kimmins 1997), tad pēc kailcirtes izdarīšanas paātrinās meža nedzīvās zemsegas mineralizācija. Turklāt papildus klāt nāk ar barības vielām bagātās ciršanas atliekas, kas veido barības

vielu “pieplūdumu” vienu vai divus gadus pēc ciršanas. Ja pēc kailcirtes izdarīšanas platībā nav veģetācijas un tās atjaunošanās ir aizkavēta, tad pēc organiskās vielas mineralizācijas atbrīvotās barības vielas var tikt izskalošanas vai pāriet atmosfērā (slāpekļi). Pētījumos Hubbard Brook stacionārā, ASV konstatēts, ka 3 gadu laikā pēc cirtes, kopējā izšķīdušo vielu izskalošanās bija pieaugusi aptuveni 11 reizes salīdzinājumā ar pirmscirtes laiku. Atsevišķu elementu izskalošanās pieaugums bija sekojošs: K, 20-kārtīgs; Ca, 8.6-kārtīgs; N, 160-kārtīgs (Bormann, Likens 1979). Tomēr vairākos citos pētījumos konstatēts, ka, kailcirtes sekas ne visos gadījumos ir tik dramatiskas, ja izcirtumā ātri sakuplo zemsedzes augi un krūmi (Fredriksen et al. 1975).

Vairāki pētījumi apliecina denitrifikācijas palielināšanos pirmajos 2 gados pēc kailcirtes izdarīšanas (Ineson et al., 1991; Martin, 1985).

Slāpekļa aprite meža ekosistēmās ir svarīga vairāku iemeslu dēļ. Slāpekļa pieejamība ietekmē augsnes auglību, un slāpekļa apriti ietekmē cilvēku darbība (Galloway et al. 2004). Piesārņojums ar slāpekli ir pasaulē aktuāls jautājums, un dzeramā ūdens piesārņojums ar nitrātiem daudzviet ir nopietna problēma (Vitousek et al. 1997). Meža platības nodrošina lielu daļu pasaules ar kvalitatīvu dzeramo ūdeni. Tomēr tādas mežsaimnieciskās darbības, kas palielina nitrātu koncentrāciju gruntsūdeņos, var potenciāli negatīvi ietekmēt noteces un dzeramā ūdens kvalitāti. Zināms, ka slāpekļa savienojumi var spēcīgi ietekmēt saldūdens ekosistēmas, un jūras eutrofikācija ar slāpekli, kas nāk no sauszemes ekosistēmām, ir nopietna problēma (Neary et al. 2009, Howarth et al. 1996, Alexander et al. 2000).

Zinātnieki norāda, ka mežsaimnieciskās darbības, kas visvairāk ietekmē ūdens kvalitāti, ir kailcirte un ķīmikāliju lietošana, turklāt kailcirtes ietekme ir daudz lielāka. Pēc kailcirtes nereti ir novērojama nitrātu koncentrācijas palielināšanās augsnes šķīdumā. Zviedrijā veikta pētījuma rezultāti liecina, ka nitrātu izskalošanās pēc kailcirtes ilgst aptuveni piecus gadus, tomēr process ne vienmēr uzsākas tūlīt pēc saimnieciskās darbības veikšanas. Kailcirtes ietekme uz ūdens kvalitāti ir ļoti atkarīga no telpiskā mēroga, kādā tiek veikts vērtējums. Vietējā mērogā var būt novērojams lokāls gruntsūdens piesārņojums, taču ietekme uz ūdens kvalitāti ūdenstecēs ir niecīga (Futter et al. 2010). Vairākos pētījumos Somijā netika konstatēta būtiska negatīva ietekme uz gruntsūdens kvalitāti un kvantitāti pēc kailcirtes un tai sekojošas augsnes sagatavošanas (Mannerkoski et al. 2005, Piirainen et al. 2007). Atbilstoši literatūras datiem, ir jānocērt vismaz 30% no sateces baseina platības, lai būtu iespējams šādā mērogā konstatēt nitrātu koncentrācijas palielināšanos (Ring et al. 2008).

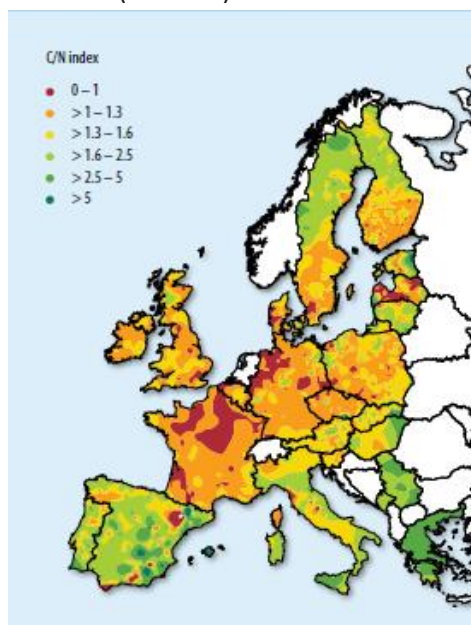
Zviedrijā tika pētīta kailcirtes ietekme uz noteces apjomu un ķīmisko sastāvu, nocērtot attiecīgi 50% un 95% no sateces baseina platības. Šajā gadījumā vidējais noteces apjoms 8 gadu periodā pēc kailcirtes palielinājās attiecīgi par 85% un 110%, un tika konstatētas arī būtiskas ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas ūdenstecē – palielināta  $K^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ , organiskā slāpekļa un kopējā slāpekļa koncentrācija. Tomēr pētījuma perioda beigās, astoņus gadus pēc kailcirtes veikšanas, gan noteces apjoms, gan ūdensteču ķīmiskais sastāvs atgriezās tādā stāvoklī, kāds tika novērots pirms kailcirtes (Rosén et al. 1996). Citā pētījumā, nocērtot kailcirtē divus nelielus sateces baseinus, turklāt vienā ciršanas atliekas tika izvāktas, bet otrā atstātas, gadā pēc kailcirtes tika konstatēta noteces palielināšanās par 119% pavasarī, sniega kušanas periodā, un par 75% periodā no jūnija līdz oktobrim. Netika konstatēts, ka ciršanas atlieku atstāšanai būtu kāda ietekme uz noteces apjomu (Rosén 1984). Somijā gan ir iegūti dati, ka paaugstināta slāpekļa koncentrācija gruntsūdenī saglabājas pat 10 gadus pēc kailcirtes (Kubin 1998).

Analizējot kailcirtes un kailcirtes ar ciršanas atlieku sadedzināšanu ietekmi uz ūdensteču ūdens kvalitāti, tika noskaidrots, ka pirmajos 2-3 gados pēc kailcirtes vielu koncentrācija un aprite palielinājās (nozīmīgākais palielinājums tika konstatēts K un  $NO_3$  koncentrācijai), bet pēc tam atgriezās tādā līmenī, kāds tika novērots pirms kailcirtes, vai pat zem tā. Kailcirte ar tai sekojošu ciršanas atlieku sadedzināšanu

izraisīja daudz lielākus barības vielu zudumus, salīdzinot tikai ar kailcirti, sevišķi attiecībā uz slāpekli: pirmajos divos gados pēc saimnieciskās darbības veikšanas audzēs, kur ciršanas atliekas tika sadedzinātas, slāpekļa daudzuma samazinājums attiecīgi bija vairāk nekā piecas reizes lielāks (Feller, Kimmins 1984). Jo sevišķi barības vielām nabadzīgās augsnēs nav vēlams ciršanas atlieku dedzināšana, jo tā tikai palielina šo vielu zudumus no ekosistēmas.

Zviedrijā veikts pētījums ar mērķi noskaidrot slāpekļa iznese apjomus iepriekš ar slāpekli mēslojot (amonija nitrāta deva no 360-1800 kg N ha<sup>-1</sup>) priežu audzēs pirms un pēc kailcirtes. Gadu pirms kailcirtes palielināta slāpekļa iznese tika konstatēta tikai visintensīvāk mēslotajā platībā (3-5 kg N ha<sup>-1</sup>, salīdzinot ar aptuveni 1 kg ha<sup>-1</sup> kontroles platībā). Gadu pēc kailcirtes iznese samazinājās līdz aptuveni 30% no līmeņa, kāds tika novērots pirms kailcirtes, pamatā neliela nokrišņu daudzuma un noteces dēļ. Piektajā gadā pēc kailcirtes veikšanas visās platībās, ieskaitot kontroli, slāpekļa iznese palielinājās. Kopējais slāpekļa iznese apjoms piecu gadu periodā pēc kailcirtes kontroles platībās tika lēsts ap 2-3 kg N ha<sup>-1</sup> nenocirstajās kontroles platībās, nocirstajās kontroles platībās un platībās ar mēslošanas intensitāti 360 kg N ha<sup>-1</sup>, ap 4-5 kg N ha<sup>-1</sup> platībās ar mēslošanas intensitāti 720 un 1080 kg N ha<sup>-1</sup>, ap 14 kg N ha<sup>-1</sup> platībās ar mēslošanas intensitāti 1440 kg ha<sup>-1</sup> un 37 kg N ha<sup>-1</sup> platībās ar mēslošanas intensitāti 1800 kg N ha<sup>-1</sup> (Ring 1995). Citā pētījumā minēts, ka kopējais slāpekļa zudums triju gadu periodā pēc kailcirtes ir 19.1 kg ha<sup>-1</sup> (Krause 1982). Zinātniskajā literatūrā atrodama informācija, ka barības vielu zudums pēc kailcirtes ir nebūtisks, un arī meža mēslošana būtiski nepalielina slāpekļa koncentrāciju ūdenstecēs. Turklāt ūdens kvalitāti nepasliktina arī piesardzīga herbicīdu lietošana (Sopper 1975).

Kaut gan mežsaimniecisko pasākumu izraisītā slāpekļa iznese ir neliela, salīdzinot ar citiem tās avotiem, tomēr platībās, kur novērojama paaugstināta slāpekļa uzkrāšanās, varētu būt svarīgi to samazināt. Atbilstoši ICP Forests datiem, tas attiecināms arī uz daļu Latvijas teritorijas, pārsvarā Zemgali, Ziemeļkurzemi un Ziemeļaustrumvidzemi (4. attēls).



Attēls 4. Platības, kurās iespējama pārmērīga slāpekļa uzkrāšanās, atbilstoši C/N indeksam.

C/N attiecība augsnes virskārtā pret C/N attiecību minerālaugsnē (C/N indekss) ir noderīgs rādītājs organiskās vielas sadalīšanās ātrumam, slāpekļa pieejamībai un barības vielu aprītei. Veselīgās meža augsnēs augsnes organiskās virskārtas C/N attiecība ir augstāka nekā minerālaugsnei, bet platībās ar palielinātu slāpekļa depozīciju šī attiecība izmainās. No: The Condition of Forests in Europe. ICP Forests Executive Report 2011



Atbilstoši zviedru pētījumu datiem, galvenā cirte, atstājot segaudzi ( $\text{ap } 150 \text{ kokus ha}^{-1}$ ), būtiski samazina slāpekļa iznesi, salīdzinot ar kailcirti (Örlander 2000). Arī kailcirte, izvēcot ciršanas atliekas, kas ir pēdējā laikā arvien biežāk pieņemta prakse, var samazināt slāpekļa izskalošanos, jo biomasas izvākšana samazina viegli mineralizējamā slāpekļa apjomu (Lundborg 1997). Zviedrijā ir iegūti dati, ka pēc kailcirtes skujkoku audzēs būtiski paaugstinās augsnes pH, pie tam platībās, kur ciršanas atliekas ir atstātas, pH palielinās vairāk (Nykvist, Rosén 1985). Skābās meža augsnēs platībās, kur izvāktas ciršanas atliekas, pH vērtība vidēji ir par 0.2-0.4 vienībām zemāka nekā platībās, kur ciršanas atliekas atstātas (Staaf, Olsson 1991).

Salīdzinot dažādas intensitātes kailcirtes (izvēcot tikai stumbru koksni; izvēcot stumbrus un zarus, bet atstājot skujas; izvēcot visu virszemes biomasu) ietekmi uz augsnes slāpekļa apjomu egļu audzē Zviedrijas dienvidos 15-16 gadus pēc kailcirtes, tika konstatēts, ka tas samazinājies par 13% (Olsson et al. 1996b).

Salīdzinot dažādas intensitātes kailcirtes (izvēcot tikai stumbru koksni; izvēcot stumbrus un zarus, bet atstājot skujas; izvēcot visu virszemes biomasu) ietekmi uz apmaiņas katjoniem un augsnes piesātinājumu ar bāzēm skuju koku audzēs, tika noskaidrots, ka visas virszemes biomasas izvākšana negatīvi ietekmē augsnes katjonu apmaiņas kapacitāti un bāzu piesātinājumu, kas pamatā saistīts ar apmaiņai pieejamā K, Ca un Mg samazināšanos (Olsson et al 1996a).

Analizējot izšķīdušā organiskā oglekļa, slāpekļa un fosfora izmaiņas ražīgās egļu audzēs uz nosusinātām kūdras augsnēm Somijas dienvidos, tika konstatēts, ka pēc kailcirtes būtiski palielinās izšķīdušā oglekļa un dažādu slāpekļa formu iznese no ekosistēmas, taču fosfora izneses palielinājums ir neliels (Nieminen 2004). Arī citos pētījumos konstatēts būtisks izšķīdušā organiskā oglekļa un izšķīdušā organiskā slāpekļa koncentrācijas palielinājums ūdens notecē no nosusinātiem, ražīgiem egļu mežiem, kur veikta kailcirte, kā arī paaugstināta izskalošanās pēc galvenās cirtes, atstājot segaudzi (Lundin 1999, 2000).

## 2.5. Meža ceļu būvniecības ietekme uz augsni un ūdens kvalitāti

Latvijā meža infrastruktūras objektu, tajā skaitā meža autoceļu tīkla uzturēšanas un būvniecības procesu nodrošina A/S „Latvijas valsts meži” struktūrvienība *LVM Meža infrastruktūra*, kas izveidota 2005. gada 1.jūlijā. Meža infrastruktūra ir meža autoceļi, meža meliorācijas sistēmas un citi infrastruktūras objekti (dzelzceļa pārbrauktuves, ūdens baseini, kuri izmantojami kā meža dzīvnieku dzirdinātavas un ūdens ņemšanas vietas nelielu lokālu meža ugunsgrēku likvidēšanai, u.c.).

Meža infrastruktūras, galvenokārt meža autoceļu tīkla uzturēšana un attīstīšana ir būtisks priekšnosacījums meža vērtības palielināšanai. Meža autoceļu tīkla blīvums tiek palielināts, būvējot jaunus meža autoceļus. Savukārt, uzturot esošos meža autoceļus, netiek pieļauta meža autoceļu tīkla blīvuma samazināšanās. Palielinot meža autoceļu blīvumu, pieaug meža apsaimniekošanas efektivitāte visā meža apsaimniekošanas ciklā. Ceļu tuvums ļauj samazināt meža stādīšanas un kopšanas izmaksas, kā arī samazina kokmateriālu pievešanas attālumu no cirsmas līdz ceļam, tādējādi palielinot cirsmu vērtību. Iegūstot lielākus līdzekļus no cirsmu pārdošanas, tos iespējams ieguldīt meža atjaunošanā un infrastruktūras tālākā attīstībā.

LVM ir izstrādāti tehniskie noteikumi meža autoceļu būvniecības projektēšanai, kas meža autoceļu projektēšanas pamatā paredz ceļa klātnes nosusināšanu ar sāngrāvjiem, kas ievērojami

samazina ceļa klātnes būvniecības izmaksas, kā arī nodrošina meža hidroloģiskā stāvokļa saglabāšanu atbilstoši reljefa un sateces baseina īpatnībām.

Pasaulē veikta virkne pētījumu, kas norāda, ka ceļu būve zināmos apstākļos var izraisīt nopietnu upju un citu ūdensobjektu piesārņošanu (McNeil, 1996; Noss 1995).

Meža ceļu ietekme uz augsnes un ūdens kvalitāti izpaužas galvenokārt kā vielu, it sevišķi, ķīmisko vielu izskalošanās no grunts saistvielām un iežu (it īpaši, dolomīta) šķembām. Kalciju un magniju saturošais dolomīts ( $\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$ ) atmosfēras nokrišņu ietekmē šķīst, ceļa grāvju ūdenī izdalot  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  jonus. Tā kā kalcija un magnija joni augsnē nav hidratēti (nav ūdens molekulu ietverti), tad tie veicina māla daļiņu savienošanas augsnes agregātos. Ūdens vidē plūstošais duļķojums, cietvielas, tajā skaitā arī māla daļiņas, pastiprināti „salīpot”, veicina ūdensteču aizsērēšanu. Tādēļ, ceļu būvei īpaši ražoto dolomīta šķembu vietā būtu izmantojamas granīta šķembas, kuru ekoloģiskā ietekme teorētiski ir mazāk kaitīga. Latvijā, gan līdz šim meža ceļos ieklāto dolomīta šķembu ietekme uz ūdens kvalitāti nav eksperimentāli pētīta.

Veicot pētījumu par to, kādi faktori galvenokārt ietekmē sedimentu apjomu ceļu būves procesā, secināts, ka pie nokrišņu daudzuma 566-712 mm gadā ceļa nogāzes slīpumam, ceļa segumam un satiksmes intensitātei ir būtiska ietekme uz sedimentāciju daļiņu apjomu un sastāvu (Akay A. E. et al. 2008). Autori uzskata, ka palielinot ceļa segumu veidojošo sastāvdaļu cietību un blīvumu, ievērojami samazinās sedimentāciju daļiņu apjoms, kā arī erozijas draudi (Reid L.M. et al. 1984, Kolka, Smidt 2004).

Negatīvu ietekmi uz ūdens vidi atstāj arī ceļu būve bez piegulošās teritorijas meža meliorācijas sistēmas renovācijas. Tādos gadījumos nereti izveidojas situācijas, kad ceļa grāvju ūdenim nav noteces uz kādu no promtekām. Ūdens plūsmas ceļā aizsērējušajos grāvjos reljefa zemākajās vietās uzkrājas stāvoša ūdens dīķi, kuru ekoloģiskais efekts ir līdzīgs bebru aizsprostojumiem. Stāvošais ūdens ir bagāts ar organiskajām vielām, un augstas ūdeņainības periodos tiek veicināta šo vielu pastiprināta ieplūde no meža iztekošajās upēs. Kā liecina pētījumi Latvijā, tad organiskā piesārņojuma līmenis lauksaimniecības un meža zemju notecē ir augsts (Klavins et al. 2002)

Nepilnīgi izveidotās grāvju sistēmas negatīvi ietekmē arī paša ceļa stāvokli. Ļoti reti ir tādi gadījumi, kad ceļa grāvja ūdenus iespējams ievadīt kādā šaurā gravā, strautā vai līdzīgā vietā, nekaitējot apkārtējo platību mitruma režīmam, un nodrošinot pietiekamu ceļa nosusināšanu.

Projektējot ceļus un meža meliorācijas sistēmas ir svarīgi, lai gar kvartālu stigām, pa kurām virza maģistrālos ceļus, varētu virzīt nozīmīgākus grāvjus, jo tad iespējams ceļu labāk nosusināt un no grāvja iegūst vairāk grunts ceļa būvei. Gar maģistrālā ceļa otro pusi virzīto ceļa sāngrāvi var pa posmiem pieslēgt pie susinātājgrāvju augšgaliem (Odiņš 1971).

Mežsaimniecības apstākļos galvenā nozīme ir tā sauktajiem grunts ceļiem un grants ceļiem, pavisam reti tiek ierīkotas melnās ceļa segas. Par grunts ceļiem sauc tādus ceļus, kuru segu veido dabiska ceļa vietas grunts vai arī šī grunts ir uzlabota ar granulometriskām piedevām, saistvielām vai citādi. Šādi uzlabotu ceļa segu veidi ir, piemēram, šķembu segas, ar saistvielām uzlabotas grunts segas, ar saistvielām uzlabotas grunts-šķembu segas, grunts un grants maisījuma segas, ar saistvielām apstrādātas šķembu segas un grants segas uz pamata, kas veidots no šķembām, grants, izdedžiem, grunts un šķembu maisījuma, apaļakmeņu bruģa, ar saistvielām stabilizētas grunts. Kapitālās pilnvērtīgās ceļa segas ir, piemēram, ar organiskajām saistvielām apstrādātas šķembu segas, karstā stāvoklī uzklātas uz pamata, kas veidots no cementbetona, šķembām, grants, izdedžiem, apaļakmeņu bruģa, grunts un šķembu maisījuma, stabilizētas grunts (Odiņš 1971).

Sausā laikā dabiskie un arī ar granulometriskām piedevām uzlabotie grunts ceļi putekļo, tādējādi kaitējot cilvēkiem un apkārtējai videi, samazina kustības ātrumu un caurlaides spēju, bojā pārvadājamo

produkciju, zem lielākas slodzes veidojas grambras. Šo trūkumu dēļ grunts ceļi nav piemēroti intensīvai un smagai kustībai, tomēr tie mežos ir bieži sastopami. Ceļiem vislabākā grunts ir mālsmilts. Puteklainās, kā arī smilšmāla un māla gruntīs var notikt kūkumošanās, izmirstot tās zaudē nestspēju, plūst (Odiņš 1971).

Pārmitros mežos pie ceļiem pastāvīgi ir lieks mitrums. Ja virszemes ūdeņus nav iespējams efektīvi novadīt, zemes klātne veidojama uzbērumā. Lai ceļš ekspluatācijas periodā neciestu no gruntsūdens kā samitrinājuma avota, ceļa klātnei jāatrodas vismaz minimālā augstumā virs gruntsūdens līmeņa. Šis pacēlums dažādās gruntīs ir dažāds. Pēc meža autoceļu projektēšanas noteikumiem, minimālais pieļaujamais gruntsūdens dziļums no ceļa klātnes virsas ir: smalkā un vidēji rupjā smiltī un vieglā mālsmilgtī - 0.7 m; plūstošā smiltī un smagā mālsmilgtī - 1.2 m; plūstošā mālsmilgtī, smilšmālā un mālā – 1.9 m (Odiņš 1971). Pašlaik spēkā esošajos meža infrastruktūras objektu projektēšanas tehniskajos noteikumos (2008) zemes klātnes augstums atkarībā no grunts sastāva projektējams minimāli virs augstākā gruntsūdens līmeņa: 1) smalka un vidēja smilts, viegla mālaina smilts – 0,7 m; 2) plūstošā smilts, smaga mālaina smilts – 1,2 m; 3) plūstošā mālaina smilts, smilšmāli un māli – 1,5 m.

Kaut gan modernie ceļu seguma un meža infrastruktūras objektu nostiprināšanas materiāli ir videi mazāk kaitīgi par agrākajos gados grunts saistīšanai pielietotajiem ķīmiskajiem reaģentiem, kā arī kaļķa un cementa pielietošanu, tomēr arī to ietekme uz vidi vēl joprojām ir nepietiekoši izpētīta.

Kā norāda J. Odiņš (1971), tad no ceļu būves tehnisko iespēju viedokļa nav vēlama galveno ceļu virzīšana pa vietām ar dziļu kūdras slāni vai citām neizdevīgas grunts vietām, kas var veicināt ceļa uzbēruma nosēšanos un deformēšanos, tādējādi sadārdzinot ceļa izbūvi un arī ekspluatāciju. Vajadzība ceļu lietot biežāk un intensīvāk būs platībās ar lielāku augsnes auglību un meža ražību. Turpretī platībās, kur daudz sūnu purvu vai neauglīgu smiltāju, nepieciešamība pēc ceļiem būs mazāka, tāpēc ceļu tīkls šeit var būt retāks. Meža ceļš jāpieskaņo vietējās ainavas īpatnībām – tas nedrīkst kaitēt dabas ainavai.

N. Priedītis (1999) norāda uz ceļu tīkla izraisīto ekosistēmu un dzīvotņu fragmentāciju mežos. Meža ceļu un nosusināšanas grāvju tīkls var izmainīt dabiskos sugu pārvietošanās koridorus, izraisīt populāciju izolāciju. Meža dzīvniekiem stresu izraisa arī ceļu būves laikā radītais troksnis (Noss 1995).

Kā atzīmē R. Noss (1995), tad ceļu ietekme vispārīgi izpaužas arī transportlīdzekļu izdalītā piesārņojuma ziņā. Tie vidē emitē smagos metālus, CO<sub>2</sub> un CO, kas var izraisīt nopietnu kumulatīvo iedarbību. Tetraetilsvinu saturoša benzīna sadegšana un svina oksīdu saturošo riepu izmantošana noved pie svina piesārņojuma akumulācijas ceļa malās. Svins uz ilgu laiku uzkrājas augsnē un dzīvo organismu barības ķēdēs.

Mazāk izpētīta ir citu smago metālu, piemēram, cinka, kadmija un niķeļa ietekme. Transportlīdzekļu dzinēju eļļa un riepas satur cinku un kadmiju; motoreļļa un benzīns satur niķeli. Arī šo elementu daudzums pēc R. Nosa (1995) informācijas ceļu tuvumā ir palielināts, pozitīvi korelējot ar satiksmes intensitāti. Turklāt noskaidrojies, ka šos elementus pastiprināti akumulē sliekas, tādējādi izraisot sliekas ēdošo dzīvnieku un putnu saindēšanos.

Nopietnu vides piesārņojumu var izraisīt arī uz ceļiem ziemas sezonā kaisītais sāls nātrijs un kalcija hlorīdu veidā, kā arī abrazīvās vielas. Tas ieskalojas ceļmalu augsnē un izraisa koku asimilatīvo orgānu – skuju un lapu bojājumus. Dažkārt sāls satur toksiskas piedevas – cianīdu savienojumus, ar ko saindējas dzīvnieki. Ar sāli piesārņota ūdens ieskalšanās promtekās var izraisīt zilaļģu un zaļaļģu savairošanos. Nātrijs un kalcijs, iesaistoties jonu apmaiņā, atbrīvo videi toksisko dzīvsudrabu. Zivīm ārkārtīgi kaitīgi ir cianīdu joni no autotransporta pretkorozijas aizsardzības piedevām (Noss 1995).

Kā norāda R. Noss (1995), tad pat vislabāk ierīkotie ceļi rada nogulsnes (sedimentu), kas izsauc upju un citu ūdensobjektu piesērēšanu. Pētījumi Kalifornijā, ASV, parāda, ka 40% no ūdenstilpju

sedimenta izraisa ceļi un 60% lauksaimniecības zemes apstrāde. Lielākā daļa no ceļu izraisītās erozijas ir saistīta ar tā saukto masas kustību (piemēram, nogrūvumiem) nevis ar vienmērīgu ceļa virsmas eroziju. Pētījumi Oregonā, ASV, liecina, ka ceļi būtiski palielina zemes nogrūvumu biežumu un koksnes (organisko atlieku) noteci upēs. Ceļi minētajā apgabalā izraisījuši 130 reizes lielāku atmirušās koksnes atlūzu ienesi ūdenstecēs, nekā tas raksturīgs neskartā mežā (Noss 1995). Iepriekšminētais pasvīturo meža ceļu uzbūrumu un grāvju nogāžu nostiprināšanas nozīmību.

J. Odiņš (1971) uzsver, ka projektējot un izbūvējot ceļus, nedrīkst radīt apstākļus, kas samazina meža drošību pret vējgāzēm, uguni, apdraud meža sanitāro stāvokli un citas meža aizsardzības prasības.

## 2.6. Augsnes sablīvēšanās mežsaimniecisko darbību rezultātā

Meža mašīnas kļūst arvien smagākas un jaudīgākas (Vossbrink, Horn 2004), atsevišķa riteņa spiediens uz augsni var sasniegt 300 kN (Håkansson 1994). Harvesteru un, jo īpaši pievedējtraktoru pilna masa var sasniegt 43 tonnas (PONSSE ElephantKing). Tehnikas masas palielināšanās rezultāts ir augsnes virskārtas bojājumi un sablīvēšanās. Pirmie un plašākie pētījumi par augsnes sablīvēšanos smagās tehnikas ietekmē veikti Centrāleiropas valstīs; piemēram, Vācijā pierādīts, ka mežaudžu produktivitāte ilgtermiņā samazinās augsnes sablīvēšanas rezultātā (Soane 1994; Gameda et al. 1987). Augsnes sablīvēšanās un augsnes struktūras ietekme uz augiem ir analizēta arī pagājušā gadsimta sākumā un 19. gadsimtā veiktos pētījumos (Wollny 1898; Görbing 1948; Groger 1921). Saskaņā ar ASV veiktu pētījumu rezultātiem, smagā tehnika, veicot regulāru lauksaimniecības zemju aršanu, sablīvē aramkārtai piegulošo augsnes slāni, kas palielina augsnes pretestību un apgrūtina sakņu iekļūšanu sablīvētajā augsnes slānī (Taylor, Brar 1991; Ehlers et al. 2000). Citos pētījumos par lauksaimniecības kultūru audzēšanu konstatēts, ka atgriezeniskas strukturālas izmaiņas (kad vēl ir iespējama poru funkcionēšanas uzlabošanās) augsnē var notikt tad, ja mehāniskā slodze nav lielāka par kompaktizēšanas izraisīto līmeni visos augsnes slāņos un ja augsne regulāri un intensīvi izkalst, mainot tilpumu.

Maksimālais spiediens, kas samazina ūdens un biogēno elementu pieejamību zem augu attīstībai kritiskā līmeņa, minēts jau pagājušā gadsimta sešdesmitajos un septiņdesmitajos gados (Waisel et al. 1998; Czeratzki 1972). Augsnes sablīvēšanas negatīvā ietekme uz augsnes aerāciju un mikroorganismu elpošanas procesu pamatota vairākos pētījumos (Hildebrand 1983; Gaertig 2001). Lai mazinātu tehnikas ietekmi uz augsni, plānošanas procesā jāņem vērā izmantotās tehnikas spiediens uz augsni un augsnes nestspēju. Parasti šādi dati nav pieejami vai ir grūti aprēķināmi, ņemot vērā augsnes neviendabīgumu. Pirmās augšņu klasifikācijas sistēmas pēc izturības pret spiedienu (bioloģisko procesu nodrošināšanas kontekstā) parādījās pagājušā gadsimta deviņdesmitajos gados (Nissen 1999). Vairākos pētījumos pierādīta spiediena samazināšanas riepās pozitīvā ietekme uz augsnes sablīvēšanos (Keller, Arvidsson 2004; Wehner 2001; Jun et al. 2004). Freiburgas Universitātes pētījumos apkopoti arī tehniskie limiti spiediena uz augsnes mazināšanai, veicot mašīnu pārbūvi un optimizējot mežizstrādes procesu (Wehner 2001).

Saskaņā ar Vācijā veiktu pētījumu rezultātiem, ja augsne kompaktizējas līdz līmenim, kas būtiski ierobežo bioloģiskos un fizikālos procesus augsnē, augsnes aerācija un ūdens caurlaidība atjaunojas vairāku gadu desmitu laikā (Seyedbagheri 1996). Stipri kompaktizētu lauksaimniecības augšņu struktūras atjaunošanās notiek 70-140 gadu laikā (Froehlich 1985). Pētījumi par mežsaimniecības mašīnu ietekmi uz augsnes virskārtu tehnoloģiskajos koridoros sniedz pretrunīgu informāciju. Ir dati par to, ka

tehnoloģiskais koridors pēc mežizstrādes veikšanas būtu uzskatāms par neglābjami degradētu vides elementu, kuru atjaunošanās process var ilgt gadu desmitiem (Horn et al., 2007).

Viena no plašāk lauksaimniecībā un mežsaimniecībā pielietotajām metodēm augsnes sablīvēšanās un augsnes struktūras izmaiņu noteikšanai ir augsnes pretestības mērīšana, šim nolūkam izmantojot manuālos vai digitālos penetrometrus (Ampoorter et al. 2007; Ozpinar, Cay 2006; Alaoui, Diserens 2011; Ampoorter et al. 2010). Latvijā uzkrāta pieredze firmas *Eijkelkamp* penetrolōgera izmantošanā augsnes sablīvējuma mēža tehnikas ietekmē un mēža augsnes sagatavošanas kvalitātes noteikšanā (Liepiņš un citi 2011; Lazdiņa 2008). *Eijkelkamp* digitālo penetrolōgeru var izmantot augsnes pretestības noteikšanai līdz 80 cm dziļumā:

1. augsnes ģenēzes pētījumos;
2. augsnes nestspējas noteikšanai būvniecībā;
3. kompaktizētu augsnes starpslāņu identificēšanai;
4. lauksaimniecības augšņu sablīvējuma noteikšanai;
5. augsnes nestspējas noteikšanai bezceļu transporta plānošanā un ietekmes uz vidi novērtēšanā;
6. augšanas apstākļu novērtēšanai, it īpaši urbanizētā vidē (parkos un dārzos), kur sablīvētu augsnes starpslāņu veidošanās ir raksturīgāka, nekā dabiskā vidē;
7. sporta laukumu plānošanā (Eijkelkamp 2007).

Būvniecībā lielāka augsnes pretestība liecina par labāku augsnes nestspēju un drošāku pamatu tehnikai un ēkām, bet lauksaimniecībā liela augsnes pretestība liecina par iespējamām problēmām – pārāk liela pretestība apgrūtina sakņu augšanu un samazina skābekļa pieplūdi augsnē (Mullins 1990). Maza augsnes pretestība mēžā liecina par palielinātu risu veidošanās risku, veicot apaļkoksnes un mežizstrādes atlieku pievešanu (Bakker 1990).

Sakņu spēja caurautg augsnes slāni ir viens no būtiskākajiem mēža tehnikas ietekmes uz augsni raksturojošajiem rādītājiem. Maksimālā augsnes pretestība, ko var uzskatīt par pieļaujamu optimālai sakņu attīstībai, ir 1 MPa (megapaskāls), kas atbilst spēkam, ar kādu augošanas saknes spiež uz augsnes daļiņām. Jāņem vērā, ka saknes tiecas apliekt šķēršļus (sablīvētas augsnes konkrēcijas vai akmeņus) un izmanto augsnē esošās plaisas (Schothorst 1968). Penetrolōgers nevar noteikt plaisu klātbūtni un augsnes sablīvējuma nevienmērīgumu, tāpēc praksē saknes turpina augt arī tad, ja penetrolōgera rādījumi pārsniedz 1 MPa. Saskaņā ar Nīderlandē veiktiem pētījumiem netraucēta sakņu augšana turpinās, ja augsnes pretestība ir 1,5 MPa (Bakker 1990). Būtiski ierobežojumi sakņu augšanā novērojami tad, ja augsnes pretestība ir 3 MPa. Sakņu attīstības traucējumi noved pie ūdens un barības vielu uzņemšanas samazināšanās un produktivitātes krituma (Bakker 1990; Mullins 1990).

Izmantojot penetrolōgeru augsnes pretestības noteikšanai, jāņem vērā mitruma un organisko vielu saturs augsnē (Eijkelkamp 2007). Jo lielāks mitruma saturs augsnē, jo mazāka augsnes pretestība, attiecīgi arī augsnes nestspēja. Tāpēc, lai salīdzinātu augsnes pretestības datus, kas iegūti dažādos laika posmos, piemēram, pirms un pēc augsnes apstrādes, ir būtiski pārliicināties, vai mitruma apstākļi augsnē ir salīdzināmi (Mullins 1990). Augsnes mitrumu var noteikt ar zondi, ko pievieno penetrolōgeram (Eijkelkamp 2007).

Organiskā viela pozitīvi ietekmē augsnes nestspēju. Kūdrainas augsnes ar mazu blīvumu nestspēja ir salīdzināma ar blīvas smilšainas augsnes nestspēju (Schothorst 1968). Tomēr jāņem vērā, ka organiskās augsnēs parasti ir daudz lielāks mitruma saturs, tāpēc praksē organisko augšņu nestspēja ir mazāka.

Veicot augsnes pretestības mērījumus, ir būtiski ņemt vērā vietas nevienmērīgumu – atšķirības augsnes granulometriskajā sastāvā, dažādu augsnes slāņu izvietojumā, organisko vielu un mitruma

saturā. Lai samazinātu šo faktoru ietekmi un iegūtu statistiski reprezentablus datus, mērījumi ir vairākas reizes jāatkārto. Mērījumu atkārtojumu skaits ir atkarīgs no vietas īpatnībām, taču ieteicams katrā parauglaukumā veikt vismaz 10 mērījumus (Mullins 1990). Ieteicamais atstatums starp mērīšanas vietām ir 50-60 cm, bet, piemēram, saskaņā ar Nīderlandes standartiem – 100 cm (Lurvink 1996).

Latvijā un Somijā veiktos pētījumos par meža atjaunošanu konstatēts, ka vidējā augsnes pretestība 0-20 cm augsnes slānī ir 1,2 MPa<sup>1</sup>. Tas liecina par nelielu augsnes sablīvējumu un saskaņā ar citiem pētījumiem (Lazdiņa 2008) šāds augsnes pretestības līmenis ir optimāls sakņu augšanai. Sakņu augšanu limitējošā pretestības vērtība (3 MPa) nav pārsniegta nevienā objektā no pētījumu objektiem. Tas nozīmē, ka augsnes sablīvēšanās vai, tieši pretēji, pārāk irdena augsnes struktūra, kas sekmē augsnes izžūšanu, kociņu ieaugšanos un attīstību normālos apstākļos nebremzē.

Novērojumi augsnes pretestības izmēģinājumu objektos Latvijā liecina, ka damaksnī viegla smilšmāla augsnē pacilu veidošana uzlabo augšanas apstākļus, veidojot labāku nodrošinājumu ar augu barības vielām, rezultātā stādiņiem ir proporcionāli lielāks biomasas pieaugums, nekā augušajiem vagās vai nesagatavotā augsnē. Mehanizēti uz pacilām ierīkotajos stādījumos saglabājās 97 % no damaksnī iestādītajiem egļu stādiem (Lazdiņa 2008). Savukārt lauksaimniecības zemē vagās veidojas labāki augšanas apstākļi, nekā uz pacilām, jo lauksaimniecības zemju virskārta parasti ir vairāk sablīvējusies, tāpēc pacila veidojas no 2 sablīvētiem augsnes slāņiem; savukārt, vagā, ja tā ir pietiekoši dziļa, sablīvētā augsne tiek novākta un stādiņu iestāda irdenajā augsnes slānī (Lazdiņa 2008).

Saskaņā ar pētījumu rezultātiem, vidējais augsnes relatīvais mitrums Latvijā un Somijā ir līdzīgs, uz pacilām ierīkotajos ierīkotajos parauglaukumos tas ir attiecīgi 14.4 % un 14.9 % (Lazdiņa et al. 2008; Lazdiņa 2008). Iepriekšējos pētījumos konstatēts, ka, salīdzinot augsnes mitrumu uz pacilas virsas un vagas dibenā 0-10 cm slānī, nav novērota būtiska atšķirība – relatīvais mitrums uz pacilas un vagā attiecīgi ir 21.0 un 20.0 % (Lazdiņa 2008).

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

<sup>1</sup> Projekta "Multifunkcionālas celmu izstrādes un augsnes pacilu sagatavošanas iekārtas prototipa izveidošana un testēšana" dati, nav publicēti.



## 2.7. Meliorācijas ietekme uz vielu apriti un ūdens kvalitāti

Nosusinātajos mežos izveidojas īpašs vielu aprites režīms. Aktivizējot kūdrā akumulētos barības vielu krājumus un uzlabojot augsnes aerāciju, ievērojami pieaug vielu un enerģijas plūsmas ātrums meža ekosistēmā. Vairākkārt palielinoties kokaudžu produktivitātei, pieaug dzīvajā koksne akumulētā oglekļa daudzums un atmosfērā izdalītā skābekļa apjoms. Vienlaikus pieaug arī ekosistēmu metabolisms, iesaistot aprītē kūdras slānī akumulēto enerģiju (Laiviņš un citi 2000).

Konkrētā pētījuma sakarā īpaši svarīga ir vielu aprites ar ūdeni un kūdras mineralizēšanās saistība. Teorētiski ūdenim vajadzētu būt nozīmīgam starpniekam mineralizācijas procesos. Gruntsūdens ķīmiskajā sastāvā vajadzētu atspoguļoties augsnē notikušajām izmaiņām, jo pēc kūdras mineralizācijas daļa no atbrīvotajiem elementiem nonāk augsnes šķīdumā un pēc tam arī gruntsūdenī. Tālāk iespējamās vismaz trīs iespējas:

- uzņemšana augos (Корнеев 1974);
- atkārtota saistīšanās augsnes struktūrās;
- izskalošana no ekosistēmas kopā ar grunts- un virszemes ūdens plūsmu vai atmosfēras nokrišņiem infiltrējoties augsnē.

Barības elementu daudzums kūdrā ir atkarīgs no tās botāniskā sastāva, sadalīšanās pakāpes, gruntsūdens režīma u. c. faktoriem. Tādēļ tas pat nelielās platībās var būt ļoti nehomogēns. Organiskās vielas sadalīšanās bioķīmisko procesu intensitāte kūdras augsnē un kustīgo barības elementu atbrīvošanās atkarīga no dažādiem ārējās vides faktoriem, no kuriem īpaša nozīme ir temperatūrai un augsnes mitrumam (Яншевска 1977).

Augsnes mitrums atkarīgs no daudziem faktoriem, no kuriem nosusinātajos mežos svarīga loma ir nokrišņu daudzumam un pazemes spiedes ūdeņu atslodzei. Kā liecina agrāk Latvijā izdarītie pētījumi, tad gruntsūdens līmeņa pazemināšana veicina intensīvāku pazemes ūdeņu izķīlēšanos (Залитис 1983). Piemēram, Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā augsnes–gruntsūdens līmeņa pazemināšana vidēji par 25 cm palielina pazemes ūdeņu atslodzi par 0.1 mm diennaktī jeb par 35 mm gadā. Ziemas periodā Vesetnieku objektos, kur nosusināšanas grāvju dziļums nepārsniedz 1.5 m, daļa pazemes spiedes ūdeņu, iespējams, izķīlējas tieši grāvjos. Vasarā iespējama pretēja situācija, kad daļa pazemes ūdeņu, kuri izķīlējušies platībā starp grāvjiem, tiek patērēti iztvaikošanai un noteces veidošanā nepiedalās. Tas apgrūtina pazemes ūdeņu izķīlēšanās ietekmes novērtēšanu saistībā ar mežaudžu produktivitāti un norāda uz šo procesu sarežģīto raksturu.

Saskaņā ar P. Zālīša (Залитис 1983) pētījumiem, augsnes gruntsūdeņu papildināšanās ar pazemes ūdeņiem nenotiek nepārtraukti un visā teritorijā:

- ja nokrišņiem infiltrējoties, augsnes gruntsūdeņu līmenis papildinās vairāk par 3 mm diennaktī, tad ūdens plūsma notiek uz leju, un ekosistēma pārtiek no nokrišņu ūdens;
- ja augsnes gruntsūdens līmenis atrodas dziļāk par 1 m, tad gruntsūdeņu papildināšanās ar pazemes ūdeņiem vairs neietekmē meža ekosistēmu (mežaudze šajā gadījumā pārtiek vai nu no nokrišņiem, vai mitruma rezervēm, kas uzkrātas augsnē).

Tādejādi iespējams secināt, ka nosusināšanas sistēmā izķīlējušies pazemes spiedes ūdeņi salīdzinoši maz ietekmē nosusinātā meža ūdens bilanci. Kokaudzes produktivitāte tādēļ tikai par 19 – 26% varētu būt saistīta ar pazemes ūdeņu pieplūdi.

Kaut arī barības elementu ienese kūdras augsnē ar atmosfēras nokrišņiem un putekļiem tiek vērtēta kā nenozīmīga (Röhrig, Bartsch 1992), vācu ekologi uzskata, ka meža augsnes spēj nokrišņu

ūdeņus būtiski ietekmēt ar savām mehāniskajam (struktūra) un ķīmiskajam (jonu koncentrācija, organiskie komponenti) īpašībām, kā arī ar sedimentācijas, koagulācijas, robežvirsmu apmaiņas un mikrobioloģisko faktoru palīdzību.

Pastāv uzskats, ka nosusināšanas rezultātā notiekošās izmaiņas barības vielu režīmā izpaužas ne tikai elementu izskalošanā. Augsnes pārmitruma dēļ uzkrātajām nepietiekami sadalītajām augu atliekām iekļaujoties vielu apritē, mainās barības vielu daudzums augsnē un pastiprinās eitrofikācijas process (Laiviņš, 1998).

Zemsedzes augu sugu sastāva izmaiņas pēc nosusināšanas ir nenovēršams un likumsakarīgs process. Pirmkārt, izzūd mitrumprasīgās sugas. Ievērojami mazāk izzināta sfēra ir šo sugu barības vielu režīms. Arī Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā kopš 1974. gada tiek novēroti tādu zemsedzes augu, kā *Pyrola rotundifolia* L. un *Luzula pilosa* (L.) Willd. minerālās barošanās režīma traucējumi, izsaucot šiem augiem hlorozi (Аболинь 1977). Vienlaikus, pēdējo gadu desmitu laikā, stacionārā teritorijā konstatēta līdz šim mazpazīstamā nitrofilā sūna *Tayloria tenuis* (With.) Schimp.

Kūdras augsnēs nozīmīga loma vielu apritē varētu būt organisko vielu sadalīšanās (oksidācijas) un elpošanas (respirācijas) procesiem. Kā uzskata H. Ellenbergs u. c. (Ellenberg et al. 1986), tad enerģijas patēriņš elpojot ir viens no savā ziņā visvieglāk mēramajiem parametriem un nozīmīgākā enerģijas zudumu daļa ekosistēmā. Noteiktu dzīvnieku grupu un populāciju (sēņu, mikroorganismu) elpošana ir labi piemērota salīdzinošai vielu apmaiņas noteikšanai vai aptuvenai organiskās vielas sadalīšanās novērtēšanai, lai salīdzinātu dažādas ekosistēmas.

Veicot pētījumus saistībā ar vielu apriti nosusinātajos mežos, mežsaimniecībai svarīgs ir jautājums par to, vai nosusināšana noplicina kokaugu minerālās barošanās iespējas pašreizējā mežsaimnieciskā cikla aprites laikā un turpmākajiem cikliem. Šim nolūkam jāiegūst pēc iespējas dziļāka izpratne par vielu apriti un procesiem augsnē.

Izšķiroša nozīme koksnes ražas uzlabošanā pēc meža nosusināšanas ir meža augšanas apstākļiem. Jo nosusināmās kūdras kārta, sevišķi tās augšējie horizonti līdz 60 cm dziļumam, potenciāli bagātāki ar barības vielām, jo nosusināšanas efekts ir lielāks (Bušs 1958). Par vienu no svarīgākajiem gaidāmās audžu ražības rādītājiem uzskatāms kūdras pelnu procents, kam jābūt lielākam par 5%, lai nodrošinātu augstākās bonitātes kokaudzes (Markus1936; Вонперскй 1957).

Kā norāda C. Šķiņķis (1992), tad nosusināšana veicina pārmitro augšņu auglības palielināšanos. Augiem pieejamo barības vielu drenētās augsnēs ir krietni vairāk nekā nedrenētās. Tomēr, kā norāda J. Odiņš (1971), atbrīvotās augu barības vielas var no augsnes izskaloties, ja nav augu, kas tās izmanto. Izskaloto vielu daudzums var būt diezgan liels, sevišķi no melnajām papuvēm, nosusinātajiem un nekultivētajiem kūdrājiem. Mežos nosusināšanas pakāpe parasti ir samērā maza un augsne vasarā saņem mazāku nokrišņu daudzumu, tādēļ augšņu izskalošanās norit daudz lēnāk nekā lauksaimnieciski izmantojamās augsnēs. Bez tam augsnes trūdvielu rezerves katru gadu papildinās ar meža nobirām, tā aizkavējot organisko vielu strauju izlietošanos (Odiņš un citi 1960).

Literatūras dati liecina, ka mežu nosusināšana kūdras pH vērtības nepalielina, bet otrādi – grāvju tuvumā, pēc O. Lukkala (1931) un P. Kollista (Коллист 1957) pētījumiem, augsnes virsējie horizonti kļūst nedaudz skābāki. Odiņš (1971) norāda, ka izskalošanās dēļ nosusinātās augsnes kļūst skābākas par 0.2-0.4 pH. Tomēr, kā raksta K. Bušs (1958) līdz šim nav konstatēts, ka skābuma izmaiņas par dažām pH desmitdaļām varētu negatīvi ietekmēt audžu pieaugumu. Turklāt bieži vien kūdras skābuma palielināšanās pat nav konstatēta (Hainla 1957). Tādēļ daudz labāk pH skaitļi izmantojami pārpurvošanās procesa raksturošanai. Purvos pat nelielas pH vērtības izmaiņas var izsaukt dabiskās zemsedzes augu veģetācijas maiņu.

Ūdens upēs un ezeros, kur tas ieplūst no drenētām minerālaugsnēm, ir tīrāks. Šis apstāklis liecina par drenētā augsnē esošo barības vielu labāku izmantošanu. Ūdeņu tīrība pieaug, palielinoties no gruntsūdeņiem atbrīvotajam augsnes tilpumam, kuram cauri plūst (un attīrās) vai kurā akumulējas sniega kušanas vai lietus ūdens (Šķiņķis 1992). Tomēr, kā norāda autors, purvu drenēšana ūdeņu mineralizācijas pakāpi upēs, ezeros un citos ūdens objektos palielina. Mineralizācija ir visu ūdenī izšķīdušo vielu koncentrācijas kopējs rādītājs un to var izteikt  $\text{mg l}^{-1}$  ( $\text{g l}^{-1}$ ) vai arī promilēs (‰). Tā kā purvu īpatsvars Latvijas nepārsniedz 10% no valsts teritorijas un no tiem lauksaimnieciski izmanto tikai 15%, tad nav pamata bažām par upju un ezeru pastiprinātu piesārņošanas drenēšanas ietekmē. Arī pēc vairākiem ASV un Vācijā veiktiem pētījumiem secināts, ka upju baseinos pārmitro augšņu nosusināšana upju ūdens kvalitāti pat uzlabo.

Purvu nosusināšana mežsaimniecības vajadzībām nelielos apjomos izdarīta 20. gadsimta pirmajā pusē, kā arī 50-tajos un 60-tajos gados. Tomēr pierādījās, ka šādu platību nosusināšana nedod vajadzīgo mežsaimniecisko efektu. Jau E. Ostvalds (1878) konstatēja, ka sūnu purvi ar biezu sfagnu kūdras mežsaimnieciskām vajadzībām nav nosusināmi, bet norobežojami ar uztvērējgrāvjiem. Tomēr vairākos zinātniskos eksperimentos tika pētīta intensīvāka nosusināšanas tīkla un nosusinātā purva mēslošanas ietekme (Gaross 1973; Janševska 1975). Arī P. Sarmas (Сарма 1955) pētījumi liecina, ka ar speciāliem paņēmieniem var nosusināt un izmantot mežsaimniecībā dziļus sūnu purvus. Lai gan purvu augsnēs ir samērā daudz slāpekļa, tomēr augiem pieejamās formās tā ir nepietiekami. Tādēļ koku augšanas produktivitātes palielināšanā efektīvs līdzeklis ir slāpekļa mēslojums (Paavilainen, 1973). Savukārt, viegli uzņemamais slāpekļis veicina fosforu uzņemšanu. Tāpēc purvu augsnēs priežu jaunaudzū mēslošanai tiek ieteikts lietot slāpekļa un fosfora mēslojumu (Валк 1972). Daļa ar mēslojumu ienestā minerālā slāpekļa nostiprinās augsnē organiskos slāpekli saturošos savienojumos. Svarīga nozīme slāpekļa fiksācijā ir heterotrofajiem mikroorganismiem. Tomēr šis augsnē saistītais mēslojuma slāpekļis ir 5-6 reizes pieejamāks nekā augsnes organisko vielu slāpekļis (Тарвис 1973). Purvu nosusināšana, izmantojot principiāli jaunu tehnoloģiju, atsākta 1967. gadā bijušo Inčukalna, Jelgavas, Salacgrīvas un Strenču mežrūpniecības saimniecību teritorijās. Līdztekus intensīvam grāvju tīklam, veikta arī platību mikromeliorācija un priedes stādīšana uz kupicām. Platības mēslošanas ar slāpekli (amonija nitrātu), fosforu (superfosfātu) un kāliju (kālija hlorīdu). Apmežoto sūnu purvu mēslošanas eksperimenti pierādīja, ka kūdrā ilgi saglabājas ar mēslojumu ienestais fosfors, ar ko izskaidrojama šī elementa pēciedarbība. Šī iemesla dēļ fosfora un arī kālija savienojumu izmantošana kūdras auglības novērtējumam ir stipri apgrūtināta, jo to sezonas dinamika atļauj salīdzināt tikai vienā laikā atsevišķā objektā ievāktu paraugu datus. Turpretī ar mēslojumu augsnē ienestais slāpekļis jau pēc gada ir izmantots vai iesaistījies augsnes organiskajos savienojumos. Savukārt fosfora mēslojums bez slāpekļa piedevas ir maznozīmīgs līdzeklis priežu pieauguma celšanā. Atsevišķu šo eksperimentu parauglaukumu mežaudžu attīstība vēl joprojām uzrāda labu rezultātu.

Nenosusinātā purva ūdeņu mineralizācijas pakāpe ir niecīga – vidēji 65-140  $\text{mg l}^{-1}$ . Šī iemesla dēļ barības vielu intensīva iznese no šādiem purviem nav iespējama. Kalcija saturs ūdenī svārstās robežās no 4 līdz 33  $\text{mg l}^{-1}$ , magnija – no 2 līdz 5  $\text{mg l}^{-1}$ , kālija un nātrijs – no 3 līdz 46  $\text{mg l}^{-1}$ , ūdenī izšķīdušās organiskās vielas – no 158 līdz 236  $\text{mg l}^{-1}$ . Minerālvielu iznese no neskartiem purviem gadā svārstās robežās vidēji no 140 līdz 170  $\text{kg ha}^{-1}$ , bet organisko vielu iznese - no 156 līdz 172  $\text{kg ha}^{-1}$ . Pēc purvu nosusināšanas, bet pirms apgūšanas, šo vielu iznese ir, attiecīgi, 260 un 200  $\text{kg ha}^{-1}$ . Pēc purva nosusināšanas un apgūšanas kūdra laika gaitā arvien vairāk mineralizējas un minerālvielu daudzums gruntsūdenī laikā no 13 līdz 30 gadus pēc nosusināšanas attiecīgi pieaug līdz 790-1400  $\text{mg l}^{-1}$ . Purva noteces ūdeņi pēc nosusināšanas satur 3 līdz 4 reizes vairāk kālija, 1.2 līdz 1.9 reizes vairāk kalcija un

magnija, 2 reizes vairāk sulfātu. Minerālvielu iznese no šādiem purviem pieaug līdz  $1000 \text{ kg ha}^{-1}$ , bet organisko vielu iznese samazinās līdz  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  (Šķinkis 1992). Šie dati liecina par minerālvielu pastiprinātu iznesi no kūdras augsnēm, kas palielina to daudzumu upēs, ezeros un mākslīgajās ūdenstilpnēs. Pozitīvi jāvērtē fakts, ka drenēšanas ietekmē notekošajos ūdeņos krasi samazinās organisko vielu daudzums.

Biogēnie elementi meža ekosistēmās galvenokārt ienāk ar ūdens pieplūdi ekosistēmai, t.i. atmosfēras nokrišņu sastāvā, kam pievienojas lietus laikā no kokiem un zemsedzes augāja noskalotie putekļi, kā arī līdz ar ūdeņu pieplūdi no pieguļošajām sausienēm vai pazemes spiedes ūdeņu izplūdi. Meža ar hidromorfām minerālaugsnēm fitocenoze var daļēji izmantot arī augsnes minerālajās struktūrās iekļautos elementus.

Kā augsnes auglības, tā arī ūdens kvalitātes izmaiņas pēc pārmitro mežu nosusināšanas aptuveni var raksturot ar biogēno elementu ieneses un izneses starpību. Ienese notiek ar atmosfēras nokrišņiem, bet iznese - ar ūdens noteci pa grāvjiem.

Lai raksturotu vielu apriti nosusinātajos mežos laikā no 1997. līdz 2009. gadam Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā pētījumus veicis A.Indriksons, sastādot biogēno elementu bilanci katram no pieciem stacionāra ūdens sateces baseiniem (Indriksons, Zālītis 2000; Indriksons 2009). Pirmie trīs baseini raksturo mežus ar dziļām kūdras augsnēm jeb kūdreņus, bet ceturtais un piektais baseins – mežus ar hidromorfām minerālaugsnēm jeb āreņus.

Iegūtie rezultāti liecina, ka viena gada laikā slāpekļa, kālija un fosfora vielu ienese pārsniedz iznesi, turpretī kalcija un magnija iznese pa grāvjiem ir vairākkārt lielāka nekā to ienese meža ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem kā mežos uz dziļās kūdras, tā arī mežos ar hidromorfām minerālaugsnēm.

Pastiprināta  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  iznese ar grāvju noteci apliecina Latvijas pārmitrajiem mežiem kopumā būtisku īpatnību – ūdens bilances pieplūdes daļā un pārpurvošanās procesā liela loma ir pazemes spiedes ūdeņu izplūdei no augšdevona dolomīta slāņa (Залитис 1983; Zālītis, Indriksons 2003). Ar  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  piesātinātie ūdeņi daļēji papildina augsnes gruntsūdeņus, daļēji izķīlējas tieši nosusināšanas tīklā, ar ko izskaidrojama grāvju noteces bāziskā reakcija ( $\text{pH} > 7.0$ ). Tomēr  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  jonu daudzums grāvju notecē nav statistiski būtiski atšķirīgs starp ūdens sateces baseiniem ar pazemes spiedes ūdeņu intensīvu un mazāk intensīvu izķīlēšanos. Pētījuma rezultāti pagaidām neļauj apgalvot, ka lielākās izneses no nosusinātajām kūdras augsnēm liecinātu par barības elementu izskalošanos, jo arī citos pētījumos nenosusinātās platībās un sausieņu mežos  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  izskalošanās no ekosistēmas ir ierasta parādība, kaut arī starpība starp ekosistēmā ienesto un iznesto vielas apjomu nav tik liela (Matzner 1988).

A. Indriksons (2009) Vesetnieku stacionārā konstatējis, ka, ūdenim izplūstot caur vainagu klāju, tajā nedaudz samazinās  $\text{N-NH}_4^+$  daudzums, vairāk samazinās  $\text{N-NO}_3^-$  un  $\text{P-PO}_4^{3-}$  daudzums, bet palielinās  $\text{K}^+$  daudzums;  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  daudzums, kā arī pH rādītāji signifikanti neatšķiras: klajumā vidēji  $\text{pH} = 6.51$ , mežaudzē  $\text{pH} = 6.31$ . Salīdzinājumam – pa grāvjiem aizplūstošajā ūdenī no mežiem ar kūdras augsnēm  $\text{pH} = 7.32$ , no mežiem ar hidromorfajām minerālaugsnēm –  $\text{pH} = 7.44$  un stacionāra teritorijas dziļākos grunts slāņus drenējošā upē Vesetā –  $\text{pH} = 8.03$ . Pētījumos Vesetnieku stacionārā amonija slāpekļa aizture koku vainagos bija relatīvi mazāka nekā nitrātiem. Literatūrā atrodama informācija, ka koku vainagi amoniju absorbē intensīvāk nekā nitrātus (Potter et al. 1991; Lovett 1992; Piirainen et al. 1998; Stachurski, Zimka 2000). Citi autori konstatējuši, ka slāpekļa uzņemšana koku lapās palielinās līdz ar audzes vecumu (Carleton, Kavanagh 1990). Kālija, kalcija un magnija daudzuma palielināšanās nokrišņu ūdenī, tam izplūstot cauri koku vainagu klājam, konstatēta daudzos pētījumos (Ulrich 1983; Bredemeier 1988; Raspe 2001).

Slāpekļa (amoniji un nitrāti) ienese ar nokrišņiem zem kokaudzes vainagu klāja vidēji sastāda  $14.3 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā, bet iznese pēcmeliorācijas periodā no baseiniem ar nosusinātām kūdras augsnēm un hidromorfām minerālaugsnēm sastāda, attiecīgi,  $5.45$  un  $3.71 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā. Tādējādi meža ekosistēmu slāpekļa nodrošinājums Vesetnieku ūdens sateces baseinu teritorijā ir vērtējams kā nepiesātināts hidromorfo minerālaugšņu baseinos un vāji piesātināts nosusināto kūdras augšņu baseinos. Pētījumā apstiprinājās, ka daļa ar atmosfēras nokrišņiem mežaudzē nonākošā slāpekļa tiek uzņemta augu lapās vai tiek aizturēta kokaudzes vainagu klāja intercepcijas ūdenī, ko apstiprina arī citi pētījumi (Lindberg et al. 1986; Adams, Attiwill 1991; Marques, Ranger 1997). Aizture koku vainagos izmaina nitrātu bilanci – tā kļūst negatīva: izskalošanās pa grāvjiem pārsniedz ienesi ar nokrišņiem par  $0.3 \text{ kg ha}^{-1}$  gadā. Tomēr pilnīgi precīzu ieneses un izneses apjomu noteikšana mežā ir apgrūtināta, jo ar atmosfēras depoziņu ienesto vielu pārvietošanās ceļi ir ļoti daudzveidīgi (Lindberg et al. 1986; Lovett 1994; Ibrom 1993).

A.Indriksons (2009) konstatējis, ka pēcmeliorācijas periodā 31 gada laikā ar klāja lauka nokrišņiem uz hektāra ienests  $485 \text{ kg N-NH}_4^+$ ,  $30 \text{ kg N-NO}_3^-$ ,  $46 \text{ kg un P-PO}_4^{3-}$ ,  $390 \text{ kg K}^+$ ,  $1240 \text{ kg Ca}^{2+}$  un  $505 \text{ kg Mg}^{2+}$ . Tajā pat laikā no kūdreņiem un āreņiem ar grāvju noteci iznests attiecīgi  $194 \text{ kg un } 110 \text{ kg N-NH}_4^+$ ,  $21 \text{ kg un } 2 \text{ kg N-NO}_3^-$ ,  $3 \text{ kg un } 4 \text{ kg P-PO}_4^{3-}$ ,  $133 \text{ kg un } 72 \text{ kg K}^+$ ,  $6727 \text{ kg un } 3214 \text{ kg Ca}^{2+}$ ,  $2252 \text{ kg un } 1085 \text{ kg Mg}^{2+}$ . Datu analīze liecina, ka  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  un  $\text{N-NO}_3^-$  izneses no kūdreņiem ir būtiski lielākas nekā no āreņiem.

Kūdreņu meža tipi un ar tiem saistītā meža ražība atspoguļo pazemes spiedes ūdeņu izkīlēšanās ietekmi.  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  jonu daudzums augsnes gruntsūdeņos ir augstāks platībās ar lielāku pjezometrisku līmeņu gradientu. Platības ar lielāku gradientu atbilst šaurlapju kūdreņa meža tipam, bet ar mazāku gradientu – mētru kūdreņa meža tipam (Zālītis, Indriksons 2003).

Laika gaitā pēc meliorācijas augsnes gruntsūdeņos konstatēta  $\text{N-NO}_3^-$  daudzuma palielināšanās no  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$  līdz  $0.5 \text{ mg l}^{-1}$ , kā arī pH izmaiņas no  $5.9$  līdz  $6.7$ ; pārējo elementu daudzuma izmaiņas nav statistiski būtiskas (Indriksons, Zālītis 2000; Indriksons 2009).

Pētījumu dati Vesetnieku stacionārā kopumā liecina, ka barības vielu balance meža ekosistēmā viena vai dažu gadu laika posmā vērtējama kā izlīdzināta, t.i. barības vielu iznese nepārsniedz to ienesi (Indriksons 2009). Šāda ieneses un izneses attiecība ir visai svarīgs meža ekosistēmas saglabāšanās priekšnoteikums. Ilgākā laika posmā (vairākās desmitgadēs) ienese pārsniedz iznesi, un meža ekosistēmās pakāpeniski pieaug tur uzkrāto biogēno elementu apjoms, tādējādi palielinoties meliorēto mežu ekoloģiskajai vērtībai.

## 2.8. Ūdens aizsardzības piekrastes joslu ietekme uz ūdens kvalitāti

Svarīgs upju ūdens tīrības nodrošināšanas pasākums ir ūdens aizsardzības piekrastes joslu izveidošana. Saskaņā ar Latvijā spēkā esošo likumdošanu (Aizsargjoslu likums 1997) pie virszemes ūdensobjektiem  $50 \text{ m}$  platā piekrastes joslā meža kailcirtes izdarīt aizliegts, izņemot koku ciršanu ārkārtas situācijai likvidēšanai un vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu seku likvidēšanai, kā arī palieņu pļavu atjaunošanai un apsaimniekošanai.  $10 \text{ m}$  platā piekrastes joslā aizliegts izdarīt galveno cirti, izņemot iepriekšminētos gadījumus. Kailcirte aizliegta arī ūdensteču un ūdenstilpju palienēs, kuras periodiski applūst un kurās ir palienei raksturīgā veģetācija, kā arī ūdenstilpju un ūdensteču aizsargjoslās melnalkšņu, ozolu, ošu, vītolu, gobu, vīksnu, liepu un kļavu audzēs. Aprobežojumus aizsargjoslās ap purviem kā mitrzemēm to bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai un mitruma režīma stabilizēšanai meža un purva saskares (pārejas) zonā nosaka Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā

(2002). Kailcirte aizliegta par 10 ha lielāku purvu aizsargjoslās (10-100 ha lielām platībām – 20 metru josla, par 100 ha lielākām platībām – 50 metru josla sausieņu, slapjainu, āreņu un kūdreņu meža tipos un vismaz 100 metru plata josla purvainu meža tipos) un 20 metru zonā ap mitrām atklātām ieplakām (laucēm), kuras ir lielākas par diviem hektāriem un kuru kūdras slānis ir līdz 30 cm biezs.

Nepieciešamības gadījumā var tikt noteiktas arī platākas piekrastes joslas ar noteiktiem ierobežojumiem. Tā, piemēram, kailcirtes nav vēlamas 1 km platā joslā abos tādu upju krastos, kuros nārsto lašu dzimtas zivis (Šķiņķis 1992).

Mežā dabiskās ūdensteces saglabājamās neskartas ne tikai kā svarīga dzīves telpa dažādām augu un dzīvnieku sugām, bet arī mikroklimata un vielu aprites līdzsvarošanai. Nobirstot koku lapām un ūdenī iegāzoties stumbriem, šī organisko vielu masa sadalās pakāpeniski, kalpojot kā barības avots mikroorganismiem, kā slēptuve vai substrāts dzīvniekiem un augiem (Priedītis 1999). Upes ekosistēmas normālai funkcionēšanai nepieciešamas vismaz 700-1000 dažādu sugu, kas savstarpēji saistītas barības ķēdēs. Šāds sugu kopums nodrošina dzīvības norises un veicina ūdeņu pašattīrīšanos. Šajā procesā vairums piesārņotāju vielu sadalās un pārveidojas, izkrīt nogulsnēs vai pārvēršas par ūdens iemītnieku barībai derīgām vielām (Šķiņķis 1992). Meža josla darbojas kā ūdeni aizsargājošs „vairogs”.

Laika periodā no 1995. līdz 2001.gadam Somu zinātnieki veikuši pētījumu par ūdensteču aizsargjoslu ietekmi uz suspendēto daļiņu izskalošanos no nosusinātām kūdras augsnēm. Tā laikā veikta meliorācija sistēmu kūdras augsnēs renovācija. Pētījumā secināts, ka platākas aizsargjoslas (virs 1% no ietekmētās ūdensteces platības) būtiski vairāk aiztur suspendēto daļiņu nonākšanu ūdenstecēs (izskaloto daļiņu apjoms samazinās par 70%, salīdzinot ar kontroli) nekā vidēja izmēra aizsargjoslas, kuras aiztur tikai apmēram 40-50% suspendēto daļiņu no caurplūstošajiem ūdeņiem. Pētījums veikts, ilgstoši analizējot gan buferzonā ieplūstošos, gan izplūstošos ūdeņus, novērtējot to ķīmiskās un fizikālās īpašības (Nieminen et al. 2005). Pastarpināti pētnieki norāda, ka iepriekš ir tikusi pētīta arī suspendēto daļiņu izskalošanās arī no minerālaugsnēm, kas galvenokārt izraisīta stipru nokrišņu dēļ kailciršu platībās. Uzskatāms, ka šajā gadījumā daļiņas netiek izskalotas tik daudz no augsnēs dziļākajiem slāņiem, bet no pašas virskārtas, kur atrodas ciršanas atliekas dažādās sadalīšanās stadijās (Joensuu et al. 1999).

Secināts arī, ka buferzonas aizturētu suspendēto daļiņu daudzumam ir cieša pozitīva korelācija ar buferzonā ieplūstošajā ūdenī esošo suspendēto daļiņu daudzumu. Autori norāda, ka buferzonas būtu iespējams izmantot meliorācijas sistēmās nonākušo suspendēto daļiņu uzkrāšanai sedimentācijas baseinu vietā, bet tas var veicināt buferzonas augsnēs slāņa pastiprinātu piesārņošanu ar suspendētajām daļiņām (Linjeniem et al. 2003).

Pētījuma par sedimentācijas baseinu ietekmi uz suspendēto daļiņu apjomu sateces baseinā secināts, ka, salīdzinājumā ar kontroli, kur nav veikta meliorācijas sistēmas renovācija, pirmajos gados (sevišķi pirmajā) pēc renovācijas suspendēto daļiņu apjoms, kas nonāk dīķos, ir pat 11 reizes lielāks un sasniedz  $48.5 \text{ mg l}^{-1}$  (Joensuu et al. 1999). Pat ja pirmajā gadā pēc grāvju renovācijas sedimentācijas baseins, saskaņā ar novērojumiem, savu funkciju īsti nepilda, jau, sākot ar otro novērojumu gadu, aizturēto suspendēto daļiņu apjoms ir būtisks (Joensuu 1992, Manninen 1998).

Upju un strautu dziļa pārrakšana un iztaisnošana labi filtrējošās augsnēs dažkārt izraisa gruntsūdens līmeņa pazemināšanos plašākā apvidū. Tas savukārt ir dīķu, avotu un pat ezeru izsīkšanas iemesls un citu nelabvēlīgu parādību cēlonis. Kā iesaka K. Bušs (1979), tad meliorējot mežus, jācenšas saglabāt neskartas upītes, strautus un avotus, it īpaši tos, kuros izplūst aukstie pazemes ūdeņi. Tie ne tikai baro ūdensteces, bet arī pievada mežaudzēm vajadzīgās minerālvielas.



## 2.9. Papildus apgādes ar barības vielām ietekme uz augsni un ūdeni

Meža mēslošana ir efektīvs pasākums mežaudžu produktivitātes kāpināšanai. Audžu mēslošana pozitīvi ietekmē arī koku sēklu ražas, cīņu pret slimībām un kaitēkļiem (Kāposts, Sacenieks 1981). Laikā no 1968. gada līdz 1980. gadam ar minerālmēslojumu Latvijā bija nokaisīti jau vairāk nekā 60 tūkst. ha meža. V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) atzīmē, ka, piemēram, priežu audzes ar barības vielām ir nodrošinātas un mēslojums tām nav nepieciešams, ja augsnē ir vismaz 10-15 mg 100g augsnes slāpekļa, 10 mg 100g augsnes fosfora un ap 8 mg 100g augsnes kālija (aktīvās formas), jo 1 g sausnes veidošanai kokaugiem nepieciešami 20 mg slāpekļa, 2.5 mg fosfora un 15 mg kālija. Priedei aktīvo barības vielu parastā attiecība procentos ir N:P:K – 67:7:26. Konstatēts arī, ka slāpekļa mēslojums palielina kokaugu prasību pēc kalcija, bet samazina vajadzību pēc kālija un magnija. Turpretī lielas slāpekļa devas kavē fosfora uzņemšanu no augsnes.

F. Everss (1979) uzsver, ka mēslojot vajadzētu vienīgi ar slāpekli nabadzīgus mežus. Slāpekļa mēslojuma deva nedrīkstētu pārsniegt 100-150 kg ha<sup>-1</sup>. Kā viens no mežu mēslošanas ar slāpekli trūkumiem tiek atzīmēta pastiprināta nitrātu izskalošanās.

Jau izsenis kā dabisks kalpošanas materiāls izmantoti koksnes pelni, kas samazina augsnes skābumu un uzlabo barības vielu pieejamību augiem (Dindons 1921; Bamberg 1947; Vaņins 1950, Lauksaimniecības enciklopēdija 1969). Viena no pelnu praktiskas izmantošanas iespējām ir to atgriešana atpakaļ mežā. Saskaņā ar statistikas datiem viena gada laikā Latvijā siltumenerģētikas jomā patērē ap 3 miljoniem kubikmetru koksnes, radot apmēram 50 tūkstoši tonnu pelnu. Pieaugot koksnes izmantošanas apjomam siltumapgādē, pelnu daudzums nākotnē varētu palielināties.

Eiropas Savienības 5. letvarprogrammas sadarbības projekta WOOD-EN-MAN (Wood for energy – a contribution to the development of sustainable forest management) ietvaros, sākot no 2002. gada, Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā pētīta lielas pelnu mēslojuma devas – 50 t ha<sup>-1</sup> ietekme uz vidi: zemsedzi, augsnes barības vielu sastāvu, mikorizu, gruntsūdens kvalitāti (Indriksons un citi 2003; Indriksons 2009).

Svarīga loma pelnu mēslojuma ietekmes uz vidi izpētē ir pētījumiem par zemsedzes augu veģetāciju, jo augi vides izmaiņas nereti atspoguļo labāk nekā ķīmiskās analīzes. Izmantojot Ellenberga ekoloģiskās skalas, iespējams raksturot augtenes klimatiskos (gaisma, temperatūra, kontinentalitāte) un edafiskos (mitrums, reakcija, aktīvais slāpekļlis) apstākļus.

Literatūrā atrodami secinājumi liecina, ka zemsedzes augi strauji reaģē uz minerālmēslojuma iestrādi. Tā, piemēram, superfosfāta izmantošana izraisa zaļo sūnu (*Hylocomium*, *Dicranum*, *Pleurozium* u.c. ģinšu sugu) izzušanu, bet kālija hlorīda mēslojums izsauc zemsedzes augu hlorozi. Turpretī kompleksie minerālmēsli sekmē *Vaccinium* ģints sugu augšanu un ogu ražu, kā arī nitrofilo augu un graudzāļu izplatību. (Bušs un citi 1974). Pētījumi 80 gadus vecā priežu audzē smilts augsnēs liecināja, ka pirmajā gadā pēc slāpekļa un slāpekļa-fosfora mēslojuma iestrādes samazinājās sūnu (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp., *Ptilium crista-castrensis* (Hedw.) De Not., *Dicranum polysetum* Sw.) vitalitāte. Tīram fosfora mēslojumam nebija būtiskas ietekmes uz sūnu vitalitāti (Līdaka, Sacenieks 1978).

Pētīta arī mēslojuma ietekme uz kokaugu mikorizas attīstību. Fosfora ietekme atzīta kā pozitīva, bet slāpekļa ietekme – kā negatīva (Bušs un citi 1974). Slāpekļlis uzlabo sējeņu masu, bet samazina to mikorizācijas pakāpi (Thermoshuizen, Ket 1990). K. Arnebrants u.c. (Arnebrant et al., 1995) uzsver slāpekļa mēslojuma negatīvo ietekmi uz priedes sējeņiem smilts augsnē. Daudzi autori fosforu uzskata par būtisku faktoru labākai mikorizācijai un sējeņu augšanai (Henderson, Stone 1970). Atsevišķi autori atklājuši, ka NPK

mēslojums samazina mikorizas attīstību, padarot plānāku tās mantiju un mazāk attīstītu tā saukto Hartiga tīklu (Laiho et al. 1987). Savukārt augsnes kaļķošana sekmējusi egļu sakņu mikorizas atmiršanu (Lehto 1994).

Vesetnieku stacionārā veiktā eksperimenta ietvaros ievāktās augsnes gruntsūdens ķīmiskās analīzes norāda, ka līdz šim nozīmīga pelnu elementu daudzuma un pH vērtības palielināšanās gruntsūdenī nav konstatēta. Vidējās pelnu elementu koncentrācijas mēsloto parauglaukumu gruntsūdenī atbilst likumdošanā noteiktajām ūdens kvalitātes prasībām (Indriksons un citi 2003; Indriksons 2009).

Tomēr, summējot visu mēsloto un kontroles parauglaukumu gruntsūdens analīžu vērtības, kopumā statistiski būtiski vairāk slāpekļa vielu ( $\text{N-NH}_4^+$  un  $\text{N-NO}_3^-$ ) (varbūtība 95%) un arī kālija (varbūtība 90%) konstatēts mēsloto parauglaukumu gruntsūdenī.  $\text{K}^+$  daudzums mēsloto parauglaukumu gruntsūdenī pārsvarā gadījumu bija lielāks salīdzinājumā ar gruntsūdeni kontroles akās. Kā mēslotajos, tā arī kontroles parauglaukumos konstatēta augsta  $\text{N-NH}_4^+$  koncentrācija ( $3.97$  un  $2.85 \text{ mg l}^{-1}$ ), kas ir raksturīga Vesetnieku stacionāra teritorijas gruntsūdeņiem. Lai gan pelnu sastāvā slāpekļis ir niecīgā daudzumā, tomēr novērota arī tā daudzuma palielināšanās augsnes gruntsūdenī. Tas, visticamāk, izskaidrojams ar ienesto barības vielu ietekmi uz augsnes mikrobioloģiskajiem procesiem, tādējādi veicinot amonifikācijas un nitrifikācijas procesus (Indriksons un citi 2003; Indriksons 2009).

Mēslotajos parauglaukumos kopumā ir konstatēts vidēji lielāks  $\text{P-PO}_4^{3-}$  daudzums, tomēr tas statistiski būtiski neatšķiras no kontroles parauglaukumos konstatētā. Tāpat nav notikušas būtiskas gruntsūdens aktīvās reakcijas pH izmaiņas. Kontroles parauglaukumos vidēji tas ir pat nedaudz bāziskāks. Negaidīta bija kalcija un magnija jonu daudzuma nepalielināšanās mēsloto parauglaukumu gruntsūdeņos un augsnē pēc lielās  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  ar pelniem ienestās devas, attiecīgi,  $282 \text{ g m}^{-2}$  un  $382 \text{ g m}^{-2}$ , jeb  $2.8 \text{ t ha}^{-1}$  un  $3.8 \text{ t ha}^{-1}$ . Pētījumu laika periodā vidēji kontroles parauglaukumos šo elementu koncentrācija bija pat būtiski lielāka. Visticamāk, minētie elementi vēl joprojām nav izskalojušies no ar pelniem nokaisītā slāņa un atrodas augsnes virskārtā (Indriksons un citi 2003; Indriksons, 2009).

Iespējams, ka kalcija un magnija izskalošanās no pelniem un oglēm norit lēnāk un tie vēl joprojām uzkrāti pašā augsnes virskārtā. Tāpat, iespējama arī šo elementu uzņemšana kokaugu vai lakstaugu biomasā, kā arī imobilizācija kūdras organisko vielu struktūrās. Kā liecina skandināvu zinātnieku pieredze, tad barības elementu izskalošanās pirmajos 3-6 gados pēc pelnu mēslojuma izkaisīšanas ir nenožīmīga. Tādēļ arī to daudzums augsnē un gruntsūdenī pagaidām nav būtiski palielinājies.

Izmantojot Ellenberga rādītājpvērtības, konstatēts reakcijas, slāpekļa un substrāta bagātības vērtības (R+N) pieaugums parauglaukumu mēslotajās daļās. Nākamajos gados pēc mēslošanas atšķirība starp pelniem nokaisītajām joslām un tām pieguļošo apkārtni palielinājusies. Kā kritēriju izmantojot zemsedzes augu sugu projektīvo segumu, starp katra parauglaukuma mēsloto un nemēsloto daļu aprēķināts Čekanovska līdzības koeficients. Koeficienta absolūtās vērtības lielākajai daļai parauglaukumu 2003. gadā, salīdzinājumā ar 2002. gadu ir samazinājušās, kas norāda uz atšķirības pieaugumu starp parauglaukumu mēsloto daļu un tās apkārtni (Indriksons un citi 2003; Indriksons, 2009).

Novērotas arī vairākas nozīmīgas izmaiņas ar pelniem mēsloto parauglaukumu sugu sastāvā. Pēc pelnu izkaisīšanas 2002. gadā stipri samazinājās sūnu segums. 2003. gadā parādījās degumu vietām raksturīgā sūna *Funaria hygrometrica* Hedw. un nitrofilā *Stellaria media* (L.) Vill. 2004. gadā parauglaukumos parādījās barības vielas mīlošā *Marchantia polymorpha* L. emend. Burgeff. 2005. gadā iepriekšējais sūnu segums jau bija lielā mērā atjaunojies. No nitrofilām sugām šajā gadā parādījās *Tussilago farfara* L. un *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop (Indriksons un citi 2003; Indriksons 2009).

Lielā mēslojuma deva – 50 t ha<sup>-1</sup> pagaidām nav izraisījusi nozīmīgas vides parametru izmaiņas parauglaukumos. Atsevišķu elementu vidējo vērtību, galvenokārt slāpekļa vielu un kālija, statistiski būtiskā palielināšanās gruntsūdeņos un augsnē pagaidām neliecina par piesārņojuma draudiem, tādējādi apstiprinot ieneses-izneses mērījumos iegūtās atziņas par meža ekosistēmu augsto biogēno elementu uzkrāšanas kapacitāti. Elementu koncentrācijas visā novērojumu periodā atrodās zem ūdens kvalitātes normās norādītajām vērtībām. Par vides reakciju uz ienesto mēslojumu vislabāk liecina augu valsts izmaiņas. Pirmajos gados pēc mēslojuma iestrādes zemsedzes augāja atšķirība sugu un projektīvā seguma ziņā turpina pieaugt (Indriksons un 2003; Indriksons 2009).

## 2.10. Nozīmīgākie secinājumi

1. Augstražīgos mežos barības vielu aprite norit straujāk nekā mežos, kas aug nabadzīgos augsnes apstākļos.
2. Pēc cirtes samazinās nobiru apjoms un barības vielu aprite, bet paātrinās organiskās vielas sadalīšanās, denitrifikācija un notece, kas noved pie barības vielu izskalošanās. Tomēr lielākā daļa pētījumu liecina, ka dažus gadus pēc cirtes parasti vairs nav novērojama nozīmīga barības vielu izskalošanās.
3. Galvenā cirte, atstājot segaudzē ap 150 kokus ha<sup>-1</sup>, būtiski samazina slāpekļa iznesi, salīdzinot ar kailcirti. Ciršanas atlieku izvākšana var samazināt slāpekļa izskalošanos, jo biomasas izvākšana samazina viegli mineralizējamā slāpekļa apjomu.
4. Pēc kailcirtes nereti ir novērojama nitrātu koncentrācijas palielināšanās gruntsūdeņos, tomēr kailcirtes ietekme uz ūdens kvalitāti ir ļoti atkarīga no telpiskā mēroga, kādā tiek veikts vērtējums. Vietējā mērogā var būt novērojams lokāls gruntsūdens piesārņojums, taču ietekme uz ūdens kvalitāti ūdenstecēs ir niecīga. Atbilstoši literatūras datiem, ir jānecērt vismaz 30% no sateces baseina platības, lai būtu iespējams šādā mērogā konstatēt nitrātu koncentrācijas palielināšanos.
5. Kailcirte ar tai sekojošu ciršanas atlieku sadedzināšanu izraisa daudz lielākus barības vielu zudumus, salīdzinot tikai ar kailcirti, sevišķi attiecībā uz slāpekli. Barības vielām nabadzīgās augsnēs nav vēlama ciršanas atlieku dedzināšana, jo tā tikai palielina šo vielu zudumus no ekosistēmas.
6. Meža ceļu ietekme uz augsnes un ūdens kvalitāti izpaužas galvenokārt kā vielu, it sevišķi ķīmisko vielu izskalošanās no grunts saistvielām un iežu (it īpaši, dolomīta) šķembām. Ceļu būves un ekspluatācijas rezultātā rodas arī sediments, kas izraisa ūdensteču un ūdenstilpju piesērēšanu.
7. Smagas meža tehnikas izmantošanas rezultātā rodas augsnes virskārtas bojājumi un sablīvēšanās. Visbūtiskākais augsnes pretestības palielinājums konstatēts vidējos pievešanas apstākļos (pievešana iespējama visu gadu, nepieciešamības gadījumā iekļājot zarus ceļos, galvenokārt, āreņi un slapjaini). Salīdzinot visas mašīnas, lielākais summārais augsnes pretestības palielinājums uz ceļa ar zaru segumu konstatēts pievedējtraktoriem ar mazu kravas tilpni, kas pa vienu un to pašu ceļu brauca vairākas reizes. Tomēr izteikts augsnes sablīvējuma palielinājums novērots tikai labajos apstākļos (sausienos), it īpaši uz ceļiem bez zaru klājuma.
8. Nosusinātajos mežos izveidojas īpašs vielu aprites režīms. Aktivizējot kūdrā akumulētos barības vielu krājumus un uzlabojot augsnes aerāciju, ievērojami pieaug vielu un enerģijas plūsmas

ātrums meža ekosistēmā. Vairākkārt palielinoties kokaudžu produktivitātei, pieaug dzīvajā koksne akumulētā oglekļa daudzums un atmosfērā izdalītā skābekļa apjoms. Vienlaikus pieaug arī ekosistēmu metabolisms, iesaistot aprītē kūdras slānī akumulēto enerģiju. Izšķiroša nozīme koksnes ražas uzlabošanā pēc meža nosusināšanas ir meža augšanas apstākļiem. Jo nosusināmās kūdras kārta, sevišķi tās augšējie horizonti līdz 60 cm dziļumam, potenciāli bagātāki ar barības vielām, jo nosusināšanas efekts ir lielāks.

9. Barības vielu bilance nosusinātā meža ekosistēmā viena vai dažu gadu laika posmā vērtējama kā izlīdzināta, t.i. barības vielu iznese nepārsniedz to ienesi, savukārt ilgākā laika posmā (vairākās desmitgadēs) ienese pārsniedz iznesi, un meža ekosistēmās pakāpeniski pieaug tur uzkrāto biogēno elementu apjoms. Vairākos pētījumos secināts, ka pārmitro augšņu nosusināšana upju baseinos var uzlabot upju ūdens kvalitāti, jo saistībā ar intensīvāku barības vielu izmantošanu, no drenētām minerālaugsnēm nākošais ūdens ir tīrāks.
10. Platākas piekrastes aizsargjoslas (virs 1% no ietekmētās ūdensteces platības) būtiski vairāk aiztur suspendēto daļiņu nonākšanu ūdenstecēs (izskaloto daļiņu apjoms samazinās par 70%, salīdzinot ar kontroli) nekā vidēja izmēra aizsargjoslas, kuras aiztur tikai apmēram 40-50% suspendēto daļiņu no caurplūstošajiem ūdeņiem.
11. Mēslojot mežus ar slāpekli, iespējama pastiprināta nitrātu izskalošanās. Mežaudžu mēslošana ar pelniem var palielināt slāpekļa savienojumu saturu augsnē, kas, visticamāk, izskaidrojams ar ienesto barības vielu ietekmi uz augsnes mikrobioloģiskajiem procesiem, tādējādi veicinot amonifikācijas un nitrifikācijas procesus.

## 2.11. Izmantotā literatūra

1. Adams M. A., Attiwill P. M. 1991. Nutrient balances in forest of northern Tasmania. 1. Atmospheric inputs and within-stand cycles. *Forest Ecology and Management*, Nr.44, p. 93-113.
2. Agren C. 1994. New figures presented. *Acid News*, No.5, p. 14-15.
3. Aizsargjoslu likums: LR likums. Spēkā ar 11.03.1997. *Latvijas Vēstnesis*, Nr.56/57 (771/772), 1997, 25.febr.
4. Akay A. E., Erdas O., Reis M., Yuksel A. 2008. Estimating sediment yield from a forest road network by using a sediment prediction model and GIS techniques, *Building and Environment* 43, lpp. 687-695
5. Alaoui A., Diserens E. 2011. Changes in soil structure following passage of a tracked heavy machine. *Geoderma* 163: 283-290.
6. Alexander R.B., Smith R.A., Schwarz G.E. 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761
7. Ammonia emission to air in Western Europe 1994.: Technical Report. Brüssel: ECETOC, Nr. 62.
8. Ampoorter, E., L. Van Nevel, B. De Vos, M. Hermy, and K. Verheyen. 2010. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. *Forest Ecology and Management* 260: 1664-1676.
9. Ampoorter, E., R. Goris, W.M. Cornelis, and K. Verheyen. 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management* 241: 162-174.
10. Arnebrant K., Bååth E., Söderström B., Nohrstedt H.-Ö. 1995. Nitrogen amendments reduce the growth of extramatrical ectomycorrhizal mycelium. *Mycorrhiza*, Vol.5, Nr.1, p. 7-15.

11. Aulakh M. S., Doran J. W., Mosier A. R. 1992. Soil denitrification – significance, measurement and effects of management. *Advances in Soil Sciences*, Vol.18, p. 1-57.
12. Bakker, H. *Bodemkunde van Nederland*. 2e [verb.] dr. [Den Bosch]: Malmberg, 1990.
13. Bamberg K. 1947. Vietējie mēslošanas līdzekļi, to uzkrāšana un lietošana. Rīga, 39 lpp.
14. Bamberg K. 1956. Organiskie mēslošanas līdzekļi. Rīga: Latvijas Valsts Izdevniecība. 128 lpp.
15. Bamberg K. 1993. Ģeoloģija un hidroģeoloģija. Rīga: Zvaigzne, 328 lpp.
16. Bormann F. H., Likens G. E. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. New York: Springer-Verlag. 253 p.
17. Boyle J. R. 1975. Nutrients in relation to intensive culture of forest crops. *Iowa State Journal Research* 49: 293-303.
18. Bredemeier M. 1988. Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol.40, p. 121-138.
19. Bredemeier M., Blanck K., Dohrenbusch A., Lamersdorf N., Meyer A. C., Murach D., Parth A., Xu Y.-J. 1998. The Solling roof project – site characteristics, experiments and results. *Forest Ecology and Management*, Vol.101, Issue 1-3, p. 281-293.
20. Bušs K. 1958. Nosusināšanas ietekme uz izplatītāko Latvijas PSR slapjo meža tipu koksnes pieaugumu: disertācija lauksaimniecības zinātņu kandidāta grāda iegūšanai. Rīga: Latvijas PSR ZA. Mežsaimniecības problēmu institūts. 173 lpp
21. Bušs K. 1981. Meža ekoloģija un tipoloģija. Rīga : Zinātne. 68 lpp.
22. Bušs M., Kāposts V., Sacenieks R. 1974. Meža mēslošana: apskats. Rīga: LRZTIPI. 55 lpp.
23. Carleton T. J., Kavanagh T. 1990. Influence of forest age and spatial location on throughfall chemistry beneath black spruce. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol.20, p. 1917-1925.
24. Czeratzki W. 1972. Die Ansprüche der Pflanze an den physikalischen Bodenzustand. *LandbauforschungVölkenrode* 22, S. 29-36
25. Dambrine E., Ranger J. 2000. Long term nutrient budgets in forests: Lessons from chronosequence studies. In: 21st IUFRO World Congress, Kuala Lumpur, 7-12 August, 2000. Kuala. Vol.1 : *Forests and Society: The Role of Research*, p. 687-694.
26. Dindons P. 1921. Pelnu nozīme kā kālija mēslu vietas izpildītājam. *Zemkopis*, Nr.26, 341. lpp.
27. Duvigneaud P. 1982. *La synthèse écologique: populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère*. 2<sup>eme</sup> édition revue et corrigée. Paris: Imprime en France – Imprimerie JOUVE. 380 p.
28. Ehlers W., Werner D., Mähner T. 2000. Wirkung mechanischer Belastung auf Gefüge und Ertragsleistung einer Löss-Parabraunerde mit zwei Bearbeitungssystemen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 163: 321-333.
29. Eijkelkamp. Operating instructions - 06.15.SA Penetrologger set. 2007.
30. Ellenberg H., Mayer R., Schauer mann J. 1986. *Ökosystemforschung: Ergebnisse des Sollingsprojekts: 1966 – 1986*. Stuttgart: Ulmer Verlag. 507 S.
31. Elvingson P. 1993. EMEP report 1993. *Acid News*, No.5, p. 16-17.
32. Elvingson P. 1995. Latest monitoring. *Acid News*, No.5, p. 12-13; 15
33. Elvingson P. 1996. The Latest monitoring figures. *Acid News*, No.5, p. 14-15.
34. Evers F.H. 1979. Wald und Wasserqualität – Gestaltung und forestliche Behandlung von Wald in Wasserschutzgebieten. *Schriftenr. Deutsch. Verb. Wasserwirtsch. u. Kulturbau*, Bd. 41, S.109-118.

35. Federer C. A., Lash D. 1978. BROOK: A hydrologic simulation model for eastern forests. Water Resource Research Center, University of New Hampshire. Durham, 1978. 84 p. Research Report Nr.19 [cited 2009-08-08]. Available: <http://www.wrrc.unh.edu/pubs/reports/rr19.pdf>
36. Feger K. H., Raspe S. 1992. Ernährungszustand von Fichtennadeln und –wurzeln in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot im Boden. Forstwiss. Zeitblatt, Bd.111, S. 73-86.
37. Feller M.C., Kimmins J.P. 1984. Effects of clearcutting and slash burning on streamwater chemistry and watershed nutrient budgets in southwestern British Columbia. Water Resources Research 20(1): 29-40
38. Fredriksen R. L., Moore D. G., Norris L. A. 1975. The impact of timber harvest, fertilization and herbicide treatment on streamwater quality in western Oregon and Washington. In: Forest Soils and Forest Land Management: Fourth North American Forest Soils Conference, Québec, Canada, August 20-25, 1973. Québec: Laval Univ. Press, p. 283-313.
39. Froehlich, H. A. Miles. Soil Bulk Density Recovery on Compacted Skid Trails in Central Idaho. 1985. Soil Science Society of America Journal 49: 1015-1017
40. Futter M.N., Ring E., Högbom L., Entenmann S., Bishop K.H. 2010. Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. Environmental pollution 158: 3552-3559
41. Gaertig T. 2001. Bodengashaushalt, Feinwurzeln und Vitalität von Eichen. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 40, 157 S.
42. Galloway J.N., Dentener F.J., Capone D.G., Boyer E.W., Howarth R.W., Seitzinger S.P., Asner G.P., Cleveland C.C., Green P.A., Holland E.A., Karl D.M., Michaels D.F., Porter J.H., Townsend A.R., Vörösmarty C.J. 2004. Nitrogen cycles: past, present and future. Biogeochemistry 70: 153-226
43. Gameda S., Raghavan G.S.V., McKyes E., Theriault R. 1987. Subsoil compaction in a clay soil. II. Natural alleviation. Soil and Tillage Research 10: 123-130.
44. Gaross V. 1973. Nosusinātā purvā augošu priežu kultūru mēslošana. Mežsaimniecība un Mežrūpniecība, Nr.3, 30.-33. lpp.
45. Gisi U., Schenker R., Schulin R. et al. 1997. Bodenökologie. 2. erweiterte Auflage. Stuttgart, New York : Georg Thieme Verlag. 350 S.
46. Godt J. 1986. Untersuchung von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen – unter besonderer Beachtung der Schwermetalle. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben (Göttingen), Bd.19, 265 S.
47. Görbing, Johannes. 1948. Die Grundlagen der Gare im praktischen Ackerbau. Bd. 1. [Text.]. Landbuch-Verl., 206 S.
48. Grimme H. 1983. Aluminium induced magnesium deficiency in oats. Zeitung Pflanzenernährung Bodenk. Vol.146, S. 666-676.
49. Gröger, E. 1921. Der Dampfpflug und seine wirtschaftliche und soziale Bedeutung unter Berücksichtigung des Lohnpflugbetriebes in Schlesien. Greifswalder Staatswissenschaftliche Abhandlungen 9
50. Hainla V. 1957. Siirdesoomännikute kuivendamise tulemustet Eestis. Metsanduslikud Uurimused. Forestry Studies.
51. Håkansson I. 1994. Subsoil compaction caused by heavy vehicles—a long-term threat to soil productivity. Soil and Tillage Research 29: 105-110.



52. Heinsdorf D., Kraus H. 1990. Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. In: I.F.E.-Berichte aus Forschung und Entwicklung / Eberswalde: Institut für Forstwissenschaften, Bd.18, S.77
53. Heinze M., Fiedler H. 1978. Der Einfluß von Strahlung, Wasser- und Nährstoffangebot auf Wachstum, Ernährung und Transpiration von Fichtensämlingen. Flora, Bd 167, Nr 1, S. 65-79.
54. Henderson G. S., Stone E. L. 1970. Interactions of phosphorus availability, mycorrhizae, and soil fumigation on coniferous seedlings. Proc. Soil. Sci. Soc. Amer. (Proceedings - Soil Science Society of America), Vol.34 (2), p. 314-318.
55. Hendrickson O., Chatarpaul L. 1984. Nitrification potential in an alder plantation. Canadian Journal of Forest Research, 4(14): 543 – 546.
56. Hildebrand, Ernst E. 1983. Der Einfluß der Bodenverdichtung auf die Bodenfunktionen im forstlichen Standort. Forstwissenschaftliches Centralblatt 102: 111-125
57. Horn R., Vossbrink J., Peth S., Becker S. 2007. Impact of modern forest vehicles on soil physical properties. Forest Ecology and Management 248, lpp. 56-63
58. Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Beredense E., Freney J., Kudejarov V., Murdoch I.P., Zhao-Liang Z. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. Biogeochemistry 35:75-139
59. Huntington T.G., Ryan D.F. 1990. Whole-tree harvesting effects on soil nitrogen and carbon. Forest Ecology and Management 31: 193-204
60. Hüttl R. F. 1997. Mg-deficiency in forest ecosystems. Dordrecht, NL: Kluwer.
61. Hyvönen R., Olsson B.A., Lundkvist H., Staaf H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. Forest Ecology and Management 126: 97-112
62. Ibrom A. 1993. Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Bd. 105, No.57, Reihe A.
63. Indriksons A. 2000. Krastmalas baltalkšņu audzes ietekme uz biogēno vielu apriti upes ūdeņos. Mežzinātne, 9(42): 85-98
64. Indriksons A. 2009. Biogēno elementu aprite nosusinātajos mežos. Promocijas darbs mežzinātņu doktora (Dr. silv.) zinātniskā grāda iegūšanai. Jelgava : LLU. 155 lpp.
65. Indriksons A., Gaitnieks T., Zālītis P. 2003. Wood ash application in forests on drained peat soils in Latvia. Aktuelt fra skogforskningen, No.8, Proceedings from a Nordic – Baltic Workshop on Forest Nutrient Dynamics and Management May 20-22, 2003, Honne, Norway. Edited by P. Nilsen. Ås: Norsk institut for skogforskning, Institut for naturforvaltning, p. 10-14.
66. Indriksons A., Zālītis P. 2000. The impact of hydrotechnical drainage on the cycle of some biogenous elements in forest. Baltic Forestry, 6(1): 18-24.
67. Ineson P., Dutch J., Killham K. S. 1991. Denitrification in a Sitka spruce plantation and the effect of clearcutting. Forest Ecology Management, 44: 47-92.
68. Jansons V. 1996. Lauksaimniecības noteču monitorings Latvijā. Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti, 6: 109- 115
69. Janševska Z. 1975. Slāpekļa un fosfora daudzums mēslota nosusināta augstā purva kūdras augsne priežu kultūrā. Jaunākais Mežsaimniecībā, Nr.18, 55.-59. lpp.

70. Joensuu S. 1992. Peatland forest ditch maintenance and runoff water quality: the effectiveness of sedimentation ponds. *Proceedings of the 9th International Peat Congress, Uppsala 2*: 423-433
71. Joensuu S., Ahti E., Voulekoski M. 1999. The effects of peatland forest ditch, maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343-355
72. Johnson D.W. 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air, & Soil Pollution* 64: 83-120
73. Johnson D.W., Lindberg S.E. (Eds.) 1992. Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. *Ecological Studies* 91. New York: Springer. 707 p.
74. Jun H., Way R.T., Löfgren B., Landström M., Bailey A.C., Burt E.C., McDonald T.P. 2004. Dynamic load and inflation pressure effects on contact pressures of a forestry forwarder tire. *Journal of Terramechanics* 41: 209-222
75. Kāposts V., Sacenieks R. 1981. *Mežaudžu barošānās režīms un to mēslošana*. Rīga: LatZITIZPI. 57 lpp.
76. Keller T., Arvidsson J. 2004. Relationship between the tyre inflation pressure, wheel load and stress distribution directly below the tyre soil interface and its effect on stress propagation in the soil. In *Proceedings of the Eurosoil, [Freiburg]*.
77. Kendall C., McDonnell (Eds.) J.J. 1998. *Isotope tracers in catchment hydrology* Amsterdam: Elsevier Science B. V. 839 p.
78. Kimmins, J.P. 1997. *Forest Ecology. A foundation for sustainable management*. 2nd ed. New Jersey: Prentice Hall, Upper Saddle River. 596 p.
79. Klavins M., Rodionovs V., Kokorite I. 2002. *Chemistry of surface waters in Latvia*. Rīga: University of Latvia. 286 p.
80. Kļaviņš M., Nikodemus O., Segliņš V. 2008. *Vides zinātne*. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds. 600 lpp.
81. Kolka R. K., Smidt M.F. 2004. Effects on forest road amelioration techniques on soil bulky density, surface run-off, sediment transport, soil moisture and seedling growth, *Forest Ecology and Management* 202: 313-323
82. Kramer P. J., Kozlowski T. T. 1979. *Physiology of woody plants*. New York : Acad. Press Inc. 657 p.
83. Krapfenbauer A., Wriessnig K., Holterman C. 1996. *Spezielle Standortskunde. Ein aktueller Problemaufriss zum Thema Umweltbelastungen*. Wien: Universität für Bodenkultur. 294 S.
84. Krause H.H. 1982. Nitrate formation and movement before and after clear-cutting of a monitored watershed in central New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 12(4): 922-930
85. Kubin E. 1998. Leaching of nitrate nitrogen into the groundwater after clear felling and site preparation. *Boreal Environmental Research* 3: 3-8
86. Kļimiķa īsa rokasgrāmata. 1965. Sast. V. Perelmans. Rīga : Liesma. 552 lpp.
87. Laiho O., Sarjala T., Hyvärinen R., Rautiainen L. 1987. Effects of fertilization on mycorrhizae in pine stands. *Folia Forestalia*, Nr.699, p.1-22
88. Laiviņš M. 1998. Latvijas boreālo priežu mežu sinatropizācija un eitrofikācija. No : *Latvijas veģetācija*. Latvijas Universitāte. Ģeogrāfijas un zemes zinātņu fakultāte. Biogeogrāfijas laboratorija. Rīga : Latvijas Universitāte. Biogeogrāfijas laboratorija. 1.sēj. 137.lpp
89. Laiviņš M., Luļko I., Frolova M. 1996. Nokrišņu ķīmiskā sastāva dinamika Rucavā. *Mežzinātne*, Nr.6(39), 57.-66. lpp.
90. Laiviņš M., Zālītis P., Donis J. 2000. Valsts nozīmes īpaši vērtīgas mežsaimniecības teritorijas. *Mežzinātne*, Nr.9(42), 4.-17. lpp.

91. Larcher W. 1980. Ökologie der Pflanzen. 3. Auflage. Stuttgart : UTB Ulmer,. 232 S.
92. Lauksaimniecības enciklopēdija 1969. Rīga: Liesma. 3. sēj. Latvijas PSR - Rūtu dzimta. 499 lpp.
93. Lavrinoviča M. 1961. Hidroģeoloģija. **No:** Latvijas PSR ģeoloģija. Latvijas PSR ZA. Ģeoloģijas institūts; atb. red. K. Sprinģis. Rīga: Zinātņu Akadēmijas izdevniecība, 311.-365. lpp.
94. Lazdiņa D. 2008. Mehanizētās ietvarstādu stādīšanas tehnoloģiju mežsaimnieciskais novērtējums. [Salaspils]: Latvijas Valsts Mežzinātnes Institūts „Silava”.
95. Lazdiņa D., Lazdiņš A., Zimelis A. 2008. Mechanized planting in Latvia – preliminary results. In Forest & Landscape Working Papers 30 / 2008, 20, [Copenhagen]: Forest & Landscape Denmark University of Copenhagen, <http://curis.ku.dk/ws/files/20573007/workingpapersno30.pdf>
96. Lazdiņš A., Liepiņš J., Zimelis A. 2008. Pievešanas apstākļu ietekme uz pievešanas mašīnu izmaksām galvenās izmantošanas cirtēs - augsnes sablīvēšanās mērījumu rezultāti. [Salaspils]: Latvijas Valsts Mežzinātnes Institūts „Silava”.
97. Lehto T. 1994. Effects of liming and boron fertilization on mycorrhizas of Picea abies. Plant and Soil, Vol.163, Issue 1, p. 65-68.
98. Liepa I., Mauriņš A., Vimba E. 1991. Ekoloģija un dabas aizsardzība. Rīga, Zinātne. 303 lpp.
99. Liepiņš K., Lazdiņa D., Lazdiņš A. 2011. Jaunāko meža mehanizētās atjaunošanas tehnoloģiju izmēģinājumi Latvijā. [Salaspils]: LVMI Silava, 6 lpp.
100. Likens G. E., Bormann F. H., Johnson N. M., Fischer D. W., Pierce R. S. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. Ecological. Monographs, Vol.40, No.1, p. 23-37.
101. Likens G.E., Bormann F.H., Pierce R.S. et al. 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystem. New York: Springer-Verlag. 146 p.
102. Lindberg S. E., Lovett G. M., Richter D. D., Johnson D. W. 1986. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. Science, Vol. 231, No. 4734, p.141 - 145
103. Linjeniemis P., Vouri K.-M., Tossavainen T., Kotanen J., Haapanen M., Lepisto. A., Kentamies K. 2003. Effectiveness of constructed overland flow areas in decreasing diffuse pollution from forest drainings. Environmental Management 32(5): 602-623
104. Liu S., Munson R., Johnson D. W., Gherini S., Summers K., Hudson R., Wilkinson K., Pitelka L. F. 1992. The nutrient cycling model (NuCM): Overview and application. **In:** Analysis of biogeochemical cycling processes in Walker Branch Watershed. Ed. by D. W. Johnson, R. I. Van Hock. New York : Springer-Verlag, p. 583-609.
105. Līdaka L., Sacenieks R. 1978. Sūnu stāva izmaiņas priežu lānā minerālmēslojuma ietekmē. Mežsaimniecība un Mežrūpniecība, Nr.1, 9.-11. lpp.
106. Lovett G. M. 1992. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen. **In:** Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. Ecological Studies, 91..Ed. by D. W. Johnson, S. E. Lindberg. New York: Springer, p.152-166.
107. Lukkala O. 1931. Metsäojituksen oppikirja. Helsinki.
108. Lundborg A. 1997. Reducing the nitrogen load: whole-tree harvesting: a literature review. Ambio 26: 383-393
109. Lundin L. 1999. Effects on hydrology and surface water chemistry of regeneration cuttings in peatland forests. International Peat Journal 9: 118-126
110. Lundin L. 2000. Water environment care at peatland forestry practices. In: Rochefort L., Daigle J.-Y. (Eds.). Sustaining our peatlands. Proceedings of the 11th International Peat Congress, Quebec city, Canada, August 6-12, 2000. Volume II, p.952-961

111. Lundmark-Thelin A., Johansson M.-B. 1997. Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needle litter and slash needles. *Forest Ecology and Management* 96: 101-110
112. Lurvink, M. 1996. NEN 5140:1996 nl - Geotechniek - Bepaling van de conusweerstand en de plaatselijke wrijvingsweerstand van grond - Elektrische sondeermethode.
113. Lyr H., Fiedler H. J., Tranquillini W. 1992. *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Jena. Stuttgart : Gustav Fisher Verlag. 620 S.
114. Lyulko I., Frolova M., Indriksone I., Berga P. 2002. Assessment report on the Latvian EMEP data 1985–2000. In: LHMA Latvian Hydrometeorological Agency Report. Riga, p.122.-131. [cited 2009-08-08]. Available: [http://projects.dnmi.no/~emep/assessment/Part2/129-140\\_Part2.pdf](http://projects.dnmi.no/~emep/assessment/Part2/129-140_Part2.pdf).
115. Maldavs Z. 1964. *Pazemes ūdens*. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība. 238 lpp.
116. Mangalis I. 1962. Radioaktīvie izotopi mežsaimniecībā. *Mežsaimniecība un Mežrūpniecība*, Nr.1, 19.-21. lpp.
117. Mangalis I. 1989. *Meža kultūras: mācību līdzeklis LLA mežsaimniecības un mežtehnikas specialitāšu studentiem*. Rīga: Zvaigzne. 348 lpp.
118. Mann L.K., Johnson D.W., West D.C., Cole D.W., Hornbeck J.W., Martin C.W., Riekerk H., Smith C.T., Swank W.T., Tritton L.M., van Lear D.H. 1988. Effects of whole-tree and stem-only clear-cutting on post-harvest hidrologic losses, nutrient capital and regrowth. *Forest Science* 34: 412-428
119. Mannerkoski H., Finer L., Piirainen S., Starr M. 2005. Effect of clear-cutting and site preparation on the level and quality of groundwater in some headwater catchments in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 220: 107-117
120. Manninen P. 1998. Effects of forestsry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. *Boreal Environmental Research* 3:23-32
121. Markus R. 1936. Nosusināšanas ietekme priedes un egles pieaugumā purvaugsnēs Latvijā. **No:** *Latv. mežu pētn. st. Raksti*, Nr.5, 204 lpp.
122. Marques R., Ranger J. 1997. Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 1- Qualitative approach. *Forest Ecology and Management*, Vol.91, No.2-3, p.255-277.
123. Marschner H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd ed. London : Academic Press. 889 p.
124. Martin W. L. 1985. Post-clearcutting forest floor nitrogen dynamics and regeneration resoonse in the CWH wet subzone. PhD thesis. Department of Forest Science. University of British Columbia. Vancouver. 350 p.
125. Matzner, E. 1988. Der Stoffeumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben der Universität Göttingen*, Reihe A, Bd. 40, S.1-217
126. Mauriņa H. 1974. *Augu fizioloģija*. Rīga: Zvaigzne. 352 lpp.
127. Mayer R., Ulrich B. 1974. Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis. *Ecol. Plant*, Vol.9(2), p.157-168.
128. McNeill A. 1996. Road construction and river pollution in South-West Scotland. *Water and Environmental Journal*. Vol. 10(3): 175-182.
129. Melillo, J.M. 1981. Nitrogen cycling in deciduous forests. **In:** *Terrestrial nitrogen cycles: processes, ecosystem strategies and management impacts: proceedings of an International Workshop arranged by the SCOPE/UNEP International Nitrogen Unit of the Royal Swedish Academy of*

- Sciences and the Commission for Research on Natural Resources of the Swedish Council for Planning and Coordination of Research at Gysinge Vårdshus, Österfärnebo, Sweden, 16-22 September, 1979. Stockholm, p. 427-442.
130. Meža infrastruktūras objektu projektēšana. Tehniskie noteikumi (2008) Nr. LV UTN 40003466281-3-2008. LVS Latvijas standarts. Reģistrēts AS „Latvijas valsts meži” 11.07.2008. 72 lpp.
  131. Mežals G. 1980. Meža augsnes zinātne. Rīga: Zvaigzne. 174 lpp.
  132. Mežals G., Skujāns R., Freivalds V. u.c. 1970. Augsnes zinātne un Latvijas PSR augsnes. Rīga : Zvaigzne, 523 lpp.
  133. Moldan B., Cerny J. (Eds.) 1994. Biogeochemistry of small catchments – a tool for environmental research. UK Chichester.: John Wiley. 419 p. SCOPE report; 51
  134. Moorby J., Squire H. M. 1963. The loss of radioactive isotopes from the leaves of plants in dry conditions. Radiation Botany, Vol.3, p.163-167.
  135. Mortimer C. E. 1996. Chemie. Das Basiswissen der Chemie. Mit Übungsaufgaben. Übersetzt und bearbeitet von U. Müller. Stuttgart. New York : Georg Thieme Verlag. 774 S.
  136. Mroz G.D., Jurgensen M.F., Frederick D.J. 1985. Soil nutrient changes following whole-tree harvesting on three northern hardwood sites. Soil Science Society of America Journal 49: 1552-1557
  137. Mullins, Chris. 1990. Soil Analysis: Physical Methods. Marcel Dekker Inc., 650 p.
  138. Neary D.G., Ice G.G., Jackson C.R. 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. Forest Ecology and Management 258: 2269-2281
  139. Nebe W., Herrmann U. J. 1987. Zur Verteilung der Nährelemente in der oberirdischen Dendromasse eines 100 jährigen Fichtenbaumholzes. Das ökologische Meßfeld der Sektion Forstwirtschaft der TU Dresden, Nr.36, S. 235-241.
  140. Nieminen M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. Silva Fennica 38: 123-132
  141. Nieminen M., Ahti E., Nousiainen H., Joesuu S., Voullekoski M. 2005. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. Silva Fennica 39(3): 331-339
  142. Nissen B. 1999. Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von repräsentativen Ackerboden der Bundesrepublik Deutschland. [Kiel]: Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, 159 S.
  143. Nomals P. 1936. Latvijas purvi. **No:** Latvijas zeme, daba un tauta. Rīga: Valtera un Rapas akciju sabiedrības apgāds. 2.sēj. **Latvijas daba**, 259.-320. lpp.
  144. Nömmik H. 1983. Kväve - och fosforbudget för svenskt skogsbruk. Kungl. Skogs - och Lantbruksakademien tidskrift, Nr.5 (122), p.303 - 309.
  145. Nordborg F. (2011) Effects of site preparation on soil properties and on growth, damage and nitrogen uptake in planted seedlings. Silvestria 195, lpp. 1-25
  146. Noss R. (1995) The ecological effects of roads. In: <http://www.wildlandscpr.org/ecological-effects-roads>
  147. Nykvist N., Rosén K. 1985. Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of Northern coniferous soils. Forest Ecology and Management 11(3): 157-169
  148. Odiņš J. 1971. Meža zemju hidrotehniskā meliorācija. Rīga: Zvaigzne. 388 lpp.

149. Odiņš J., Bušs K., Kļaviņš K. u.c. 1960. Mežu nosusināšana. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība. 283 lpp.
150. Olsson B.A., Bengtsson J., Lundkvist H. 1996a. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84(1-3): 135-147
151. Olsson B.A., Staaf K., Lundkvist H., Bengtsson J., Rosén K. 1996b. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82(1-3): 19-32
152. Örlander G. 2000. SUFOR, delprogramm A:Skogsskötsel för uthååskogsbruk. Ne kortfattad sammanställning över programmets organisation, projektbeskrivning samt några aktuella resultat. *KSLA:s tidskrift*. 139 (6):13-19 (in Swedish)
153. Ostwald E. 1878. Über den Einfluss der Entwässerungen versumpfter Orte auf den Baumwuchs. *Baltische Woch. Schr.*, No.13, S.16–22.
154. Ozpinar S., Cay A. 2006. Effect of different tillage systems on the quality and crop productivity of a clay–loam soil in semi-arid north-western Turkey. *Soil and Tillage Research* 88: 95-106
155. Pavlov M. B. 1972. Bioelementen – Inventur von Buchen- und Fichtenbeständen im Solling. *Göttinger Bodenkundl. Berichte*, No.25, S. 1-174.
156. Piirainen S., Finer L., Mannerkoski H., Starr M. 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus leaching after site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Forest Ecology and Management* 243: 10-18
157. Piirainen S., Finer L., Starr M. 1998. Canopy and soil retention of nitrogen deposition in a mixed boreal forest in Eastern Finland. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol.105, p. 165-174.
158. Potter C. S., Ragsdale H. L., Swank W.T. 1991. Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating Southern Appalachian forest canopy. *Journal of Ecology*, Vol.79, p. 97-115.
159. Priedītis N. 1999. Latvijas mežs: daba un daudzveidība. *Latvian forest: nature and diversity*. WWF. Rīga. 209 lpp.
160. Raspe S. 2001. Konzepte für eine integrierende Standardauswertung der Messergebnisse von den Bayerischen Waldklimastationen. *Forstliche Forschungsberichte München*, Nr.184, S.180.
161. Reid L.M., Dunne T. 1984. Sediment production from forest road surfaces. *Water resources* 20 (11): 1753-1761
162. Ricklefs R.E. 1976. *The Economy of Nature*. Oregon: Chiron Press Inc. 424 p
163. Rieksts I. 1987. Meža un purva ietekme uz upju noteci. *Padomju Latvijas Lauksaimniecība*, Nr. 3: 61-63
164. Ring E. 1995. Nitrogen leaching before and after clear-felling of fertilized experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 72(2-3): 151-166
165. Ring E., Löfgren S., Sandin L., Högbom L., Goedkoop W. 2008. *Forestry and Water: A Review*, vol.3. Skogforsk Redogörelse (in Swedish with English summary), 12 p.
166. Röhrig E, Bartsch N. (Eds.) 1992. *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. 6 Auflage. Hamburg. Berlin : Verlag Paul Parey. Band I : Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. 350 S.
167. Rosén K. 1984. Effect of clear-felling on runoff in two small watersheds in Central Sweden. *Forest Ecology and Management* 9(4): 267-281
168. Rosén K., Aronson J.-A., Eriksson H.M. 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in Forest catchments in central Sweden.



169. Saliņš Z. (2002) Mežs – Latvijas nacionālā bagātība. Jelgava: autora izd. 248 lpp.
170. Schaaf W. 2000. Chronosequence studies of forest ecosystem development on post-lignite mining sites. In: 21st IUFRO World Congress, Kuala Lumpur, 7-12 August, 2000. Kuala. Vol.1 : Forests and Society: The Role of Research, p. 695-705.
171. Schachtschabel P. 1961. Die Bestimmung des fixierten Ammoniums im Boden. Zeitung Pflanzenernährung Bodenk. Nr.93, p.125-126.
172. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer et al. 1998. Lehrbuch der Bodenkunde 14. Aufl. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag. 494 S.
173. Schothorst, C.J. 1968. De relatieve dichtheid van humeuze gronden. Institute For Land and Water Management Research 5 p.
174. Seggewiss B., Jungk A. 1988. Einfluß der Kaliumdynamik im wurzelnahen Boden auf die Magnesiumaufnahme von Pflanzen. Zeitung Pflanzenernährung Bodenk, Vol.151, S. 91-96.
175. Semjonovs I., Bebris R.A., Kokareviča A. u. c. 1997. Pazemes ūdeņu aizsardzība Latvijā: Latvijas-Vācijas kopsadarbības projekts "Grunts un gruntsūdeņu aizsardzības sistēmas uzlabošana Latvijā". Latvijas Republikas Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija. Rīga: Izdevniecība Gandrs. 463 lpp.
176. Seyedbagheri K. A. 1996. Idaho forestry best management practices: compilation of research on their effectiveness. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 89 p.
177. Sitte P., Ziegler H., Ehrendorfer F. et al. 1998. Lehrbuch der Botanik für Hochschulen . 34. Auflage. Neubearbeitet von. Stuttgart. Jena. Lübeck. Ulm : G. Fischer,. 1007 S.
178. Soane B. 1994. Soil compaction in crop production. Amsterdam, London: ElsevierScience, 684 p.
179. Sopper W. 1975. Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. Journal of Environmental Quality 4(1): 24-29
180. Staaf K., Olsson B.A. 1991. Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. Scandinavian Journal of Forest Research 6(1-4): 19-29
181. Stachurski A., Zimka J. R. 2000. Atmospheric input of elements to forest ecosystems: A method of estimation using artificial foliage placed above rain collectors. Environmental Pollution, Vol.110, p. 345-356.
182. Stutzbach S., Leaf A., Leonard R. 1972. Variation in forest floor under a red pine plantation. Soil Science, 114(1): 24.-28.
183. Šķiņķis C. 1992. Hidromeliorācijas ietekme uz dabu. Rīga: Zinātne. 297 lpp.
184. Špalte E. 2002. Latvijas vides kvalitāte un priežu audžu vitalitāte. Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti, Nr.5, 25.- 33. lpp.
185. Tamm C. 1979. Vilken roll kan kalken spela i framtidens svenska skogsbruk? Kgl. Skogs-och Lantbruksakad. Tidskr., Vol.118, Nr.13, S.62-63.
186. Taylor, H.M., and G.S. Brar. 1991. Effect of soil compaction on root development. Soil and Tillage Research 19: 111-119
187. Termoshuizen A. J., Ket P.C. 1990. The effects of fertilisation with ammonium and nitrate on mycorrhizal seedlings of Pinus sylvestrys. Agriculture, Ecosystems and Environment, Vol.28, Issues 1-4, p. 497-501.
188. The Condition of Forests in Europe. 2011. ICP Forests Executive Report 2011. Available at: <http://www.icp-forests.org/pdf/ER2011.pdf>

189. Tiedeman A.R., Quinley T.M., Anderson T.D. 1988. Effects of timber harvest on steram chemistry and dissolved nutrient losses in northeast Oregon. *Forest Science* 34: 344-358
190. Tukey H. B., Wittwer S. H. 1958. The leaching of substances from plant foliage as determined by radioisotopes. **In:** *Radioisotopes in Scientific Research (Research with Radioisotopes in Chemistry and Geology)*. Ed. by R. C. Extermann. London: Pergamon Press.
191. Uhlenbrook S., Leibundgut C. 2000. Monitoring and modelling of water quantity and chemistry to identify runoff process in a mountainous basin. **In:** *Monitoring and Modelling Catchment Water Quantity and Quality : 8th Conference of the European Network of Experimental and Representative Basins (ERB), Ghent (Belgium), 27 – 29 September, 2000. Ghent, p.147-149.*
192. Ulrich B. 1981. Theoretische Betrachtung des Kronenkreislaufs in Waldökosystemen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde*, Vol.144, S.647-659.
193. Ulrich B. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO<sub>2</sub>, alkali and earth alkali cations and chloride. **In:** *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. Ed. by B. Ulrich, J. Pankrath. Dordrecht, D. Reidel Pub. Co., p. 33-44.
194. Ulrich B., Mayer R., Khanna P. K. 1979. Die Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. **In:** *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen forstlichen Versuchsanstalt, Bd.58, 291 S.*
195. Vaņins S. 1950. Koksnes zinātne. Rīga. 66 lpp.
196. Vides piesārņojuma stāvoklis Latvijas Republikā 1993.gadā. 1994. Rīga: VHP VKNN. 70 lpp.
197. Vides piesārņojuma stāvoklis Latvijas Republikā 1996.gadā. 1997. Rīga : VHP VKNN. 68 lpp.
198. Virszemes ūdeņu kvalitātes prasības 1997. Latvijas Vēstneša Valsts normatīvo aktu periodiskais oficiālais laidiens „Latvijas Vēstnesis. Dokumenti”. 11. burtn., 7. pielik. Rīga. 30(351); 32(352) lpp.
199. Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H., Tilman G.D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750
200. Vossbrink J., Horn R. 2004. Modern forestry vehicles and their impact on soil physical properties. *European Journal of Forest Research* 123: 259-267.
201. Waisel Y., Eshel A., Kafkafi U. (editors). 1998. Plant roots, the hidden half. Second edition. Dekker, New York, New York, USA. Cui, M., and MM Caldwell.
202. Wehner T. 2001. Technikkonzepte und ihre Auswirkungen auf den Boden. *Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung* 18: 97-107.
203. Wenland F., Albert H., Bach M. et al. 1993. Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland: Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Berlin - Springer, 96 S.
204. Whittaker R. H., Likens G. E., Bormann F. H., Eaton J. S., Siccama T. G. 1979. The Hubbard Brook ecosystem study: forest nutrient cycling and element behaviour. *Ecology*, Vol.60, No.1, p. 203-220.
205. Wilson K., Pyatt D. G. (1984) An experiment in intensive cultivation of an upland heath. *Forestry* 57, lpp. 117-141
206. Wollny, E. 1898. Untersuchungen über den Einfluß der mechanischen Bearbeitung auf die Fruchtbarkeit des Bodens. *Forschungen auf dem Gebiet der Agrikultur-Physik* 20: 231-290.
207. Zālītis P. 2006. Mežkopības priekšnosacījumi. Rīga: Et Cetera. 217 lpp.

208. Zālītis P., Indriksons A. 2003. Pazemes spiedes ūdeņu ietekme uz pārpurvoto un meliorēto mežu ražību Latvijā. Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti, Nr.9, 38.-45. lpp.
209. Zīverts A. 2001. Pazemes ūdeņu hidroloģija : mācību palīg līdzeklis vides un ūdenssaimniecības specialitātes studentiem. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Jelgava : LLU. 81 lpp.
210. Аболинь А.А. 1977. Сукцессия растительности на торфяных почвах под влиянием осушения. В кн.: Торф в лесном хозяйстве : сборник статей. Ред. С.К. Салинь. Рига : Зинатне, с. 27- 44.
211. Ахромейко А. 1965. Физиологические обоснование создания устойчивых лесных насаждений. Москва: "Лесная промышленность". 311 с.
212. Белов С.В. 1976. Лесоводство : учебное пособие для студентов лесохозяйственного факультета. Ленинград : РИО ЛТА. Часть I : Лесоведение, 1976. 224 с.
213. Буш К.К. 1971. Некоторые вопросы биоматематического анализа антропогенных лесных сообществ на осушенных площадях. Ботанический журнал, N.1, с. 22-30.
214. Валк У. 1972. Результаты удобрения лесных культур на эстонских олиготрофных болотах, Metsanduslikud uurimused, Kd.9. Tallinn: Valgus, lk.124-145.
215. Виноградский С. Н. 1952. Микробиология почвы. Проблемы и методы. Москва : Издательство АН СССР. 792 с.
216. Вомперский С. 1968. Биологические основы эффективности лесоосушения. Москва : Наука. 305 с.
217. Вомперский С.Э. 1957. Значение качества торфа для роста сосняков на осушенных болотах. Труды Ленинградской лесотехнической академии, Вып. 81, с. 105-116.
218. Высоцкий Г.Н. 1960. О гидроклиматическом значении лесов для России. В кн.: Высоцкий Г.Н. Избранные труды. Москва: Сельхозгиз, с. 125-150.
219. Данилик В.Н. 1982. Изменение речного стока под влиянием лесных пожаров. Лесоведение, N.4, с. 78-81.
220. Дзилна И. Л. 1970. Ресурсы, состав и динамика подземных вод Средней Прибалтики. Рига: Зинатне. 186 с.
221. Зайцев Б. Д. 1955. Некоторые вопросы осушения и освоения заболоченных и болотных почв в условиях лесного хозяйства. Труды Института леса АН СССР, Том 30.
222. Залитис П.П. 1983. Основы рационального лесоосушения в Латвийской ССР. Зига: Зинатне. 230 с.
223. Капустинская Т. 1973. Биоэкологические особенности лесохозяйственного освоения осушенных земель в Литовской ССР. Лесное хозяйство, N.5, с.19-26.
224. Коллист П.И. 1957. Влияние осушения глубоких переходных болот на условия естественного возобновления. Тарту.
225. Корнеев В. П. 1974. Роль грунтовых вод в зольном питании древесных насаждений. В кн: Лесоводство, лесные культуры и биология древесных растений. Брянск, с. 44- 48.
226. Круговорот вещества в природе и его изменение хозяйственной деятельностью человека 1980. Под ред. А.М. Рябчикова. Москва : Издательство Московского Университета. 272 с.
227. Лир Х., Польстер Г., Фидлер Г. 1974. Физиология древесных растений. Москва : Лесная промышленность. 421 с.
228. Мильто Н. 1968. Образование клубеньков и азотонакопление у *Alnus incana*. В кн: Мишустин Е., Шильникова В. Биологическая фиксация атмосферного азота. Москва: Наука, 531 с.

229. Орлов А.Я. 1991. Почвенно-экологические основы лесоводства в Южной тайге. Москва: Наука. 104 с.
230. Побединский А.В., Бобруйко Б.И. 1972. Влияние сплошных рубок на сток рек. Лесное хозяйство, N.2, с. 26-31.
231. Пьявченко Н.И., Козловская Л.С. 1974. Почва как компонент биогеоценоза (экосистемы). В кн.: Почвенные исследования в Карелии : материалы к X Международному конгрессу почвоведов. Ред. Н.И. Пьявченко, В.А. Бухман и др. Петрозаводск, с. 6-11.
232. Рахманов В.В. 1984. Гидроклиматическая роль лесов. Москва : Лесная промышленность. 241 с.
233. Редько Г., Титов В. 1986. Ясень обыкновенный и ольха черная в лесных культурах. Ленинград: ЛТА. 50 с.
234. Рубцов В. Г. 1956. Влияние осушения на лесовозобновление в сфагновых сосняках. Бюллетень ЛенНИИЛХ, N.2.
235. Сарма П.Э. 1955. Применение лесной типологии при осушении лесов.- Рига: Труды ИЛП АН Латв. ССР.
236. Субботин А. Н. 1970. Сток талых и дождевых вод с лесных и безлесных водосборов (процессы стока и методика исследований). В кн.: Доклады советских ученых на Международном симпозиуме по влиянию леса на внешнюю среду. Т.1. Москва, с.165-188.
237. Тарвис Т.В. 1973. Использование растениями азота удобрений, поглощенного микроорганизмами. В кн.: Азот в земледелии нечерноземной полосы. Ленинград : Колос, с.181-212.
238. Шицкова А.П., Новиков Ю.В. 1989. Гармония или трагедия? Москва : Наука. 271 с.
239. Яншевска З. Я. 1977. Изменение количества питательных веществ в удобренных почвах осушенных верховых болот. В кн.: Торф в лесном хозяйстве : сборник статей. Ред. С.К. Салинь. Рига: Зинатне, с.45-52.

### ***3. Ogleklā cikls***

#### **3.1. Apmežošanas ietekme uz C piesaisti**

Bijušo lauksaimniecības zemju apmežošana palielina C krātuvi virszemes biomasā, kā arī papildina augsnes ogleklā rezerves. Pieejami dati, ka vidēji apmežošana palielina kopējo ogleklā krātuvi par 18% (Guo, Gifford 2002). Literatūrā ir pretrunīgi rezultāti par izmaiņām augsnes ogleklā apjomā pēc apmežošanas – tas var pieaugt, samazināties vai būtiski nemainīties, atkarībā no izmantotās koku sugas, stādīšanas paņēmiena un iepriekšējā zemes izmantošanas veida (Guo, Gifford 2002, Vesterdal et al. 2002). Šī mežsaimnieciskā pasākuma izmantošanas iespējas ierobežo apmežošanai pieejamās zemes platības. Apmežošanas projektu augšējā robeža Eiropas valstīs tiek lēsta 20% apjomā no lauksaimniecības zemju platības (Cannell 1999a). Vairākās Eiropas valstīs, piemēram, Somijā, Zviedrijā, Austrijā, ar mežu klātās platības jau sasniedz 50% no valstu platības un, domājams, vairs būtiski palielinātas netiks. Tomēr valstīs ar nelielu mežainuma procentu (Dānija, Īrija) meža platības palielināšana tiek mērķtiecīgi īstenota (Møller Madsen L. 2002, O'Leary et al. 2000).

### 3.2. Meža atjaunošanas (koku sugas un augsnes sagatavošanas veida izvēles) ietekme uz C piesaisti

Koku suga ietekmē oglekļa krātuves ekosistēmā vairākos veidos. Skuju koku sugas ar seklu sakņu sistēmu vairāk augsnes organiskās vielas uzkrāj zemsegā, bet mazāk minerālajā augsnē, salīdzinot ar lapu kokiem. Arī koku sugas ar lielāku koksnes blīvumu (daudzas lapu koku sugas) akumulē vairāk oglekļa nekā koku sugas ar mazāk blīvu koksni (daudzas skuju koku sugas). Sugas, kas aizņem atšķirīgas ekoloģiskās nišas, var viena otru papildināt tā, ka mistraudzēs biomasas produkcija un oglekļa uzkrājums ir lielāks nekā tīraudzēs (Resh et al. 2002; Pretzch 2005). Svarīgi atcerēties, ka vidējās oglekļa krātuvju vērtības atšķirīgām koku sugām atspoguļo arī augšanas apstākļus, kurās šīs sugas ir valdošās, piemēram, priede bieži aug nabadzīgās augsnēs ar zemu C saturu (Callesen et al. 2003). Atbilstoši literatūras datiem, priežu mežos ir uzkrāts ievērojami mazāk oglekļa nekā egļu mežos, turklāt lielākā atšķirība ir tieši augsnes oglekļa krātuvē (Vidēji P mežos kopējais C 122 t ha<sup>-1</sup>, no tā augsnes C 62 t ha<sup>-1</sup>, vidēji E mežos kopējais C 214 t ha<sup>-1</sup>, no tā 140 t ha<sup>-1</sup> augsnes C) (de Vries et al. 2003).

Lielākā daļa augsnes sagatavošanas metožu atsedz minerālaugsnī, organisko augsnes virskārtu vai nu noņemot vai sajaucot. Šis pasākums izmaina augsnes mikroklimatu un stimulē augsnes organiskās vielas sadalīšanos, tādā veidā atbrīvojot barības vielas (Palmgren 1984, Johansson 1994). Tajā pašā laikā uzlabojas ūdens iesūkšanās augsnē un labāk norisinās sakņu attīstība. Literatūras dati liecina, ka augsnes sagatavošanas ietekmē samazinās augsnes oglekļa daudzums, bet uzlabojas mežaudzes ražība, kas savukārt var palielināt virszemes dzīvajā biomasā uzkrāto oglekli (Johnson 1992). Vairākos avotos minēts, ka augsnes oglekļa zudums pozitīvi korelē ar augsnes sagatavošanas intensitāti (Johansson 1994, Örlander et al. 1996, Schmidt et al. 1996, Mallik, Hu 1997). Sevišķi jūtīgas ir smilšainas augsnes, kurās C un N zudumi pēc augsnes sagatavošanas var būt ievērojami (Carlyle 1993). Lielākajā daļā analizētās literatūras minēts, ka augsnes sagatavošana veicina biomasas uzkrāšanos un tas var līdzsvarot augsnes oglekļa zudumus. Tieši no augsnes sagatavošanas veida izvēles atkarīgs, kāda būs ietekme uz kopējo ekosistēmas oglekļa bilanci.

Intensīva augsnes sagatavošana veicina barības vielu un oglekļa aizplūšanu no augsnes, parasti gan uzlabojot CO<sub>2</sub> piesaisti kokaudzes un zālaugu līmenī. Arī augsnes temperatūras paaugstināšanās palielina CO<sub>2</sub> izdalīšanos (Salm et al. 2010). Tomēr pētījumi nenorāda, kādi konkrēti mežsaimnieciski pasākumi būtu veicami, lai optimizētu oglekļa apriti SEG samazināšanai, sevišķi ilgtermiņā (Jandl R. et al. 2007, Skovsgaard et al. 2006), jo rezultāti ir pretrunīgi. No vienas puses, ir iespējams paredzēt meža ekosistēmas un oglekļa aprites cikla reakciju uz mežsaimniecisko aktivitāti, bet, no otras puses, paredzēt, kā tas ietekmēs klimata veidošanās procesus, ir grūti.

Latvijā veiktos pētījumos par dažādu priedes atjaunošanas paņēmieni ietekmi uz oglekļa uzkrājumu nedzīvajā zemsegā un augsnē secināts, ka vislielākais oglekļa uzkrājums nedzīvajā zemsegā ir dabiski atjaunotās audzēs uz sagatavotas augsnes. Arī kopējais oglekļa uzkrājums nedzīvajā zemsegā un augsnē ir lielāks šajā variantā, tomēr atšķirība nav statistiski būtiska. Vismazākais oglekļa uzkrājums nedzīvajā zemsegā un augsnē ir dabiskās atjaunošanās uz nesagatavotas augsnes variantā (Lazdiņš, Jansons 2011). Pētījuma rezultāti liecina, ka augsnes sagatavošanai meža atjaunošanas laikā nav negatīvas ietekmes uz oglekļa uzkrājumu nedzīvajā zemsegā, tieši pretēji – augsnes gatavošana sekmē meža atjaunošanos, kas savukārt, veicina oglekļa uzkrājuma palielināšanos visās oglekļa krātuvēs.

### 3.3. Kopšanas režīma ietekme uz C piesaisti

Pēdējā laikā viens no zinātniekiem interesējošiem jautājumiem ir arī kopšanas režīma ietekme uz mežaudžu spēju piesaistīt atmosfēras CO<sub>2</sub>. Meži un mežsaimniecība var dot savu ieguldījumu atmosfēras CO<sub>2</sub> samazināšanā vairākos veidos: uzkrājot un noglabājot oglekli biomasā, augsnē un koksnes produktos, sekmējot fosilo kurināmo aizstāšanu ar bioloģisko kurināmo, kas iegūts no biomasas vai koksnes atliekām, kā arī būvniecībā un rūpniecībā aizstājot ar koksni energoietilpīgākus materiālus, piemēram, cementu, plastmasu un alumīniju (Schlamadinger, Marland 1996, Ericsson 2003).

Kopšanas cirtes palielina atstājamās audzes daļas radiālo augšanu uz kopējās biomasas rēķina, un to primārais mērķis nav kopējās oglekļa piesaistes maksimizēšana (Assmann 1961). Kopšana izmaina ekosistēmas mikroklimatu: augsnes temperatūra un, iespējams, arī mitrums palielinās, kā rezultātā paātrinās arī zemsegas sadalīšanās temps, un samazinās augsnes oglekļa rezerves (Piene, van Cleve 1978). Ja vien intervāli starp kopšanas cirtēm nav ļoti īsi, audzes mikroklimats ar laiku atgriežas iepriekšējā stāvoklī. Intensīvi koptās audzēs uz laiku būtiski samazinās nobiru apjoms, tādēļ samazinās arī augsnes oglekļa krātuve. Platībā palikušās ciršanas atliekas var kompensēt oglekļa zudumus (de Wit, Kvindesland 1999). Tomēr kopšanas ciršu ietekme uz oglekļa piesaisti meža ekosistēmās var būt ļoti atšķirīga un atkarīga no dažādiem faktoriem, tajā skaitā kopšanas ciršu intensitātes, augšanas apstākļiem utt.

Zviedrijā, izmantojot datus no ilglaicīgiem parauglaukumiem, tika veikti aprēķini ar mērķi noskaidrot, kā dažādas kopšanas metodes ietekmē ikgadējo biomasas pieaugumu un iespējamo biokurināmā apjomu. Tika noskaidrots, ka egļu audzēs ir ļoti sarežģīti konstatēt biomasas pieauguma atšķirības starp dažādiem kopšanas režīmiem. Egļu audzēs netika konstatētas arī būtiskas potenciālā biokurināmā apjoma atšķirības starp atšķirīgiem kopšanas režīmiem, vienīgi nekoptajos kontroles parauglaukumos iegūstamā biokurināmā apjoms bija būtiski mazāks. Pētījuma rezultāti liecina - ja mērķis ir maksimāli izmantot koksnes atliekas enerģijas vajadzībām, mežaudzes ir jākopj, tomēr kopšanas režīmam nav izšķirošas nozīmes. Šajā pētījumā nekoptajos kontroles parauglaukumos tika konstatēts vislielākais biomasas apjoms un līdz ar to arī vislielākās oglekļa rezerves (Ericsson 2006).

Arī citu autoru darbos atrodama informācija, ka neapsaimniekoti meži uzkrāj vairāk oglekļa, nekā apsaimniekoti (Cooper 1982, Thornley, Cannell 2000, Maclaren 2000, Kirschbaum 2003). Meža kopšanas pasākumi tieši ietekmē oglekļa krātuvi, turklāt īpaši nozīmīga ir kopšanas intensitāte. Noskaidrots, ka, priežu audzē palielinot kopšanas intensitāti no 25% līdz 50% no audzes kopējās krājas, oglekļa krātuve samazinās par 50% (Sievänen et al. 2002).

Citā pētījumā salīdzināta kopšanas ietekme uz oglekļa piesaisti priežu, egļu un bērzu audzēs. Noskaidrots, ka no šīm trijām analizētajām grupām vislielākais oglekļa apjoms ir piesaistīts egļu audzēs, bet vismazākais – bērzu audzēs. Arī šajā gadījumā visu triju sugu mežaudzēs vislielākais piesaistītā oglekļa daudzums saglabājās tādā gadījumā, ja tās netika koptas. Būtiski lielāka oglekļa piesaiste gan egļu, gan priežu, gan bērzu audzēs saglabājās arī, izmantojot tādu kopšanas scenāriju, kurā gan šķērslaukuma apakšējā, gan augšējā robeža tika palielināta par 30%, salīdzinājumā ar praksē rekomendēto. Tātad meža apsaimniekošana un kopšana, izmantojot lielāku koku skaitu uz ha, salīdzinot ar rekomendēto, varētu palielināt ekosistēmas oglekļa krātuvi (Briceño-Elizondo et al. 2006, Garcia-Gonzalo et al. 2007).

Izmantojot fizioloģiskos augšanas modeļus un klimata izmaiņu scenāriju analīzi, somu zinātnieki veikuši C uzkrāšanās modelēšanu priežu, egļu un bērzu audzēs Somijā. Pētījumā izmantoti dati no mežu



statistiskās inventarizācijas, izmantoti pieci dažādi kopšanas režīmi (intensitāte no 0-30% no audzes šķērslaukuma), atstājot arī kontroli. Rezultāti parāda, ka, neskatoties uz klimata scenārijiem un atstājot lielāku koku skaitu uz ha, nekā tas pieņemts pašreiz, iespējams panākt C uzkrāšanās pieaugumu ekosistēmā kopumā par 11%. Tas gan radītu apmēram 20% koksnes produktivitātes samazinājumu, kas varētu būt būtisks meža apsaimniekošanā (Garcia-Gonzalo et al. 2007b, Skovsgaard et al. 2006) Turpretī klimata izmaiņas palielinātu C apjomu ekosistēmā tikai par 1%. Pētījuma rezultāti neuzrāda būtiskas atšķirības starp dažādu pētījumā iekļauto koku sugām (Garcia-Gonzalo et al. 2007a, Nilsen, Strand 2008), tomēr autori akcentē pareizas mežaudžu vecumstruktūras nozīmi ilgtspējīgā mežu apsaimniekošanā. Citi autori norāda, ka meža augsne uzkrātais ogleklis pēc galvenās cirtes veikšanas samazinās par 30+/-6%, pie tam platībās, kur iepriekšējā mežaudze sastāvējusi no skujkoku un mistrotām audzēm, samazinājums ir tikai 20%, turpretī, lapkoku audzēs – 36% (Nave et al 2010).

Svarīgi atcerēties, ka meža ekosistēmās nozīmīgu daļu no kopējās oglekļa krātuves veido augsnes ogleklis, ko tāpat ietekmē mežsaimnieciskie pasākumi. Literatūrā minēts, ka boreālajos mežos augsnes oglekļa saturs ir pat piecas reizes lielāks nekā oglekļa saturs veģetācijā (IPCC, 2000). Tiek pieļauts, ka augsne ir nozīmīgākā oglekļa krātuve boreālajos mežos, atšķirībā no tropu mežiem, kur nozīmīgākā oglekļa krātuve ir dzīvā biomasā (Grace 2005). Tomēr augsnes oglekļa apjoma, kā arī tā izmaiņu apsaimniekošanas rezultātā noteikšana ir ļoti sarežģīta augšņu lielās telpiskās daudzveidības dēļ (Homann et al. 2001). Jau iepriekš aplūkotie pētījumu rezultāti liecina, ka kopšanas intensitātes samazināšana var palielināt oglekļa uzkrāšanos biomasā. Literatūrā minēts, ka šāds pasākums egļu audzēs var palielināt arī augsnes oglekļa apjomu lielāka nobiru apjoma dēļ (Slodick et al. 2005). Turklāt zināms, ka dažādu sugu mežaudzēs atšķirīgos augšanas apstākļos pastāv cieša pozitīva korelācija starp augsnes temperatūru un augsnes „elpošanu” (Russell, Voroney 1998, Pypker, Freedman 2003, Subke et al. 2003, Tang et al. 2005). Līdz ar palielinātu audzes biežību sagaidāma augsnes „elpošanas” samazināšanās augsnes temperatūras pazemināšanās dēļ, kas bieži novērojama biežākās mežaudzēs. Tāpat samazinātas kopšanas intensitātes gadījumā sagaidāma augsnes oglekļa krātuves palielināšanās gan palielināta nobiru apjoma, gan samazinātas augsnes „elpošanas” dēļ.

Pētījumā, kurā tika analizēta agrās kopšanas intensitātes ietekme uz egļu audzi, koku skaits tika samazināts attiecīgi līdz 2070, 1100 un 820 kokiem uz ha. Tika noskaidrots, ka kopšanas intensitāte būtiski ietekmē gan audzes biomasu, gan arī C un N uzkrāšanos. Visintensīvāk koptajos parauglaukumos tika konstatēts biomasas samazinājums par 23%, salīdzinot ar vismazāk intensīvi koptajiem PL. Līdzīgi rezultāti tika iegūti, salīdzinot C un N uzkrāšanos. Intensīvāk koptajos parauglaukumos tika konstatēts arī augsnes „elpošanas” palielinājums, tomēr netika atrastas būtiskas atšķirības augsnes oglekļa krātuvē atkarībā no kopšanas intensitātes (Nilsen and Strand 2008).

Pētījumā Dānijā noskaidrots, ka kopšanas intensitātes pieaugums samazina mežaudzes kopējo oglekļa krātuvi (pārsvarā uz biomasas rēķina), bet maz ietekmē oglekļa sadalījumu ekosistēmā. Egļu audzē, palielinoties kopšanas intensitātei no 25% līdz 50% no šķērslaukuma, samazinājās gan virszemes, gan pazemes biomasas C, tomēr pazemes oglekļa īpatsvars visu laiku saglabājās 14-15% apjomā no kopīgā biomasas C (Skovsgaard et al. 2006). Līdz ar biomasas C samazināšanos tika novērots arī zemsegas C samazinājums, daļēji tādēļ, ka intensīvi koptās audzēs paātrinās nobiru sadalīšanās, kā arī tādēļ, ka samazinās nobiru apjoms (Piene, van Cleve 1978, Vesterdal et al. 1995).

Citā literatūras avotā minēts, ka augsnes C krātuvi iespējams palielināt, uzlabojot meža produktivitāti un pēc iespējas samazinot jebkādu iejaukšanos audzes, kā arī augsnes struktūrā. Kā viena no iespējām uzlabot meža ekosistēmu stabilitāti un samazināt augsnes organiskās vielas sadalīšanās ātrumu tiek ieteikta mistraudžu veidošana (Jandl et al. 2007).

Tāda mežsaimniecības stratēģija, kas vērsta tikai uz oglekļa piesaistes maksimizēšanu un kurā mežaudzes netiek koptas vispār, nav saprātīga ne no ekonomiskā, ne no ekoloģiskā viedokļa. Šādā gadījumā pietrūktu izejvielu papīrrūpniecībai un samazinātos arī zāģbaļķu dimensijas. Turklāt nekoptās, koku savstarpējās konkurences novājinātās audzēs pastāvētu ievērojams kaitēkļu un patogēnu bojājumu risks, kura rezultātā tāpat iespējama oglekļa krātuves iznīcināšana (Eriksson, 2006).

Zviedrijā ir veikts pētījums ar mērķi analizēt enerģētiskās koksnes ieguvumu, kā arī izstrādes izmaksas, veicot egļu un bērzu jaunaudžu kopšanu. Izmantoti divi 10 ha lieli parauglaukumi ar sākotnējo koku skaitu 4200 un 3600 koki uz ha. Parauglaukumu kopšana veikta, izmantojot mežizstrādē tradicionāli lietotos hārvesteri un forvarderi, bet otrā pusē – hārvarderi. Kā hārvardera pluss tiek minēts, ka, to izmantojot, samazinās augsnes deformācija, pārbraucienos patērētais laiks un CO<sub>2</sub> izmešu apjoms, turpretī pieaug uz katru atsevišķu operāciju patērētais laiks. Tādējādi, raugoties no saražotās bioenerģijas apjoma (koksnes čipi), secināts, ka divu mašīnu tehnoloģija sevi attaisno, jo viena hektāra kopšanai patērē aptuveni pusotru reizi mazāk enerģijas nekā tas nepieciešams hārvarderim – attiecīgi 8.7 un 12.9 MWh, kas attiecīgi ietekmē arī CO<sub>2</sub> izmešu daudzumu. Autors uzskata, ka tādi faktori kā mežizstrādē izmantotās mašīnas izmērs, jauda, pieejamo koksnes resursu lokalizācija un operatora prasmes kļūs aizvien svarīgākas, pieaugot pieprasījumam pēc bioenerģijas (Mangoyana R. B., 2011).

### **3.4. Galvenās cirtes veida un rotācijas perioda garuma ietekme uz C piesaisti**

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

Vairāki autori akcentē, ka meža kā koksnes resursa izmantošana nākotnē var kļūt sekundāra, jo meža apsaimniekošanā jau tagad ir novērojama tendence orientēties vairāk uz enerģētiskās koksnes un ciršanas atlieku izmantošanu, kas veicina īscirtmenta plantāciju veidošanos, atstājot pieaugušās un pāraugušās mežaudzes bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai. Autori apgalvo, ka Zviedrijas reģionā Vesterbotten principā tiktu apturēta visa mežizstrāde, ja CO<sub>2</sub> cena sasniegtu 30 eiro par tonnu (Karjalainen 1996). Tādēļ uzsvars būtu jāliek uz meža apsaimniekošanas sabalansēšanu ar bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu, jo bioloģiskās daudzveidības palielināšana ir grūti savienojama ar intensificētu mežsaimniecisko ciklu, kas ir svarīgs faktors uz biomasas ražošanu orientētā saimniecībā (Raymer et al. 2011). Piemēram, pāraugušās egļu audzēs Somijā aprēķinātais uzkrātā oglekļa apjoms sasniedz 175.5 t uz ha, no tā 62% atrodams tieši koksnē. Arī citu sugu mežaudzēs C apjoms ir līdzīgs. Nocērtot mežaudzi, ievērojot parasto mežsaimniecisko praksi, apmēram viena trešdaļa uzkrātā oglekļa tiek zaudēta (Finer et al. 2003, Nilsen, Strand 2008).

Pētnieki Lielbritānijā pētījumā par biomasas daudzumu mežizstrādes atliekās ieguvuši informāciju, ka ik gadus Lielbritānijā būtu iespējams iegūt par 3 miljoniem kubikmetru biomasas produktu vairāk, ja tiktu lietderīgāk izmantotas ciršanas atliekas un tehnoloģiski vienkāršota celmu izstrāde tālākai pārstrādei. Viņi arī veikuši SEG apjoma aprēķinus katrai mežsaimniecības operācijai. Plantāciju ierīkošanā stādu piegādē un stādījumu iežogojumā tiek radītas attiecīgi 1.8 kg un 538 kg CO<sub>2</sub>

emisiju ekvivalenta, bet plantācijas ierīkošana kopumā rada 1.1 t CO<sub>2</sub> emisiju ekvivalenta no ha. Meža ceļu izbūve vidēji rada 41 t CO<sub>2</sub> emisiju ekvivalenta uz katru ceļa km. Pētnieki aprēķinājuši, ka kopumā no mežaudzes iespējams iegūt vidēji 72.5 +/- 19 tonnas biomasas sausā veidā no katra hektāra visā rotācijas ciklā. Šis rādītājs cieši pozitīvi korelē ar audzes bonitāti (Whittaker et al. 2011) un atmirušās koksnes daudzumu audzē (Kohl et al. 2008).

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

### 3.5. Meliorācijas ietekme uz C piesaisti

Iesaistot aprītē kūdras slānī uzkrāto enerģiju, palielinās koksnes produktivitāte, tiek piesaistīti un dzīvā koksne akumulēti jauni CO<sub>2</sub> apjomi. Pēc grāvju izrakšanas nekavējoties sākas paātrināta organiskās vielas sadalīšanās, tomēr tā vismaz daļēji tiek kompensēta, palielinoties augu biomasai, samazinoties augsnes temperatūrai un skābumam, iespējams, ka nosusinātās platības saglabājas kā oglekļa krātuves (Minkinen et al. 1999, Hargreaves et al. 2003, Laiho et al. 2003). Meža nosusināšana samazina CH<sub>4</sub> emisijas, palielina N<sub>2</sub>O un CO<sub>2</sub> emisijas no kūdras, bet tajā pašā laikā palielina arī C uzkrāšanos veģetācijā.

Padziļināti analizējot meliorācijas efektu kūdras augsnēs, zinātnieki secinājuši, ka bez nenoliedzami pozitīva kokaudzes tekošā pieauguma uzlabojuma novērojams, ka gruntsūdens pazemināšanās palielina CO<sub>2</sub> emisijas no augsnes par 0.2-0.8 kg m<sup>-2</sup> gadā un N<sub>2</sub>O emisijas par 0.2 g m<sup>-2</sup> (Arnold et al. 2005a, Martikainen et al. 1993, Laine et al. 1996), pie tam gruntsūdens svārstības palielina CO<sub>2</sub> emisijas no augsnes. Līdz ar to vēlams būtu apsaimniekot meliorācijas sistēmas tādā veidā, lai gruntsūdens svārstības būtu minimālas. Kokaudzē un zemsedzē uzkrāto SEG apjoms palielinās, veidojot vai atjaunojot meliorācijas sistēmas (Arnold K.V. et al. 2005b).

CO<sub>2</sub> un N<sub>2</sub>O emisijas no susināto mežu augsnes veido nepilnus 10 % no neto emisijām no mežaudzēm, savukārt CO<sub>2</sub> piesaiste dzīvajā biomasā mežos uz susinātām augsnēm ir 35 % no kopējās CO<sub>2</sub> piesaistes mežaudzēs. Vidējais tekošās krājas pieaugums uz susinātām minerālaugsnēm vidēji dažādās vecuma desmitgadēs 0-110 gadu vecumā ir par 37 % lielāks, nekā uz dabiski mitrām minerālaugsnēm<sup>2</sup>, savukārt, uz susinātām kūdras augsnēm vidēji dažādās vecuma desmitgadēs 0-110 gadu vecumā ir par 49 % lielāks, nekā uz dabiski mitrām kūdras augsnēm<sup>3</sup>. Vecākās audzēs pieauguma atšķirība samazinās.

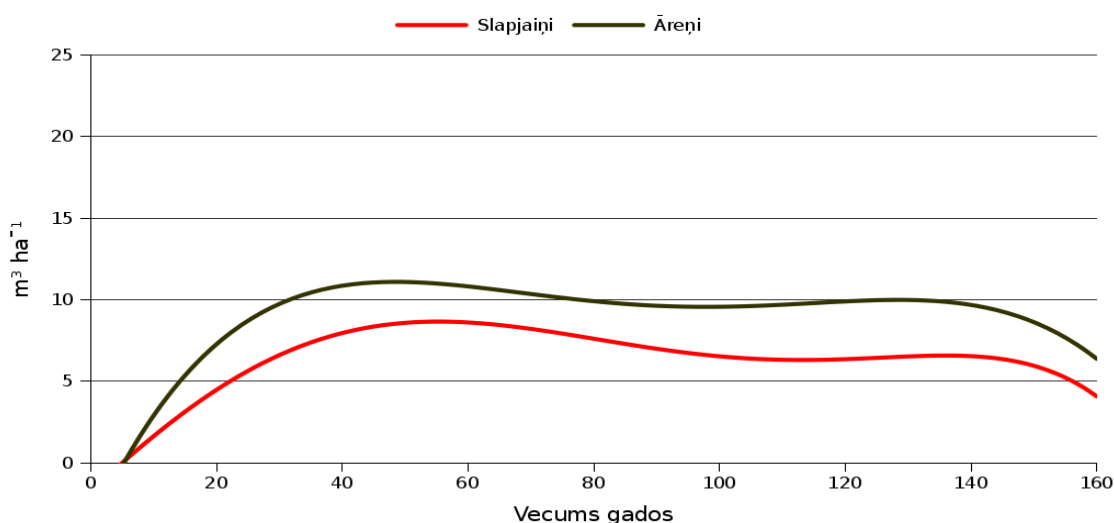
5. attēlā salīdzināts vidējais tekošais krājas pieaugums mežaudzēs uz dabiski mitrām un susinātām minerālaugsnēm dažāda vecuma audzēs. Grafiki 5., 6., 7. un 8. attēlos neraksturo atsevišķas

<sup>2</sup> Aprēķinā nav iekļauts grīnis un viršu ārenis.

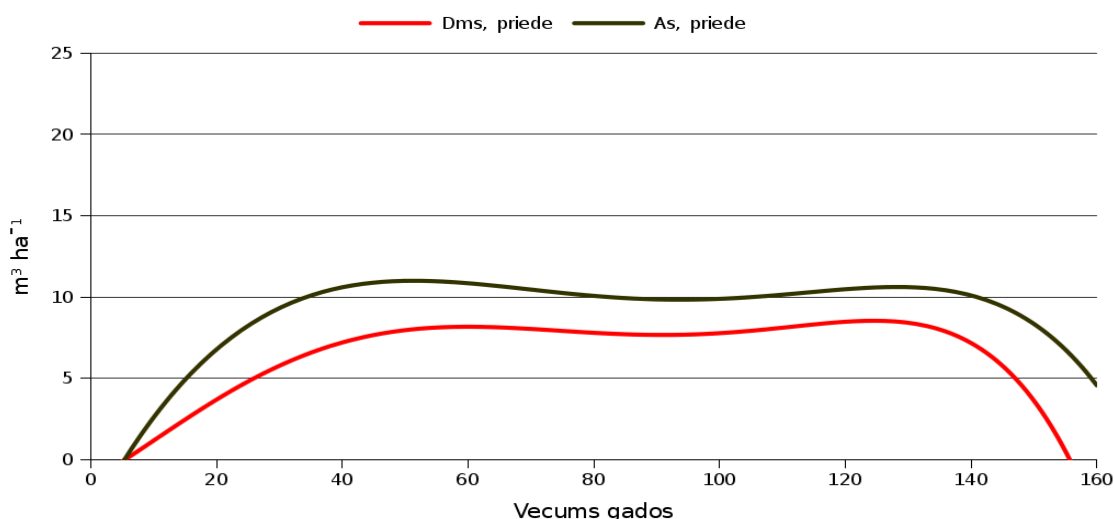
<sup>3</sup> Aprēķinā nav iekļauts purvājs un viršu kūdrēnis.

audzes augšanas gaitu, bet gan parāda vidējos pieauguma rādītājus dažāda vecuma audzēs ar atšķirīgu saimnieciskās darbības vēsturi un augšanas apstākļiem. Grafiku mērķis ir parādīt pieaugumu atšķirību dažādās vecuma desmitgadās susinātās un dabiski mitrās augsnēs. No aprēķina izslēgti visnabadzīgākie meža tipi šajās edafiskajās rindās – grīnis un viršu ārenis. 3. attēlā dots vidējā tekošā krājas pieauguma salīdzinājums pēc nodrošinājuma ar barības vielām līdzīgos meža tipos (slapjais damaksnis un šaurlapju ārenis) priedes audzēs.

Saskaņā ar SEG inventarizācijas ietvaros veikto tekošā krājas pieauguma datu apkopojumu, papildus CO<sub>2</sub> piesaiste minerālaugsnēs ilgtermiņā atbilst 3.3 tonnām ha<sup>-1</sup> gadā, bet kūdras augsnēs, ņemot vērā papildus CO<sub>2</sub> emisijas no augsnes – 2.7 tonnām ha<sup>-1</sup> gadā. Aprēķinu metode ir nepilnīga, tāpēc faktisko efektu patlaban ir grūti prognozēt.



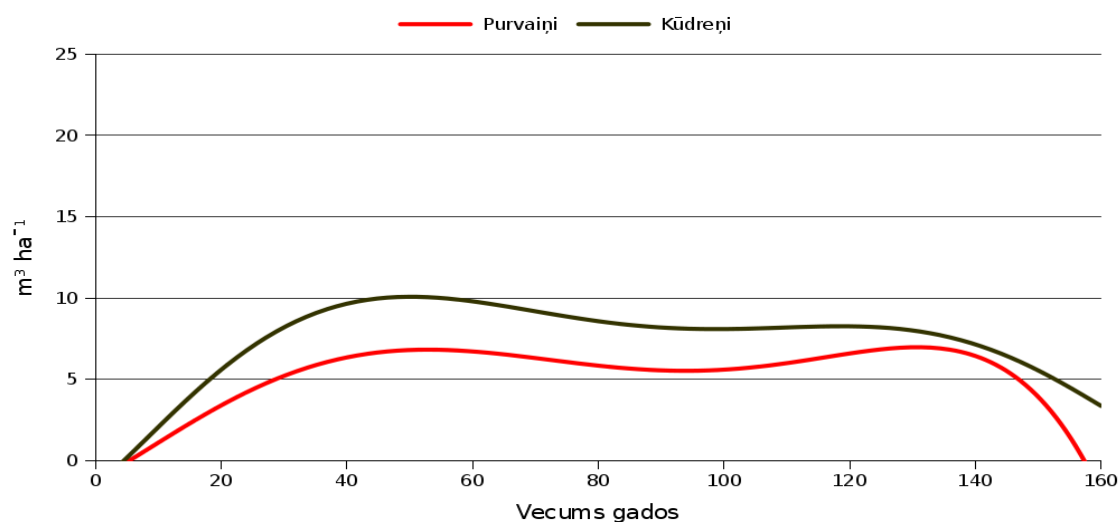
Attēls 5. Vidējais tekošais krājas pieaugums uz dabiski mitrām un susinātām minerālaugsnēm.



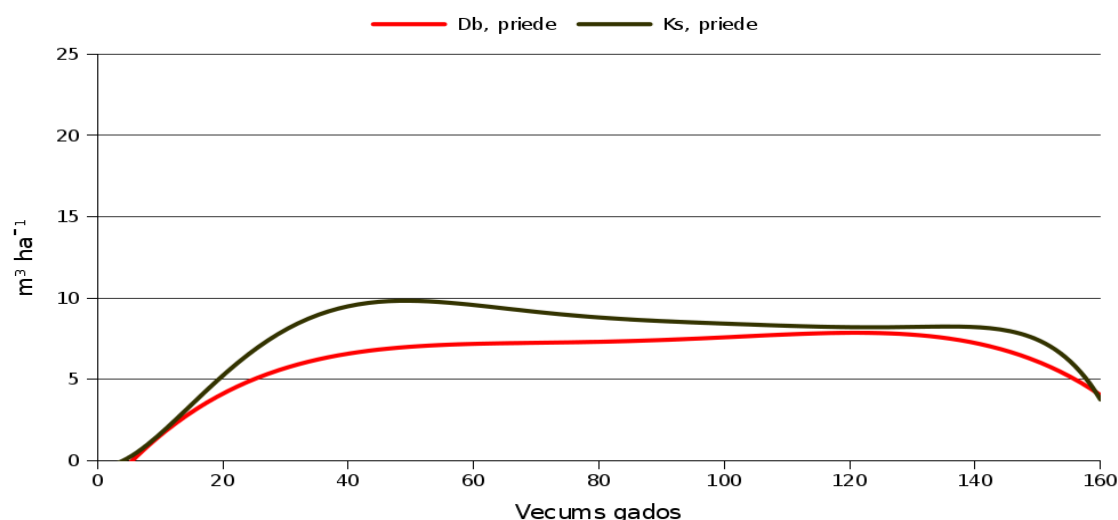
Attēls 6. Priedes tekošais krājas pieaugums slapajā damaksnī un šaurlapju ārenī.

7. attēlā salīdzināts vidējais tekošais krājas pieaugums mežaudzēs uz dabiski mitrām un susinātām organiskām dažāda vecuma audzēs. No aprēķina izslēgti visnabadzīgākie meža tipi šajās edafiskajās rindās – purvājs un viršu kūdrenis. 8. attēlā dots vidējā tekošā krājas pieauguma salīdzinājums pēc nodrošinājuma ar barības vielām līdzīgos meža tipos (*dumbrājs un šaurlapju kūdrenis*) priedes

audzēs.



Attēls 7. Tekošais krājas pieaugums uz dabiski mitrām un susinātām kūdras augsnēm.



Attēls 8. Priedes tekošais krājas pieaugums dumbrājā un šaurlapju kūdrenī.

Meliorācijas sistēmu apsaimniekošanas ietekme uz klimata izmaiņām jāvērtē vairāku mežaudžu ģenerāciju kontekstā. Esošo drenāžas sistēmu uzturēšana un savlaicīga meža atjaunošana nodrošinās tikpat lielu vai pat lielāku CO<sub>2</sub> piesaistes atšķirību vairākās meža paaudzēs (par to liecina pieauguma rādītāji sausieņu mežos ar līdzīgiem augšanas apstākļiem). Tajā pašā laikā, saimnieciskās darbības pārtraukšana, piemēram, kopšanas ciršu vai galvenās cirtes neveikšana, būtiski samazinās CO<sub>2</sub> piesaisti uz susinātām augsnēm. Emisijas no augsnes un nedzīvās biomasas turpretī saglabāsies esošajā līmenī vai pieaugs sakarā ar palielinātu krājas atmirumu.

Plānojot pirms 1990. gada ierīkoto meliorācijas sistēmu apsaimniekošanu, jāvērtē ar to, ka, pārtraucot to izmantošanu, nāksies uzskaitīt CH<sub>4</sub> emisijas no augsnes šajās teritorijās.

Emisiju samazināšanas mērķu kontekstā svarīgi nodrošināt stabilu dzīvās biomasas pieaugumu pirms 1990. gada nosusinātajās mežaudzēs, veicot mežaudžu kopšanas, drenāžas sistēmu uzturēšanas un citus mežsaimniecisko risku mazināšanas pasākumus (piemēram, susināto kūdras augšņu mēslošanu ar koksnes pelniem pēc sastāva un krājas kopšanas iespējamā kālija deficīta novēršanai).

Pētījumā par SEG, konkrēti metāna  $\text{CH}_4$  apriti meliorētās kūdras augsnēs, kurās norisinās sukcesija no kūdras purva veģetācijas uz meža veģetāciju, secināts, ka metāna apritē liela nozīme ir augsnes sastāvam, augu sabiedrībai un augsnes temperatūrai. Kopumā kūdras purva nosusināšana samazina metāna emisijas, tomēr to papildus ietekmē daudzi faktori. Ar barības vielām bagātas augsnes darbojas kā  $\text{CH}_4$  uzkrājējas, izņemot platībās kurās galveno augu sabiedrību veido grīšļu (*Eriophorum* sp.) ģints augi. Platības, kurās grāvjos vasaras laikā ilgstoši atrodas ūdens, rada ievērojamas metāna emisijas, līdz ar to nefunkcionējošas meliorācijas sistēmas nav vēlamas purvu un mežu apsaimniekošanā vismaz no SEG apsaimniekošanas viedokļa (Minkinen, Laine 2006).

### 3.6. Papildus barības vielu piesaistes ietekme uz C piesaisti

Viena no metodēm augšanas apstākļu uzlabošanai ir meža platību mēslošana ar slāpekli, kas stimulē koku augšanu, tādējādi potenciāli palielinot augsnē nonākušā oglekļa apjomu ar nobīrām un koku saknēm. Tomēr sastopami arī pretēji rezultāti, kas liecina par sakņu biomasas samazināšanos N mēslojuma ietekmē (Mäkipää 1995, Eriksson et al. 1996, Gundersen et al. 1998). Visumā slāpekļa mēslojuma pielietošana stimulē biomasas ražošanu, tomēr iedarbība uz augsnes oglekļa krātuvī ir kompleksa. Platību mēslošana var palielināt C uzkrāšanos pat vairāk, nekā veicot platību apmežošanu, tomēr rezultāti ir ļoti atkarīgi no augšanas apstākļiem un augsnes īpašībām, tādēļ vispārīgus, ģeogrāfiski plašākus secinājumus izdarīt nav iespējams (Canary et al. 2000, Chen et al. 2000).

### 3.7. Meža ceļu būves ietekme uz C piesaisti

Ceļu, tāpat kā jebkuras meža infrastruktūras, izbūve rada  $\text{CO}_2$  un citu siltumnīcefekta gāzu emisijas. Latvijas nacionālajā siltumnīcefekta gāzu inventarizācijas pārskatā ceļu būves radītās emisijas veido dzīvā biomasā (koksnes pazemes un virszemes dzīvā frakcija), nedzīvā koksne, nedzīvā zemsega un augsnes virskārta (10 cm biezs augsnes slānis), pieņemot, ka viss šajās krātuvēs organiskajos savienojumos saistītais ogleklis neatgriezeniski sadalās, pārvēršoties emisijās. Ar neatgriezeniskumu šajā gadījumā domāts tas, ka attiecīgajā teritorijā vairs nav koku apauguma, kas papildina mineralizācijas rezultātā sarūkošos organisko vielu krājumus (Latvia's National Inventory Report Submitted Under United Nations Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol Common Reporting Formats (CRF) 1990 – 2009 2011). Latvijā nav veikti pētījumi par dažādu biomasas frakciju sadalīšanās gaitu, tāpēc siltumnīcefekta gāzu inventarizācijas pārskatā atbilstoši Labas prakses vadlīnijām (Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry 2003), pieņemts, ka visa organiskā viela pārvēršas emisijās darbības veikšanas gadā. Alternatīvs risinājums, ko akceptē Labas prakses vadlīnijas, ir pieņemt, ka emisijas veidojas turpmāko 20 gadu laikā, taču šajā gadījumā jāzina saimnieciskās darbības vēsture (Lazdiņš 2011), t.i., lai novērtētu ceļu būves radītās emisijas 2000. gadā, jāzina ceļu būvei atmežotās platības no 1981. gada. Siltumnīcefekta gāzu emisiju aprēķinos izmantotais koeficients augsnei ir  $337.37 \text{ CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  un nedzīvajai zemsegai  $77.64 \text{ tonnas CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  (Bārdule et al. 2009). Nedzīvās koksnes radīto emisiju novērtēšanai izmanto Meža statistiskās inventarizācijas datus par vidējo nedzīvās koksnes uzkrājumu Latvijas mežaudzēs –  $22 \text{ tonnas CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ . Emisiju no dzīvās biomasas raksturošanai izmanto vidējo mežizstrādes apjoma rādītāju –  $143,10 \text{ tonnas CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  2009. gadā (Latvia's National Inventory



### 3.8. Nozīmīgākie secinājumi

1. Meža platību un ražības palielināšana palielina gan virszemes biomasas oglekļa krātuvi, gan arī augsnes oglekļa rezerves. Sugas, kas aizņem dažādas ekoloģiskas nišas, var viena otru papildināt, un rezultātā mirstaudzēs iespējams lielāks oglekļa uzkrājums.
2. Augsnes sagatavošanas ietekmē samazinās augsnes oglekļa daudzums, bet uzlabojas mežaudzes ražība, kas savukārt var palielināt virszemes dzīvajā biomasā uzkrāto oglekli. Augsnes oglekļa zudums pozitīvi korelē ar augsnes sagatavošanas intensitāti, sevišķi jutīgas ir smilšainas augsnes. Tomēr, tā kā augsnes gatavošana sekmē meža atjaunošanos, tiek veicināta oglekļa uzrājuma palielināšanā visās oglekļa krātuvēs.
3. Kopšanas intensitātes samazināšana var palielināt oglekļa uzkrāšanos biomasā, kā arī augsnes oglekļa apjomu lielāka nobiru apjoma dēļ. Tomēr tāda mežsaimniecības stratēģija, kas vērsta tikai uz oglekļa piesaistes maksimizēšanu un kurā mežaudzes netiek koptas vispār, nav saprātīga ne no ekonomiskā, ne no ekoloģiskā viedokļa. Šādā gadījumā pietrūktu izejvielu papīrrūpniecībai un samazinātos arī zāģbaļķu dimensijas. Turklāt nekoptās, koku savstarpējās konkurences novājinātās audzēs pastāvētu ievērojams kaitēkļu un patogēnu bojājumu risks, kura rezultātā tāpat iespējama oglekļa krātuves iznīcināšana.
4. Galvenās cirtes rezultātā oglekļa zudumi no augsnes var pārsniegt piesaisti biomasā un pat vairākus gadus pēc tam platība var būt emisiju avots. Mežaudžu rotācijas perioda garuma palielināšana tiek minēta kā viens no pasākumiem, lai palielinātu oglekļa uzkrāšanos. Tomēr literatūrā ir dati, ka pārāk garš rotācijas periods nenodrošina maksimālo C uzkrāšanos, jo būtiski samazinās augsnes produktivitāte, kā arī nobiru daudzums.
5. Pēc grāvju izrakšanas nekavējoties sākas paātrināta organiskās vielas sadalīšanās, tomēr tā vismaz daļēji tiek kompensēta, palielinoties augu biomasai, samazinoties augsnes temperatūrai un skābumam, iespējams, ka nosusinātās platības saglabājas kā oglekļa krātuves. Iesaistot aprītē kūdras slānī uzkrāto enerģiju, palielinās koksnes produktivitāte, tiek piesaistīti un dzīvā koksne akumulēti jauni CO<sub>2</sub> apjomi.
6. Meliorācijas sistēmu apsaimniekošanas ietekme uz klimata izmaiņām jāvērtē vairāku mežaudžu paaudžu kontekstā. Esošo drenāžas sistēmu uzturēšana un savlaicīga meža atjaunošana nodrošinās tikpat lielu vai pat lielāku CO<sub>2</sub> piesaistes atšķirību vairākās meža paaudzēs. Tajā pašā laikā saimnieciskās darbības pārtraukšana, piemēram, kopšanas ciršu vai galvenās cirtes neveikšana, būtiski samazinās CO<sub>2</sub> piesaisti uz susinātām augsnēm. Emisijas no augsnes un nedzīvās biomasas turpretī saglabāsies esošajā līmenī vai pieaugs sakarā ar palielinātu krājas atmirumu.

### 3.9. Izmantotā literatūra

1. Arnold K. V., Weslien P., Nilsson M., Svensson B. H., Klemedtson L. 2005a. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from drained coniferous forests on organic soils, *Forest Ecology and Management* 210, lpp. 239-254
2. Arnold K. V., Weslien P., Nilsson M., Svensson B. H., Klemedtson L. 2005b. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from drained organic soils in deciduous forests, *Soil Biology and Biochemistry* 37, lpp. 1059-1071
3. Assmann E. 1961. *Waldertragskunde – Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen*. BLV Verlagsgesellschaft, München, 490 S.
4. Bārdule A., Bāders E., Stola J., Lazdiņš A. 2009. Latvijas meža augšņu īpašību raksturojums demonstrācijas projekta BioSoil rezultātu skatījumā. *Mežzinātne* 20(53): 105-124
5. Briceño-Elizondo E., Garcia-Gonzalo J., Peltola H., Kellomäki S. 2006. Carbon stocks and timber yield in two boreal forest ecosystems under current and changing climatic conditions subjected to varying thinnings regimes. *Environmental Science&Policy* 9, 237-252
6. Callesen I., Liski J., Raulund-Sasmussen K., Olsson M.-T., Tau-Strand L., Vesterdal L., Westman C.J. 2003. Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils relationships with climate and texture class. *Global Change Biology* 9, 358-370
7. Canary J., Harrison R., Compton J., Chappell H. 2000. Additional carbon sequestration following repeated urea fertilization of second-growth Douglas fir stands in western Washington. *Forest Ecology and Management* 138, 225-232
8. Cannell M.G. 1999a. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. *New Forests* 17, 239-262
9. Cannell M.G. 1999b. Growing trees to sequester carbon in the UK: answers to some common questions. *Forestry* 72, 237-247
10. Carlyle J. 1993. Organic carbon in forested sandy soils: properties, processes and the impact of forest management. *New Zealand Journal of Forest Science* 23, 390-402
11. Chen W., Chen J.M., Price D.T., Cihlar J., Liu J. 2000. Carbon offset potentials of four alternative forest management strategies in Canada: a simulation study. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5, 143-169
12. Cooper C.F. 1982. Carbon storage in managed Forests. *Canadian Journal of Forest research* 13, 155-166
13. de Vries W., Reinds G.J., Posch M., Sanz M., Krause G., Calatyud V., Dupouey J., Sterba H., Gundersen P., Voogd J., Vel E., 2003. *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe*. Tech. Rep., EC. UN/ECE, Brussels.
14. de Wit H., Kvindesland S. 1999. Carbon stocks in Norwegian forest soils and effects of forest management on carbon storage. *Rapport fra skogforskningen – Supplement*. Forest Research Institute, Ås, Norway, 52 p.
15. ECCP-Working group on forest sinks, 2003. *Conclusions and Recommendations Regarding Forest Related Sinks and Climate Change Mitigation*. Tech. Rep., EC-DG Environment. [http://ec.europa.eu/clima/policies/forests/docs/forest\\_sinks\\_final\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/clima/policies/forests/docs/forest_sinks_final_report.pdf)
16. Ericsson E. 2003. Carbon accumulation and fossil fuel substitution during different rotation scenarios. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18, 269-278

17. Eriksson E. 2006. Thinning operations and their impact on biomass production in stands of Norway spruce and Scots pine. *Biomass and Bioenergy*, 30, p. 848-854
18. Eriksson H., Berden M., Rosen K., Nilsson S. 1996. Nutrient distribution in a Norway spruce stand after long-term application of ammonium nitrate and superphosphate. *Water, Air and Soil Pollution* 92, 451-467
19. Finer L., Mannerkoski H., Piirainen, S., Starr M. 2003. Carbon and nitrogen pools in and old-growth Norway spruce mixed forest in Eastern Finland and changes associated with clear-cutting. *Forest Ecology and Management* 174, lpp. 51-63
20. Garcia-Gonzalo J., Peltola H., Briceno-Elizondo E., Kellomakki S. 2007a. Changed thinnings regimes may increase carbon stock under climate change: A case study from a Finnish boreal forest, *Climate Change* 81, lpp. 431-454
21. Garcia-Gonzalo J., Peltola H., Gerandian A. Z., Kellomakki S. 2007b. Impacts on forest landscape structure and management on timber production and carbon stocks in the boreal forest ecosystem under changing climate, *Forest Ecology and Management* 241, lpp. 243-257
22. Grace P. 2005. Role of forest biomes in the global carbon balance. In: Griffiths H., Jarvis P.G. (Eds.) *The Carbon Balance of Forest Biomes*. Taylor and Francis Group, pp. 19-45
23. Gundersen P., Emmet B., Kjønaas O., Koopmans C., Tietema A. 1998. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in Forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management* 101, 37-55
24. Guo L.B., Gifford R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345-360
25. Hargreaves K., Milne R., Cannell M. 2003. Carbon balance of afforested peatlands in Scotland. *Forestry* 76, 299-317
26. Harmon M.E., Marks B. 2002. Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas fir – western hemlock Forests in the Pacific Northwest, U.S.A.: results from a simulation model. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 863-877
27. Homann P.S., Bormann B.T., Boyle J.R. 2001. Detecting treatment differences in soil carbon and nitrogen resulting from forest manipulations. *Soil Science Society of America Journal* 65, 463-469
28. IPCC. 2000. *Land Use, Land Use Change and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, 375 p.
29. Jandl R., Lindner M., Vesterdal L., Bauwens B., Baritz R., Hagedorn F., Johnson D.W., Minkinen K., Byrne K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 256-268
30. Johansson M.-B. 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9, 170-179
31. Johnson D.W. 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air and Soil Pollution* 64, 83-121
32. Kaipainen T., Liski J., Pussinen A., Karjalainen T. 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European Forests. *Environmental Science and Policy* 7, 205-219
33. Karjalainen T. 1996., Dynamics and potentials of carbon sequestration in managed stands and wood products in forest under changing climatic conditions, *Forest Ecology and Management* 80: 113-132.

34. Kirschbaum M.U.F. 2003. To sink or burn? A discussion of the potential contributions of forests to greenhouse gas balances through storing carbon or providing biofuels. *Biomass and Bioenergy* 24, 297-310
35. Kohl M., Sturmer W., Kenter B., Riedel T. 2008. Effect of the estimation of forest management and decay of dead woody material on the reliability of carbon stock and carbon stock changes – A simulation study. *Forest Ecology and Management* 256, lpp. 229-236
36. Laiho R., Vasander H., Penttilä T., Laine J. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 17. Doi:10.1029/2002GB002015
37. Laine J., Silvola J., Tolonen K., Alm J., Nykanen H., Vasander H., Sallantausta T., Savolainen I., Sinisalo J., Martikainen P. J. 1996. Effects of water-level drawdown on global climatic warming: Northern peatlands. *Ambio* 25, lpp. 179-184
38. Latvia's National Inventory Report Submitted Under United Nations Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol Common Reporting Formats (CRF) 1990 – 2009. 2011. Rīga: Latvijas vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, p. 453.
39. Lazdiņš A., Jansons Ā. 2011. Meža Atjaunošanas Paņēmienu Izvēles Ietekme Uz Oglekļa Piesaisti Nedzīvā Zemsegā Priežu Audzēs. In: Referātu Tēzes (presented at the Latvijas Universitātes 69. zinātniskā konference "Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne", Rīga: Latvijas Universitāte, 2011), pp. 149-151.
40. Lazdiņš A. 2011. Harmonization of Land Use Matrix in Latvia According to Requirements of International Greenhouse Gas Reporting System - Extending Outputs of National Forest Inventory Program. In: Collection of Abstracts (presented at the 6th International Scientific Conference Students on Their Way to Science, Jelgava: Latvia University of Agriculture, Faculty of Social Sciences, Faculty of Engineering, Forest Faculty, 2011), p. 10
41. Liski J., Pussinen A., Pingoud K., Mäkipää R., Karjalainen T. 2001. Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research* 31, 2004-2013
42. Maclaren J.P. 2000. Trees in the greenhouse – the role of forestry in mitigating the enhanced greenhouse effect. Rotorua. New Zealand. *Forest Research Bulletin* No.219, 72 p.
43. Mäkipää R., 1995. Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *Forest Ecology and Management* 79, 217-226
44. Mallik A., Hu D. 1997. Soil respiration following site preparation treatments in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 97, 265-275
45. Mangoyana R. B. 2011. Bioenergy from forest thinnings: Carbon emissions, energy balances and cost analyses, *Renewable Energy*. [Article in press; doi:10.1016/j.renene.2011.01.026]
46. Martikainen P. J., Nykanen H., Crill P., Silvola J., 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from Northern peatlands. *Nature* 366: 51-53
47. Minkinen K., Laine J. 2006. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. *Plant Soil* (2006) 285: 289-304
48. Møller Madsen L. 2002. The Danish afforestation programme and spatial planning: new challenges. *Landscape and Urban Planning* 58 (2-4), pp.241-254
49. Nave L. E., Vance E. D., Swanson Ch. W., Curtis P. S. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests, *Forest Ecology and Management*. [Article in press; doi: 10.1016/j.foreco.2009.12.009]

50. Nilsen P., Strand L.T. 2008. Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) stand after 33 years. *Forest Ecology and Management* 256, 201-208
51. O'Leary T., McCormack A.G., Clinch J.P. 2000. Afforestation in Ireland — regional differences in attitude. *Land Use Policy* 17 (1), pp. 39-48
52. Olsson B., Staaf H., Lundkvist H., Bengtsson H., Rosen J. 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82, 19-32
53. Örlander G., Egnell G., Albrektsson A. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management* 86, 27-37
54. Palmgren K. 1984. Microbiological changes in soil following soil preparation and liming. *Folia Forestalia* 603, 1-27
55. Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F., 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry and Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human-Induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), for the IPCC, Hayama, Japan, 632 p.
56. Piene H., van Cleve K. 1978. Weight loss of litter and cellulose bags in a thinned white spruce forest in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest research* 8, 42-46
57. Pretzch H. 2005. Diversity and productivity in Forests: evidence from long-term experimental plots. In: Scherer-Lorenzen M., Körner C., Schulze E. (Eds.), *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. Springer Verlag, Berlin, pp. 41-64
58. Pypker T.G., Freedon A.L. 2003. Belowground CO<sub>2</sub> efflux from cut blocks of varying ages in sub-boreal British Colombia. *Forest Ecology and Management* 172, 249-259
59. Raymer A. K., Gobakken T., Solberg B. 2011. Optimal forest management with carbon benefits included. *Silva Fennica* 45 (3): 395-414
60. Resh S.C., Binkley D., Parrotta J.A. 2002. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with eucalyptus species. *Ecosystems* 5, 217-231
61. Russell C.A., Voroney R.P. 1998. Carbon dioxide efflux from the floor of a boreal aspen forest. I. Relationship to environmental variables and estimates of C respired. *Canadian Journal of Soil Science* 78, 301-310
62. Salm J-O., Maddison M., Tammik S., Soosaar K., Truu J., Mander U. 2010. Emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from undisturbed, drained and mined peatlands in Estonia, *Hydrobiologia*. [Article in press; doi: 10.1007/s-10750-011-934-7]
63. Schlamadinger B., Marland G. 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10, 275-300
64. Schmidt M., Macdonald S., Rothwell R. 1996. Impacts of harvesting and mechanical site preparation on soil chemical properties of mixed-wood boreal forest sites in Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 76, 531-540
65. Schulze E.D., Lloyd J., Kelliher F.M., Wirth C., Rebmann C., Lühker B., Mund M., Knohl A., Milyukova I.M., Schulze W., Ziegler W., Varlagin A., Sogachev A.F., Valentini R., Dore S., Grigoriev S., Kolle O., Panfyorov M.I., Tchebakova N., Vygodskaya N. 1999. Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink — a synthesis. *Global Change Biology* 5, 703–722

66. Sievänen R., Lehtonen A., Liski J., Mäkipää R., Hynynen J. 2002. Effect of the thinning on stand level carbon stocks in a pine stand. Presentation in the COST E21 4th whole action meeting in Valencia, Spain,  
[http://www.metla.fi/hanke/3323/effect\\_of\\_the\\_thinning\\_regime\\_on\\_stand\\_level.pdf](http://www.metla.fi/hanke/3323/effect_of_the_thinning_regime_on_stand_level.pdf)
67. Skovsgaard J.P., Stupak I., Vesterdal L. 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): a case study on spacing and thinnings effects in Northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 470-488
68. Slodicak M., Novak J., Skovsgaard J.P. 2005. Wood production, litter fall and humus accumulation in a Czech thinnings experiment in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management* 209, 157-166
69. Subke J.-A., Reichstein M., Tenhunen J.D. 2003. Explaining temporal variation in soil CO<sub>2</sub> efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1467-1483
70. Tang J., Qi Y., Hu M., Misson L., Goldstein A.H. 2005. Forest thinnings and soil respiration in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada. *Tree Physiology* 25, 57-66
71. Thornley J.H.M., Cannell M.G.R. 2000. Managing Forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology* 20, 477-484
72. Vesterdal L., Dalsgaard M., Felby C., Rauland-Rasmussen K., Jørgensen B. 1995. Effects of thinnings and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 77, 1-10
73. Vesterdal L., Rosenqvist L., Johansson M.-B. 2002. Effect of afforestation on carbon sequestration in soil and biomass. In: Hansen K. (Ed.) *Planning Afforestation on Previously Managed Arable Land – Influence on Deposition, Nitrate Leaching and Carbon Sequestration*, pp. 63-88
74. Whittaker C., Mortimer N., Richard M., Matthews R. 2011., Energy and greenhouse gas balance of the use of forest residues in the UK, *Biomass and Bioenergy* 35: 4581-4594
75. Yanai R.D., Currie W.S., Goodale C.I. 2002. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems* 6, 197-212

## **4. Bioloģiskā daudzveidība**

### **4.1. Apsaimniekošanas režīma ietekme uz pieejamo dzīvotņu daudzveidību**

Dabiskā ekosistēmā traucējumi ir tie procesi, kas nodrošina sukcesiju un līdz ar to arī daudzveidību. Boreālajos mežos uguns ir galvenais faktors, kas nosaka dabisko traucējumu režīmu. Nemorālos mežos tā ir pašizrobošanās (atvērumu veidošanās vainaga klājā) nelielos mērogos, ko galvenokārt izraisa vējš. Pārejas joslā stap boreālajiem un nemorālajiem mežiem, kas raksturīgi Latvijai, attiecīgie dabiskie traucējumi var būt gan gan liela, gan neliela mēroga (Zackrisson 1997, Falinski 1986). Mūsdienās dabiskos traucējumus mežos lielā mērā ir aizstājusi mežsaimnieciskā darbība. Tomēr tā pēc savas ietekmes būtiski atšķiras no dabiskajiem traucējumiem vairākos aspektus: 1) periodi starp mežsaimnieciskajām darbībām meža audzēšanas cikla ietvaros parasti ir īsāki nekā periodi starp dabiskajiem traucējumiem, rezultātā struktūras, kas raksturīgas bioloģiski vecam mežam, nepaspēj izveidoties (Wallin et al. 1996); 2) atšķiras dabisko traucējumu un mežsaimniecisko darbību telpiskā konfigurācija, dabisko traucējumu rezultātā rodas heterogēna ainava, kas nenotiek mežizstrādes



rezultātā (Syrjänen et al. 1994); 3) dabisko traucējumu rezultātā mežā saglabājas lielāks daudzums organiskās vielas (Hansen et al. 1991); 4) meža ugunsgrēkos radusies apdegusi koksne ir vairākām sugām nepieciešama dzīvotne (Essen et al. 1997); 5) meža platības pēc galvenās cirtes bieži tiek atjaunotas ar citu koku sugu, nekā tas būtu noticis dabiskā veidā. Visi iepriekš minētie aspekti daudzos gadījumos nozīmē to, ka pēc mežsaimnieciskās darbības, pārsvarā mežizstrādes, meža dzīvniekiem pieejamo dzīvotņu skaits vispārīgā gadījumā samazinās.

Ir vesela rinda sugu, kas spēj izdzīvot tikai vecos mežos un tādējādi ir ļoti jutīgas pret mežizstrādi. Apkopojot dažādu autoru sniegtos datus, vecu mežu speciālistu sugu skaita īpatsvars starp posmkājiem un mazajiem zīdītājiem ir 10%, starp abiniekiem un reptiļiem mazāk par 20%, starp putniem 0-40% (atkarībā no pētījuma vietas), starp vaskulārajiem zemsedzes augiem ap 10%, starp sēnēm 10-20% (Niemelä et al. 1988, Niemelä et al. 1993, Hansen et al. 1991, Haila et al. 1994).

Pastāv arī būtiskas ainavas līmeņa atšķirības starp apsaimniekotu un dabisku traucējumu ietekmētu meža platību. Mežsaimnieciskās darbības ietekmēta ainava ir vairāk fragmentēta un tajā ir vairāk atšķirīgu mežaudžu, taču to forma nav tik kompleksa kā nosacīti dabiskā ainavā. Tas noved pie ainavas konektivitātes zuduma un lielākas dzīvotņu izolācijas (Mladenoff et al. 1993). Šādas ainavas līmeņa izmaiņas mežos ietekmē dzīvnieku populācijas. Lai gan plašu pētījumu nav, ir konstatēts, ka vairākas putnu sugas, kas joprojām sastopamas lielos, netraucētos masīvos, ir izzudušas saimnieciskās darbības fragmentētā ainavā (Virkkala 1991, Väisänen et al. 1986).

## 4.2. Apsaimniekošanas režīma, kailcirtes un augsnes sagatavošanas veida ietekme uz mirušo koksni

Viens no meža ekosistēmas strukturālajiem elementiem, ko bieži izmanto, lai identificētu no bioloģiskās daudzveidības viedokļa potenciāli vērtīgas platības, ir mirušās koksnes apjoms un dimensijas. Atbilstoši literatūras datiem, aizsargājamajām sugām īpaši nozīmīgi ir lielu dimensiju miruši koki, kas vidēji vai stipri sadalījušies, kā arī kopējais mirušās koksnes apjoms audzē un tās kontinuitāte (Jonsell et al. 1998, Penttilä et al. 2004, Stokland and Kauserud 2004). Literatūrā atrodami dati, ka vecos, dabiskos boreālajos mežos mirušās koksnes apjoms svārstās no 90-140 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Siitonen 2001, Ranius et al. 2004). Neapsaimniekotos mežos mirušo koksni lielākoties veido liela izmēra kritālas un stubeņi, bet apsaimniekotos – celmi un nelielu izmēru ciršanas atliekas (Siitonen et al. 2000).

Zviedrijā, salīdzinot divus meža apsaimniekošanas scenārijus (pēdējos gados pielietotā meža apsaimniekošana, ņemot vērā bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas principus atbilstoši mežsaimniecības sertifikācijas standartam<sup>4</sup>, un tradicionāla meža apsaimniekošana, kur bioloģiskās daudzveidības saglabāšana netiek ņemta vērā), tika modelēta kritālu (caurmērā virs 10 cm) dinamika egļu audzēs. Atbilstoši pētījuma rezultātiem, vidējais kritālu daudzums tādās egļu audzēs, kas apsaimniekotas atbilstoši jaunajām, uz bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu orientētajām metodēm, ir 10.2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, bet tradicionāli apsaimniekotās egļu audzēs – 3.6 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Apsaimniekojot mežus atbilstoši jaunajām metodēm, ir iespējams arī palielināt tieši liela izmēra kritālu īpatsvaru, tādējādi nodrošinot ar resursiem un dzīves telpu daudzām retām kukaiņu, sēņu un sūnu sugām (Ranius et al. 2003).

<sup>4</sup> Scenārijs salīdzināms ar AS „Latvijas valsts meži” pielietoto mežsaimniecības praksi, mežsaimniecības cikla laikā saglabājot bioloģiskajai daudzveidībai nozīmīgas struktūras

Pasākumi ar mērķi saglabāt dabas daudzveidību meža apsaimniekošanā (kritalu, ekoloģisko koku un koku grupu saglabāšana, aizsargjoslu veidošana ap ūdenstecēm) uzlabo situāciju tām sugām, kas spēj izmantot mirušo koksni atklātās dzīvotnēs un potenciāli spēj pārvietoties no vienas dzīvotnes uz citu attālāku (Martikainen 2001), tomēr izdzīvošanas problēma saglabājas tādām reti sastopamām sugām, kam nepieciešamā dzīves telpa ir meža iekšiene un kam raksturīga ierobežota pārvietošanās spēja. Šī iemesla dēļ bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas aspekts meža apsaimniekošanā jāsaista ar teritoriālo ainavu plānošanu, identificējot tos ainavas segmentus, kuros sastopamas dzīvotspējīgas to apdraudēto sugu populācijas, kam raksturīga ierobežota pārvietošanās spēja, veidojot buferzonas un koridorus starp dzīvotnēm (Jonsson et al. 2005).

Somijā veiktā pētījumā (Siitonen et al. 2009) tika salīdzināta mežaudzes struktūra apsaimniekotos mežos un īpaši vērtīgos biotopos pie ūdenstecēm (valdošās sugas vecums vismaz 50 gadi). Lai gan vidējie mirušās koksnes apjomi biotopos bija būtiski lielāki nekā apsaimniekotos mežos (attiecīgi  $11.7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  un  $6.5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), tomēr lielākā daļa mirušās koksnes tajos radusies nesen, un pamatā no nelielu caurmēru kokiem. Mirušās koksnes apjomu sadalījums mežos vispārīgā gadījumā ir stipri novirzīts pa labi, attiecīgi vairumā audžu ir neliels mirušās koksnes daudzums, bet dažās tās apjomi ir ļoti lieli. Šī iemesla dēļ vidējās vērtības ne vienmēr ir informatīvākais mežaudzes ekoloģiskās vērtības indikators. Minētajā pētījumā tika konstatēts, ka 15% analizēto biotopu un 10% apsaimniekoto audžu mirušās koksnes daudzums pārsniedza  $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Tātad, neskatoties uz nelielo vidējo vērtību, katrā desmitajā apsaimniekotajā audzē atrodams ievērojams mirušās koksnes daudzums. Dažādu sadalīšanās pakāpju mirušās koksnes īpatsvars biotopos pie ūdenstecēm bija ļoti līdzīgs kā apsaimniekotos mežos, tātad nevar apgalvot, ka biotopos pie ūdenstecēm būtu labāka šo struktūru kontinuitāte. Tāpat analizētajos objektos būtiski neatšķīrās arī lielo dimensiju kritalu skaits un apjoms. Apsaimniekotajās audzēs tika konstatēta mazāka audzes strukturālā daudzveidība, salīdzinot ar biotopiem (gan caurmēru sadalījuma, gan koku sugu pārstāvētības ziņā), kas galvenokārt izskaidrojama ar kopšanas režīmu.

Kailcirte un tai sekojošā augsnes sagatavošana pirms meža atjaunošanas ir mežsaimnieciskie pasākumi, kas kritalu dinamiku ietekmē visvairāk. Literatūrā atrodami dati, ka pieaugušā egļu audzē pēc kailcirtes un augsnes sagatavošanas platībā vidēji saglabājas 32% mirušās koksnes (Hautala et al. 2002). Arī citos avotos atrodama informācija, ka ciršana samazina gan audzē esošās stāvošās mirušās koksnes, gan kritalu daudzumu (Zarnowitz, Manuwal 1985, Eckerberg 1998, Fridman, Walheim 2000). Tomēr, mirušās koksnes uzskaitē iekļaujot pēc audzes nociršanas radušos celmus, kopējais mirušās koksnes apjoms platībā palielinās (McCarthy, Bailey 1994).

Somijā tika veikts pētījums ar mērķi noskaidrot kailcirtes un tai sekojošās augsnes sagatavošanas ietekmi uz mirušās koksnes apjomu audzē. Tika pieņemtas sekojošas hipotēzes: 1) kailcirte un ciršanas atlieku izvākšana samazina mirušās koksnes daudzumu audzē; 2) jo intensīvāka augsnes sagatavošanas metode tiek izmantota (piemēram, pacilu veidošana, izraujot arī celmus), jo vairāk mirušās koksnes tiek iznīcināts; 3) Pacilu veidošana un pacilu veidošana, izraujot celmus sevišķi samazina stipri sadalījušos kritalu un lapu koksnes kritalu apjomu. Pētījuma gaitā apstiprinājās visas hipotēzes. Kailcirte ar tai sekojošu ciršanas atlieku izvākšanu samazināja mirušās koksnes apjomu par 15% (neņemot vērā radušos celmus). Izmantojot intensīvāku augsnes sagatavošanas metodi, mirušās koksnes apjoms samazinājās vairāk. Tomēr, augsni sagatavojot pacilu veidā un tajā pašā laikā izraujot celmus, tika veicināta pēc cirtes audzē atstāto ekoloģisko koku bojāeja, un tādā veidā radās jaunas svaigas kritalas. Tas acīmredzot skaidrojams ar dzīvo koku sakņu bojājumiem, izvācot celmus. Pēc augsnes sagatavošanas būtiski samazinājās tieši stipri sadalījušos kritalu daudzums (Rabinowitsch-Jokinen R., Vanha-Majamaa I. 2010).

Vairākos avotos atzīmēts, ka gan stāvoši stumbeņi, gan guļošas kritalas ir nepieciešamas dobumos perējošiem putniem un citām dzīvām būtnēm (Harmon et al. 1986, Freedman et al. 1996, Jones et al. 2009). Noskaidrots, ka visticamāk tieši putnu populācijas īstermiņā visvairāk negatīvi reaģēs uz ciršanas atlieku izvākšanu, ja tās rezultātā lielās platībās būtiski samazināsies stāvošas un guļošas mirušās koksnes apjomi. Tomēr, tā kā biomasas izvākšana parasti nenotiek lielās vienlaidus platībās vienlaicīgi, turklāt, pat tādās ainavās, kur tā mežaudzēs tiek veikta regulāri, parasti mirušās koksnes resursi saglabājas citās ainavas daļās, negatīvais efekts varētu samazināties (Riffell et al. 2011). Citā pētījumā, pēc kailcirtes salīdzinot mirušās koksnes apjomus platībās, kurās izvākta enerģētiskā koksne, ar kontroles platībām, noskaidrots, ka kontroles platībās ir lielāks kopējais mirušās koksnes apjoms, bet liela izmēra kritalu daudzums vidēji būtiski neatšķiras no izcirtumiem, kur izvākta enerģētiskā koksne (Eräjää et al. 2010).

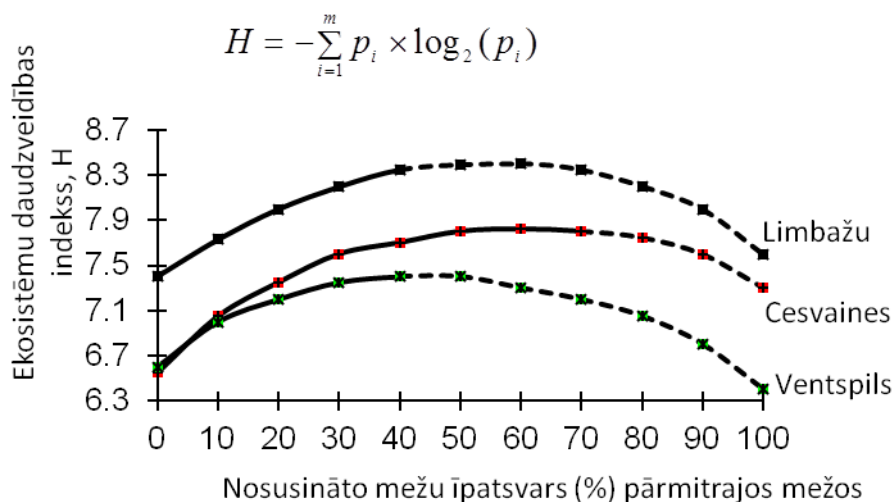
### 4.3. Meža apsaimniekošanas ietekme uz sugu daudzveidību

Meža kopšana ir pasākums, kas tiešā veidā ietekmē mežaudzes horizontālo un vertikālo struktūru. Vairāki autori norāda, ka jaunaudžu kopšana var palielināt audžu strukturālo daudzveidību un attiecīgi arī to apdzīvojošo dzīvnieku sugu daudzveidību (Spies, Franklin 1991, Hayes et al. 1997). Kopšanas rezultātā samazinoties mežaudzes biežībai, palielinās pieejamais gaismas daudzums, kas dod iespēju attīstīties kompleksākām zemsedzes augu veģetācijas struktūrām un labvēlīgi ietekmē dzīvo būtnu daudzveidību. Meža kopšanas ietekme uz bioloģisko daudzveidību jāvērtē atkarībā no laika perioda, pirms kāda šī mežsaimnieciskā darbība tikusi veikta, jo daudzos gadījumos tūlīt pēc kopšanas ir vērojama negatīva īstermiņa ietekme uz bioloģisko daudzveidību (Wilson, Puettmann 2007). Ilgtermiņā vairumā gadījumu pēc kopšanas dažādu taksonu un sugu daudzveidība un sastopamība mežaudzē palielinās, tas vispārīgā gadījumā attiecināms gan uz putniem, gan mazajiem zīdītājiem, rāpuļiem, abiniekiem, bezmugurkaulniekiem, gan uz zemsedzes un pameža augiem. Tomēr jāņem vērā, ka atsevišķas retas un aizsargājamas sugas uz mežsaimniecisko darbību reaģē specifiski, un vispārīgie sugu daudzveidības rādītāji šādos gadījumos nav informatīvi (Verschuyl et al. 2011).

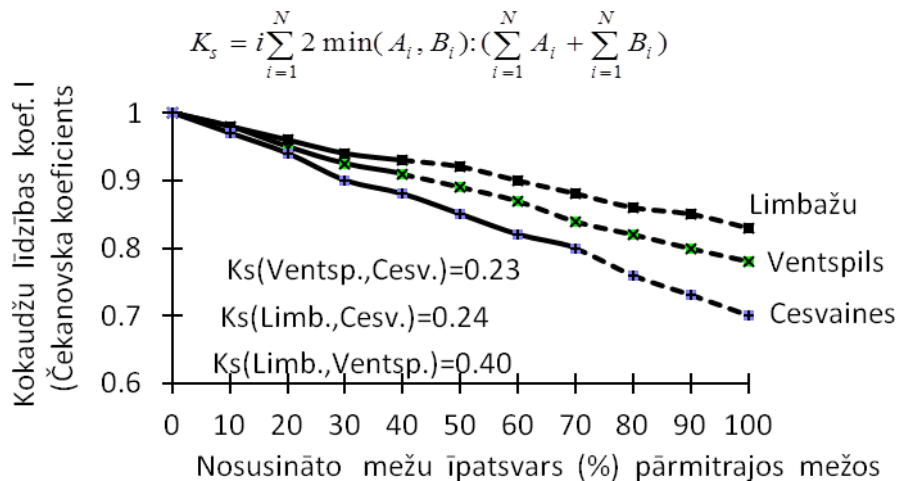
### 4.4. Meliorācijas ietekme uz ekosistēmu daudzveidību

Nosusināto mežu teritorijas ir īpaši vērtīgas, jo tajās palielinās ekoloģiskā un bioloģiskā daudzveidība, aktivizējas ekosistēmu metabolisms, iesaistot apritē kūdras slānī uzkrāto enerģiju, vairākkārt palielinās koksnes produktivitāte, tiek piesaistīti un dzīvā koksne akumulēti jauni CO<sub>2</sub> apjomi.

Biosfēras saglabāšanas sakarā pēdējās desmitgadēs pastiprināta uzmanība tiek pievērsta meža ekoloģiskajai daudzveidībai. Visu Latvijas virsmežniecību teritorijā veiktā datu analīze, par kritērijiem izmantojot meža tipu un fitocenožu daudzveidību un iegūtās informācijas apstrādē lietojot Šenona-Vīnera formulu un Čekanovska līdzības koeficientu, rāda, ka nenosusinātie meži nemaz nav daudzveidīgāki par nosusinātajiem (2. un 3. attēls). Turklāt daudzveidības indekss Latvijas mērogā vislielākais ir, nosusinot 40-70 % no visiem pārmitrajiem mežiem. Tas nozīmē, ka saglabājot neskartus 30 % pārmitro mežu, Latvijā būtu lietderīga mežu meliorēšana vēl vismaz 450 tūkst. ha apmērā.



Attēls 9. Ekosistēmu daudzveidības indekss H atkarībā no nosusināto mežu īpatsvara pārmitro mežu platībās dažās valsts virsmežniecībās (nepārtraukta līnija nozīmē nosusinātos mežus, pārtraukta līnija – pašlaik nenosusinātus mežus) (pēc P. Zālīša 1996).



Attēls 10. Līdzība (Čekanovska līdzības koeficients  $K_s$ ) starp nenosusinātiem mežiem un nosusinātiem mežiem dažās valsts virsmežniecībās (nepārtraukta līnija nozīmē nosusinātos mežus, pārtraukta līnija – pašlaik nenosusinātus mežus) (pēc P. Zālīša 1996).

Lai gan meliorācija uzlabo meža ekosistēmu salīdzinošo daudzveidību, tomēr pastāv arī viedoklis, ka meža meliorācijas rezultātā izveidojušās augstas produktivitātes ekosistēmas kļūst strukturāli vienkāršākas un sugām nabadzīgākas. Pētījumi visdažādākajos apvidos mērenā klimata joslā liecina, ka

nosusināšanas sekas var būt izteikti negatīvas un pat bīstamas vielu aprītei un sugu daudzveidībai, īpaši gadījumos, ja kļūdaini noteiktas ūdensšķirtņu joslas, vai ja, līdz ar nosusināšanas ietekmi, iestājas ķēdes reakcija reģiona vides struktūras maiņā (Priedītis 1999).

#### 4.5. Ceļu būves ietekme uz bioloģisko daudzveidību

Pieejamie pētījumu rezultāti par ceļu būves ietekmi uz ekosistēmām ļauj izdalīt piecus dažādus ceļa ietekmes veidus:

1. Dzīvotnes zaudēšana. Daudzām sugām ceļu būves procesā tiek atņemta dzīves telpa. Tikai spēja adaptēties nodrošina sugas tālāko pastāvēšanu konkrētajā vietā.
2. Traucējums. Ceļa tuvums traucē ekosistēmas elementiem ar troksni, piesārņojumu, vibrācijām, kas vēl vairāk pastiprina dzīvotnes fragmentāciju.
3. Barjera. Augiem un nelidojošiem zīdītājiem ceļš var kļūt par nepārvaramu šķērslī, sevišķi, ja tas ir nožogots.
4. Koridors. Pa ceļu var notikt gan jaunu sugu ienākšana ekosistēmā, gan arī esošo sugu pārvietošanās, ja tāda ir iespējama. Ceļa uzbērums var radīt dzīvotnes tādām sugām, kurām līdz šim apkārtnē ekosistēma nebija pieņemama, piemēram, saules ekspozīcijas izmaiņu dēļ.
5. Mirstība. Sadursmēs ar transportlīdzekļiem bojāgājušo faunas iemītnieku skaits katru gadu pieaug. Arī no satiksmes drošības viedokļa šis jautājums kļūst aizvien aktuālāks. (Seiler 2001, van der Zande et al. 1980)

Augu sabiedrības ekoloģiskā reakcija uz meža ceļiem ir grūti raksturojama, jo to ietekmē daudzu faktoru kopums. Kā galvenos autori min augtenes atrašanās vietas attālumu no ceļa, kā arī to, ka mežaudzes vecumam ir būtiska nozīme sugu eksistencei, jo veido optimālu apēnojumu un augsnes mitruma režīmu. Pētījums parāda, ka vislielākā invazīvo sugu sastopamība konstatēta 5 metrus platā joslā ap meža ceļiem. Literatūrā gan atrodami arī dati par to, ka efekts novērojams arī 200 metrus no ceļa (Angold 1997, Spellenberg 1998). Tādējādi invazīvās sugas ieņem potenciālās bioloģiski vērtīgāko sugu augtenes. Vēl vairāk šo procesu veicina jaunaudžu koncentrācijas palielināšanās gar meža ceļiem, jo veicina gaismasprasīgo koku, krūmu un lakstaugu savairošanos šajās platībās.

Līdz ar to būtu ieteicams plānot ceļu tīklu meža masīva tā, lai ēnietīgajām un retāk sastopamām sugām būtu iespējams pa dabīgiem koridoriem pārvietoties uz sev nepieciešamām augtenēm (Avon et al. 2010, Angold 1997). Būtībā meža apsaimniekotājam vajadzētu apsvērt, vai ir lietderīgi būvēt meža ceļus caur nogabaliem, kuros atrodamas pieaugušas un pāraugušas lapkoku audzes, jo šajā procesā iespējams strauji samazināt šajās audzēs atrodošos sugu daudzveidību (Flory, Clay 2009, Buckley et al. 2003). Arī tehnoloģisko koridoru plānojums mežaudzē ir faktors, kurš var ietekmēt gan esošo sugu eksistenci, gan invazīvo sugu parādīšanos, jo nereti, mežizstrādes tehnikai pārvietojoties pa koridoriem, tiek izmainīts hidroloģiskais režīms lielākā vai mazākā platībā, kas veicina gan mitro augtņu veģetācijas parādīšanos, gan vēl lielāku nogabala fragmentāciju (Buckley et al. 2003, Garland 1997).

## 4.6. Nozīmīgākie secinājumi

1. Mežsaimnieciskā darbība pēc savas ietekmes būtiski atšķiras no meža dabiskajiem traucējumiem, tādēļ ir iespējams, ka tās rezultātā samazinās pieejamo dzīvotņu dažādība. Apsaimniekojot mežus atbilstoši metodēm, kas iespēju robežās vērstas uz bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu mežā, ir iespējams palielināt pieejamo dzīvotņu dažādību un nodrošināt ar resursiem un dzīves telpu arī daudzas retas sugas.
2. Bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas aspekts meža apsaimniekošanā jāsaista ar teritoriālo ainavu plānošanu, identificējot tos ainavas segmentus, kuros sastopamas dzīvotspējīgas to apdraudēto sugu populācijas, kam raksturīga ierobežota pārvietošanās spēja, veidojot buferzonas un koridorus starp dzīvotnēm.
3. Kaut gan apsaimniekotajās audzēs ir mazāka audzes strukturālā daudzveidība (gan caurmēru sadalījuma, gan koku sugu pārstāvētības ziņā), kas galvenokārt izskaidrojama ar kopšanas režīmu, tomēr arī pieaugušās apsaimniekotās audzēs bieži atrodas salīdzinoši liels daudzums mirušās koksnes.
4. Kailcirte ar tai sekojošu ciršanas atlieku izvākšanu būtiski samazina mirušās koksnes apjomu. Izmantojot intensīvāku augsnes sagatavošanas metodi, mirušās koksnes apjoms samazinās vairāk, jo sevišķi stipri sadalījušās kritalas. Tomēr pētījumu rezultāti rāda, ka, augsni sagatavojot pacilu veidā un tajā pašā laikā izraujot celmus, tiek veicināta pēc cirtes audzē atstāto ekoloģisko koku bojāeja, un tādā veidā rodas jaunas svaigas kritalas.
5. Visticamāk tieši putnu populācijas īstermiņā visvairāk negatīvi reaģē uz ciršanas atlieku izvākšanu, ja tās rezultātā lielās platībās būtiski samazinās stāvošas un guļošas mirušās koksnes apjomi. Tomēr fakts, ka biomasas izvākšana parasti nenotiek lielās vienlaidus platībās vienlaicīgi, turklāt, pat tādās ainavās, kur tā mežaudzēs tiek veikta regulāri, parasti mirušās koksnes resursi saglabājas citās ainavas daļās, varētu samazināt negatīvo efektu.
6. Jaunaudžu kopšana var palielināt audžu strukturālo daudzveidību un attiecīgi arī to apdzīvojošo dzīvnieku sugu daudzveidību. Kopšanas rezultātā samazinoties mežaudzes biežībai, palielinās pieejamais gaismas daudzums, kas dod iespēju attīstīties kompleksākām zemsedzes augu veģetācijas struktūrām un labvēlīgi ietekmē dzīvo būtnu daudzveidību. Meža kopšanas ietekme uz bioloģisko daudzveidību jāvērtē atkarībā no laika perioda, pirms kāda šī mežsaimnieciskā darbība tikusi veikta, jo daudzos gadījumos tūlīt pēc kopšanas ir vērojama negatīva īstermiņa ietekme uz bioloģisko daudzveidību, bet ilgtermiņā vairumā gadījumu pēc kopšanas dažādu taksonu un sugu daudzveidība un sastopamība mežaudzē palielinās.
7. Meža ceļu būvei uz bioloģisko daudzveidību ir kompleksa ietekme. No vienas puses, daudzām sugām ceļu būves procesā tiek atņemta dzīves telpa, ceļa tuvums traucē ekosistēmas elementiem ar troksni, piesārņojumu un vibrācijām, kas vēl vairāk pastiprina dzīvotnes fragmentāciju, augiem un nelidojošiem zīdītājiem ceļš var kļūt par nepārvaramu šķērslī, sevišķi, ja tas ir nožogots, un sadursmēs ar transportlīdzekļiem iespējama dzīvnieku bojāeja. Tomēr pa ceļu var notikt gan jaunu sugu ienākšana ekosistēmā, gan arī esošo sugu pārvietošanās, ja tāda ir iespējama. Ceļa uzbērums var radīt dzīvotnes tādām sugām, kurām līdz šim apkārtējā ekosistēma nebija pieņemama, piemēram, saules ekspozīcijas izmaiņu dēļ. Meža ceļi var kalpot par pārvietošanās koridoru invazīvajām sugām, kas potenciāli var aizņemt bioloģiski vērtīgāko sugu dzīvotnes.



## 4.7. Izmantotā literatūra

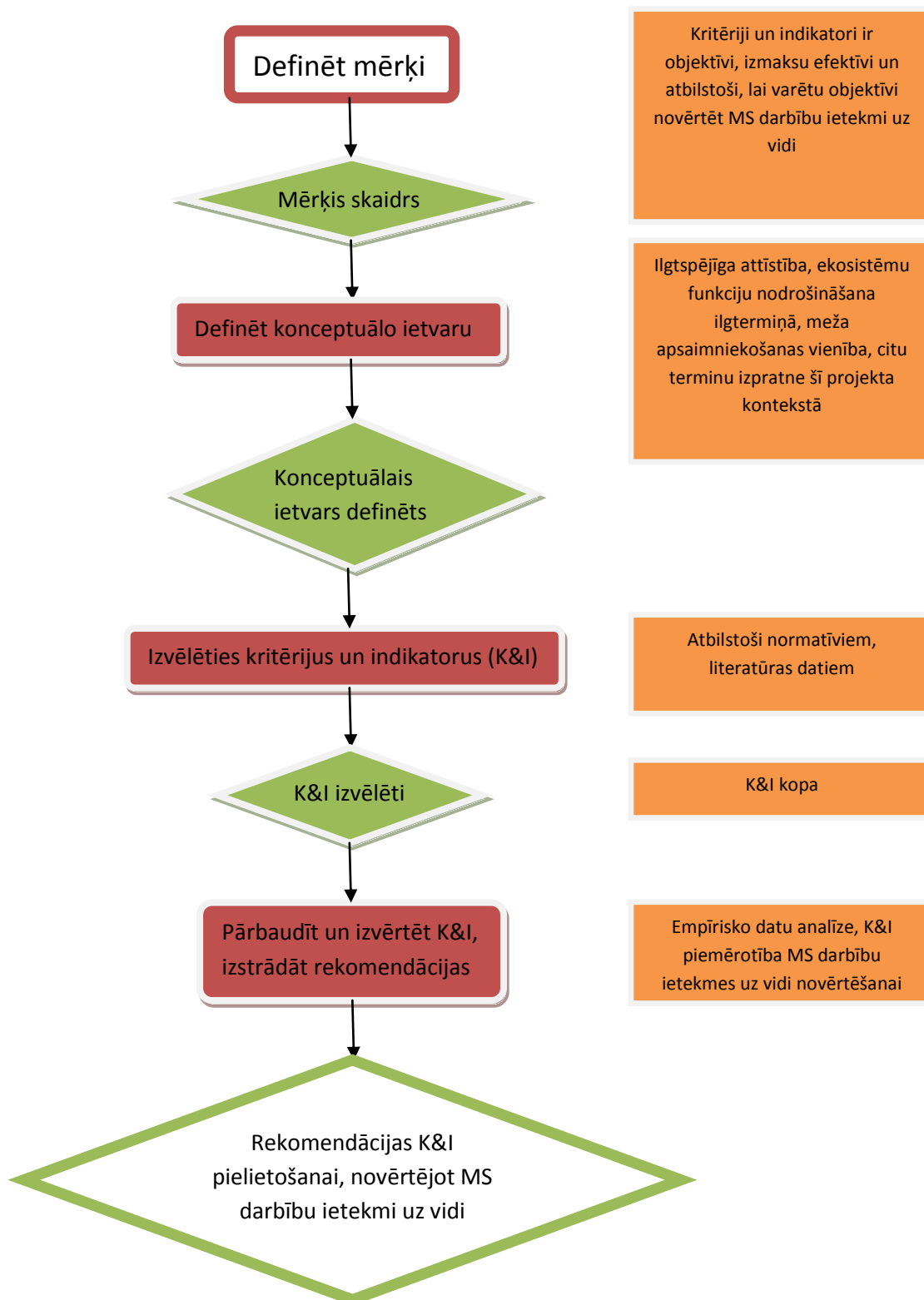
1. Angold P.G. 1997. The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition, *Journal of Applied Ecology* 34: 409-417.
2. Angold P.G. 1997. The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition, *Journal of Applied Ecology* 34: 409-417
3. Avon C., Berges L., Dumas Y., Dupouey J.-L. 2010. Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understorey plant diversity in managed oak stands. *Forest Ecology and Management* 259: 1546-1555.
4. Buckley D. S., Crow T. R., Nauertz E. A., Schultz K. E. 2003. Influence of skid tralis and haul roads on understorey plant richness and composition in managed forest landscapes in Upper Michigan, USA, *Forest Ecology and Management* 175: 509-520.
5. Eckerberg K. 1988. Clear felling and environmental protection – results from an investigation in Swedish forests. *Journal of Environmental Management* 221: 2-12
6. Eräjää S., Halme P., Kotiaho J.S., Markkanen A., Toivanen T. 2010. The volume and composition of dead wood on traditional and forest fuel harvested clear-cuts. *Silva Fennica* 44(2): 203-211
7. Essen P.A., Ehnström B., Ericson L., Sjöberg K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletin* 46: 16-47
8. Falinski, J.B., 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest. *Ecological studies in Bialowieza forest. Geobotany* 8:1-537.
9. Flory S. L., Clay K. 2009. Effects of roads and foerst succesional age on experimental plant invasion. *Biological Conservation* 142: 2531-2537
10. Freedman B., Zelazny V., Beaudette D., Fleming T., Flemming S., Forbes G., Johnson G., Woodley S. 1996. Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forests. *Environmental Reviews* 4: 238-265
11. Fridman J., Walheim M. 2000. Amount, structure and dynamics of deadwood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131: 22-36
12. Garland J. 1997. Designated skid trails minimize soil compaction. *The Woodland Workbook*, p. 1-7.
13. Haila Y., Hanski I.K., Niemelä J., Punttila P., Raivio S., Tukia H. 1994. Forestry and boreal fauna: Matching management with natural forest dynamics. *Annales Zoologici Fennici* 31: 187-202
14. Hansen A.J., Spies T.A., Swanson F.J., Ohmann J.I. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. *Bioscience* 41: 382-392
15. Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack Jr.K., Cummins K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302
16. Hautala H., Jalonen J., Laaka-Lindberg S., Vanha I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris(CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554
17. Hayes J.P., Chan S.S. Emmingham W.H., Tappeiner J.C., Kellogg L.D., Bailey J.D. 1997. Wildlife response to thinnings young forests in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 95: 28-33
18. Jones P., Hanberry B., Demarias S. 2009. Stand-level wildlife habitat features and ciodiversity in southern pine forests: a review. *Journal of Forestry* 8: 398-404
19. Jonsell M., Weslien J. Ehnström B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7(6): 749-764

20. Jonsson B.G., Kruys N., Ranius T. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39(2): 289-309
21. Martikainen P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205-218
22. McCarthy B.C., Bailey R.R. 1994. Distribution and abundance of coarse woody debris in a managed forest landscape of the central Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research* 24(7): 1317-1329
23. Minkkinen K., Vasander H., Jauhianen S., Karsisto M., Laine J. 1999. Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire Central Finland. *Plant and Soil* 207: 107-120
24. Mladenoff D.J., White M.A., Pastor J., Crow T.R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old growth and disturbed forest landscapes. *Ecological Applications* 3:294–306
25. Niemelä J., Haila Y., Halme E., Lahti T., Pajunen T., Punttila P. 1988. The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forests. *Annales Zoologici Fennici* 25: 107-119
26. Niemelä J., Langor D., Spence J.R. 1993. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. *Conservation Biology* 7: 551-561
27. Penttilä R., Siitonen J., Kuusinen M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117(3): 271-283
28. Priedītis N. 1999. *Latvijas mežs: daba un daudzveidība. Latvian forest: nature and diversity.* WWF. Rīga. 209 lpp.
29. Rabinowitsch-Jokinen R., Vanha-Majamaa I. 2010. Immediate effects of logging, mounding and removal of logging residues and stumps on coarse woody debris in managed boreal Norway spruce stands. *Silva Fennica* 44(1): 51-62
30. Ranius T., Jonsson B.G., Kruys N. 2004. Modeling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 34(5): 1025-1034
31. Ranius T., Kindvall O., Kruys N., Jonsson B.G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13-29
32. Riffell S., Verschyl J., Miller D., Wigley T.B. 2011. Biofuel harvests, coarse woody debris and biodiversity – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 878-887
33. Seiler A. 2001. Ecological Effects of Roads. A review. *Introductory Research Essay* 9: 1-40.
34. Siitonen J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin* 49: 11-41
35. Siitonen J., Hottola J., Immonen A. 2009. Differences in stand characteristics between brook-side key habitats and managed forests in southern Finland. *Silva Fennica* 43(1): 21-37
36. Siitonen J., Martikainen P., Punttila P., Rauh J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211-225
37. Spellerberg I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333
38. Spies T.A., Franklin J.F. The structure of natural young, mature and old-growth Douglas-fir forests in Oregon and Washington. In: Ruggiero et al. (Eds.) *Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-Fir Forests*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA, pp. 93-122

39. Stokland J., Kauserud H. 2004. *Phellinus nigrolimitatus* – a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management* 187(2-3): 333-343
40. Syrjänen K., Kalliola R., Puolasmaa A., Mattson J. Landscape structure and forest Dynamics in subcontinental Russian European taiga. *Annales Zoologici Fennici* 31:19-34
41. Väisänen R.A., Järvinen O., Rauhala P. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica* 17: 282-292
42. Van der Zande A. N., Keurs W. J., Van der Weijden, W. J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long distance effect. *Biological Conservation* 18: 299-321
43. Verschuyt J., Rifell S., Miller D., Wigley T.B. 2011. Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 221-232
44. Virkkala R., 1991. Population trends of forest birds in Finnish Lapland in a landscape of large habitat blocks: Consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? *Biological Conservation* 56: 223-240
45. Wallin D.O., Swanson F.J., Marks B., Cissel J.H., Kertis J. 1996. Comparison of managed and pre-settlement landscape Dynamics in forests of the Pacific Northwest, USA, *Forest Ecology and management* 85: 291-309
46. Wilson D.S., Puettmann K.J., 2007. Density management and biodiversity in young Douglas-fir forests: challenges of managing across scales. *Forest Ecology and Management* 246: 123-134
47. Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29:22-32
48. Zarnowitz J.E, Manuwal D.A. 1985. The effects of forest management on cavity-nesting birds in northwestern Washington. *Journal of Wildlife Management* 49: 255-263
49. Zālītis P. (1996) Amelioration and ecological diversity of forests in Latvia. *Baltic Forestry*, Vol.2., No.1, p. 21–26.

### III. Ietekmes uz vidi, t.sk. bioloģisko daudzveidību, novērtējuma indikatoru sistēmas apraksts un izvērtējums (Z.Lībiete-Zālīte, A.Indriksone, A.Lazdiņš, J.Donis)

#### 1. Kritēriju un indikatoru sistēmas izstrādāšanas procesa shēma MS darbību ietekmes uz vidi novērtējumam



## 2. Kritērijiem un indikatoriem izvirzāmās prasības

Viena no meža politikā un apsaimniekošanā plašāk pielietotajām kritēriju un indikatoru sistēmām patlaban ir 20.gadsimta 90-to gadu beigās saskaņā ar Otrās Ministru Konferences par Meža aizsardzību Eiropā formulēto H1 un H2 rezolūciju (Resolution H1, Resolution H2 1993) izstrādātā Viseiropas sistēma, atbilstoši kurai novērtē meža apsaimniekošanas ilgtspējību. Helsinku procesā meža apsaimniekošanas ilgtspējības raksturošanai patlaban izvēlēti 6 kritēriji, 35 kvantitatīvi indikatori un 12 aprakstoši indikatori (Forest Europe, 2003). Helsinku kritēriji ir sekojoši:

1. Meža resursu un to ieguldījuma globālajā oglekļa ciklā saglabāšana un attiecīga palielināšana;
2. Meža ekosistēmu veselības un vitalitātes saglabāšana;
3. Meža produktīvo funkciju saglabāšana un veicināšana (koksnes un nekoksnes resursi);
4. Meža ekosistēmu bioloģiskās daudzveidības saglabāšana, aizsardzība un atbilstoša palielināšana;
5. Meža aizsargājošo funkciju (galvenokārt augsnes un ūdens aizsardzība) saglabāšana un atbilstoša palielināšana;
6. Citu sociālekonomisko funkciju un apstākļu saglabāšana.

*Kritēriji* atspoguļo ilgtspējības pamatvērtības konceptuālā līmenī. *Indikatori* ir pamata dati, kas dod kvantitatīvu vai kvalitatīvu katras darbības sfēras raksturojumu (stāvokli, izmaiņas, kapacitāti). Ievācot datus par kvantitatīvajiem indikatoriem, tiek parādītas izmaiņas laika gaitā par katru no 6 kritērijiem. Savukārt aprakstošie indikatori norāda uz nacionālās politikas instrumentu esamību un apstākļiem, kas veicinātu ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu.

Eiropas līmeņa kritērijiem un indikatoriem noteiktas sekojošas iezīmes (MCPFE, 1998):

- **Vienveidīgi.** Kritēriji ir vieni un tie paši visai Eiropai. Indikatori ir balstīti uz zinātnisku informāciju, mērāmi, tehniski iespējami, nepārprotami, pieejami sabiedrībai un atvērti diskusijām;
- **Nacionāli.** Kritēriji un indikatori paredzēti izmaiņu novērtējumam nacionālā līmenī, bet ne vietējā vai operacionālā līmenī;
- **Saistīti.** Kritēriji ir tieši saistīti ar H1 un H2 rezolūcijām un katrs indikators norāda uz saskaņu ar atbilstošo kritēriju;
- **Plaši un vienkārši.** Kopā ņemot, kritēriji nosedz visus svarīgākos ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas aspektus, vienlaicīgi ir pietiekami vienkārši, lai parādītu rezolūciju pielietojumā. Kvantitatīvie un aprakstošie indikatori ir savstarpēji mijiedarbojoties kopā nodrošina vispārēju ainu par izmaiņām meža apsaimniekošanā valstī;
- **Ziņojami.** Kvantitatīvie indikatori ir veidoti, lai varētu novērtēt izmaiņas un progresu katra kritērija sasniegšanā harmonizētā veidā, atbalstot ziņošanas procesu un palielinot starptautiskā ziņojuma ticamību;
- **Korigējami.** Tā kā indikatori nav visaptveroši, tie nodrošina sākotnējo soli tādu indikatoru izvēlē, kas ir zinātniski ticami, tehniski iespējami un efektīvi izmaksu ziņā. Kā kvantitatīvie tā aprakstošie indikatori nākotnē būs jāuzlabo, jo arī ilgtspējības koncepcija pati par sevi ir dinamiska un var tikt pārskatīta.

Latvijā, veicot Viseiropas kritēriju un indikatoru novērtējumu (Donis un citi 2001), kritērijus raksturojošie kvantitatīvie indikatori tika novērtēti atbilstoši šādām pazīmēm:

1. Vispārējās terminoloģijas apraksts. (Lietoto jēdzienu izskaidrojums)
2. Racionālais pamatojums. (Kāpēc šis aspekts ir svarīgs?)
3. Loģiskā iederība. (Vai loģiskajā aspektā ir cieši un nepārprotami saistīts ar novērojamo jomu?)
4. Interpretācija. (Ko nozīmē vai parāda iegūtie rezultāti?)
5. Derīgums kritērija raksturošanai. (Cik labi indikators atspoguļo attiecīgo Darbības sfēras aspektu?)

6. Monitoringa metode(s) apraksts.
7. Metožu ticamība. (Cik ticamas ir indikatoru skaitliskās vērtības, neatkarīgi no derīguma pakāpes?)
8. Metodes(žu) teorētisko trūkumu uzskaitījums.
9. Metodes (žu) izmaksu efektivitāte.
10. Iespējas uzlabot metodi vai attīstīt jaunas metodes.
11. Skaitļu (datu) pieejamība:
  1. uzņēmuma,
  2. reģiona,
  3. plānošanas vienības līmenī
  4. vietas?

Pētījuma gaitā tika secināts, ka ne visi no indikatoriem ir viennozīmīgi interpretējami vai viegli nosakāmi. Pētījuma rezultātā tika piedāvāti arī jauni indikatori, kas būtu izmantojami Latvijas specifisko apstākļu vajadzībām.

Paralēli Viseiropas procesam 1993. gadā Kanādā tika uzsākts Monreālas process, kura mērķis arī bija izveidot kritēriju un indikatoru sistēmu meža apsaimniekošanas novērtēšanai (The Montreal Process, 2011). Saskaņā ar Santjago deklarāciju Monreālas procesa **kritēriji** un **indikatori** ir paredzēti, lai nodrošinātu vienotu izpratni jautājumā par ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu. Tie nodrošina vienotu shēmu valsts progresā aprakstīšanai, novērtēšanai un izvērtēšanai nacionālā līmenī, bet nav paredzēti ilgtspējības novērtēšanai apsaimniekošanas vienības līmenī. *Kritēriji* apraksta plašas meža vērtības, kuras sabiedrība vēlas aizsargāt, savukārt *indikatori* nodrošina mērījumus šo kritēriju izmaiņu noteikšanai laika gaitā. Monreālas procesa raksturošanai izvēlēti 7 kritēriji, kas raksturoti ar 67 indikatoriem. Šie kritēriji ir sekojoši.

1. Bioloģiskās daudzveidības aizsardzība;
2. Meža ekosistēmu produktīvās kapacitātes saglabāšana;
3. Meža ekosistēmu veselības un vitalitātes saglabāšana;
4. Augsnes un ūdens resursu aizsardzība un saglabāšana;
5. Meža ieguldījuma globālajā oglekļa ciklā saglabāšana;
6. Sociāli-ekonomisko labumu saglabāšana un palielināšana ilgtermiņā
7. Legālais, institucionālais un politiskais ietvars meža aizsardzībai un ilgtspējīgai apsaimniekošanai.

Starptautiskais meža pētījumu centrs (CIFOR) (Prabhu et al. 1999) meža apsaimniekošanas ilgtspējības novērtēšanai tropu mežos apsaimniekošanas vienības līmenī iesaka izmantot sekojošu shēmu: **Principi - kritērijs – indikators – verifikators** (*Principles – Criteria – Indicators - Verifiers*). **Principi** ir fundamentāla patiesība vai likums, kā bāze darbību pamatojumam. **Kritērijs** ir ekosistēmas vai mijiedarbojošās sociālās sistēmas aspekts, kam jābūt, lai nodrošinātu principa ievērošanu. **Indikators** ir kvantitatīvs vai kvalitatīvs parametrs, ko lieto atbilstošā kritērija aprakstīšanai. **Verifikators** ir indikatora informācijas avots vai indikatora atsaucē vērtība, pēc kura novērtē, vai sasniegts pietiekams līmenis. Verifikatori var būt gan kvantitatīvi, gan kvalitatīvi.

Pieejamās literatūras un citu valstu pieredzes izvērtējums rāda, ka kritēriji un indikatori tiek izmantoti, lai aprakstītu, novērtētu un īstenotu ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu dažādos līmeņos: globālā, reģionālā (ekoreģionālā), nacionālā un apsaimniekošanas vienību līmenī. Nacionālā līmeņa kritēriji un indikatori pamatā ir veidoti kā ziņošanas un monitoringa instrumenti, nevis standarti, pēc kuriem konkrēti novērtēt meža apsaimniekošanas ilgtspēju, savukārt meža apsaimniekošanas vienību līmenī pielietotie kritēriji un indikatori parasti nav ērti izmantojami labākas saimniekošanas prakses ieviešanai. Mūsu gadījumā kritērijiem un indikatoriem, ko paredzēts izmantot mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi novērtēšanai, ir nepārprotami cieša saistība ar mežsaimniecības ilgtspēju, tomēr, ņemot vērā mežsaimniecisko darbību plānošanas specifiku valsts mežos, iepriekš aplūkotās esošo nacionālā līmeņa kritēriju un indikatoru sistēmas tiešā veidā diez vai ir izmantojamas. Tādēļ, balstoties uz vispārīgiem ilgtspējīgas mežsaimniecības principiem, normatīviem un pētījumu rezultātiem, ir



nepieciešams izstrādāt tādu kritēriju un indikatoru sistēmu, kas būtu ērti pielietojama Latvijas valsts mežos plānošanas vienību līmenī un atbilstu sekojošiem principiem: kritērijiem un indikatoriem jābūt objektīviem un kvantificējamiem, lai varētu adekvāti novērtēt mežsaimniecisko darbību ietekmi uz vidi, to pielietošanai jābūt iespējami vienkāršai un izmaksu efektīvai.

Šajā dokumentā definētais kritēriju un indikatoru saraksts uzskatāms par sākotnējo informāciju pētījuma veikšanas gaitā un tas parāda daudzveidīgo faktoru kopumu, kuri ietekmē vidi un bioloģisko daudzveidību. Kaut arī tie visi ir būtiski, dažādu iemeslu dēļ (izmaksas, datu ieguves sarežģītība) sistemātiskā novērtējumā tos visus iekļaut būtu problemātiski. Diskusijās ar ieinteresētajām pusēm sarakstu iespējams pēc vajadzības koriģēt un definēt vēl citus novērtējamus indikatorus.

### 3. Konceptuālais ietvars

#### 3.1. Ilgtspējīga meža apsaimniekošana

Pētījuma kontekstā izmantota H1 rezolūcijā dotā ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas definīcija: „ilgtspējīga meža apsaimniekošana ir meža un meža zemju apsaimniekošana un izmantošana tādā veidā un tempā, kas ļauj saglabāt to bioloģisko daudzveidību, produktivitāti, atjaunošanās spēju, vitalitāti un spēju gan tagad, gan nākotnē īstenot būtiskas ekoloģiskas, ekonomiskas un sociālas funkcijas vietējā, valsts un pasaules mērogā, nenodarot kaitējumu citām ekosistēmām”.

Lai nodrošinātu mežsaimniecības ilgtspējību, Latvijas valsts mežu apsaimniekotājs AS „Latvijas valsts meži” ir definējis stratēģiskos mērķus, strukturējot tos trijās jomās: vide, ekonomika un sabiedrība.

Tabula 1

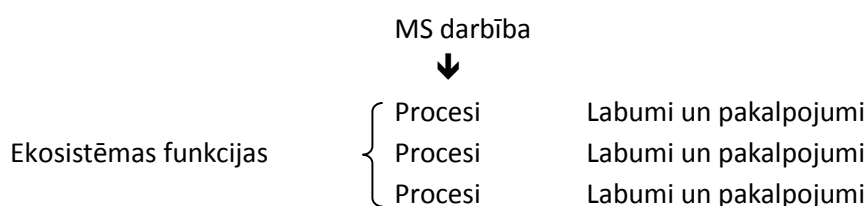
LVM stratēģiskie mērķi (AS „Latvijas valsts meži” vidēja termiņa stratēģija 2010)

STRATĒĢISKIE EKONOMISKIE MĒRĶI	STRATĒĢISKIE SOCIĀLIE MĒRĶI	STRATĒĢISKIE VIDES MĒRĶI
Nodrošināt stabilu peļņu un pozitīvu naudas plūsmu no saimnieciskās darbības	Apsaimniekot mežu līdzsvarotā un Latvijas sabiedrības akceptētā veidā	Saglabāt dabas daudzveidību
Palielināt uzņēmuma aktīvu un apsaimniekojamo kokaudžu vērtību	Būt atbildīgam un uzticamam sabiedrības loceklim	Veidot sabiedrības saudzīgu attieksmi pret meža vidi
Palielināt klientu apkalpošanas kvalitāti	Attīstīt LVM darbiniekiem motivējošu darba vidi	Samazināt saimnieciskās darbības ietekmi uz vidi
Kļūt par stabilu un prognozējamu partneri saviem klientiem, piegādātājiem un pakalpojumu sniedzējiem		Palielināt LVM apsaimniekojamo mežu devumu globālo klimata izmaiņu mazināšanā
Palielināt biznesa procesu efektivitāti un veicināt pakalpojumu sniedzēju efektivitātes paaugstināšanu		
Veicināt un attīstīt augstas pievienotās vērtības koksnes produktu ražošanu, pakalpojumus un zināšanas		

Viens no formulētajiem vides mērķiem paredz saimnieciskās darbības ietekmes uz vidi samazināšanu. Šim nolūkam nepieciešamas zināšanas par to, kādā veidā konkrētas saimnieciskās darbības ietekmē meža ekosistēmu, un ar kādu pasākumu palīdzību iespējams samazināt ietekmes negatīvos aspektus.

### 3.2. Ekosistēmas funkcijas, produkti un pakalpojumi

Ietekmes uz vidi kritēriju un indikatoru sistēmas izveidei pamatā jābalstās uz izpratni par ekosistēmas funkcijām, tajā notiekošajiem procesiem un no tiem izrietošajiem ekosistēmas labumiem un pakalpojumiem (*goods and services*). Mežsaimniecisko darbību ietekmei uz vidi jā saglabājas tādā līmenī, lai būtiski netraucētu ekosistēmas funkcijas un no tām atkarīgo ekosistēmas labumu un pakalpojumu nodrošināšanu.



Vispirms jādefinē, kādus no ekosistēmu funkcijām izrietošus procesus mežsaimnieciskā darbība potenciāli ietekmēs konkrētā teritorijā (ne visur tiks ietekmēti visi procesi). Tātad vispirms nepieciešama praksē pielietojama ekosistēmas funkciju un procesu klasifikācijas sistēma. Meža ekosistēmu funkciju un procesu identifikācijai kā pamatu iespējams izmantot de Groot et al. (2000) izstrādāto shēmu. Atbilstoši šai shēmai, meža ekosistēmu funkcijas var iedalīt četrās pamatkategorijās:

8. Regulējošās funkcijas;
9. Dzīvotni nodrošinošās funkcijas;
10. Produktīvās funkcijas;
11. Informatīvās funkcijas (mūsu pētījumā lietots formulējums „sociāli-ekonomiskās funkcijas”, kas pēc būtības ir tas pats).

Tabula 2

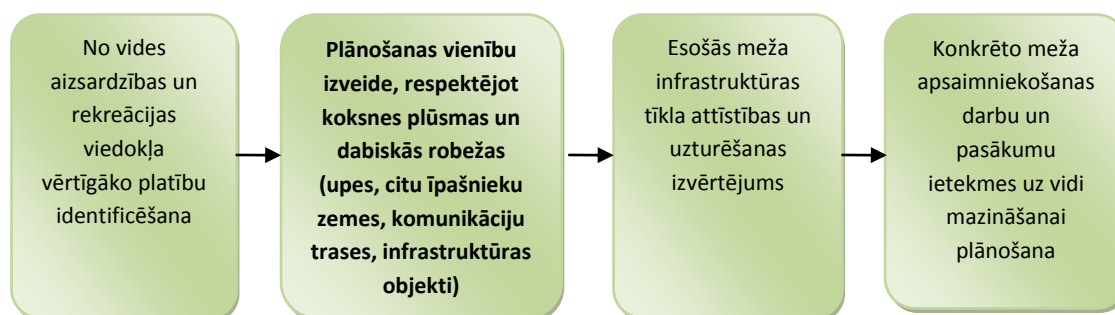
Meža ekosistēmu funkciju kategorijas un ar tām saistītie ekosistēmu produkti/pakalpojumi Latvijas valsts mežos

Regulējošās funkcijas (F1)	Dzīvotni nodrošinošās funkcijas (F2)	Produktīvās funkcijas (F3)	Sociāli-ekonomiskās funkcijas (F4)
CO <sub>2</sub> piesaiste un O <sub>2</sub> ražošana fotosintēzes procesā	Dzīves un vairošanās vieta dažādām dzīvnieku sugām	Koksnes un nekoksnes resursu pieauguma un kvalitātes nodrošināšana un uzlabošanās	Meža nozīme ekonomikā
Gaisa kvalitātes nodrošināšana	Bioloģiskās daudzveidības saglabāšana (visos līmeņos)	Ekosistēmas produktivitātes kāpinājums (stabilizācija dabiskā līmenī)	Meža nozīme nodarbinātībā un reģionu attīstībā
Ūdens kvalitātes nodrošināšana	Sabalansētas sugu skaitliskās attiecības	Ekosistēmas (mežaudzes) ražīguma	Meža rekreatīvā nozīme

		ilgtspējas (nenoplicināmības) nodrošināšana	
Ūdens apjoma nodrošināšana	Optimālu barības ķēžu un ekoloģisko nišu atjaunošanās	Augsnes kvalitātes saglabāšana, nodrošinot priekšnosacījums meža produktivitātes kāpināšanai	Meža estētiskā nozīme
Aizsardzība no erozijas	Dabiskai piekrastes un iekšzemes ūdeņu ekosistēmu attīstībai piemērotu apstākļu nodrošināšana	Zivju resursu saglabāšanai piemērotu apstākļu nodrošināšana	Meža izglītojošā nozīme
	Augsnes resursu saglabāšana, nodrošinot dzīvotni augsnes mikroorganismiem		Meža nozīme zinātniskajā izpētē

### 3.3. Plānošana un mežsaimniecisko darbu optimizācija valsts mežos

Latvijas valsts mežu apsaimniekotāja akciju sabiedrības „Latvijas valsts meži” (turpmāk – LVM) plānošanas metodes tiek pilnveidotas, lai samazinātu resursu patēriņu meža apsaimniekošanā, un ir balstītas uz saskaņotu meža infrastruktūras un cirsu plānošanu, tādējādi nodrošinot mežsaimniecībai ilgtspējīgu finanšu avotu meža atjaunošanai, sociālo un ekoloģisko vērtību saglabāšanai. Mežsaimniecisko darbu optimizācijai ir jābūt balstītai uz ekonomiskiem un efektīviem risinājumiem, pēc iespējas mazinot ietekmi uz vidi un meža sociālajām funkcijām. (Mežsaimniecisko darbu optimizācija. Ietekmes uz vidi novērtējums, 2010) Lai nodrošinātu iespējami efektīvu pieejamo resursu izmantošanu, taktiskās plānošanas procesā valsts mežos tiek izveidotas plānošanas vienības.



Attēls 11. Taktiskās plānošanas procesa shēma AS LVM

Lai izveidotu plānošanas vienības konkrētajos meža masīvos, uz plāniem tiek attēloti ceļi, kuri tos apkalpo (meža autoceļi, pašvaldības un citu īpašnieku ceļi, kā arī valsts autoceļi). Uz valsts galvenajiem un reģionālajiem autoceļiem tiek izveidoti pieslēguma punkti (caur tiem notiek koksnes transports, un šeit beidzas LVM atbildība infrastruktūras uzturēšanā. Lai noteiktu infrastruktūras izmantošanas slodzi, konkrētajā meža masīvā tiek aprēķināts un izvietots telpā potenciālais iegūstamais koksnes apjoms nākamajam plānošanas periodam (vidēji septiņiem gadiem). Balstoties uz koksnes plūsmu analīzi un dabiskajām robežām (upes, citu īpašnieku zemes, komunikāciju trases, infrastruktūras

objekti), tiek noteiktas plānošanas vienību robežas. Optimālā plānošanas vienības platība ir 2500–3000 ha. Pavisam LVM ir 572 plānošanas vienības. Balstoties uz tām, tiek veikta mežsaimniecisko darbu plānošana un optimizācija (atjaunošanas jeb galvenās cirtes un kopšanas cirtes, augsnes gatavošana, meža atjaunošana, jaunaudžu kopšana). Attiecīgi arī mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi novērtējuma sistēmai būtu jābūt ērti pielietojamai plānošanas vienību līmenī.

## ***4. Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi kritēriju un indikatoru sākotnējais saraksts pa meža ekosistēmu funkciju grupām***

### **4.1. Regulējošās funkcijas**

#### **Kritērijs: zemes lietojuma veida maiņa**

Indikatori:

- 1) meža platības dinamika - kvantitatīvs, raksturo atmežošanas un apmežošanas procesus, kam ir tieša ietekme uz oglekļa piesaistes apjomiem un attiecīgi arī valsts starptautisko saistību izpildi ANO Klimata konvencijas un tās Kioto protokola kontekstā;
- 2) atmežotā platība relatīvi pret perspektīvo pozitīvo ietekmi uz citu meža funkciju īstenošanu (uzlabotu koksnes resursu pieejamību, papildus C piesaisti, veicot meža atjaunošanu u.c.) - kvantitatīvs, kritērija mērķis ir izvērtēt meža infrastruktūras izbūves un citu ar atmežošanu saistītu aktivitāšu ilgtermiņa ietekmi uz CO<sub>2</sub> piesaisti mežos (veicot meža atjaunošanas pasākumus), salīdzinot emisijas, ko rada atmežošana, un papildus piesaistes, kas iespējamas, pateicoties atmežošanas darbiem;

#### **Kritērijs: iekšzemes ūdeņu un Baltijas jūras eutrofikācija**

Indikatori:

- 1) slāpekļa koncentrācija augsnes šķīdumā un iznese no meža ekosistēmām – kvantitatīvs, raksturo mežsaimniecisko darbību ietekmi uz valsts saistību izpildi Ūdeņu struktūrdirektīvas kontekstā, samazinot N iznesi Baltijas jūrā, iegūstot plašāku informāciju par dažādu mežsaimnieciskās darbības alternatīvu ietekmi, šo kritēriju iespējams izmantot, lai argumentētu meža nozares devumu (faktisko un potenciālo) Baltijas jūras eutrofikācijas mazināšanā;
- 2) fosfora koncentrācija augsnes šķīdumā un iznese no meža ekosistēmām – kvantitatīvs; raksturo mežsaimniecisko darbību ietekmi uz valsts saistību izpildi Ūdeņu struktūrdirektīvas kontekstā, samazinot P iznesi Baltijas jūrā, nākotnē izmantojams līdzīgi kā N izneses kritērijs;
- 3) suspendēto daļiņu koncentrācija augsnes šķīdumā un iznese no meža ekosistēmām - kvantitatīvs, izmantojams līdzīgi kā abi iepriekšējie kritēriji, raksturo augsnes eroziju un ir cieši saistīts ar upju ūdeņu kvalitātes kritēriju.

### Kritērijs: upju ūdeņu kvalitāte

- Indikators:
- 1) atbilstība lašveidīgo vai karpveidīgo zivju dzīves videi – kvalitatīvs; raksturo atbilstību ritrālajam (strauji tekošas upes ar cietu, akmeņainu grunti) vai potomālajam (lēni tekošas līdzenuma upes ar smilšainu vai dūņainu grunti) upes tipam;
  - 2) ekoloģiskā kvalitāte (virszemes ūdeņu ekosistēmu struktūras un funkcionēšanas kvalitāte), to raksturo tālāk aplūkoto indikatoru kopa
    - eutrofikācija (augu barības vielu daudzuma palielināšanās dabisko procesu rezultātā vai cilvēka darbības ietekmē) - kvantitatīvs; ūdensteci raksturojošs vispārējs jēdziens, kas ietver biogēno elementu daudzuma palielināšanos ūdenī saistībā ar ūdens augāja un faunas atbildes reakciju;
    - kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrācija ūdenī - kvantitatīvs; ietver abu elementu minerālo un organisko daļu ūdenī; šo elementu piesārņojuma koncentrācijas ūdeņos ir vislielākās un visvairāk ietekmē ūdens augāja un faunas dzīves apstākļus;
    - ūdens temperatūra – kvantitatīvs; viegli nosakāms parametrs, kam ir nozīme ūdens hidroķīmisko procesu katalizācijā un dzīvo organismu attīstībā. Ūdens temperatūras mērījumi ir nepieciešami, lai saprastu izmaiņu raksturu gadā - ūdens baseinu temperatūra tieši ietekmē ūdens dzīvo būtnu daudzumu un daudzveidību. Ezeri un upes, kuri ziemā ir relatīvi auksti un kur nav lielas veģetācijas, zied pavasarī un vasarā, kad ūdens temperatūra paaugstinās un nitrātiem bagātie zemākie ūdens slāņi samaisās ar augstākiem. Samaisīšanās periods novērojams arī rudenī. Tieši šis ūdens samaisīšanās un ūdens temperatūras paaugstināšanās dēļ pavasarī pastiprināti vairojas mikroskopiskie ūdensaugi un dzīvnieki. Liela daļa zivju un citu ūdens radību nārsto tajā laika posmā, kad temperatūra paaugstinās un barības ir pietiekami. Nozīmīgi ir tas, ka siltais ūdens var būt kaitīgs tādām jutīgām sugām kā forele un lasis, kuriem nepieciešams auksts un ar skābekli bagāts ūdeni;
    - ūdens aktīvā reakcija pH – kvantitatīvs; viens no ūdens kvalitātes rādītājiem, kas norāda uz attiecīgā ūdensobjekta piederību noteiktam ūdens kvalitātes tipam un raksturo notiekošos ķīmiskos procesus tajā. Ūdensdzīvnieki ir ļoti jutīgi pret pH izmaiņām. Salamandras, vardes un citi abinieki ir sevišķi jutīgi pret zemu pH. Ūdens pH atspoguļo produkcijas – destrukcijas procesu līdzsvaru;
    - elektrovadītspēja – kvantitatīvs; ūdenī izšķīdušo sāļu piejaukums, kas dod iespēju vadīt elektrību. Tīram ūdenim piemīt niecīga elektrovadītspēja. Ja trūkst finansējuma vai laika, lai analizētu katru atsevišķu anjonu vai katjonu, tad

elektrovadītspēja ir labs kopējā ūdens piesārņojuma līmeņa indikators. Lauksaimniecībai un pilsētas vajadzībām nepieciešams ūdens, kuram kopējais izšķīdušais piemaisījumu saturs ir ievērojami zemāks par 1000 - 1200 piemaisījuma daļām uz miljono daļu ūdens pēc svara, vai elektrovadītspēja (spēja vadīt elektrisko plūsmu) ir zemāka par 2200 - 2600 mikro Simensiem. Pārsniedzot šo līmeni, ir prognozējams postījums jūtīgām lauksaimniecībā izmantojamām kultūrām. Mājsaimniecībai vislabākais ūdens ir ar kopējo izšķīdušo sāļu saturu, kas zemāks par 500 ppm, vai vadītspēju, kas zemāka par 1100 mikro Simensiem;

ūdenī izšķīdušais skābeklis – kvantitatīvs; dabisks piemaisījums. Ūdens radības, piemēram, zivis un zooplanktons, neelpo skābekli no ūdens molekulas, bet gan ūdenī izšķīdušo skābekli. Bez pietiekama skābekļa daudzuma ūdenī zivis sāk slāpt. Atmosfērā katra piektā ir skābekļa molekula. Ūdenī viena līdz desmit molekulas no katrām miljons molekulām ir skābekļa. Ūdens un gaisa intensīva sajaukšanās, kā tas ir turbulentajos strautes, palielina izšķīdušā skābekļa daudzumu ūdenī. Notiek ūdensaugu fotosintēze. Skābekli lieto zivis, zooplanktons un baktērijas, kas sadala organisko vielu. Organiskie komponenti, piemēram, atmiruši flora un fauna, nonāk upēs dabiskā ceļā ar drenāžas ūdeņiem no mežiem, pļavām vai labības laukiem. Cits organisko sastāvdaļu avots ir noteces no attīrīšanas iekārtām. Silts ūdens satur mazāk skābekļa nekā auksts, tātad kritiskais periods zivīm un zooplanktonam ir vasarā;

kopējās izšķīdušās gāzes - kvantitatīvs; galvenokārt CO<sub>2</sub>, nosaka zivju dzīves apstākļus. Visbiežāk sastopamās ūdenī izšķīdušās gāzes ir skābeklis, oglekļa dioksīds, slāpekļs un amonjaks. To koncentrāciju mēra daļās uz miljonu: mg/l (miligramos uz vienu litru) vai ppm (parts per million); šīs abas mērvienības ir identiskas;

oksidēšanās – reducēšanās potenciāls – kvantitatīvs; kā elektronu aktivitātes rādītājs nosaka elektroaktīvu komponentu bioloģisko sistēmu funkcionālās īpašības. Dzīvajiem organismiem labāks ir ūdens ar negatīvi lādētu oksidēšanās – reducēšanās potenciālu (ORP). Praktiski tā ir ar mērinstrumentiem konstatējama brīvo elektronu plūsma. Šie elektroni ir nepieciešami katrai dzīvo organismu šūnai, lai aizsargātos pret brīvajiem radikāļiem;

hlorofils a - kvantitatīvs; hlorofils ir zaļais pigments, kas atrodams gandrīz visos augos, aļģēs un cianobaktērijās. Hlorofils a ir nozīmīgākais pigments, kas piedalās fotosintēzes procesā. Tas veidojas tikai tad, kad augiem ir pieejama gaisma. Hlorofila a ķīmiskā formula ir šāda: C<sub>55</sub>H<sub>72</sub>O<sub>5</sub>N<sub>4</sub>Mg. Hlorofila a koncentrācija ūdenī ir atkarīga no fitoplanktona biomasas izmaiņām;



zilaļģes; - kvantitatīvs; ūdenī savairojušās zilaļģes ir toksiskas cilvēkam un var būt bīstamas arī dzīvniekiem un pat zivīm. Ražojot organiskās vielas (veicot fotosintēzi), aļģes izdala skābekli. Aļģes nodrošina ūdens dzīvniekus ar barības bāzi un skābekli;

koli indekss – kvantitatīvs; izsaka, cik kolibaktēriju ir vienā litrā ūdens. Koli titrs un koli indekss raksturo bakterioloģiskā piesārņojuma pakāpi. Koli titrs ir mazākais ūdens tilpums mililitros, kurā ir viena kolibaktērija (*Escherichia coli* – zarnu nūjiņa). Pēc standartiem tas nedrīkst būt mazāks par 300. Eiropas un Latvijas noteiktie vides kvalitātes standarti paredz, ka peldvietu ūdeņos maksimāli pieļaujamais zarnu nūjiņu daudzums ir līdz 1000 baktērijām litrā ūdens;

saprobītātes jeb upes tīrības pakāpes indekss - kvantitatīvs; vispārināts ūdens kvalitātes novērtējums skaitliska indeksa (robežās no 0 līdz 4) veidā pēc ūdens organismiem, kas atspoguļo piesārņojumu ar bioloģiski viegli noārdāmām organiskām vielām. Oligosaprobītāte – nepiesārņots, mezosaprobītāte – vidēji piesārņots, polisaprobītāte – stipri piesārņots ūdens;

organiskais izšķīdušais ogleklis (dissolved organic carbon - DOC) – kvantitatīvs; izšķīdušo organisko vielu saturs. Augsts organiskā izšķīdušā oglekļa saturs ūdenī aizkavē nitrifikācijas jeb organisko vielu mineralizācijas procesus ūdenī. Par izšķīdušiem savienojumiem zinātnē uzskata daļiņas, kas ir mazākas par 0.45 mikrometriem vai par 0.22 mikrometriem. Kopumā organiskā oglekļa daļiņas ir atmirušu organismu, piemēram, augu sadalīšanās procesa rezultāts. Ūdenim apskalojot augsnes ar augstu organisko vielu saturu, šie komponenti var ieskaloties upēs un ezeros kā organiskais izšķīdušais ogleklis. DOC ir ārkārtīgi nozīmīgs metālu jonu transportā ūdens ekosistēmās. Metāli veido ar DOC ārkārtīgi noturīgus kompleksus, paaugstinot metālu šķīdību, vienlaicīgi samazinot metālu pieejamību dzīvajiem organismiem. DOC ir kā papildus barība mikroorganismiem un tam ir nozīmīga loma globālajā oglekļa apritē. Turklāt tas ir indikators organisko vielu ieplūdei upēs, kā arī norāda uz organisko vielu veidošanos uz sauszemes upju baseinos (piemēram, augsnē, mežos un mitrzemēs);

kopējais organiskais ogleklis (total organic carbon - TOC) – kvantitatīvs; oglekļa daudzums, kas ir saistīts organiskajā vielā un bieži tiek lietots kā ūdens kvalitātes jeb tīrības indikators. Parasti TOC analīzēs tiek noteikts kopējais ogleklis un tā sauktais „neorganiskais ogleklis”, kas nozīmē izšķīdušo oglekļa dioksīdu un ogļskābes sāļus. Atdalot neorganisko oglekli no kopējā

oglekļa, iegūstam TOC. Pastāv arī TOC analīzes metode, kad neorganiskā oglekļa daļa tiek atdalīta vispirms un tad mērīts atlikušais ogleklis. Kopš 20. gs. 70-tajiem gadiem TOC noteikšana ir atzīta par metodi, lai noteiktu ūdens kvalitāti dzeramā ūdens attīrīšanas procesā. TOC ūdeņos nokļūst sadaloties dabiskajai organiskajai vielai, kā arī no sintētiskiem avotiem. Dabiskās organiskās vielas avoti ir humīnskābes, fulvoskābes, amīni un urīnviela. Savukārt sintētiskie avoti ir mazgāšanas līdzekļi, pesticīdi, mēslošanas līdzekļi, rūpniecības ķīmikālijas un hlororganiskie savienojumi;

suspendētās cietvielas - kvantitatīvs; cietas organiskas un neorganiskas daļiņas šķīdumā, kas tiek suspendētas. Suspensija ir cietviela, kas parasti šķīdumā tiek izklīdināta daļiņās, kas lielākas par vismalkāko augsnes frakciju - koloīdiem ( $> 0.0001$  mm) un pieder granulometriskā sastāva māla, duļķu, putekļu vai smilts frakcijām. Atsevišķi izdala jēdzienus: TDS – kopējais izšķīdušo cietvielu daudzums (total dissolved solids) – kopējo izšķīdušo cietvielu un kopējo suspendēto cietvielu summa; TSS – kopējais suspendēto cietvielu daudzums (total suspended solids) – atlikušais materiāls, ko var atdalīt no šķīduma, izmantojot filtrēšanu. Tieši TSS parasti izraisa lielākās problēmas pēc nosusināšanas grāvju pārtīrīšanas vai jaunu grāvju sistēmu ierīkošanas, veidojot augsnes sanesumus grāvju lejtecē vai upēs, kas rada kaitējumu zivīm un citiem ūdens faunas pārstāvjiem.

#### **Kritērijs: hidrogrāfiskā tīkla stāvoklis**

- Indikatori:
- 1) noteces apjoms – kvantitatīvs, nosakāms tuvināti, izmantojot pastāvošās noteces slāņa kartogrammas, ar nepārtrauktiem caurplūduma mērījumiem stacionāros hidrometriskajos posteņos vai tuvināti – pēc periodiski atkārtotiem ūdensteces šķērsprofila un ūdens plūsmas ātruma mērījumiem;
  - 2) neapmierinoši funkcionējošu nosusināšanas sistēmu īpatsvars – kvantitatīvs, ir cieši saistīts ar SEG emisiju dinamiku, nefunkcionējošas susināšanas sistēmas var būt par iemeslu samazinātam krājas pieaugumam vai palielinātam atmirumam, un ir iemesls palielinātai ne-CO<sub>2</sub> SEG (metāna un slāpekļa oksīda) emisijām. Kvantitatīvs novērtējums gan pagaidām nav iespējams, jo nav korektas metodikas;
  - 3) attālums no Eiropas nozīmes aizsargājama biotopa – augstā purva vai pārveidota (degradēta) augstā purva un to aizsargjoslas – kvantitatīvs, nosakāms pēc pieejamā kartogrāfiskā materiāla vai ar GPS uztvērēju palīdzību. Pēdējos gados mežsaimnieciskās darbības un meža infrastruktūras objektu plānošanā purvu tuvumā bieži rodas strīdīgas situācijas – ietekmēs vai neietekmēs attiecīgā darbība purva hidroloģisko režīmu un augāju. Tas ir atkarīgs no attāluma līdz purvam

(ir vai nav ievērota aizsargjosla), reljefa, hidroģeoloģiskās situācijas un citiem faktoriem;

4) grāvju un promteku apaugums – kvantitatīvs, ietekmē grāvju funkcionēšanu; nosakāms pēc lauka apsekojumiem vai aerofoto uzņēmumiem;

5) optimālam hidrauliskam stāvoklim atbilstošu grāvju (nogāzes rādītājs, gultnes slīpums, raupjuma koeficients) īpatsvars – kvantitatīvs, grāvju hidrauliskais stāvoklis nosakāms, izmantojot meža meliorācijas sistēmu projektu materiālus, periodiski aktualizējams inventarizāciju laikā;

6) bebru darbības ietekme – kvantitatīvs un kvalitatīvs, īslaicīga appludināšana sekmē atmiruma pieaugumu, var samazināt krājas pieaugumu un palielina metāna un slāpekļa oksīda emisijas, kas pasliktina mežu siltumnīcefekta gāzu bilanci;

#### **Kritērijs: vides piesārņojums**

- Indikatori:
- 1) ūdeņu un augsnes piesārņojums ar ķīmiskiem produktiem (herbicīdi, insekticīdi, fungicīdi) – kvantitatīvs, raksturo insekticīdu, herbicīdu, minerālmēsļu un citu ķīmisko vielu izmantošanu meža audzēšanas ciklā, galvenokārt kokaudzētavās. Ietekmi uz vidi raksturo ķīmisko vielu sadalīšanās produktu un minerālmēsļu nonākšana ūdenskrātuvēs, piemēram, lielākā daļa ar minerālmēsliem ienestā fosfora un kālija aizskalojas upēs un tālāk Baltijas jūrā;
  - 2) ūdeņu un augsnes piesārņojums ar naftas produktiem (degvielu, eļļām) meža darbu laikā – kvantitatīvs; mežizstrādes, meža atjaunošanas un kopšanas, kā arī vadības procesā patērētā degviela un smērvielas, var izteikt gan uz saražotās produkcijas vienību, gan piesaistīto CO<sub>2</sub> tonnu, gan saimniecisko mežu hektāru.

#### **Kritērijs: augsnes stāvoklis<sup>5</sup>**

- Indikatori:
- 1) augšņu sablīvēšanās – kvantitatīvs; raksturo meža darbos izmantotā tehnika, meža darbu sezonālitate un tehnoloģiskās prasības meža darbu izpildei (attālums starp koridoriem);
  - 2) augšņu pH – kvantitatīvs; viens no nozīmīgākajiem augsnes raksturlielumiem, tieši ietekmē barības vielu pieejamību augiem. Skābās augsnēs augoši augi var ciest no Ca un Mg deficīta, kā arī Al, H un Mn toksicitātes;
  - 3) katjonu apmaiņas kapacitāte (cation exchange capacity CEC) – kvantitatīvs; maksimālais pozitīvi lādēto katjonu saturs augsnē apmaiņai ar augsnes šķīdumu pie noteiktas pH vērtības, tiek izmantots kā rādītājs

<sup>5</sup> Šis kritērijs būtu jāvērtē meža veselības stāvokļa (1. līmeņa) meža monitoringa ietvaros, ietverot monitoringa programmā saimnieciskos mežus. Datu ievākšanas biežums - 10 gadi. Mežsaimniecisko darbību ietekmes prognozēšanai trūkst augšanas apstākļiem specifisku empīrisku datu.

augšnes auglībai, barības vielu saistīšanas spējai un augšnes ūdeņu aizsardzības kapacitātei pret piesārņojumu;

4) piesātinājums ar bāzēm (base saturation) – kvantitatīvs; bāzisko apmaiņas katjonu īpatsvars (Ca, Mg, K, Na), izsaka procentos. Jo lielāks augšnes piesātinājums ar bāzēm, jo lielāku skābumu augšne spēj neitralizēt īsā laika periodā;

5) C/N attiecība – kvantitatīvs; relatīvā oglekļa un slāpekļa attiecība augšnes organiskajā vielā, šis rādītājs ietekmē slāpekļa uzkrājumu augsnē un augšnes auglību, kā arī, atbilstoši literatūrai, izšķīdušā organiskā oglekļa (DOC) saturu virszemes notecē.

6) Augšnes mitrums – kvantitatīvs; ietver ne tikai gruntsūdens akās mērīto virs vāji caurlaidīga augšnes slāņa sakrājušos gravitācijas ūdeni, bet arī higroskopisko, plēvīšu, kapilāro un citus ūdens veidus, bieži ir ekohidroloģiski nozīmīgs rādītājs, kas ietekmē atsevišķu augu sugu vai pat visas mežaudzes augšanas apstākļus. Nosakāms prognostiski, vadoties pēc pārsvarā esošo augšņu īpašībām vai atsevišķās vietās precīzi - ar īpašu portatīvu aparāturu augšnes mitruma mērīšanai. Ļoti mainīgs lielums;

6) augšnes gruntsūdens līmenis – kvantitatīvs, nosakāms prognostiskā līmenī, vadoties pēc pastāvošajiem modeļiem (Vesetnieku stacionārs), vai arī nosakāms precīzi, pēc attiecīgajā vietā ierīkotām gruntsūdens novērošanas akām;

7) reducējoši apstākļi (augšnes glejošanās) - kvalitatīvs, nosakāms aptuveni, vadoties pēc kartēs atrodamās informācijas par pārsvarā esošajām augsnēm un to īpašībām vai precīziem zondējumiem atsevišķās vietās. Saistāms ar hidrotehnisko sistēmu stāvokli un gruntsūdens līmeni;

8) oksidējoši apstākļi (rūsakmens jeb ortšteina veidošanās) – kvalitatīvs, procesu galvenokārt ietekmē augšnes tips, mitruma apstākļi un valdošā suga. Problēmas rada empīrisku vienādojumu trūkums. Nosakāms aptuveni, vadoties pēc kartēs atrodamās informācijas par pārsvarā esošajām augsnēm un to īpašībām vai precīziem zondējumiem atsevišķās vietās;

9) primāro un sekundāro minerālu sairšana un to noārdīšanās produktu izskalošanās (augšnes podzolēšanās) - kvalitatīvs, nosakāms aptuveni, vadoties pēc kartēs atrodamās informācijas par pārsvarā esošajām augsnēm un to īpašībām vai precīziem zondējumiem atsevišķās vietās. Indikators novērtēšana metodiski ļoti komplicēta, empīrisku datu nav arī Eiropā.

#### **Kritērijs: meža nozīme oglekļa ciklā**

Indikatori:

1) oglekļa uzkrājums dzīvajā koksņē – kvantitatīvs, raksturo vienu no oglekļa krātuvēm Latvijas mežu ekosistēmās, kā arī valsts starptautisko

saistību izpildi ANO Klimata konvencijas un tās Kioto protokola kontekstā, teiktais attiecas uz oglekļa kritērijiem;

2) oglekļa uzkrājums nedzīvajā koksņē – kvantitatīvs; raksturo vienu no oglekļa krātuvēm Latvijas mežu ekosistēmās, kā arī valsts starptautisko saistību izpildi ANO Klimata konvencijas un tās Kioto protokola kontekstā, teiktais attiecas uz oglekļa kritērijiem;

3) oglekļa uzkrājums augsņē un nedzīvajā zemsegā – kvantitatīvs; raksturo vienu no oglekļa krātuvēm Latvijas mežu ekosistēmās, kā arī valsts starptautisko saistību izpildi ANO Klimata konvencijas un tās Kioto protokola kontekstā, teiktais attiecas uz oglekļa kritērijiem;

4) ietaupītais fosilais kurināmais, izmantojot koksnī bioenerģijai – kvantitatīvs, pamato mežsaimniecības iesaistīšanos klimata finanšu instrumentos

#### **Kritērijs: meža veselība**

- Indikatori:
- 1) defoliācija – kvantitatīvs; skuju vai lapu zudums vērtējamajā (blakus koku neietekmētajā) vainaga daļā, nosaka %; vai arī koku sadalījums defoliācijas klasēs (viegli bojāti, vidēji bojāti, stipri bojāti);
  - 2) dehromācija – kvantitatīvs; tiek definēta kā skuju/lapu krāsas maiņa (dzeltēšana, brūnēšana utt.). Dehromāciju var izraisīt visdažādākie cēloņi – piesārņojums, barošanās režīma traucējumi, kaitēkļi, slimības, sausums utt. Dehromāciju līdzīgi kā defoliāciju novērtē %, attiecībā pret esošo asimilācijas aparāta virsmu.
  - 3) koku bojājumi mežizstrādes rezultātā – kvantitatīvs vai kvalitatīvs, raksturo faktisko situāciju – kvalitātes standartus un to izpildīšanu, veicot meža darbus;
  - 4) to medijamo dzīvnieku sugu, kas potenciāli var nodarīt bojājumus mežam, uzskaitīto un nomedīto īpatņu skaita attiecība – kvantitatīvs; atspoguļo potenciālo meža bojājumu risku;
  - 5) kukainu populācijas – kvantitatīvs; par pamatu ņemot sevišķi agresīvos eksemplārus – astoņzobu mizgrauzi un tml., kas savairojas epidēmiskā apjomā ar letālām sekām mežaudzēm;
  - 6) trupes bojāto zāģbalku īpatsvars – kvantitatīvs, dati iegūstami pēc cirsmu izstrādes.

## **4.2. Dzīvotni nodrošinošās funkcijas**

#### **Kritērijs: ekosistēmu daudzveidība**

- Indikatori:
- 1) dažādu augšanas apstākļu īpatsvars – kvantitatīvs; lielāka augšanas apstākļu dažādība platības vienībā nozīmē lielāku pieejamo dzīvotņu daudzveidību; informācija iegūstama no meža inventarizācijas vai MSI datiem;

- 2) audžu vecumstruktūra – kvantitatīvs; daudzveidīga audžu vecumstruktūra nozīmē lielāku pieejamo dzīvotņu daudzveidību; informācija iegūstama no meža inventarizācijas vai MSI datiem;
- 3) mežaudžu fragmentācija MS darbību rezultātā (dažādos telpiskos līmeņos) – kvalitatīvs; ietekmē sugu pārvietošanās iespējas; nosakāma pēc ĢIS datiem
- 4) dabiski atjaunoto platību īpatsvars – kvantitatīvs; dabiski atjaunotās platībās iespējama lielāka sugu daudzveidība; informācija iegūstama no plānošanas dokumentiem;
- 5) sugu sastāvs (pa vecumklasēm, t.sk. meža atjaunošanā) – gan kvantitatīvs, gan kvalitatīvs (telpiskā informācija); princips „tīraudzes mistrotā mežā ” nodrošina lielāku dzīvotņu daudzveidību nekā vienas sugas tīraudzes lielās vienlaidus platībās; ; informācija iegūstama no plānošanas dokumentiem, meža inventarizācijas vai MSI datiem;
- 6) introducēto sugu aizņemtās platības – kvantitatīvs; nelielos apjomos introductentu audzes var palielināt meža strukturālo daudzveidību, tomēr vietējiem apstākļiem svešu koku (un krūmu) sugu ieviešana lielās platībās visticamāk samazinās mežu un pieejamo dzīvotņu daudzveidību; informācija iegūstama no meža inventarizācijas un MSI datiem;
- 7) pāraugušu mežaudžu īpatsvars – kvantitatīvs; pāraugušās audzēs sastopamas tikai šādām audzēm raksturīgas struktūras, ko savukārt savām vajadzībām izmanto specifiskas sugas; informācija iegūstama no meža inventarizācijas datiem;
- 8) kokaudžu vertikālā struktūra – kvantitatīvs; kompleksa mežaudžu vertikālā struktūra (stāvojums) nodrošina lielāku pieejamo dzīvotņu daudzveidību; informācija iegūstama no MSI datiem;
- 9) atmirušās koksnes apjoms un dimensijas – kvantitatīvs; jāņem vērā ne vien sausstāvošās koksnes un kritalu daudzums uz platības vienību, bet arī dimensijas; liela izmēra atmirusī koksne dažādās sadalīšanās stadijās nodrošina lielāku dzīvotņu daudzveidību; informācija iegūstama no MSI datiem un cirsmu izstrādes dokumentiem (informācija par ekoloģiskajiem kokiem pēc galvenās cirtes);
- 10) dabiskums jeb dabiskuma pakāpe – kvalitatīvs; atbilstība dabiskajiem meža biotopam, meža tipa etalonam, ko raksturo noteikta zemsedzes augu sabiedrība, augsne, humusa tips un kokaudzes struktūra, nozīmīgs rādītājs, kas izsaka antropogēnās ietekmes intensitāti uz meža ekosistēmām. Dabiskums ir viens no Viseiropas indikatoriem ilgtspējīgai meža apsaimniekošanai. Šajā kontekstā meži tiek iedalīti četrās grupās – cilvēku iejaukšanās nesekmīgi meži, modificēti dabiskie meži, daļēji dabiski meži un plantācijas.



**Kritērijs: sugu daudzveidība**

- Indikatori:
- 1) parasti sastopamo meža dzīvnieku populāciju dinamika – kvantitatīvs; raksturo meža dzīvniekiem nepieciešamās dzīves vides stabilitāti un starpsugu attiecības;
  - 2) apdraudēto sugu populāciju dinamika – kvantitatīvs; raksturo apdraudētajām sugām nepieciešamo specifisko dzīves apstākļu pieejamību;
  - 3) izmaiņas atsevišķu sugu izplatībā un sastopamībā (indikatorsugas, piem., dziedātājputni) – kvantitatīvs; norāda uz izmaiņām sugām specifisku dzīvotņu vai dzīves apstākļu pieejamībā; konstatēšanai nepieciešams regulārs monitorings;
  - 4) sugu skaits meža ekosistēmā – kvantitatīvs; norāda uz pieejamo dzīvotņu dažādību;
  - 5) atbilstošās meža ekosistēmas (biotopa, meža tipa) augu un dzīvnieku indikatorsugu (speciālistu) skaits – kvantitatīvs; norāda uz atbilstošās meža ekosistēmas dabiskuma līmeni.

**Kritērijs: ģenētiskā daudzveidība**

- Indikators:
- 1) meža atjaunošanā izmantotā reprodūktīvā materiāla dažādība – kvantitatīvs; nosakāms atbilstoši izmantotā reprodūktīvā materiāla izcelsmei;
  - 2) mežā dabiski augošo koku ģenētiskā materiāla (ģenotipa) dažādība – kvantitatīvs; norāda uz ģenētisko daudzveidību dabiski atjaunojušās mežaudzēs; nosakāms, veicot ģenētiskā materiāla analīzes;

### 4.3. Produktīvās funkcijas

**Kritērijs: meža ražības saglabāšana un uzlabošana**

- Indikatori:
- 1) mežaudžu krāja un tās potenciāls – kvantitatīvs; raksturo faktisko stāvokli, kā arī mežaudžu krājas potenciālu nākotnē, ņemot vērā augšanas apstākļus un pielietoto mežsaimniecības praksi;
  - 2) mežaudžu krājas pieauguma galvenās cirtes vecumu vai dimensijas sasniegušajās audzēs un ciršanas galvenajā cirtē intensitātes attiecība, raugoties saistībā ar mežaudžu vecumstruktūru – kvantitatīvs; norāda, vai tiek cirstas audzes, kurās koksnes uzkrāšanās vairs nenotiek, vai arī tādas audzes, kurās joprojām notiek intensīva krājas uzkrāšanās;
  - 3) sastāva kopšana – kvantitatīvs; parāda, cik lielā mērā nodrošināts šīs mežsaimnieciskās darbības veikšanas mērķis. Raksturo ar sastāva kopšanas ciršu veikšanas īpatsvaru pieejamajām audzēm, kā arī izpildes kvalitāti (vai rezultāts atbilst kvalitātes kritērijiem);
  - 4) meža atjaunošana – kvalitatīvs/kvantitatīvs; parāda, vai tiek nodrošināta vērtīga ģenētiskā materiāla pavairošana un kāds ir

prognozējamais nākamās aprites mežaudžu koksnes ražošanas potenciāls. Raksturo mākslīgās un dabiskās atjaunošanas īpatsvars, selekcionēta stādmateriāla izmantošanas īpatsvars un sugu izvēle meža atjaunošanā, indikators saistāms arī ar mežaudžu potenciālo krāju nākotnē;

5) nosusinātu platību īpatsvars – kvantitatīvs; parāda

#### **Kritērijs: kvalitatīvu kokmateriālu pieejamība**

- Indikatori:
- 1) izstrādāto sortimentu struktūras dinamika kopšanas un galvenajā cirtē – kvantitatīvs; raksturo pieejamo kokmateriālu dimensijas un apjomu;
  - 2) trupes un citādā veidā bojātu zāģbalku īpatsvars – kvantitatīvs; raksturo pieejamo kokmateriālu kvalitāti;
  - 3) meža ceļi un to tehniskais stāvoklis – kvantitatīvs/kvalitatīvs; raksturo kokmateriālu pieejamību; piemēram, kopējais ceļu garums pret meža platību vai resursiem, katra ceļa pieejamība dažādos gadalaikos un uzturēšanas izmaksas

#### **Kritērijs: meža nekoksnes resursi**

- Indikatori:
- 1) meža nekoksnes preču apjoms un vērtība – kvantitatīvs; sēņu, ogu u.c. nekoksnes produktu ražas un realizēto apjomu vērtība naudas izteiksmē;
  - 2) meža nekoksnes resursu pieejamība – kvalitatīvs; piemēram, piekļuves iespējas ogošanas/sēņošanas vietām.

### **4.4. Sociāli-ekonomiskās funkcijas**

#### **Kritērijs: meža ekonomiskā vērtība**

- Indikatori:
- 1) meža nozares devums tautsaimniecībā – kvantitatīvs; raksturo, piemēram, meža nozares īpatsvars IKP, meža nozares devums eksportā;
  - 2) ieņēmumi no koksnes pārdošanas – kvantitatīvs;
  - 3) ieņēmumi no ekotūrisma (t.sk. medības un rekreācija) – kvantitatīvs.

#### **Kritērijs: meža nozīme nodarbinātībā**

- Indikatori:
- 1) nodarbināto skaits – kvantitatīvs; nosakāms pa reģioniem kā īpatsvars no ekonomiski aktīvo iedzīvotāju skaita;
  - 2) nodarbināto drošība un veselība – kvantitatīvs; nelaimes gadījumu skaits; veselības apdrošināšanā izmaksātās prēmijas u.c.

#### **Kritērijs: meža rekreatīvā vērtība**

- Indikatori:
- 1) rekreācijas teritoriju platības izmaiņas – kvantitatīvs; nosakāms pēc plānošanas dokumentiem;

2) apmeklētāju skaita dinamika, tajā skaitā atkārtoti apmeklējumi – kvantitatīvs; iespējams konstatēt ar aptauju palīdzību.

#### 4.5. Izmantotā literatūra

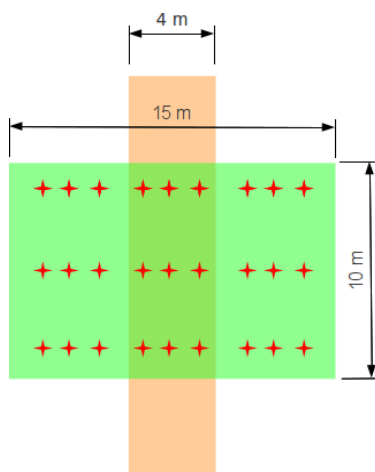
1. AS „Latvijas valsts meži” vidēja termiņa stratēģija. 2010. <http://www.lvm.lv/files/text/LVM%20strategija%20paskaidrojosais%20raksts%202010.pdf>, 17.10.2011
2. De Groot R.S., van der Perk J., Chiesura A., Marguliew S. 2000. Ecological functions and socio-economic values of critical natural capital as a measure for ecological integrity and environmental health. In: Crabbe P., Holland A., Ryszkowski L., Westra L. (Eds.), Implementing Ecological Integrity: Restoring Regional and Global Environmental and Human Health. NATO-Science Series, IV. Earth and Environmental Sciences, vol.1. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, pp. 191-214
3. Donis J., Bērmāns, R., Gailis, A., Konstantinova I., Suveizda L., Šmits A., Vilkriste L. 2001. Rekomendāciju izstrāde ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas kritēriju un indikatoru sistēmai Latvijā saskaņā ar 2. un 3. Ministru konferenču par meža aizsardzību Eiropā pieņemtajiem lēmumiem. LVMI Silava. Latvijas Republikas Zemkopības ministrijas Meža sektora pasūtīts pētījums. 34. lpp.
4. Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. 2003. Forest Europe, [http://www.foresteurope.org/filestore/foresteurope/Publications/pdf/improved\\_indicators.pdf](http://www.foresteurope.org/filestore/foresteurope/Publications/pdf/improved_indicators.pdf), 28.09.2011
5. Mežsaimniecisko darbu optimizācija. Ietekmes uz vidi novērtējums. 2010. LVM, [http://www.lvm.lv/files/text/Mesaimn\\_darbu\\_optimizacija\\_IVNv0.2\\_labots.pdf](http://www.lvm.lv/files/text/Mesaimn_darbu_optimizacija_IVNv0.2_labots.pdf), 17.10.2011
6. Prabhu et al. 1999. Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. CIFOR, [http://www.cifor.org/livesinfores/publications/pdf\\_files/toolbox-1c.pdf](http://www.cifor.org/livesinfores/publications/pdf_files/toolbox-1c.pdf), 28.09.2011
7. Resolution H1 General Guidelines for the Sustainable Forest Management of Forests in Europe. 1993. Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, [http://www.foresteurope.org/filestore/foresteurope/Conferences/Helsinki/helsinki\\_resolution\\_h1.pdf](http://www.foresteurope.org/filestore/foresteurope/Conferences/Helsinki/helsinki_resolution_h1.pdf), 28.09.2011
8. Resolution H2 General Guidelines for the Conservation of the Biodiversity of European Forests. 1993. Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, [http://www.foresteurope.org/filestore/foresteurope/Conferences/Helsinki/helsinki\\_resolution\\_h2.pdf](http://www.foresteurope.org/filestore/foresteurope/Conferences/Helsinki/helsinki_resolution_h2.pdf), 28.09.2011
9. The Montreal Process. 2011. Montréal Process Working Group, <http://www.rinya.maff.go.jp/mpci/>, 28.09.2011

#### **IV. Metodika empīrisko datu ieguvei par augsnes struktūras un kvalitātes izmaiņām mežsaimniecisko darbību rezultātā (A.Lazdiņš)**

Pētījuma mērķis ir noskaidrot, vai augsnes sablīvēšana tehnoloģiskajos koridoros kokmateriālu un mežizstrādes atlieku pievešanas laikā, veicot kailcirtes, atstāj paliekošu negatīvu ietekmi uz augsni, kas var pasliktināt meža atjaunošanas rezultātus. Pētījuma mērķi īstēnos divos etapos: pirmkārt, noskaidrojot vai augsnes sablīvējums saglabājas 5 gadus pēc mežizstrādes (šāds termiņš izvēlēts, jo tas atbilst meža atjaunošanas termiņam skujkoku izcirtumos, kuros sakņu attīstības traucējumi var būt par iemeslu pastiprinātam vējgāžu un trupes izplatības riskam), un, otrkārt, novērtējot dabiski izaugušo kociņu skaitu uz tehnoloģiskajiem koridoriem un pārējā mežaudzes daļā 10-15 gadus vecos atjaunotos izcirtumos. Mežaudzēs, kur kailcirtes veiktas pirms 5 gadiem, salīdzinās mežizstrādes atlieku izvešanas ietekmi uz augsnes sablīvējumu uz dabiski sausām minerālaugsnēm.

Augsnes sablīvēšanās izpēte kailcirtēs:

1. meža tipi – Ln, Dm, Dms, Ks (valdošā suga Ln priede, Dm, Dms un Ks – egļe);
2. kailcirtes, kas veiktas pirms 5 gadiem uz nenasalušas augsnes (Ln un Dm, izvedot un atstājot ceļos mežizstrādes atliekas; Dms un Ks, iekļājot mežizstrādes atliekas ceļos); izmēģinājumus veiks 5 atkārtojumos, attiecīgi, kopā nepieciešamas 30 cirsmas;
3. eksperimentālajās platībās izraudzīsies atbilstošajam meža tipam raksturīgu teritoriju un izvēlēsies 100 m garu tehnoloģiskā koridora posmu, kurā 50 m attālumā no izraudzītā posma sākuma un beigām ierīkos 3 taisnstūrveida parauglaukumus (10 x 15 m, kopā 150 m<sup>2</sup>), kas ietver visu tehnoloģisko koridoru un mežaudzi 7,5 m platumā uz abām pusēm no tehnoloģiskā koridora centra;
4. visā izraudzītajā tehnoloģiskā koridora posmā uzmērīs par 20 cm dziļāku risu garumu (*tajā skaitā posmus, kur risu dziļums pārsniedz 20 cm vienā pusē*), risu dziļumu vērtējot zem zaru klājuma;
5. ierīkotajos parauglaukumos noteiks arī faktisko risu dziļumu iepretim zondēšanas vietām;
6. katrā 10 x 15 m parauglaukumā veiks 27 zondējumus (*līdz 80 cm dziļumam*), tajā skaitā 9 zondējumus uz tehnoloģiskā koridora (*6 risās un 3 laukumā starp risām*) un pa 9 zondējumiem abpus tehnoloģiskajam koridoram; zondējumu vietas izvietos rindās, izvairoties no netipiskiem mikroreljefa veidojumiem vai lieliem celmiem gan mežaudzē, gan uz tehnoloģiskā koridora (5. att.); paralēli noteiks augsnes virskārtas relatīvo mitrumu;



Attēls 12. Zondējumu izvietojums.

7. veicot datu apstrādi, salīdzinās atšķirību būtiskumu visā testējamā augsnes slāņa biezumā, kā arī 0-20 cm biezā augsnes slānī, kurā atrodas lielākā daļa augu sakņu; par augsnes virskārtu visos gadījumos pieņems robežu starp nedzīvo zemsegu un augsni, neņemot vērā augsnes sēšanos uz risām (tas ļauj objektīvi novērtēt augšanas apstākļus, kas būtiski sakņu augšanai un pašizsējas kociņu ieaugšanai;
8. kopējais augsnes sablīvējuma pētījumu objektu skaits ir 30, kopējais parauglaukumu skaits – 90; kopējais zondējumu skaits – 2430.

Dabiskās meža atjaunošanās novērtēšana uz tehnoloģiskajiem koridoriem:

1. meža tipi – Ln, Dm, Dms, Ks (valdošā suga Ln priede, Dm, Dms un Ks – egļe, audzēs nav veikta sastāva kopšana); mežaudžu vecums 10-15 gadi (vecuma grupa, kurā vēl var atrast pietiekami daudz mežaudžu, kurās vēl nav veikta sastāva kopšana); mežizstrādes atlieku izmantošana biokurināmā sagatavošanai valsts mežos plašā apjomā uzsāka pēc 2004. gada, tāpēc šim izmēģinājumam atlasīs mežaudzes, kurās atliekas ieklātas ceļos;
2. paralēli atjaunošanās gaitai visos parauglaukumos pēc vienotas metodikas noteiks augsnes sablīvējumu, lai salīdzinātu šos datus ar 5 gadus vecās mežaudzēs iegūtiem rezultātiem;
3. parauglaukumus apauguma uzskaitē ierīkos 5 atkārtojumos (5 audzes) pa 3 parauglaukumiem katrā audzē atbilstoši 1. att. parādītajai shēmai; visā parauglaukuma platībā uzskaitīs, noteiks sugu un uzmērīs augstumu visiem pašizsējas kociņiem, kas ir lielāki par 20 cm, nodalot tehnoloģisko koridoru un tam no abām pusēm piegulošās parauglaukuma daļas. Stādītajiem kokiem, ja tie ir identificējami, uzskaites lapā pievienos attiecīgu piezīmi;
4. veicot datu apstrādi salīdzinās pašizsējas kociņu skaitu, sugu sastāvu un dimensijas uz tehnoloģiskajiem koridoriem un pārējā mežaudzes daļā;
5. kopējais pētījumu objektu skaits ir 20, kopējais apsekojamo parauglaukumu skaits – 60, zondējumu skaits – 1620.

Pētījumu kopsavilkums:

- izpētes objektu skaits – 50;
- parauglaukumu skaits – 150;
- zondējumu skaits – 4050.

## **V. Metodika aizsargjoslu (meža aizsargzonu) ap dabiskajām ūdenstecēm/tilpēm efektivitātes novērtējumam (A.Indriksons, A.Lazdiņš, Z. Lībiete-Zālīte)**

Pētījumu objekti izvēlēti Zinātniskās izpētes mežu Kalsnavas meža novadā trijos dažādas auglības meža tipos: lānā (180.kv., 8., 12.nog.), damaksnī (15.kvartāls, 1.nog.) un platlapju kūdrenī (96.kvartāls, 10., 11.nog.). Izskalošanās procesi augsnēs dažādos trofiskuma apstākļos ir atšķirīgi: objekts lānā pārstāv oligomezotrofas augsnes, objekts damaksnī – mezotrofas un objekts platlapju kūdrenī – eitrofas augsnes. Objekti lānā un damaksnī ir ar izteiktu zemes virsmas slīpumu, bet objekts platlapju kūdrenī – ar nelielu zemes virsmas slīpumu. Damaksnī un platlapju kūdrenī ierīkotajos objektos nogāzes lejasdaļā atrodas ūdensteces – attiecīgi, strauts un grāvis.

Izvēlētajos nogabalos paralēli nogāzes slīpumam nospraustas 3 vienāda platuma slejas (80 m), no kurām pirmā paredzēta kontrolei, otrajā paredzēts veikt kailcirti, ciršanas atliekas atstājot izklaidus, un trešajā paredzēts veikt kailcirti, ciršanas atliekas izvācot. Visos objektos lejasdaļā tiks atstāta 50 m plata aizsargjosla, kur ciršana netiks veikta.

Infiltrējošā ūdens kvantitātes un kvalitātes mērījumiem katrā slejā nogāzes garumā ierīkoti nokrišņu savācēji un spiediena lizimetri pēc sekojoša principa: seši vienmērīgi izvietoti lizimetri tajā slejas daļā, kur paredzēts veikt ciršanu, seši vienmērīgi izvietoti lizimetri aizsargjoslā. (13., 14. un 15. attēls.) Lizimetru dziļums – 30 cm un 60 cm. Visos trijos objektos nogāzes augšdaļā un lejasdaļā atrodas arī gruntsūdens novērošanas akas. Ūdens paraugus paredzēts ņemt arī no damaksnī un platlapju kūdrenī ierīkoto objektu lejasdaļā esošā strauta un grāvja. Ūdens noteces apjomu upē un grāvī noteiks pēc virsmas pludiņa metodes.

Lizimetri ierakti 2011.gada rudenī, ļaujot augsnei virs tiem sablīvēties. 2012.gada pavasarī platībā blakus lizimetriem izvietos nokrišņu uztvērējus (katra uztvērēja laukums 500 cm<sup>2</sup>) un uzsāks regulāru (reizi divās nedēļās no aprīļa līdz oktobrim ieskaitot) ūdens paraugu ievākšanu un analizēšanu, noskaidrojot infiltrējošā, vaļējās noteces (strauts, grāvis) un nokrišņu ūdeņu apjomu, gruntsūdens līmeni un visu veidu paraugu kvalitāti atsaucē periodā. Ūdens paraugi no lizimetriem un gruntsūdens akām tiks izsūknēti ar sūkni, iepildīti traukos un transportēti uz laboratoriju. Ūdenī nosakāmi šādi ķīmiskie parametri: N-NH<sup>4+</sup>, N-NO<sup>3-</sup>, N<sub>kop</sub>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, P<sub>kop</sub>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, elektrovadītspēja un pH. Minimālais ūdens tilpums, kas nepieciešams analīzēm, ir 400 mL, tāpēc paraugus virzīs uz analīzēm tajā brīdī, kad katrā no lizimetriem būs savākts vismaz 400 mL tilpums, t.i., ja 400 mL savāks vienā reizē, analīzes veiks uzreiz, bet, ja tilpums būs nepietiekošs, paraugu iekonservēs un virzīs uz analīzēm, apvienojot 2 vai vairāk paraugu sērijas, kuru kopējais tilpums ir vismaz 400 mL. Paraugus apvienos proporcionāli, t.i. sajauks kopā visu attiecīgajās paraugošanas reizēs vienā lizimetrā savākto ūdeni un tad no apvienotā parauga paņems 400-500 mL ūdens analīzēm.

Nokrišņu ūdeņu paraugu analīzes veiks reizi mēnesī, veidojot 2 vidējos paraugus katrā izmēģinājumu objektā – 1 paraugs zem koku vainagiem un 1 izcirtumā.

Gruntsūdeņu analīzes veiks reizi mēnesī, veidojot katras gruntsūdeņu akas vidējo paraugu. Gruntsūdeņu paraugus apvienos neproporcionāli, t.i. vienādās daļās sajauks visus attiecīgās sērijas paraugus, izņemot gadījumus, kad nav bijis iespējams ievākt kvalitatīvu paraugu; tādus gadījumus attiecīgo paraugu ignorēs, raksturojot gruntsūdens īpašības attiecīgajā mēnesī ar pārējiem paraugiem. Ja



parauga tilpums attiecīgajā reizē ir mazāks vairākās akās, veido 2 vai vairāk mēnešu vidējo paraugu.

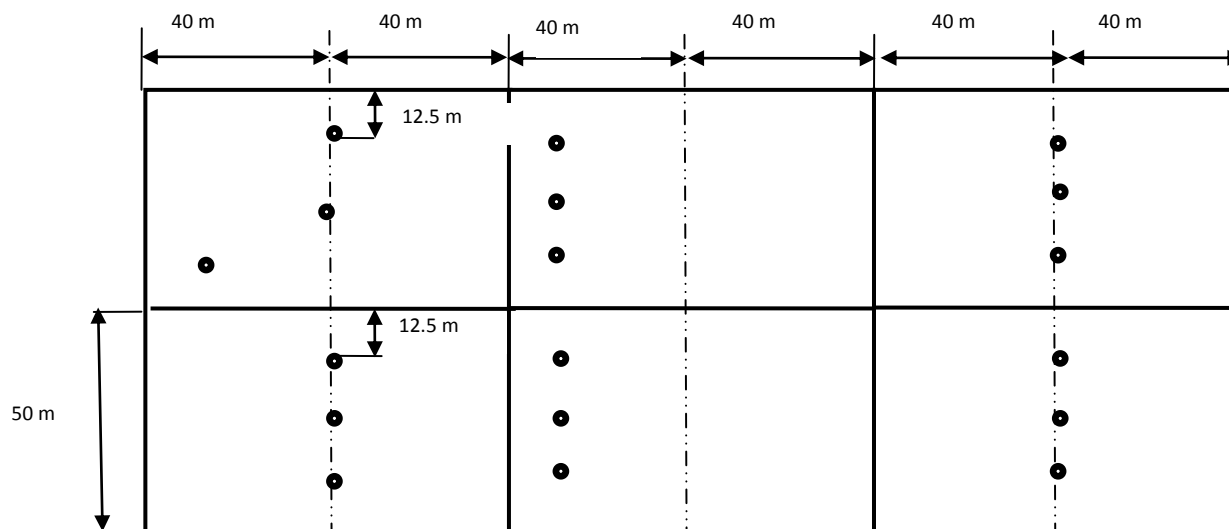
2012./2013.gada ziemā visos izmēģinājumu objektos veiks mežizstrādi, 2013. un 2014. gadā turpinās ūdens paraugu ievākšanu un analizēšanu, izvērtējot situācijas izmaiņas pēc mežizstrādes.

Saskaņā ar doto metodiku paredzēts noteikt attālumu no ūdensteces, kādā izmainās biogēno elementu daudzums gruntsūdenī izcirstajā slejā tālāk par 50 m no ūdensteces salīdzinājumā ar neizcirsto kontroles platību. Tas ļaus izdarīt secinājumus par nepieciešamo aizsargjoslas platumu. Vēlūprāt objektos tiks analizēta arī saistībā ar mežizstrādes veidu – vai mežizstrādes atliekas tiek izklaidus atstātas cīsmā vai izvāktas biokurināmā savākšanai. Tāpēc katrā objektā vienā no joslām mežizstrādes atliekas atstās izklaidus, neiekļaujot ceļos, otrā joslā izvedīs uz augšgala krautuvi un trešo joslu atstās neizstrādātu kā kontroli. Šajos pašos objektos analizēs arī faktiskās biomasas izneses apjomu mežizstrādes rezultātā. Pirms cirstāšanas 2012.gada rudenī visās slejās veiks detaļu kokaudzes uzmērīšanu, visiem kokiem, kuru caurmērs krūšaugstumā pārsniedz 6.0 cm, nosakot caurmēru un katra audzes elementa 15 kokiem – augstumu augstumlīknes konstruēšanai.

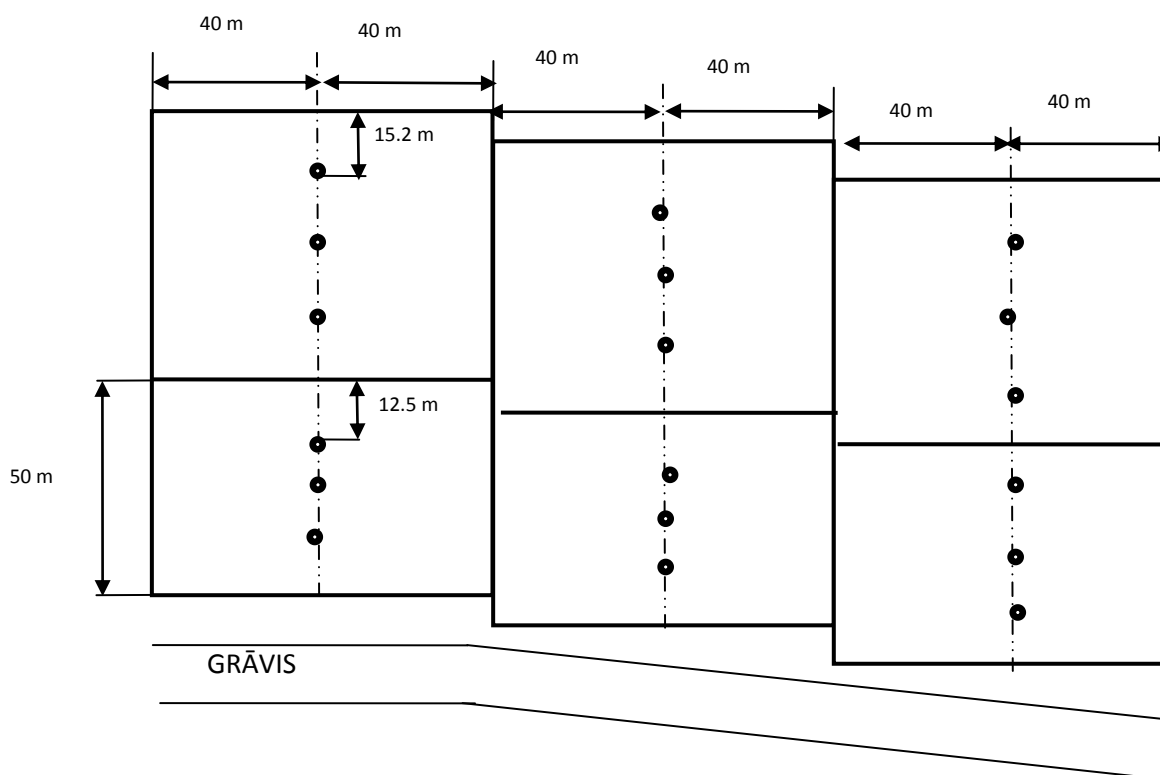
Zemsedzes augi ir labs indikators ūdens un barības vielu režīmam augsnē. Katrā parauglaukumā nospraustajās slejās, izmantojot punktu metodi, divas reizes projekta laikā – 2012.gada vasarā un 2014.gada vasarā - paredzēts raksturot zemsedzes augu veģetāciju. Katrā slejā nogāzes augšdaļā, vidusdaļā un lejasdaļā izdarāmi divi simti 1 mm biezās adatas dūrieni vairākos paralēlos transektos, reģistrējot visas augu sugas, kas pieskaras adai. Pēc tam katrai sugai tiks aprēķināts sastopamības koeficients. Atbilstoši Ellenberga ekoloģiskajām skalām katrai apsekotajai slejas daļai tiks noteikta apgaismojuma, temperatūras, kontinentalitātes, mitruma, augsnes pH, slāpekļa un substrāta barības vērtība, kā arī tās izmaiņas laikā.

Svarīgs rādītājs vielu aprites raksturošanai ir arī meža nobiru daudzums un to sadalīšanās zem mežaudzes vainagu klāja un izcirtumā. Lai noteiktu meža nobiru kvantitatīvo apjomu un dinamiku gada gaitā katrā slejā izvietojami trīs standarta meža nobiru savācēji ar fiksētu uztverošo virsmu (1). Nobiras ievācamas 1 reizi mēnesī un šķirojamas pa frakcijām (zari ( $\varnothing < 2$  cm), un mizas; dominējošās koku sugas skuju, lapas, augļi, čiekuri, sēklas, un cita biomasa (insekti, ekskrementi u.c.)). Mēneša paraugs kopumā un katra frakcija sverama ar 0,1 mg precizitāti, katrā frakcijā ķīmiskajās analizēs nosakāms biogēno elementu daudzums –  $N_{kop}$ ,  $P_{kop}$ , K, Ca, Mg. Lai analizētu meža nobiru sadalīšanās gaitu zem vainagu klāja un izcirtumā, izvietos papildu nobiru savācējus kompostējamās frakcijas vākšanai (2), kuros visu gadu ievāks nešķirotus paraugus, kurus periodiski izvāks un uzglabās dabiskiem apstākļiem pietuvinātā vidē. Sezonas beigās tiks apkopota informācija par nobiru sadalījumu frakcijās no paraugiem, kas ievākti standarta nobiru savācējos (1). Lai novērtētu gada laikā notikušās izmaiņas sajauktajos paraugos, tiks ņemts reprezentatīvs paraugs (atbilstoši 1 mēneša laikā vidēji ievāktajai masai) un noteikts frakciju sadalījums, katrai frakcijai nosakot arī mitruma un oglekļa saturu; tādējādi iegūstot izmaiņas, kas notiek nobiru izbiršanas gadā. Pēc tam savāktās nobiras tiks sabērtas maisiņos (katrā maisiņā 50 g parauga), nosvērtas un nākamā gada marta sākumā novietotas pētījumu objektos uz zemes (zem koku vainagiem un atklātā laukā). Lai iespēju robežās samazinātu smalkāko frakciju izskalošanos no maisiņiem ar nokrišņiem, maisiņu apakšējais slānis jāpagatavo no iespējami blīvāka vidēji tumša auduma un maisiņiem jābūt pietiekami lieliem (vismaz 20x20 cm), lai nobiras būtu izklātas brīvi un vienmērīgi. Maisiņu virsējais slānis - no baltas celtniecības šķiedras, poru izmērs augšējam slānim 1-2 mm, apakšējam - vismaz 50 reizes mazāks, visi gali aiztaisīti un nobiras izvietotas maisa centrālajā daļā. Reizi 3 mēnešos tiks savākti 3 maisi, nosvērtā kopējā masa, sašķirotas nobiras un noteikts katras frakcijas mitruma un oglekļa saturs. Zinot sākotnējo mitrumu un oglekļa saturu, būs iespējams izrēķināt 3 mēnešu laikā notikušās izmaiņas gan atsevišķas frakcijas robežās, gan maisījumā kopumā (pārejas starp

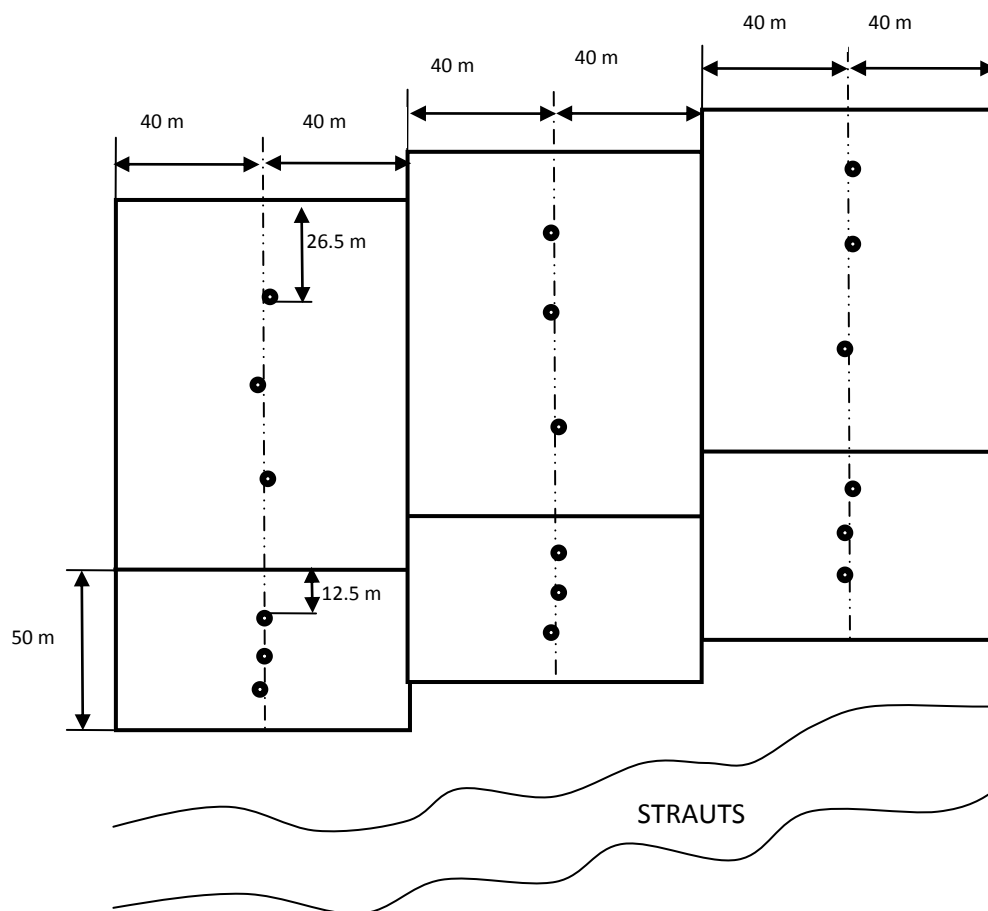
frakcijām). Kopumā eksperimentā varēs ievākt 3 paraugu sērijas, bet, turpinot novērojumus 2 gadus, 7 paraugu sērijas (ziemā paraugi netiks vākti, bet ņemts pirmais paraugs nākamā gada marta sākumā). Atbilstoši iegūtajiem datiem, būs iespējams aprēķināt viena gada dažādu nobiru frakciju sadalīšanās gaitu zem koku vainagiem un izcirtumā.



Attēls 13. Pētījumu objekta *Zvēri* shēma (Ln, 180.kv., 8., 12.nog.)



Attēls 14. Pētījumu objekta *Kūdrenis* shēma (Kp, 96.kvartāls, 10., 11.nog.)



Attēls 15. Pētījumu objekta *Vilku kalns* shēma (Dm, 15.kvartāls, 1.nog.)

## **VI. Metodika preventīvo pasākumu – meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējumam ūdens kvalitātes kontekstā (A.Indriksone)**

### **1. Lauka darbu metodika**

Pētījuma objektu izvēlei 2012. gada ziemā – pavasarī katrā AS „Latvijas valsts meži” reģionālajā mežsaimniecībā ievācama informācija par esošajām un plānotajām meža meliorācijas sistēmām, kā arī esošajiem vai plānotajiem sedimentācijas dīķiem – to skaitu, atrašanās vietu un parametriem.

2012. gada maijā veicama apkopotās informācijas analīze pēc kartogrāfiskā materiāla, lai izvēlētos piemērotāko objektus AS „Latvijas valsts meži” apsaimniekotajos mežos ūdens kvalitātes kontekstā, kā arī veicama izvēlēto objektu apsekošana dabā, novērtējot objekta piemērotību un iegūstot precīzas koordinātas.

2012. gada jūnijā uzsākama empīrisku datu ievākšana atlasītajos pētījumu objektos, pārbaudot sedimentācijas dīķu efektivitāti. Iegūstams empīriskais materiāls par meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju un sedimentācijas dīķu tehniskajiem rādītājiem un hidraulisko stāvokli, augšņu granulometriskā sastāvu, kā arī ūdens analīžu dati par biogēno elementu koncentrāciju un suspendēto cietvielu daudzumu grāvju ūdenī.

Galvenais sedimentācijas dīķu darbības efektivitātes rādītājs ir suspendēto cietvielu daudzums meliorācijas sistēmas novadgrāvju ūdenī. Suspendētās cietvielas ir cietas organiskas un neorganiskas daļiņas šķīdumā, kas tiek suspendētas. Suspensija ir cietviela, kas parasti šķīdumā tiek izklidināta daļiņās, kas lielākas par vissmalkāko augsnes frakciju - koloīdiem ( $> 0.0001$  mm) un pieder granulometriskā sastāva māla, duļķu, putekļu vai smilts frakcijām. Atsevišķi izdala jēdzienus: TDS – kopējais izšķīdušo cietvielu daudzums (total dissolved solids) – kopējo izšķīdušo cietvielu un kopējo suspendēto cietvielu summa; TSS – kopējais suspendēto cietvielu daudzums (total suspended solids) – atlikušais materiāls, ko var atdalīt no šķīduma, izmantojot filtrēšanu. Tieši TSS parasti izraisa lielākās problēmas pēc nosusināšanas grāvju pārtīrīšanas vai jaunu grāvju sistēmu ierīkošanas, veidojot augsnes sanesumus grāvju lejtecē vai upēs, kas rada kaitējumu zivīm un citiem ūdens faunas pārstāvjiem.

Augsne ir polidispersa sistēma, kuras smalkzemes pamatmasa sastāv no visdažādākā izmēra minerālu daļiņām, kas atkarībā no cilmieža ģenēzes ir ar dažādu mineralogisko un ķīmisko sastāvu. Informācijas apkopošanas procesā, izmantojot pieejamo kartogrāfisko materiālu un citu informāciju, visas meliorācijas sistēmas jāgrupē atbilstoši tur pārsvarā esošo augšņu granulometriskā sastāva pamatgrupām: smilts, māls, māls, smags māls, smilšmāls, putekļains smilšmāls, putekļi, smags smilšmāls, viegls māls, viegls putekļu māls, vidējs māls, smags putekļu māls, smags māls un ļoti smags māls. Par meža meliorācijas sistēmu sadalījumu iepriekš minētajās augšņu granulometriskā sastāva pamatgrupās, kā arī esošo sedimentācijas dīķu skaitu un dimensijām veicama statistiska analīze.

Pētījuma veikšanai nepieciešams atrast 3 pētījumu objektus katrā no 4 šādām augšņu grupām ar sekojošu granulometriskā sastāva augsni vai cilmieža horizontā: māla augsnes, putekļainas augsnes, smilts augsnes un kūdras augsnes. Objektu apsekošanas laikā katrā no tiem ievācami augsnes paraugi no meliorācijas grāvjiem un to tuvākās apkārtnes augsnes granulometriskā sastāva analīzei. Pavisam kopā jāatrod 12 pētījumu objekti, kuros laikā no jūnija līdz novembrim (ieskaitot) 2 reizes mēnesī izdarāmas biogēno elementu – slāpekļa, fosfora, kālija, kalcija, magnija analīzes, kā arī nosakāms ūdens pH,

organiskais izšķīdušais ogleklis (DOC) un kopējais suspendēto cietvielu daudzums (TSS). Ūdens paraugi ievācamī novadgrāvja lejtecē – leļpus pēdējā sedimentācijas dīķa.

No augšņu granulometriskā sastāva ir atkarīgas gandrīz visas augsnes īpašības: ķīmiskās, fizikālās un fizikāli mehāniskās, tajā skaitā, porozitāte, ūdenietilpība, ūdens filtrācijas koeficients, kapilārā ūdens pacelšanās augstums, gaisa režīms, siltuma režīms, kā arī cietvielu suspensijas veidošana ūdenī.

Pētījuma veikšanai piemērotas ir svaigas, nesen (ne vairāk kā pirms mēneša) ierīkotas (renovētas) meža meliorācijas sistēmas, lai grāvja ūdens paraugus varētu ievākt tūlīt pēc grāvja pārrakšanas (izveidošanas) – kamēr ūdenī izšķīdušas cietvielas vēl nav izgulsnējušās. Ideālā gadījumā objekti būtu jāizvēlas pirms grāvju renovācijas darbu uzsākšanas. Jāizvēlas tie objekti, kuros jau ir projektēta viena vai vairāku sedimentācijas dīķu izveide. Ja tādu objektu atrašana nav iespējama, tad nesen ierīkotās meliorācijas sistēmās ar AS „Latvijas valsts meži” starpniecību sedimentācijas dīķi ir izrokami, ievērojot vienādas garuma, platuma un dziļuma dimensijas. Pētījuma objekti katrā augšņu grupā ir atrodami (vai ierīkojami) ar dažādu sedimentācijas dīķu skaitu uz novadgrāvja: 1 dīķis, 2 dīķi, 3 vai vairāk dīķi. Katrā augšņu grupā atrodami grāvji ar dažādiem (maziem, vidējiem un lieliem) gultnes garenslīpumiem.

Līdztekus meža meliorācijas novadgrāvju ūdens kvalitātes rādītājiem pētījumu objektos veicams detalizēts grāvju hidroaulisko parametru apraksts: šķērsprofila veids, grāvja dziļums, platums, nogāzes rādītājs, garenslīpums, gultnes raupjuma koeficients. Jāraksturo arī kopējā meliorācijas sistēmas konfigurācija, grāvju kopgarums un susinātājgrāvju savstarpējie atstatumi. Hidroloģisko aprēķinu ceļā jānoskaidro mazūdens perioda, pavasara palu un vidējais ūdens caurplūdums no grāvju sateces baseina pie dažāda nodrošinājuma (minimālajiem caurplūdumiem) vai pārsniegšanas varbūtības (maksimālajiem caurplūdumiem) (1%, 5%, 10%, 95%), lai noteiktu biogēno elementu un suspendēto cietvielu iznesi. Katrā mērījumu reizē, izmantojot mērlatu, uzmērāms grāvja profila aktīvais (ūdens aptvertais) laukums, kā arī ar virsmas pludiņa metodi nosakāms ūdens plūsmas ātrums 5 atkārtojumos, pēc tam aprēķinot vidējo ātrumu. Ūdensteces caurplūdums konkrētajā mērījumu reizē  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  (vai citās mērvienībās) nosakāms, reizinot grāvja profila aktīvo laukumu ar ūdens plūsmas ātrumu.

Visos upju vai grāvju ūdeņos atrodas cietvielu saneši, kurus var iedalīt trijās grupās. Pirmo grupu veido *rupjie saneši*, kuri pārvietojas, veļoties pa ūdensteces gultni tekošā ūdens spiediena ietekmē (rupja smiltis, grants un pat lielāki akmeņi kalnaina apvidus strautos). Otrā grupa ir *suspendētie saneši*, kas pārvietojas pa upi kopā ar tekošo ūdeni. Upēs ir turbulenta ūdens plūsma. Ja straumes ātruma vertikālā komponente ir lielāka par suspendēto sanešu grimšanas ātrumu (hidraulisko rupjumu), tad sīkās matērijas daļiņas nenogrimst un pārvietojas peldošā stāvoklī kopā ar upes ūdeni. Pie suspendētajiem sanešiem pieder smalkas smiltis, sīkas kūdras daļiņas, dūņas, māli. Trešo grupu veido *dažādas ūdenī izšķīdušas vielas jeb izšķīdušie saneši*.

Lai noteiktu sanešu caurplūdumu, ūdenstecēs ņem sanešu paraugus, tos apstrādā un aprēķinos noskaidro to caurplūdumu. Suspendēto sanešu jeb cietvielu caurplūduma noteikšanai upēs visās ātruma vertikālēs dažādos dziļumos jāizmēra straumes ātrums (izmantojot hidrometriskos spārņņņus) un, ar speciālas ierīces – batometra - palīdzību jāpaņem ūdens paraugi duļķainības noteikšanai. Mazākos strautos vai meliorācijas novadgrāvjos, kur ūdens dziļums bieži ir tikai dažī desmiti centimetru, hidrometrisko spārņņņ lietošana ir apgrūtināta, un ūdens plūsmas ātrums profilā ir vienmērīgs. Tādēļ ir pilnīgi pietiekama straumes ātruma mērīšana ar virsmas pludiņa metodi. Tā kā nelielajā dziļumā nav nepieciešama arī batometra lietošana, tad ir pietiekami paņemt vienu ūdens paraugu no hidrometriskā profila.

Atbilstoši katrā pētījumu objektā katras augsnes granulometriskā sastāva grupas un grāvja gultnes garenslīpuma lielumam izveidojami modeļi meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju konfigurācijas izmaiņu efekta novērtējumam saistībā ar sedimentācijas dīķu ierīkošanu. Modeļi izstrādājami nomogrammu (grafisku risinājumu) un ieteikumu (rekomendāciju) veidā optimālai meža meliorācijas sistēmu ierīkošanai.

## 2. Analīžu un aprēķinu metodika

Ūdens ķīmiskās analīzes un cietvielu sanešu laboratoriskā noteikšana izdarāma atbilstoši Latvijas un starptautiskajiem standartiem (LVS un ISO) (3. tabula).

Tabula 3

Laboratorijas analīžu metodes

Parametrs	Standarts	Analīzes metode
$\text{N-NH}_4^+$	LVS ISO 7150-2: 2004	Automātiskā spektrofotometrija
$\text{N-NO}_3^-$	LVS ISO 7890-1: 2002	Spektrofotometrija ar 2.6 dimetilfenolu
$\text{N}_{\text{kop}}$	LVS EN 25663: 2000	Kjeldāla slāpekļa noteikšana pēc mineralizēšanas selēna klātbūtnē
$\text{P-PO}_4^{3-}$	LVS EN ISO 6878: 2005	Spektrofotometrija ar amonija molibdātu
$\text{K}^+$	LVS ISO 9964-2: 1993	Atomu absorbcijas spektrometrija
$\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$	LVS EN ISO 7980: 2000	Atomu absorbcijas spektrometrija
pH	LVS ISO 10523: 2009	Elektrometrija
DOC	LVS EN 1484: 2000	Izšķīdušā organiskā oglekļa noteikšana
TSS	LVS EN 872: 2007	Kopējā suspendēto cietvielu daudzuma noteikšana, filtrējot caur stikla šķiedras filtru

Pieņemto hidrometrisko profilu, kurā jānosaka sanešu caurplūdumi, uzmēra, uzzīmē un nosaka raksturīgos punktus jeb ātruma vertikāles (16. attēls A). Attālumi starp ātrumu vertikālēm ir hidrometriskā profila posmu platumi  $b_i$ .

Noņemto ūdens paraugu duļķainību nosaka laboratorijā, izvaicējot parauga ūdeni un nosverot sauso atlikumu vai filtrējot ūdeni caur stikla šķiedras filtru. Duļķainība palielinās no ūdensteces ūdens virsmas līmeņa virzienā uz leju.

Duļķainību  $\rho$ ,  $\text{g m}^{-3}$ , aprēķina pēc formulas

$$\rho = s_2 : W, \quad (1)$$

kur  $s_2$  – ūdens parauga sausais atlikums, g;

$W$  – ūdens parauga tilpums,  $\text{m}^3$ .

Pēc dažādos dziļumos izmērītajiem straumes ātrumiem un noteiktajiem ūdens duļķainumiem konstruē divas epīras (9. attēls B). Pirmā epīra ( $v$ ) attēlo straumes ātrumu dažādos dziļumos, otrā ( $\rho$ ) – ūdens duļķainumu. Reizinot 1. un 2. epīras abscisas, iegūst 3. epīru ( $k$ ), kas attēlo sanešu elementārdaudzuma līkni. Ar planimetrēšanas vai citu metodi nosaka sanešu vidējo elementārdaudzumu

$$\bar{K} = f : h, \quad (2)$$



kur  $f$  – ar līklīniju 3 ierobežotais laukums;  
 $h$  – dziļums vertikālē.

Kad visās ātruma vertikālēs ir noteikts sanešu vidējais elementārdaudzums, tad jebkurā ūdensteces posmā var aprēķināt suspendēto sanešu (cietvielu) caurplūdumu  $S_i$ , g/s, izmantojot formulu

$$S_i = \omega_i (\bar{K}_1 + \bar{K}_2) : 2, \quad (3)$$

kur  $\omega_i$  – ūdens plūsmas laukums,  $m^2$ , starp divām ātrumu vertikālēm;

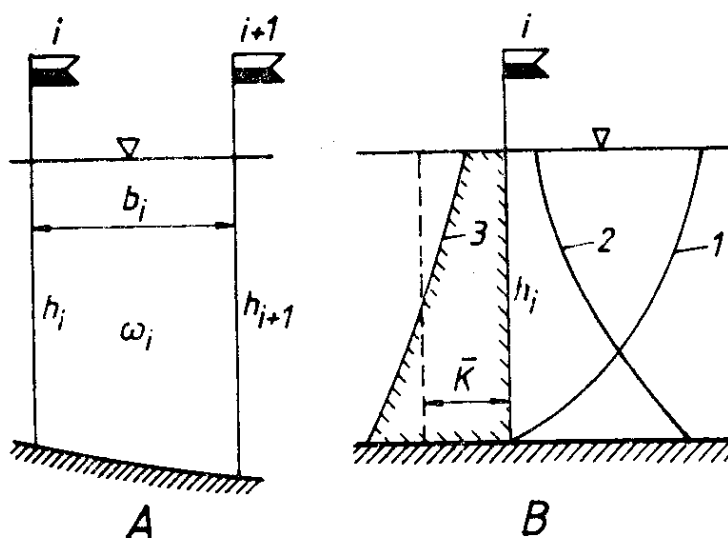
$\bar{K}_1$  un  $\bar{K}_2$  – sanešu (cietvielu) vidējais elementārdaudzums ātrumu vertikālēs, kas ierobežo apskatāmo hidrometriskā profila laukumu  $\omega_i$ .

Visu suspendēto sanešu (cietvielu) caurplūdumu  $S$ ,  $g \cdot m^{-3}$ , pa hidrometrisko profilu aprēķina pēc formulas

$$S = \sum_{i=1}^n S_i, \quad (4)$$

kur  $S_i$  – suspendēto sanešu (cietvielu) caurplūdums pa atsevišķiem profila posmiem, ko aprēķina pēc formulas (3);

$n$  – ūdensteces posmu skaits.



Attēls 16. Sanešu (cietvielu) aprēķina shēma (pēc B.Sarmas 1990):

A – hidrometriskā profila elementārajā laukumā;

B – suspendēto cietvielu kustība ātruma vertikālē.

Hidroloģiskie aprēķini maz izpētītām upēm vai grāvju sistēmām veicami, izmantojot sekojošas formulas. Izmantojot matemātiskās statistikas metodes, iespējams aprēķināt, ar kādu varbūtību sagaidāms noteikta lieluma caurplūdums. Šādam mērķim kalpo aplēses jeb ar uzdotu pārsniegšanas varbūtību (nodrošinājumu) aprēķināti hidroloģiskie lielumi. Viens no biežāk lietotajiem aplēses lielumiem ir aplēses caurplūdums.

*Ilggadīgais vidējais gada noteces apjoms*

$$W = 10^3 R \cdot A, \text{ m}^3, \quad (5)$$

kur  $R$  – ilggadīgais vidējais noteces slānis, mm (pēc A. Zīverta un J. Strūberga, 2000 kartogrammas (10. attēls);

$A$  – upes (grāvja) ūdens sateces baseina laukums,  $\text{km}^2$ .

*Ilggadīgais vidējais caurplūdums*

$$Q = 31.7 \cdot 10^{-6} \cdot R \cdot A, \text{ m}^3/\text{s} \quad (6)$$

*Pavasara palu maksimālais caurplūdums (ar pārsniegšanas varbūtību  $p = 1\%$ ) (atkārtošanās periods vienu reizi 100 gados)*

$$Q_{1\%} = k_{1\%} \delta_{\text{mež.}} \delta_{\text{purv.}} \delta_{\text{ez.}} (A + 1)^{-0.14} A, \text{ m}^3/\text{s}, \quad (7)$$

kur  $k_{1\%}$  – kompleksais koeficients, kas atkarīgs no ūdens satura sniegā un sniega kušanas intensitātes (vērtība nolasāma no izolīniju kartes (Zīverts, 2004., 67. lpp.));

$\delta_{\text{mež.}}$  – mežu ietekmes koeficients, ko aprēķina atkarībā no mežu % jeb mežainuma baseinā,  $A_m$ ;

$$\delta_{\text{mež.}} = (A_m + 1)^{-0.22}; \quad (8)$$

$\delta_{\text{purv.}}$  – purvu ietekmes koeficients, ko aprēķina atkarībā no purvu % jeb purvainuma baseinā,  $A_p$ ;

$$\delta_{\text{purv.}} = 1 - 0.7 \log (0.1 A_p + 1); \quad (9)$$

$\delta_{\text{ez.}}$  – ezeru ietekmes koeficients, kas atkarīgs no katra ezera virsmas laukuma,  $s_i$ ,  $\text{km}^2$  un katra ezera sateces baseina laukuma,  $\text{km}^2$ ;

$$\delta_{\text{ez.}} = r_1 r_2 \dots r_i \dots r_{n-1} r_n; \quad (10)$$

kur  $r_i$  –  $i$ -tā ezera (ūdenstilpes) ietekmes koeficients.

Lielumu  $r_i$  atsevišķam caurtekošam ezeram (ūdenstilpei) Latvijā aprēķina pēc šādas formulas:

$$r_i = (1 - 14.2 s_i^{0.355} A_i^{0.73}) / (h_{1\%}^{0.5} A), \quad (11)$$

kur  $h_{1\%}$  – pavasara palu noteces slānis ar pārsniegšanas varbūtību  $p=1\%$ , ko nosaka pēc kartogrammas (Zīverts, 2004., 68. lpp);

$s_i$  –  $i$ -tā ezera virsmas laukums,  $\text{km}^2$ ;

$A_i$  –  $i$ -tā ezera baseina laukums,  $\text{km}^2$ .

Caurplūdumus, kas atkārtojas biežāk, var iegūt izmantojot pārejas koeficientus, piemēram,  $p=10\% - 0.63$ .

*Vasaras mazūdens perioda minimālie (30 dienu) caurplūdumi*

$$Q_{\text{min.30 d. vas.}} = 10^{-3} a (A - c)^{1.22}; \quad (12)$$

kur  $A$  – baseina laukums,  $\text{km}^2$ ;

$a$  un  $c$  – parametri, ko aprēķina pēc sekojošām formulām:

$$a = g (a_1 R_1 + a_2 R_2 + a_3 R_3 + a_4 R_4); \quad (13)$$

$$c = 7.6 (a_1 R_1 + a_2 R_2 + a_3 R_3 + a_4 R_4)^{-1}, \quad (14)$$

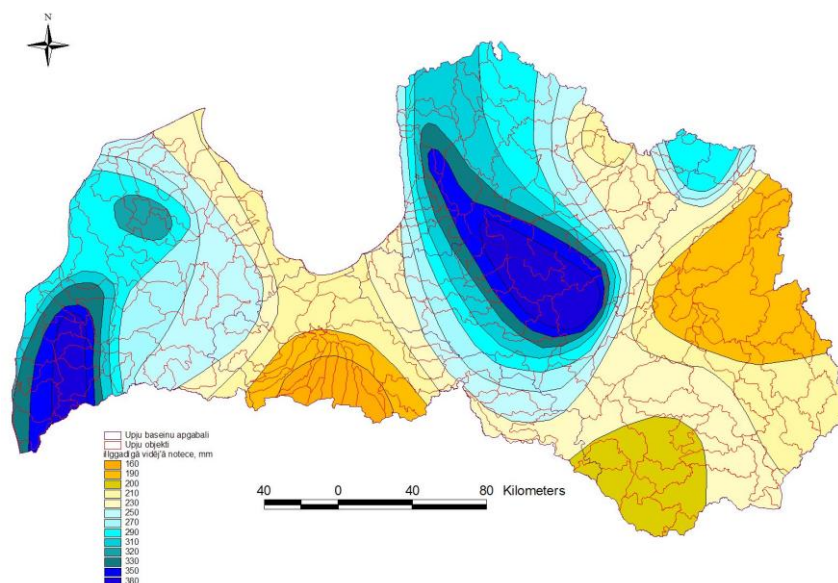
kur  $a$  – palīgliebums, kas proporcionāls minimālajam caurplūdumam;

$c$  – palīgliebums, kas atbilst baseina laukumam, pie kura iespējama ūdensteces pilnīga izsūkšana;

$g$  – minimālās noteces veidošanās klimatiskais koeficients, kas dots izolīniju kartē (Zīverts, 2004., 72. lpp.);

koeficientu  $a_1$ ,  $a_2$ ,  $a_3$  un  $a_4$  lielumi doti tabulā (Zīverts 2004., 71. lpp.).

Minimālie caurplūdumi upēs galvenokārt ir saistīti ar pazemes ūdeņu pieplūdi, kas savukārt ir atkarīga no baseina ģeomorfoloģiskajiem un hidroģeoloģiskajiem apstākļiem, tādēļ minimālā notece citādi visai līdzīgos apstākļos var būt ļoti atšķirīga. Neizpētītu upju minimālo caurplūdumu aprēķināšanai Latvijā pēc ģeomorfoloģiskām pazīmēm ir izdalītas 4 raksturīgas zonas: mālaine līdzenumi -  $R_1$ , morēnu un smilšainie līdzenumi -  $R_2$ ; morēnu pauguraines -  $R_3$  un piekāpļu zonas -  $R_4$ . Lielumi  $R_1$ ,  $R_2$ ,  $R_3$  un  $R_4$  norāda konkrētā baseina laukuma sadalījumu pa šīm zonām, %.



Attēls 17. Ilggadīgā vidējā noteces slāņa (mm) apgabali ((Zīverts,Strūbergs 2000) pēc A.Zīverta 2004).

### 3. Izmantotā literatūra

1. Sarma B. 1990. *Hidrometrija, hidroloģija un noteces regulēšana*: mācību līdzeklis LLA hidromeliorācijas specialitātes studentiem.- Rīga: Zvaigzne. 189 lpp.
2. Zīverts A. 2004. *Hidroloģija. Ievads un hidroloģiskie aprēķini*.- Jelgava: LLU. 104. lpp.
3. Zīverts A., Jauja I., Meža–Eriņš G. 1996. Nosēdtīlpu loma biogēnās noteces aizturēšanā nosusināšanas sistēmās. *Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti*, Nr.6, 116.-125. lpp.

## VII. Metodika augsnes un vēja erozijas potenciāla aprēķināšanai (Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze) (J.Donis)

### 1. Teorētiskais pamatojums

#### 1.1. Principi meža zonējuma izstrādei no erozijas draudu viedokļa

Meža teritoriju zonējums no **potenciālo** erozijas draudu viedokļa ir izmantojams stratēģiskai plānošanai, un ir noderīgs riska faktoru novērtēšanai un riska teritoriju izdalīšanai, pieņemot, ka saimnieciskās darbības vai kādu nevēlamu notikumu, piem., ugunsgrēku, rezultātā pilnībā tiek iznīcināts augājs un zemsedze, tādējādi atsedzot augsnes minerālo daļu.

Izstrādājot meža zonējumu no potenciālo erozijas draudu viedokļa, būtu jāņem vērā šādi rādītāji:

- 1) *klimats* (nokrišņu gada daudzums, diennakts maksimālais nokrišņu daudzums, sadalījums pa sezonām, mēnešiem, lietusgāžu intensitāte, ūdens krājums sniegā, vēja režīms (ātrumu, virzienu struktūra laikā un telpā),
- 2) *reljefs* (nogāžu slīpums, garums un forma, relatīvie augstumi t.sk. vietējo erozijas bāžu dziļums),
- 3) *augšņu raksturojums* (augšņu sadalījums pa tipiem, meh. sastāvu, struktūru).

Izstrādājot **reālo** augsnes erozijas draudu zonējumu saimnieciskās darbības plānošanai, papildus iekļaujami sekojoši rādītāji:

- 1) *Augāja raksturojums objektā* (klājums, stāvokums, sugas) un saimnieciskās darbības potenciālās ietekmes novērtējums, kas izpaužas kā augsnes daļēja atsegšana, piem., sagatavojot augsni, daļēji vai pilnībā novācot augāju – kokaudzi, paaugu, zemsedzi;
- 2) *Novērtējamā objekta lielums* (forma, platība);
- 3) *Blakus esošu objektu (teritoriju) novērtējums*. Blakus esošo teritoriju relatīvais augstums, audžu struktūra, kokaudzes augstums.

Par svarīgākajiem riska faktoriem, kas var apdraudēt meža augsnes aizsargājošo f-ju izpildi, uzskatāmi:

- Kokaudzes un zemsedzes iznīcināšana vējam atklātās vietās un/vai nogāzēs;
- Augšņu sablīvēšana un struktūras iznīcināšana:
  - a) Rekreatīvo slodžu (izmiņāšanas t. sk. arī velosipēdistu izbraukāšanas) rezultātā
  - b) Mežizstrādes rezultātā
  - c) Mākslīgas izcelsmes vai dabisku ugunsgrēku rezultātā.

#### 1.2. Vēja erozijas draudu novērtējuma metodikas izstrāde

**Klimata (vēja režīma) raksturojums.** Novērtējot vienu no klimatiskajiem rādītājiem - vēju, izmantos citos LVMI "Silava" projektos iegūto informāciju par ilglaicīgajiem klimatiskajiem apstākļiem

Latvijā. Balstoties uz tiem, izveidos vēja erozijas riska karti, ņemot vērā varbūtību, ka vidējais vēja ātrums 10m augstumā pārsniedz  $10\text{ms}^{-1}$ . Atbilstoši tam tiks izstrādāta skala vēja klimata nozīmīgumam.

**Reljefa raksturojums.** Atbilstoši pieejamajam kartogrāfiskajam un datu materiālam, tiks izvēlētas divas modeļteritorijas. Attiecīgi digitizēta informācija, lai izveidotu digitālo virsmas modeli (DTM).

**Augsnes raksturojums.** Atbilstoši citu valstu pieredzei, augsnes erozijas draudi ir atkarīgi no augsnes tipa (skat. 4. tabulu). Pētījuma gaitā paredzēts pārbaudīt šīs metodikas piemērotību Latvijas apstākļiem.

Tabula 4

**Faktoru vērtības vēja erozijas draudu potenciāla noteikšanai**

Vietas faktori	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Klimats, vēja faktors (punkti)	Zems <b>2</b>	Vidējs <b>4</b>	Augsts <b>6</b>	Ļoti augsts <b>8</b>
Reljefa elements (punkti)	Paliene, Ielejas <b>1</b>	Ieplaka <b>2</b>	Līdzenums <b>3</b>	Paugurs, Valnis <b>4</b>
Ekspozīcija (punkti)	Līdens, A, ZA <b>1</b>	DA <b>2</b>	ZR, D, Z <b>3</b>	Virsošne, R, DR <b>4</b>
Izvietojums nogāzē (punkti)	Pamatne <b>1</b>	Lejas daļa <b>2</b>	Vidējā daļa <b>3</b>	Augstākā daļa <b>4</b>
Augsnes augšējā slāņa meh. sastāvs (0-15cm) (punkti)	Puteklains smilšmāls, Smilšmāls, Māls Kūdra <b>1</b>	Mālsmilts, Puteklaina mālsmilts <b>2</b>	Saistīga smilts, Lesveida smilts <b>4</b>	Irdena smilts, Nosusināta kūdra <b>6</b>
Augsnes erozijas riska novērtējums (punkti kopā)	<b>Zems</b> <b>&lt;10</b>	<b>Vidējs</b> <b>10-15</b>	<b>Augsts</b> <b>16-21</b>	<b>Ļoti augsts</b> <b>&gt;21</b>

Reālās augsnes erozijas iespējamības novērtējumam papildus iekļaujami rādītāji:

- Saglabājamā augāja segums. Ja saglabāts augājs pilnībā, vēja erozija vērtējama kā zema, neatkarīgi no erozijas potenciāla. Ja augājs iznīcināts pilnībā, tad vēja erozijas draudi ir atbilstoši potenciālajam.
- Ja atklātās vietas platums (izcirtuma platums, nocērtamā nogabala platums), izteikts meža sienas augstumos H,m, ir mazāks par 3H, tad reālās vēja erozijas draudi uzskatāmi par zemiem, ja lielāks par 5H, tad atbilstoši riska novērtējuma tabulai.

### 1.3. Ūdens radītās augsnes erozijas riska noteikšanas metodikas izstrāde

Tā kā pašreiz nav Latvijas apstākļiem izstrādātas ūdens erozijas ietekmes novērtējuma tabulas, kā pārbaudāmais risinājums ir Britu Kolumbijas meža kodeksā ietvara vadlīnijās ieteiktā riska

novērtējuma metodikas (Hazard assessment keys for evaluating site sensitivity to soil degrading processes guidebook. 2nd ed. 1999) piemērotības novērtējums Latvijas apstākļiem (skat. 5. tabulu).

Tabula 5

**Faktoru vērtības ūdens erozijas (virszemes plūsmu) draudu potenciāla noteikšanai**

Vietas faktori	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Klimats, nokrišņu faktors <b>(punkti)</b>	zems <b>2</b>	Vidējs <b>4</b>	augsts <b>6</b>	ļoti augsts <b>8</b>
Topogrāfija - nogāzes gradients (%) <b>(punkti)</b> garums/vienveidība*	0-10 <b>1</b> īss komplekss <b>1</b>	11-20 <b>3</b> īss vienveidīgs <b>2</b>	21-50 <b>6</b> garš komplekss <b>3</b>	>50 <b>9</b> garš vienveidīgs <b>4</b>
Ūdens plūsmu ierobežojošā slāņa dziļums) (cm)** <b>(punkti)</b>	>90 <b>1</b>	61-90 <b>2</b>	30-60 <b>3</b>	<30 <b>4</b>
Augsnes augšējā slāņa ūdens uztveršanas spēja*** (0-15cm) <b>(punkti)</b>	Vidējs māls. Smags māls. Smags putekļu māls <b>1</b>	Viegls putekļu māls. Viegls māls. Smaga rupja mālsmilts <b>2</b>	Smaga mālsmilts, Smilšmāls <b>4</b>	Putekļi, Puteklains smilšmāls, Smaga smalka mālsmilts, Mālsmilts Smilts <b>8</b>
Augsnes virsējā slāņa (0-15cm) <sup>a</sup> rupjie fragmenti ****(%) <b>(punkti)</b>	>60 <b>1</b>	31-60 <b>2</b>	16-30 <b>3</b>	<16 <b>4</b>
Augsnes zemāko slāņa caurlaidīgums (16-60) <sup>a</sup> tekstūra <b>(punkti)</b>	Smilts Mālsmilts Smaga mālsmilts Smaga smalka mālsmilts <b>1</b>	Smilšmāls Puteklains smilšmāls Putekļi <b>2</b>	Viegls māls Smaga rupja mālsmilts Viegls putekļu māls <b>3</b>	Smags māls Vidējs māls Smags putekļu māls <b>4</b>
Augsnes erozijas riska novērtējums <sup>b</sup> <b>(punkti kopā)</b>	<b>Zems</b> <b>&lt;16</b>	<b>Vidējs</b> <b>16-22</b>	<b>Augsts</b> <b>23-31</b>	<b>Ļoti augsts</b> <b>&gt;31</b>

<sup>a</sup> Ja divas dažādas tekstūras, vai rupjo fragmentu īpatsvars sastopams dažādos dziļumos, pieņem to, kas dod vairāk punktu.

<sup>b</sup> Augsts augsnes erozijas draudu līmenis var būt arī lēzenās, bet garās un vienveidīgās nogāzes nelabvēlīgu apstākļu sakritības gadījumā.

\*Īsa nogāze - vienveidīga nogāze īsāka par 150m (Attālums starp augstāko un zemāko punktu, kurā ūdens plūsma netiek traucēta). Gara nogāze - vienveidīga nogāze garāka par 150 m (Attālums starp augstāko un zemāko punktu, kurā ūdens plūsma netiek traucēta).

\*\*Ūdens ierobežojošs slānis ir slānis, kas ierobežo ūdens kustību uz leju. Tas var būt ūdens necaurlaidīgs rūsas slānis, māla paslānis, pamatiezis, vai patstāvīgs ūdens līmenis.

\*\*\*Augsnes ūdens uztveršanas spēja, ūdenscaurlaidība pēc starptautiskās augšņu klasifikācijas (Kārkliņš, 2008).

\*\*\*\* Rupjie fragmenti – daļiņas, kuru diametrs lielāks 2mm.

Reālos ūdens erozijas draudus ietekmē augāja saglabāšana vai esamība. Ja saglabāts augājs pilnībā, tad erozijas draudi uzskatāmi par zemiem.

## ***2. Lauka darbi erozijas draudu novērtēšanas metodikas precizēšanai***

Plānotajās modeļteritorijās paredzēts izlases veidā apsekot 50 nogabalus tajos sastopamajos dominējošajos meža tipos, un novērtēt augšņu saistību ar meža tipiem, izmantojot vienkāršotas metodikas: sekļajos atsegumos nosakot augšņu tipu atbilstoši Latvijas augšņu klasifikācijas sistēmai un augsnes mehānisko sastāvu (granulometrisko sastāvu) pēc aptuvenās metodes lauka apstākļos (Kārkliņš, 2008). Par pamatu ņemot meža tipu un augšņu atbilstību (Boruks, Zālītis 2001), tiks pārbaudīts, vai iespējams noteikt erozijas risku, izmantojot mežsaimniecības praksē lietoto meža tipu vai bonitāti.

Lai precizētu, kādi ir reālie erozijas draudi gadījumā, ja augājs iznīcināts daļēji (piem., sagatavojot augsni), vai atklātās vietas lielums ir robežās no 3-5H, modeļteritorijās izlases veidā tiks apsekoti vismaz 10 svaigi (2011.g.) izcirtumi, lai novērtētu erozijas (vēja vai ūdens radīto) pazīmju esamību objektos, attiecīgi fiksējot erozijas skarto laukumu platību un attālumu no meža sienas vai novietojumu reljefā.

Ūdens erozijas draudu novērtējumam tiks izmantoti tie paši parauglaukumi, kas vēja erozijas draudu novērtējumam, katrā nogabalā attiecīgi fiksējot tabulā norādītos parametrus. Parauglaukumu skaits katrā nogabalā atbilstošs taksācijas darbu noteikumiem.

## ***3. Kamerālie darbi***

Kamerālo darbu gaitā tiks

- 1) sagatavota digitālā informācija par modeļteritorijām;
- 2) salīdzināti prognozētie erozijas draudi ar reāli dabā konstatētajiem;
- 3) izstrādāts ArcGIS rīks automatizētai erozijas riska novērtēšanai.

## ***4. Izmantotā literatūra***

1. Boruks A., Zālītis P. 2001. Meža zemes vērtēšanas principi un realizācija Latvijā pārejas periodā. Izdevumā: Boruks A. (red.) Zemes izmantošana un kadastrs Latvijā LLU Skrīveru zinātnes centrs, LR Valsts zemes dienests. Rīga 2001, 278-288.lpp.
2. Hazard assessment keys for evaluating site sensitivity to soil degrading processes guidebook. 2nd ed. 1999
3. Kārkliņš, A., 2008. Augsnes diagnostika un apraksts. LLU, Jelgava 335lpp.



## VIII. Pētījumu objektu ierīkošana un aprīkošana aizsargjoslu efektivitātes novērtējumam

2011.gada vasarā Zinātniskās izpētes mežu Kalsnavas meža novadā trijos dažādas auglības meža tipos tika izvēlēti trīs pētījumu objekti: lānā (180.kv., 8., 12.nog., reģ.Nr. 3003100000465), damaksnī (15.kvartāls, 1.nog., reģ.Nr. 3003100000440 un 3003100000463) un platlapju kūdrenī (96.kvartāls, 10., 11.nog., reģ.Nr. 3003100000464). Izkalošanās procesi augsnēs dažādos trofiskuma apstākļos ir atšķirīgi: objekts lānā pārstāv oligomezotrofas augsnes, objekts damaksnī – mezotrofas un objekts platlapju kūdrenī – eitrofas augsnes.

Objekti lānā un damaksnī ir ar izteiktu zemes virsmas slīpumu, bet objekts platlapju kūdrenī – ar nelielu zemes virsmas slīpumu. Damaksnī un platlapju kūdrenī ierīkotajos objektos nogāzes lejasdaļā atrodas ūdensteces – attiecīgi, strauts un grāvis.

Atbilstoši metodikai, izvēlētajos nogabalos paralēli nogāzes slīpumam nospraustas 3 vienāda platuma slejas (80 m), no kurām pirmā paredzēta kontrolei, otrajā paredzēts veikt kailcirti, ciršanas atliekas atstājot izklaidus, un trešajā paredzēts veikt kailcirti, ciršanas atliekas izvācot. Visos objektos lejasdaļā tiks atstāta 50 m plata aizsargjosla, kur ciršana netiks veikta.

Infiltrējošā ūdens kvalitātes mērījumiem katrā slejā nogāzes garumā 2011.gada rudenī tika ierakti spiediena lizimetri pēc sekojoša principa: seši vienmērīgi izvietoti lizimetri tajā slejas daļā, kur paredzēts veikt ciršanu (kopā pa divi), seši vienmērīgi izvietoti lizimetri aizsargjoslā (skat. shēmas pie metodikas VI sadaļā). Lizimetru dziļums – 30 cm un 60 cm. Vispirms augsnē ar augsnes zondi tika izurbtas bedres, bedres dibenā iebērtas sijātas smiltis un ievietoti lizimetri, ap kuriem tāpat iebērtas un pieblīvētas sijātās smiltis, lai nodrošinātu lizimetra korpusa saskari ar augsni un novērstu gaisa „kabatu” veidošanos. Visos trijos objektos nogāzes augšdaļā un lejasdaļā atrodas arī gruntsūdens novērošanas akas.



Attēls 18. Lizimetri pētījumu objektā Zvēri (Ln, 180.kv., 8., 12.nog.)

## **IX. Parauglaukumu pārmērīšana aizsargājamo biotopu apsaimniekošanas (buferzonu saglabāšanas ap staignāju mežiem) efektivitātes novērtēšanai (J.Donis, L.Zdors, D. Meiere, D. Pilāte, I. Straupe, B. Bambe)**

### **1. Ievads**

Melnalkšņu audzes Latvijā atbilstoši MSI datiem aizņem 15 5670 ha jeb 5.4% no meža platības, bet pēc meža valsts reģistra datiem - 3 procentus jeb 79 299 ha.

Slapjie melnalkšņu meži Latvijā aizņem augtenes, kurās atrodas pazemes spiedūdens atslodzes vietas. Tās ir pārmitras, pārplūstošas ieplakas, reizēm – upju un ezeru palienes. Šajos mežos sastopams labi attīstīts koku, krūmu, lakstaugu un sūnu stāvs, kā arī raksturīgs ciņainums, mozaīkveida veģetācija un applūduši laukumi ar laucēm. Latvijas unikālās hidroģeoloģiskās īpatnības rada optimālus apstākļus šādu mežu pastāvēšanai. Kūdras slāņa pētījumi slapajos melnalkšņu mežos rāda, ka piemērotos apstākļos tie var pastāvēt tūkstošiem gadu. To pastāvēšanas galvenais noteikums ir atbilstošs mitruma režīms un nepārtraukta kokaudzes spēja konkurēt ar lakstaugu stāvu. Antropogēna iejaukšanās var neatgriezeniski izmainīt šo ekosistēmu, jo, nomācot melnalkšņu atjaunošanos, var izveidoties ar krūmiem un niedrēm aizaugusi platība. Lielā bioloģiskā daudzveidība šajos mežos veidojusies, atšķirīgā mitruma un apēnojuma režīma dēļ veidojoties daudzveidīgām sugu sabiedrībām, kuras var atrasties ļoti koncentrētā teritorijā.

Tā kā antropogēnā slodze slapajos melnalkšņu mežos ir uzskatāma par nebūtisku, teorētiski ir iespējama pat 130-150 gadus vecu melnalkšņu klātbūtne mežaudzē. Paralēli tam sastopamas liela izmēra kritālas, kas nodrošina optimālus apstākļus epiksīlu sugu pastāvēšanai.

Nosacīti iespējams izdalīt trīs veidu slapjos melnalkšņu mežus:

1. Tipiskie un palieņu melnalkšņu meži raksturojami ar sezonālām ūdens līmeņa svārstībām. To iekšējā struktūra sugu un bioloģiskās daudzveidības elementu skaita ziņā ir ļoti mainīga. Šī ir dominējošā melnalksnāju grupa Latvijā.
2. Melnalksnāji staignās augtenēs ar virsūdens noteci uzskatāmi par daudz viendabīgākiem gan sugu, gan ekoloģiskajā ziņā. Biotopi ir ļoti staigņi, pastāvīgi plūstošs ūdens nodrošina labveļīgu barības vielu pienesi. Šādi meži atrodas galvenokārt intensīvas pazemes spiedūdens atslodzes vietās.
3. Slapjie melnalkšņu meži intensīvi pārpurvojušās vietās sugu sastāva un augtenes ekoloģijas ziņā tuvinās boreālajiem skujkoku mežiem. Šādi meži galvenokārt sastopami šaurās, garās joslās purvu apmalēs (Priedītis 1999).

Dabiskais meža biotops (DMB) ir biotops, kurā ir atrodamas speciālās biotopu sugas, kas izzūd koksnes ražas iegūšanai apsaimniekojamos mežos (Ek et al. 2002). Indikatorsugas (IS) un struktūras

elementi biotopā liecina par speciālo biotopu sugu (SBS) klātbūtni, un tas ir pamats, lai mežaudzi novērtētu kā dabisko meža biotopu.

Potenciālais dabiskais meža biotops (PDMB) ir biotops, kurš, ja tiek apsaimniekots bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai, priežu, egļu audzēs 20 gadu, ozolu, ošu, liepu, gobu, vīksnu audzēs 10 gadu laikā varētu kļūt par DMB.

Lai saglabātu vai paaugstinātu DMB bioloģiskās vērtības, pēc VMD aprēķina, apsaimniekošana vai buferzonas izveidošana nepieciešama aptuveni 40% no konstatētajiem DMB un potenciālajiem dabiskajiem meža biotopiem (PDMB) aptuveni 18 000 ha platībā.

Latvijā, veicot inventarizāciju valsts mežos, konstatēts, ka slapjo melnalkšņu DMB platība ir 5073 ha, bet potenciālo DMB platība - 1738 ha. Inventarizācijas veicēji buferjoslas plānojuši izveidot 70% gadījumu, jo šādos tipos sastopamajām SBS un indikatorsugām, no kurām daudzas ir īpaši aizsargājamās sugas, nepieciešams pietiekams mitruma daudzums un pastāvīgs noēnojums. Tiek uzskatīts, ka šīs sugas, atklājot tās saules un vēja iedarbībai, strauji ies bojā.

### Melnalkšņu DMB ekoloģiskie apstākļi

DMB apsaimniekošanas vadlīnijas LVM izstrādātas 2003.-2005.g. projekta „Dabisko meža biotopu apsaimniekošana Latvijā” ietvaros (Johansson 2005). Atbilstoši vadlīnijām, *slapju melnalkšņu mežu* apsaimniekošanai plānojamas sekojošas darbības:

- 2c. Egles piemistrojuma samazināšana;
- 4a. Buferjoslu veidošana pieaugušās audzēs, veicot galveno cirti;
- 4b. Buferjoslu veidošana jaunākās audzēs, veicot kopšanas cirtes.

Atbilstoši vadlīnijām (Johansson 2005), dots sekojošs apsaimniekošanas ekoloģiskais pamatojums: DMB, kuru bioloģiskās vērtības atkarīgas no mitra stabila mikroklimata, jutīgi reaģē uz galvenās cirtes izpildi blakus esošajās audzēs. Tas ir raksturīgi gandrīz visiem slapjajiem mežiem t.sk. slapjiem melnalkšņu mežiem. Lai biotopā saglabātu nemainīgus mitruma režīma apstākļus tuvuma esošajās mežaudzēs veicot mežizstrādi, daļu no blakus esošās audzes saglabā kā buferjoslu.

Mikroklimatu veido vairāki faktori, kuri var ietekmēt bioloģisko daudzveidību mežaudzes malās. Galvenie faktori ir temperatūra, gaisma, vēja ātrums un mitrums. Mikroklimatu malā ietekmē arī tas, kā šī mala atrodas attiecībā pret debess pusēm, jo, piem., dienvidu pusē saules starojums ir daudz spēcīgāks. Pētījumos par ķērpju floru noskaidrots, ka sugu skaits samazinās mežaudzes malas, kuras vērstas pret dienvidiem, bet ne mežaudzes malās, kuras vērstas pret ziemeļiem (Kvistö, Kuusinen 2000). Ja salīdzina principāli vienādas, bet tikai pēc substrāta mitruma atšķirīgas meža malas, lielāks mitrums labvēlīgi ietekme mitrumu prasīgos sūnaugus (Hylander et al. 2002).

Meža malas mainās arī laika gaitā. Pētījumos noskaidrots, ka meža malas, kuras izveidojušā nesen (pirms 0,5 – 2,5 gadiem) ķērpi *Alectoria sarmentosa* (tas aug nokarens) daudz lielākā mērā bojā vējš un tā biomasa ir mazāka, ja salīdzina ar 8-16 gadus vecām meža malām, kur ķērpis jau ir atjaunojies (Essen, Renhorn 1998). Tas nozīmē, ka līdzīgs efekts veidosies arī starp izcirtumu un atlikušo mežaudzi. Citos pētījumos par to pašu ķērpi secināts, ka sākotnēja bojājuma ietekme uz ķērpi jūtama no 8 līdz 23 gadus vecas meža malās (Rheault et al. 2003).

Ļoti iespējams, ka šīs atšķirības nosaka konkrētās audzes apstākļi. Ņemot vērā šos daudzus faktorus, kuri ietekmē buferzonas funkcionēšanu, ir ļoti sarežģīti noteikt bufersjoslas platumu, un procesus, kas notiks, ja bufersjosla izrādīsies par mazu.

Atbilstoši vadlīnijām apsaimniekošanas pasākumi: lai saglabātu mitru mikroklimatu, buferjoslai ap DMB jābūt pietiekoši platai. Kā priekšlikums, ka DMB dienvidu un rietumu pusē buferjosla ir 40 m plata, bet ziemeļu un austrumu pusē – 20 m. Tomēr buferjoslas platums var mainīties atkarībā no apstākļiem dotajā mežaudzē. Salīdzināt ar augšminēto piemēru, kur efekts bija redzams, lai gan buferjosla bija virs 50 m.

Pētījuma mērķis - noskaidrot melnalkšņu biotopu buferzonas saglabāšanas efektivitāti, apsaimniekojot blakus nogabalus.

## **2. Materiāls un metodika**

### **2.1. Pētījumu objektu un parauglaukumu izvietojums**

Objekti – slapju melnalkšņu mežu dabisko mežu biotopi vai potenciālie dabisko mežu biotopi, kuros ierīkoti parauglaukumi, - izvēlēti pa vienam katrā no LVM mežsaimniecībām, kā arī Meža Pētīšanas stacijas (MPS) Mežoles un Auces meža novados. Objektus un to apsaimniekošanas režīmu, t.i., buferjoslas platumu un novietojumu konkrētajos objektos noteica attiecīgi LVM un MPS darbinieki.

Katrs objekts sadalīts divās daļās (blokos) – potenciāli ietekmētā un kontroles daļa. Ietekmētā daļa atrodas tiešā plānotās saimnieciskās darbības ietekmes zonā – līdz 60m no izcirtuma malas, savukārt kontroles parauglaukumi atrodas vismaz 60 m attālumā no izcirtuma malas. Parauglaukumi izvietoti regulārā tīklā vai atbilstoši nogabala konfigurācijai dabā aptuveni 30 m attālumā viens no otra.

Realizētās apsaimniekošanas alternatīvas:

- 30 m platas buferjoslas saglabāšana (pārejas joslā starp biotopiem uz nogāzes)
- Nav buferjoslas – izcirtums tieši piekļaujas biotopam.

Katrā objektā tika ierīkoti 6-9 parauglaukumi.

### **2.2. Kokaudzes un atmīrušās koksnes uzmērīšana 2004.,2005. un 2011.g.**

Pirmajā uzmērīšanas reizē visā parauglaukumā 12.62 m rādiusā (500m<sup>2</sup>) uzmērīti visi koki, kuru caurmērs krūšaugstumā pārsniedz 14.0 cm. Kokus, kuru caurmērs ir no 6.1 līdz 14.0 cm, uzmērīja 5.64 m lielā rādiusā (100 m<sup>2</sup>), savukārt kokus, kuru caurmērs ir no 2.1 līdz 6.0 cm, uzmērīja 3.99 m rādiusā (50 m<sup>2</sup>), bet mazākus kokus uzskaitīja 2.82 m rādiusā (25 m<sup>2</sup>).

Katram kokam, sausoknim un kritalai parauglaukumā nosakāmi sekojoši rādītāji:

1. Horizontālais attālums no parauglaukuma centra ar 0.01 m precizitāti;
2. Virziens (azimuts no centra) ar 0.5<sup>0</sup> precizitāti;
3. Suga;
4. Pašreizējā stāvokļa klase (izdzīvojis, sausoknis, stumbe, celms, kritala);
5. Diametrs  $h_{1,3}$ , cm;
6. Kritālām - sadalīšanās pakāpe, kura ir dominējošā stumbra resnākajā daļā. Kritālu sadalīšanās pakāpes iedalīja šādi: 1 – ar mizu; 2 – cieta koksne bez mizas; 3 – koksne nedaudz mīksta, tajā var viegli iedurt nazi 1 cm dziļumā; 4 – koksne mīksta, nazis viegli ieiet 5 cm dziļumā; 5 – koksne ļoti mīksta, tā viegli drūp rokās. (Kritālas (guļošanas vai ieslīpas) vispār fiksēja tikai tad, ja to

diametrs parauglaukuma robežas šķērsošanas vietā resgalī vai pie celma, ja koka celms atrodas parauglaukumā, pārsniedz 10 cm). Kritalas, kuras atradās zem ūdens, nemērīja. Ja redzams, no kura koka kritala nolūzusi, to fiksēja. Ja kritala nolūzusi augstāk par 1.5 m, to uzmērīja divās daļās – gan kā kritalu, gan kā sausokni, katrai daļai piešķirot atsevišķu numuru.

7. Dzīviem kokiem, sausokņiem, stumbeņiem un kritālām - epifītu vai epiksīlu segums un/vai maksimālais augstums (nepārtraukts klājums stumbra aksiālā virzienā no augsnes (grunts) virsmas), tāpat arī indikatoru vai speciālistu sugu piepes, ķērpjus un vaboļu darbības pēdas.
8. Dobumu, dzeņu kalumu, ciņu ap pamatni, deguma rētu esamība, kā arī piederība ievērojami vecākai paaudzei (vecs koks).

2011.gadā pārmērīti iepriekšējā reizē (2004., 2005. gadā) uzmērītie parauglaukumi. 500 m<sup>2</sup> parauglaukumos (rādiuss 12.62m) uzmērīti visi koki, kuru krūšaugstuma caurmērs ir lielāks nekā 14.0 cm. Kociņi, kuru krūšaugstuma caurmērs ir no 6.1 līdz 14.0, uzmēra 5.64 m rādiusā (100 m<sup>2</sup>). Kociņi, kuru krūšaugstuma caurmērs ir no 2.1 līdz 6.0cm uzmērīti 2.82 m rādiusā (100 m<sup>2</sup>).

Katram kokam fiksēta – suga, pašreizējā stāvokļa klase (dzīvs, sausoknis, stumbeņis, celms, kritala), krūšaugstuma caurmērs, koka stāvs, Krafra klase. Koku augstumi uzmērīti izlases veidā, katram meža elementam atsevišķi, vismaz 3 kokiem no katra meža elementa katrā parauglaukumā. Iegūti koksnes paraugi radiālo pieaugumu mērīšanai vismaz 3 melnalkšņiem parauglaukumā.

500 m<sup>2</sup> parauglaukumā uzmērītas arī visas kritalas ar caurmēru vismaz 10 cm resgalī un vismaz 1 m garas, fiksējot resgaļa un tievgaļa caurmēru, azimutu un attālumu no parauglaukuma centra, sadalīšanās pakāpi, kura ir dominējošā stumbra resnākajā daļā.

Nemot vērā, ka 2005.g. vētras ietekmē realizētā apsaimniekošana dažos objektos atšķīrās no sākotnēji plānotās, melnalkšņu biotopu objektu parauglaukumi atkarībā no tā, vai tie ir tālāk vai tuvāk par 60 m no malas, tika sadalīti ietekmētajā un kontroles parauglaukumu grupā (6.tabula). Kopumā uzmērīti 10 objekti un 77 parauglaukumi.

Tabula 6

Melnalkšņu biotopu parauglaukumu sadalījums grupās atkarībā no tuvuma cirsmāi

Objekts	Grupa	PL								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Aloja_196_50	ietekm	x	x	x						
	kontr				x	x	x			
Benkava_16_2	ietekm			x	x	x				
	kontr	x	x				x			
Ērberģe_186	ietekm					x	x	x	x	
	kontr	x	x	x	x					
Kaive_410_11	ietekm					x	x	x	x	
	kontr	x	x	x	x					
Kurmale_313_22	ietekm					x	x		x	
	kontr	x	x	x	x			x		
Mežole_95_9.15	ietekm				x	x	x			
	kontr	x	x	x				x	x	x
Palsmane_264_7	ietekm	x	x	x	x					
	kontr					x	x	x	x	
Talsi_217_7	ietekm	x		x	x		x	x		
	kontr		x			x			x	x
Viesīte_358_20...	ietekm	x	x	x	x					
	kontr					x	x	x	x	
Žiguri_472_10	ietekm	x	x	x						
	kontr				x	x	x	x		

### 2.3. Epifīto ķērpju uzmērīšanas metode 2004.,2005. un 2011.g.

Ķērpju uzskaiti veica, izmantojot līnijas metodi. Katrā parauglaukumā izvēlēti 3 melnalkšņi, kas ir līdzīga vecuma, atrodas iespējami tuvu parauglaukuma centram, bet nav no viena atvašu pudura (celma). Kociem fiksēts numurs, lai varētu pētījumus atkārtot pēc zināma laika uz vieniem un tiem pašiem kokiem. Izvēlētajiem kokiem ķērpju uzskaiti veica 2 augstumos: 0.5 m un 1.5 m augstumā. Uz papīra lentas, kas apņēma koka stumbru attiecīgajā augstumā, fiksēja konkrētajā posmā esošo ķērpju sugu, kuras indivīdi pieskaras lentai, vai tukšumu, ja posmā nav sastopami ķērpji. Uzmērījumu sākumpunktu (ziemeļpusē) noteica ar Suunto kompasu un fiksēja ar skrūvi. Uzskaiti veica pulksteņa rādītāja virzienā. Nepieciešamības gadījumā tika izmantota lupa ar 10-kārtīgu palielinājumu. Gadījumos, ja ķērpju suga nebija nosakāma lauka apstākļos, tad iespējami tuvu uzskaites vietai tika ņemts paraugs sugas identificēšanai laboratorijas apstākļos.

Kamerālo darbu laikā fiksēja katra vienas ķērpju sugas aizņemtā posma garumu mm. Projektīvo segumu aprēķināja, pieņemot, ka kopējais perimetrs ir 100%.

2011. gadā tika veikts pirmajā reizē uzmērīto koku atkārtots novērtējums, uzskaiti sākot no skrūves vietas, atbilstoši 2004.,2005. g. metodikai.

Ķērpju sugas noteiktas laboratorijas apstākļos, lietojot noteicējus (Vimba, Āboliņa 1959; Макаревич 1971; Рассадина 1975; Purvis et al. 1992; Wirth 1995; Thor, Arvidsson 1999; Dobson 2000). Sugu nomenklatūrai izmantots „Latvijas ķērpju konspekts” (Piterāns 2001).

### 2.4. Gliemežu uzskaites metode 2004., 2005. un 2011.g.

Lauka darbi 2004. un 2005.gadā tika veikti no augusta līdz oktobra sākumam Ērberģes, Viesītes, Kaives, Kurmales, Talsu, Žīguru, Palsmanes, Mežoles, Benkavas un Alojas virsmežniecību teritorijās. 2004.gadā materiāls ievākts Ērberģes, Kaives, Kurmales, Talsu un Alojas virsmežniecību teritorijās. 2005.gadā - Ērberģes, Viesītes, Žīguru, Palsmanes, Mežoles, Benkavas un Alojas virsmežniecību teritorijās. Katrā teritorijā divos parauglaukumos (kontrolē un ietekmē) ievāca pa vienam augsnes virskārtas paraugam. Izņēmums ir Mežoles objekts, kur materiāls ievākts tikai kontroles parauglaukumu grupā. Kopumā šajā laika periodā bija ievākti 24 augsnes paraugi.

Lauka darbi 2011. gadā veikti augustā un septembrī Ērberģes, Viesītes, Kaives, Kurmales, Talsu, Žīguru, Palsmanes, Mežoles, Benkavas un Alojas virsmežniecību teritorijās. Datu analīze ir veikta 24 paraugiem.

Gliemji ievākti, izmantojot divas metodes: tā saucamo tilpuma metodi un vācot ar rokām (Valovirta 1996). 2004. gadā katrā parauglaukumā, ejot zigzagā, ik pēc diviem soļiem ar roku paņēmta zemsedze, kas iesijāta malakoloģiskajā sietā ar 10 mm lielām „acīm”, atdalot rupjo frakciju – lapas, zarus, augu stublājus, čiekurus. Ievākti 10 zemsedzes paraugi ar kopējo tilpumu 2-3 l. 2005. gadā parauglaukumos blakus katram veģetācijas uzskaites laukumam iesijāja materiālu kopējā apjomā 2-3 l. Ievākti 14 paraugi. 2011. gadā katrā parauglaukumā, ejot pa apli, iesijāja zemsedze apmēram 3l apjomā. Katrs paraugs izbērts polietilēna maisiņā, kam pievienota etiķete ar parauglaukuma numuru, biotopa nosaukumu, nogabala numuru un ievākšanas datumu. Paraugi nogādāti laboratorijā, kur tie izžāvēti gaissausi un pēc tam sijāti ar augsnes sietiem (5 mm; 3 mm; 2,5 mm; 2 mm; 1 mm). Gliemju čaulas



izlasītas ar pinceti, skatoties caur lupu. Pēc tam čaulas sašķirotas un saskaitītas pēc taksonomiskās piederības. Kopumā ievākti 14 090 īpatņi.

Ar rokām gliemeži vākti no koku stumbriem un kritālām parauglaukuma robežās. Šī metode izmantota sugu daudzveidības noskaidrošanai, jo atsevišķas sugas reti uzturas zemsedzē (Лихачев 1962, Шилейко 1978).

Sauszemes sugas noteiktas, un nomenklatūra izmantota pēc M. P. Kerneja (Kerney et al. 1983) noteicēja. Saldūdens sugas noteiktas, un nomenklatūra izmantota pēc P. Glöer, C.Meier-Brook (2003) noteicēja.

## **2.5. Piepju uzskaites metode 2004., 2005. un 2011.g.**

Piepju uzskaite notika, apsekojot uzmērītos kokus un uzmērītās kritalas. Atsevišķos gadījumos tika fiksētas arī piepju sugas, kuras atradās uz tādām kritālām, kuru dimensijas bija mazākas, nekā noteikts kokaudzes struktūras un atmiruma uzskaites metodikā.

Tā kā atkārtota uzskaite 2011.g. atsevišķos objektos notika pirms kokaudzes struktūras mērījumiem, ne vienmēr bija iespējams sasaistīt pirmo mērījumu novērtējumu ar atkārtota apsekojuma novērtējumu atsevišķa koka, kritalas vai stumbeņa līmenī. Nepieciešamības gadījumā augļķermeņu fragmenti ievākti sugas identifikācijai laboratorijas apstākļos.

## **2.6. Veģetācijas uzskaites metode 2004., 2005. un 2011.g.**

Veģetācijas uzskaite veikta katrā objektā divos parauglaukumos - viens kontroles un viens ietekmējamajā/ ietekmētajā daļā. Uzskaites veiktas, izmantojot Brauna-Blankē metodi (Braun-Blanquet 1964; Mueller-Dombois, Ellenberg 1974; Dierschke 1994). Noteikts katras augu sugas projektīvais segums procentos, atsevišķi izdalot koku stāvu E3 (koki, augstāki par 7 m), krūmu un paaugas stāvu E2 (0,5-7 m augsti koki un krūmi), lakstaugu un sīkkrūmu stāvu E1 (iekļaujot arī kokus un krūmus, kas nepārsniedz 0,5 m vai vidējo lakstaugu stāva augstumu) un sūnu un ķērpju stāvu E0. Sugu nomenklatūra: vaskulārajiem augiem – Gavrilova, Šulcs, 1999; sūnām – Āboliņa, 2001; ķērpjiem – Piterāns, 2001. Vaskulāro augu latviskie nosaukumi: Kavacs (atb. red.), 1998.

Dati apkopoti datorprogrammas Excel datu bāzē. Veģetācija analizēta, izmantojot datorprogrammas no programmu paketes CAP III: PCA (Galveno komponentu analīze) un DECORANA – ordinācija un TWINSpan – klasifikācija.

## **3. Rezultāti**

### **3.1. Kokaudzes struktūra un atmirusī koksne**

No 77 parauglaukumiem melnalksnis ir valdošā suga 52 parauglaukumos. 1 objektā (Žīguri\_472\_10) valdošā suga pirmajā stāvā gan ietekmētajā, gan kontroles daļā ir bērzs (7.tabula). Vēl 3 objektos vai nu ietekmētā daļā (Aloja\_196\_50; Viesīte\_358\_20) vai kontroles daļā (Palsmane\_264\_7) valdošā suga ir bērzs. Vienā no objektiem (Kurmale\_313\_22) kontroles daļā valdošā suga ir egle.



Tabula 7

Melnalkšņu biotopu parauglaukumu raksturojums audzes daļās, kuras bija paredzēts pakļaut ietekmei, un audzes kontroles daļās pirms ietekmes 2004.,2005.gadā

Objekts	PL	I st sastāvs no M	S10 no M	II st sastāvs no M	S20 no M	Dzīvie koki		Sausokņi		Stumbeņi		Kritālas	
						m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±
Aloja_196_50	ietekm	7B3M+E ats.Bi;A	B	9E1B	E	222,2	22,7	0,0	0,0	0,7	0,5	2,6	1,0
Aloja_196_50	kontr	6M3B1E	M	9E1M	E	359,8	4,7	0,7	0,7	1,6	0,7	15,5	7,7
Benkava_16_2	ietekm	10M+E ats.B	M	8E2M	E	547,0	50,6	2,7	1,9	1,8	1,8	14,2	5,5
Benkava_16_2	kontr	8M1B1E ats.Os	M	7E3M	E	351,7	56,6	8,9	4,7	1,9	1,1	10,1	2,3
Ērberģe_186	ietekm	7M2B1E+P	M	9E1M ats.B;Pi	E	415,0	46,2	4,5	4,5	0,7	0,4	20,1	11,1
Ērberģe_186	kontr	7M2E1B ats.Ba;P	M	10E	E	492,2	45,6	0,0	0,0	1,4	0,7	17,5	6,9
Kaive_410_11	ietekm	6M2P2E+B	M	5M5E ats.B	M	319,0	4,6	17,0	17,0	0,0	0,0	52,4	2,8
Kaive_410_11	kontr	9M1E	M	10E	E	410,6	11,4	6,3	3,7	0,0	0,0	26,1	7,0
Kurmale_313_22	ietekm	8M1P1B+E	M	10E	E	492,5	86,7	27,9	2,5	0,5	0,3	16,2	2,8
Kurmale_313_22	kontr	5E3M2B+P ats.A	E	9E1M	E	326,7	47,4	18,1	12,8	1,2	1,1	57,1	26,2
Mežole_95_9.15	ietekm	9M1B+E ats.A;Ba	M	10E	E	411,6	45,7	10,1	5,2	1,2	0,4	18,0	4,0
Mežole_95_9.15	kontr	9M1B+A ats.E;Ba	M	10E	E	381,2	21,3	6,3	3,9	0,4	0,2	17,2	2,2
Palsmane_264_7	ietekm	4M4B2E ats.Ba	M	10E+M	E	405,2	18,0	12,5	6,6	1,3	0,6	72,2	35,6
Palsmane_264_7	kontr	4B3M2E1Os+G;L ats.Ba	B	6E4L	E	490,9	26,8	14,9	12,4	0,8	0,4	41,1	7,2
Talsi_217_7	ietekm	5M3E1P1B ats.Os	M	9E1Os	E	403,1	45,0	2,6	2,1	5,0	0,8	19,3	4,4
Talsi_217_7	kontr	6M4E+P ats.B	M	10E+M ats.B	E	416,0	35,0	4,7	2,8	5,7	0,9	34,3	12,0
Viesīte_358_20...	ietekm	6B2E1M1A+Os	B	9E1B+Oz;Os ats.M;L	E	512,9	49,7	10,7	2,7	1,6	0,6	16,9	7,8
Viesīte_358_20...	kontr	5M2E2A1B+Os ats.L	M	8E1Os1M ats.L	E	525,9	52,9	23,2	12,8	0,9	0,2	24,5	12,2
Žiguri_472_10	ietekm	5B3M1E1G+Os	B	6E2Os1G1B	E	425,4	71,7	28,0	15,6	4,9	1,4	54,1	18,3
Žiguri_472_10	kontr	5B3A2M ats.Os;G;E	B	8E2G+Os	E	443,2	44,7	18,8	13,8	5,3	1,6	55,9	6,7

Apzīmējumi: SK± -standartklūda

Tabula 8

Melnalkšņu biotopu parauglaukumu raksturojums audzes daļās, kas ir bijušas pakļautas ietekmei un audzes kontroles daļās 6(7) gadus pēc ietekmes 2011.g.

Objekts	PL	I st sastāvs no M	S10 no M	II st sastāvs no M	S20 no M	Dzīvie koki		Sausokņi		Stumbeņi		Kritālas	
						m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	SK±
Aloja_196_50	ietekm	7B3M+E ats.A	B	10E	E	237,7	28,7	1,9	1,1	1,0	0,6	7,3	1,2
Aloja_196_50	kontr	7M3B+E	M	10E	E	367,8	7,8	9,1	6,2	1,4	1,1	29,8	10,4
Benkava_16_2	ietekm	10M+E	M	9E1M	E	521,4	28,4	4,0	3,1	5,0	2,9	27,7	11,0
Benkava_16_2	kontr	8M1E1B	M	7E3M	E	336,2	60,4	14,0	11,6	1,9	1,7	42,6	10,9
Ērberģe_186	ietekm	7M2B1E+P	M	9E1M+Pi	E	423,0	56,0	10,5	5,5	2,0	0,8	38,4	11,0
Ērberģe_186	kontr	7M2E1B ats.Ba;P	M	10E	E	499,0	45,6	3,1	1,8	2,8	1,2	32,8	4,2
Kaive_410_11	ietekm	8M1P1E+B	M	5E4M1B	E	274,5	10,4	27,7	27,7	0,5	0,5	85,4	27,3
Kaive_410_11	kontr	9M1E	M	10E	E	434,7	12,1	9,1	3,9	0,2	0,1	34,3	6,9
Kurmale_313_22	ietekm	9M1P+B;E	M	10E	E	446,1	68,6	5,3	5,3	2,6	0,4	37,8	17,7
Kurmale_313_22	kontr	5E4M1B+P	E	9E1M	E	286,4	57,8	13,0	11,7	2,0	0,6	120,6	37,5
Mežole_95_9.15	ietekm	9M1B+E ats.A	M	10E	E	411,3	31,1	8,1	8,1	4,1	2,7	49,9	18,9
Mežole_95_9.15	kontr	9M1B+A;E ats.Ba	M	10E	E	412,0	23,8	5,2	2,2	0,8	0,3	39,3	8,7
Palsmane_264_7	ietekm	5M4B1E ats. Ba	M	10E+M;L	E	318,9	40,2	13,4	8,2	2,9	0,5	100,0	32,5
Palsmane_264_7	kontr	4B4M2E+L ats.Ba	B	6E3L1K ats.G	E	437,0	12,5	49,3	29,1	0,8	0,4	77,3	4,4
Talsi_217_7	ietekm	6M3E1P+B ats.Os	M	10E ats.M	E	405,0	47,7	4,9	2,9	2,0	0,4	49,3	7,2
Talsi_217_7	kontr	6M4E+P ats.B	M	10E+M ats.B	E	429,9	51,1	11,6	6,6	3,8	1,1	62,7	17,7
Viesīte_358_20...	ietekm	6B2E1A1M ats.Os	B	9E1B+Oz;Os;L ats.M	E	488,1	38,5	24,5	5,7	2,4	0,5	42,1	7,3
Viesīte_358_20...	kontr	5M2A2E1B ats.Os;L	M	8E1M1L ats.Os;B	E	522,6	59,0	21,5	9,4	2,4	0,6	52,7	9,2
Žiguri_472_10	ietekm	5B3M1E1G ats.Os	B	6E3G1B+L;Os	E	397,2	52,7	13,2	2,7	5,1	2,3	105,7	11,8
Žiguri_472_10	kontr	5B3A2M ats.Os;G;E;Os	B	8E2G+Os	E	461,0	77,9	7,9	6,7	3,5	0,5	89,8	10,9

Apzīmējumi: SK± -standartklūda

Visos objektos gan audzes ietekmētājā, gan kontroles daļā ir palielinājusies kritālu kopējā krāja (7., 8. tabula). Tas daļēji ir izskaidrojams ar 2005.gada vētras ietekmi. Daļā objektu kritālu kopējais daudzums ir lielāks kontroles daļā, citos objektos ietekmētājā daļā. Lielākais kritālu daudzuma palielinājums (par vidēji 64 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> kontroles daļā) konstatēts Kurmale\_313\_22 objektā, kas atrodas vētras visvairāk skartajā Latvijas reģionā (Kurzemē). Šajā objektā kontroles daļā konstatēta arī lielākā

vienā parauglaukumā esošā kritalu krāja  $219.5 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ , un kritalu krājas palielinājums par  $145.1 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ . Šajā parauglaukumā palikuši dzīvi tikai 3 I stāva koki. Jāatzīmē, ka šī objektā kontroles daļā valdošā suga gan pirmajā uzmērīšanas reizē, gan otrajā ir egle, kas arī varētu ietekmēt vēlgāzto koku daudzumu. Turklāt šī objekta ietekmētajā daļā, kur valdošā suga ir melnalksnis, kritalu daudzuma palielinājums ir gandrīz 3 reizes mazāks (vidēji  $22 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) nekā kontroles daļā.

Mazākā kritalu krāja konstatēta Aloja\_196\_50. Šī objekta ietekmētajā daļā konstatēti tikai  $7.3 \pm 1.2 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  kritalu. Tas izskaidrojams ar to, ka ietekmētajā daļā valdošā suga ir bērzs ar mazāko I stāva vidējo caurmēru (16.9cm) un dzīvo koku krāju ( $237.7 \pm 28.7 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) no visiem objektiem.

Dzīvo koku krāja samazinājusies pusē objektu. Lielākais dzīvo koku krājas samazinājums konstatēts Palsmane\_264\_7 ietekmētajā daļā. Tas izskaidrojams ar to, ka vienā no ietekmētās daļas parauglaukumiem nozāģēta un aizvesta daļa vējā izgāzto koku (kopumā dzīvo koku krājas samazinājums par  $181.2 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ). Otrs lielākais dzīvo koku krājas samazinājums konstatēts Palsmane\_264\_7 kontroles daļā. Daļa no šiem kokiem ir kļuvuši par sausokņiem (lielākais sausokņu krājas palielinājums starp visiem objektiem- par  $34 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ), daļa par kritālām.

Jāpiezīmē, ka kritalu krājas izmaiņas ietekmē gan kritalu sadalīšanās, gan parauglaukumā esošo koku kļūšana par kritālām, gan no parauglaukuma ārpusē iekritušās kritalas. Savukārt dzīvo koku krāju atsevišķos gadījumos var ievērojami samazināt no parauglaukuma izkritis liels koks.

Izvērtējot situāciju kopumā, secināms, ka gan kontroles, gan ietekmētajā daļā ir palielinājies atmirušās koksnes daudzums. Pusē no laukumiem dzīvo koku krāja pēc 6 gadiem ir mazāka nekā tā bija sākotnējā uzskaitē. Izmaiņas saistītas arī ar metodiskām problēmām, proti, uzmērīti tiek koki, kas atrodas parauglaukumā, neatkarīgi no to sākotnējās augšanas vietas.

### 3.2. Epifītie ķērpji

Ķērpju sugu sastopamība uz melnalkšņiem 2005.un 2011.gadā parādīta 9.tabulā.

Tabula 9

Ķērpju sugu sastopamība uz melnalkšņiem 2005.un 2011.gadā

Nr.	Ķērpju sugas	Morfoloģiskā grupa	Kontrole		Ietekme	
			2005	2011	2005	2011
1	<i>Acrocordia cavata</i> (Ach.) R. Harris	K	x			
2	<i>Arthonia leucopellea</i> (Ach.) Almq.	K	x		x	x
3	<i>Arthonia radiata</i> (Pers.) Ach.	K	x	x	x	x
4	<i>Arthonia spadicea</i> Leight.	K	x	x	x	x
5	<i>Arthonia vinosa</i> Leight.	K	x	x	x	x
6	<i>Arthothelium ruanum</i> A. Massal. Körb.	K	x		x	
7	<i>Catinaria atropurpurea</i> (Schaer.) Vezda & Poelt	K	x		x	
8	<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.	Kr	x	x	x	x
9	<i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm.	Kr	x		x	x
10	<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	Kr	x	x	x	x
11	<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	K	x	x	x	x
12	<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	L	x	x	x	x

13	<i>Lecanactis abietina</i> (Ach.) Körb.	K	x	x	x	x
14	<i>Lepraria</i> sp. (L.) Ach.	K	x	x	x	x
15	<i>Melanelia glabratula</i> (Lamy) Essl.	L			x	x
16	<i>Opegrapha varia</i> Pers.	K	x	x		x
17	<i>Opegrapha vermicellifera</i> (Kunze) J.R.Laundon	K	x		x	
18	<i>Opegrapha vulgata</i> var. <i>subsiderella</i> Nyl.	K	x			
19	<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	L	x	x	x	x
20	<i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl.	K	x	x	x	x
21	<i>Pertusaria hemisphaerica</i> (Flörke) Erichsen	K			x	x
22	<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot	K	x	x	x	x
23	<i>Platismatia glauca</i> (L.) W.E.Culb. & C.F.Culb.	L	x		x	
24	<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	Kr			x	

Apzīmējumi: morfoloģiskā grupa: K – krevu ķērpis; L – lapu ķērpis; Kr – krūmu ķērpis

Objektos 2005.gadā konstatētas 24 ķērpju sugas, attiecīgi parauglaukumos „kontrolē” (turpmāk tekstā – K) – 21 ķērpju suga, parauglaukumos „ietekmē” (turpmāk tekstā – I) – 21 suga. Pēc piederības ķērpju morfoloģiskām grupām sadalījums ir sekojošs: parauglaukumos K attiecīgi 15 krevu ķērpju, 3 – lapu ķērpju un 4 krūmu ķērpju sugas; savukārt, parauglaukumos I – 13 krevu ķērpju, 4 – lapu ķērpju un 4 krūmu ķērpju sugas. Parauglaukumos K nav konstatētas sugas – *Melanelia glabratula* un *Ramalina farinacea*, bet parauglaukumos I nav sastopamas tādas sugas kā *Acrocordia cavata*, *Opegrapha varia* un *Opegrapha vulgata*.

Kopumā no melnalkšņu biotopos sastopamajām 24 ķērpju sugām sešas (25%) ir īpaši aizsargājamas sugas – *Acrocordia cavata*, *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Opegrapha vermicellifera*, *Pertusaria hemisphaerica* (Par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu, 2000). Īpaši aizsargājamās sugas, kurām veidojami mikroliegumi, ir divas (8.3%): *Acrocordia cavata* un *Opegrapha vermicellifera* (Par mikroliegumu izveidošanu, aizsardzību un apsaimniekošanu, 2001).

Turklāt objektos konstatēta dabisko mežu biotopu speciālā biotopu suga (SBS) (4,2 %): *Opegrapha vermicellifera* un sešas indikatorsugas (25%): *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Graphis scripta*, *Lecanactis abietina*, *Pertusaria hemisphaerica*, kas norāda uz piemērotiem apstākļiem sevišķi apdraudētām sugām un liecina par ilgstoši netraucētiem dabiskiem procesiem audzē (Ek u.c., 2002).

Pauglaukumos K sastopamas piecas īpaši aizsargājamas sugas (20.8%) – *Acrocordia cavata*, *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Opegrapha vermicellifera* (nav konstatēta *Pertusaria hemisphaerica*), savukārt, parauglaukumos I ir sastopamas piecas īpaši aizsargājamas sugas (20,8%) – *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Opegrapha vermicellifera*, *Pertusaria hemisphaerica* (nav konstatēta *Acrocordia cavata*).

Objektos 2011.gadā konstatētas 17 ķērpju sugas, attiecīgi parauglaukumos „kontrolē” – 13 ķērpju sugas, parauglaukumos „ietekmē” – 17 sugas. Pēc piederības ķērpju morfoloģiskām grupām sadalījums ir sekojošs: parauglaukumos K attiecīgi 9 krevu ķērpju, 2 – lapu ķērpju un 2 krūmu ķērpju sugas; savukārt, parauglaukumos I – 11 krevu ķērpju, 3 – lapu ķērpju un 3 krūmu ķērpju sugas.

Kopumā no melnalkšņu biotopos sastopamajām 17 ķērpju sugām četras (23.5%) ir īpaši aizsargājamas sugas - *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Pertusaria hemisphaerica* (Par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu, 2000). 2011.gadā vairs nav konstatētas īpaši aizsargājamās sugas, kurām veidojami mikroliegumi - *Acrocordia cavata* un *Opegrapha vermicellifera* (Par mikroliegumu izveidošanu, aizsardzību un apsaimniekošanu, 2001).

Objektos vairs nav konstatēta dabisko mežu biotopu speciālā biotopu suga (SBS) *Opegrapha vermicellifera*, bet sastopamas sešas indikatorsugas (35.3 %): *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Graphis scripta*, *Lecanactis abietina*, *Pertusaria hemisphaerica*.

Parauglaukumos K sastopamas divas īpaši aizsargājamas sugas (11.8%) - *Arthonia spadicea* un *Arthonia vinosa*, savukārt, parauglaukumos I ir sastopamas četras īpaši aizsargājamas sugas (23.5%) - *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Pertusaria hemisphaerica*.

Parauglaukumos K vairs nav konstatētas astoņas sugas - *Acrocordia cavata*, *Arthonia leucopellea*, *Arthothelium ruanum*, *Catinaria atropurpurea*, *Cladonia digitata*, *Opegrapha vermicellifera*, *Opegrapha vulgata* un *Platismatia glauca*.

Parauglaukumos I vairs nav sastopamas piecas sugas- *Arthothelium ruanum*, *Catinaria atropurpurea*, *Opegrapha vermicellifera*, *Platismatia glauca* un *Ramalina farinacea*, bet kā jauna suga konstatēta *Opegrapha varia*.

Visos 10 objektos (parauglaukumos K un I) sastopamas 12 ķērpju sugas *Arthonia radiata*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Cladonia coniocraea*, *Evernia prunastri*, *Graphis scripta*, *Hypogymnia physodes*, *Lecanactis abietina*, *Lepraria sp.*, *Parmelia sulcata*, *Pertusaria amara*, *Phlyctis argena*.

Salīdzinot 2005. un 2011.gadā iegūtos datus parauglaukumos K, redzams, ka ķērpju kopējais projektīvais segums palielinājies no 53.0% līdz 57.9%, to galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* projektīvā seguma palielināšanās (attiecīgi no 33.3% līdz 40.4%), atsevišķām citām sugām projektīvais segums palielinājies nelielā daudz (ar *Arthonia radiata*, *Arthonia vinosa*, *Cladonia coniocraea*, *Hypogymnia physodes*, *Opegrapha varia*, *Pertusaria amara*). Atsevišķām sugām novērojama projektīvā seguma neliela samazināšanās (*Arthonia spadicea*, *Evernia prunastri*, *Graphis scripta*, *Lecanactis abietina*, *Parmelia sulcata*, *Phlyctis argena*).

Salīdzinot 2005. un 2011.gadā iegūtos datus parauglaukumos I, redzams, ka ķērpju kopējais projektīvais segums palielinājies no 52.7% līdz 56.5%, arī šajos parauglaukumos to galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* projektīvā seguma palielināšanās (attiecīgi no 31.4% līdz 36.4%), atsevišķām citām sugām projektīvais segums palielinājies nelielā daudz (*Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Cladonia coniocraea*, *Melanelia glabratula*, *Pertusaria amara*, *Pertusaria hemisphaerica*), bet suga *Opegrapha varia* – konstatēta pirmoreiz 2011.gadā. Atsevišķām sugām novērojama projektīvā seguma neliela samazināšanās (*Arthonia radiata*, *Arthonia vinosa*, *Cladonia digitata*, *Evernia prunastri*, *Graphis scripta*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *Phlyctis argena*).

Kopumā novērtējot rezultātus objektos, secināms, ka ķērpju kopējais projektīvais segums palielinājies, to galvenokārt ietekmē *Lepraria spp.* projektīvā seguma palielināšanās, atsevišķām citām sugām projektīvais segums nelielā daudz palielinājies (visos objektos tas konstatēts sugām *Cladonia coniocraea*, *Opegrapha varia*, *Pertusaria amara*). Atsevišķām sugām novērojama projektīvā seguma neliela samazināšanās (visos objektos tas konstatēts *Evernia prunastri*, *Graphis scripta*, *Parmelia sulcata*, *Phlyctis argena*).

Ķērpju sugu skaita salīdzinājums melnalkšņu biotopos parauglaukumos K un I 2005. un 2011.gadā parādīts 10. tabulā.

### Kērpju sugu skaits melnalkšņu biotopos 2005. un 2011.gadā

Nr.	Objekta apzīmējums	Kērpju sugu skaits			
		Kontrole		Ietekme	
		2005	2011	2005	2011
1	Aloja_196_50	8	6	7	3
2	Benkava_16_2	3	4	4	4
3	Ērberģe_186	5	4	4	4
4	Kaive_410_11	8	7	10	10
5	Kurmale_313_22	7	6	4	6
6	Mežole_95_9.15	10	9	9	6
7	Palsmane_264_7	9	9	4	6
8	Talsi_217_7	4	4	4	4
9	Viesīte_358_20	4	4	4	4
10	Žiguri_472_10	10	9	12	9

Salīdzinot kērpju sugu skaitu melnalkšņu biotopos 2005. un 2011.gadā, redzams, ka parauglaukumos vislielākās izmaiņas konstatētas parauglaukumos *Kontrole*: tikai trīs objektos kērpju sugu skaits nav mainījies, vienā objektā sugu skaits palielinājies un pārējos sešos objektos sugu skaits samazinājies.

Savukārt, piecos objektos parauglaukumos *Ietekme* kērpju sugu skaits nav mainījies, divos objektos – skaits palielinājies, un tikai trīs objektos sugu skaits samazinājies.

Salīdzinot rezultātus, secināms, ka mežsaimnieciskā ietekme attiecībā kērpju sugu sastopamību vismazāk parādās ir Benkavas, Palsmanes, Talsu, Viesītes objektos. Ērberģes, Kaives un Kurmales objektos kontroles parauglaukumos vērojama kērpju sugu skaita samazināšanās, savukārt ietekmētajos parauglaukumos kērpju sugu skaits ir tāds pats, vai palielinās (Kurmales objektā).

Alojas, Mežoles un Žiguru objektos kērpju sugu skaits samazinājies gan kontroles, gan ietekmes daļā.

### 3.2.1. Atsevišķu objektu raksturojums

Benkavas objektā kērpju kopējais projektīvais segums palielinājies – attiecīgi parauglaukumos K no 43.3% līdz 57.8% un parauglaukumos I – no 39.2% līdz 51.1%. Šajos parauglaukumos to galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* projektīvā seguma palielināšanās (attiecīgi 41.0% līdz 54.7% un 33.4% līdz 43.2%). 2011.gadā parauglaukumos K un I parādījusies jauna suga *Arthonia spadicea*. Parauglaukumos K sugām *Graphis scripta* un *Cladonia coniocraea* projektīvais segums nedaudz samazinājies. Parauglaukumos I 2011.gadā vairs nav konstatēta suga *Parmelia sulcata*, savukārt, *Cladonia coniocraea* projektīvais segums nedaudz samazinājies, bet *Graphis scripta* projektīvais segums nedaudz palielinājies.

Ērberģes objektā kērpju kopējais projektīvais segums palielinājies – attiecīgi parauglaukumos K no 43.6% līdz 54.8% un parauglaukumos I – no 48.5% līdz 67.7%. Arī šajos parauglaukumos to galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* projektīvā seguma palielināšanās (attiecīgi 35.1% līdz 49.0% un 42.7%

līdz 58.6%). Parauglaukumos K sugai *Arthonia spadicea* projektīvais segums nedaudz palielinājies, savukārt, sugām *Arthonia vinosa* un *Cladonia coniocraea* projektīvais segums nedaudz samazinājies. Suga *Graphis scripta* 2011.gadā vairs nav konstatēta. Parauglaukumos I sugām *Arthonia spadicea* un *Cladonia coniocraea* projektīvais segums nedaudz palielinājies, savukārt, sugai *Graphis scripta* projektīvais segums nedaudz samazinājies. Suga *Arthonia vinosa* šeit nav konstatēta.

Kaives objektā ķērpju kopējais projektīvais segums samazinājies – attiecīgi parauglaukumos K no 67.0% līdz 59.3% un parauglaukumos I – no 48.8% līdz 39.1%. Šajos parauglaukumos *Lepraria sp.* projektīvā seguma izmaiņas ir nelielas (attiecīgi 50.2% līdz 51.5% un 26.3% līdz 28.7%). Vērojama kreves lobīšanās no melnalkšņu stumbriem. Parauglaukumos K 2011.gadā vairs nav konstatētas sugas *Acrocordia cavata* un *Opegrapha vermicellifera*, bet pārejo sugu projektīvie segumi samazinājušies, savukārt, parauglaukumos I konstatētas jaunas sugas - *Graphis scripta* un *Opegrapha varia*, nav vairs sastopamas sugas - *Arthonia vinosa* un *Opegrapha vermicellifera*, bet sugām *Cladonia coniocraea*, *Hypogymnia physodes*, *Lecanactis abietina*, *Pertusaria hemisphaerica* projektīvais segums nedaudz palielinājies, bet pārejām sugām - *Arthonia spadicea*, *Cladonia digitata* un *Phlyctis argena* - nedaudz samazinājies.

Mežoles objektā ķērpju kopējais projektīvais segums palielinājies – attiecīgi parauglaukumos K no 48.6% līdz 61.5% un parauglaukumos I – no 47.2% līdz 61.0%. Arī šajos parauglaukumos to galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* projektīvā seguma palielināšanās (attiecīgi 13.2% līdz 23.6% un 17.3% līdz 30.5%). Parauglaukumos K sugām *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Cladonia coniocraea* *Hypogymnia physodes* un *Pertusaria amara* projektīvais segums nedaudz palielinājies, savukārt, pārejām sugām - *Graphis scripta*, *Evernia prunastri* un *Parmelia sulcata* - nedaudz samazinājies.

Prauglaukumos I 2011.gadā vairs nav konstatētas sugas *Arthonia vinosa*, *Arthothelium ruanum* un *Platismatia glauca*. Projektīvais segums nedaudz palielinājies sugām *Graphis scripta*, *Hypogymnia physodes*, bet samazinājies *Evernia prunastri* un *Pertusaria amara*.

Talsu objektā ķērpju kopējais projektīvais segums nedaudz palielinājies – parauglaukumos K no 49.0% līdz 52.1%, bet gandrīz nav mainījies parauglaukumos I – no 47.2% līdz 45.6%. Parauglaukumos K projektīvo segumu galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* seguma palielināšanās (attiecīgi no 34.0% līdz 38.6%). Parauglaukumos K sugai *Arthonia spadicea* un *Pertusaria amara* projektīvais segums nedaudz samazinājies, nav vairs sastopama suga *Cladonia digitata*, kā jauna suga 2011.gadā konstatēta *Cladonia coniocraea*. Parauglaukumos I sugas *Lepraria sp.* projektīvā seguma izmaiņas nelielas (no 31.7% līdz 33.5%), sugu *Arthonia spadicea* un *Lecanactis abietina* projektīvais segums samazinājies, nav vairs sastopama suga *Cladonia digitata*, kā jauna suga 2011.gadā konstatēta *Cladonia coniocraea*.

Alojas objektā ķērpju kopējais projektīvais segums – parauglaukumos K gandrīz divkārtšojies - no 29.5% līdz 55.7%, bet gandrīz nav mainījies parauglaukumos I – no 36.9% līdz 37.5%. Parauglaukumos K projektīvo segumu galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* seguma palielināšanās (attiecīgi no 11.3% līdz 27.3%). Parauglaukumos K sugām *Arthonia spadicea* un *Graphis scripta* projektīvais segums nedaudz samazinājies, sugām *Cladonia coniocraea* un *Pertusaria amara* – nedaudz palielinājies, bet nav vairs sastopama suga *Arthothelium ruanum*. Parauglaukumos I sugai *Cladonia coniocraea* un *Lepraria sp.* projektīvais segums palielinājies (pēdējai no 9.8% līdz 14.6%), sugas *Arthonia spadicea* projektīvais segums samazinājies, nav vairs sastopamas sugas *Arthothelium ruanum*, *Graphis scripta*, *Parmelia sulcata* un *Pertusaria amara*.

Kurmales objektā ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos K nedaudz palielinājies - no 56.4% līdz 63.5%. Sugām *Lepraria sp.*, *Graphis scripta* un *Lecanactis abietina* projektīvais segums nedaudz samazinājies, savukārt, sugām *Arthonia spadicea* un *Cladonia coniocraea* projektīvais segums



nedaudz palielinājies, vairs nav sastopama suga *Arthonia leucopellea*. Ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos I nedaudz palielinājies - no 56.7% līdz 59.2%. Sugām *Arthonia spadicea* un *Lecanactis abietina* projektīvais segums nedaudz samazinājies, savukārt, sugām *Cladonia coniocraea* un *Lepraria sp.* (pēdējai – no 18.1% līdz 21.4%) projektīvais segums nedaudz palielinājies, 2011.gadā sastopamas jaunas sugas *Arthonia leucopellea* un *Graphis scripta*.

Palsmanes objektā ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos K palielinājies - no 52.0% līdz 60.7%. Sugām *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Cladonia coniocraea*, kā arī *Lepraria sp.* projektīvais segums nedaudz palielinājies (pēdējai – no 29.5% līdz 34.8%), bet sugām *Evernia prunastri*, *Graphis scripta*, *Hypogymnia physodes*, *Opegrapha varia*, *Pertusaria amara* – projektīvais segums – samazinājies. Ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos I nedaudz palielinājies - no 67.8% līdz 72.6%. Sugām *Arthonia spadicea* un *Cladonia coniocraea* projektīvais segums palielinājies, bet sugām *Arthonia vinosa* un *Lepraria sp.* (pēdējai – no 29.7% līdz 26.6%) projektīvais segums samazinājies, 2011.gadā konstatētas jaunas sugas *Hypogymnia physodes* un *Pertusaria amara*.

Viesītes objektā ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos K palielinājies - no 47.5% līdz 61.8%. Sugām *Arthonia spadicea*, *Graphis scripta*, *Cladonia coniocraea* projektīvais segums samazinājies, savukārt, sugai *Lepraria sp.* projektīvais segums – palielinājies (34.4% līdz 53.4%). Ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos I palielinājies - no 56.8% līdz 67.9%. Sugām *Arthonia spadicea*, *Cladonia coniocraea*, kā arī *Lepraria sp.* (pēdējai – no 40.2% līdz 52.3%) projektīvais segums palielinājies, bet sugai *Graphis scripta* projektīvais segums samazinājies.

Žiguru objektā ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos K samazinājies - no 69.4% līdz 59.4%. Sugām *Graphis scripta*, *Cladonia coniocraea*, *Hypogymnia physodes*, kā arī *Lepraria sp.* projektīvais segums samazinājies (pēdējai – no 46.9% līdz 45.4%). Sugām *Arthonia radiata*, *Parmelia sulcata* un *Pertusaria amara* projektīvais segums – palielinājies. 2011.gadā nav vairs konstatētas sugas: *Catinaria atropurpurea*, *Evernia prunastri* un *Opegrapha vulgata*, bet sastopamas jaunas sugas *Arthonia spadicea* un *Phlyctis argena*. Ķērpju kopējais projektīvais segums parauglaukumos I samazinājies - no 76.6% līdz 60.1%. Sugām *Arthonia radiata*, *Cladonia coniocraea*, *Graphis scripta*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *Phlyctis argena*, kā arī *Lepraria sp.* (pēdējai – no 48.8% līdz 43.9%) projektīvais segums samazinājies, bet sugām *Melanelia glabratula* un *Pertusaria amara* projektīvais segums palielinājies. 2011.gadā vairs nav konstatētas tādas sugas kā *Arthonia leucopellea*, *Catinaria atropurpurea* un *Ramalina farinacea*.

### 3.2.2. Secinājumi

1. Objektos 2005. gadā konstatētas 24 ķērpju sugas, attiecīgi parauglaukumos „kontrolē” (turpmāk tekstā – K) – 21 ķērpju suga, parauglaukumos „ietekmē” (turpmāk tekstā – I) – 21 suga. Pēc piederības ķērpju morfoloģiskām grupām sadalījums ir sekojošs: parauglaukumos K attiecīgi 15 krevu ķērpju, 3 – lapu ķērpju un 4 krūmu ķērpju sugas; savukārt, parauglaukumos I - 13 krevu ķērpju, 4 – lapu ķērpju un 4 krūmu ķērpju sugas. Parauglaukumos K nav konstatētas sugas - *Melanelia glabratula* un *Ramalina farinacea*, bet parauglaukumos I nav sastopamas tādas sugas kā *Acrocordia cavata*, *Opegrapha varia* un *Opegrapha vulgata*.
2. Kopumā no melnalkšņu biotopos sastopamajām ķērpju sugām 2005.gadā sešas (25%) ir īpaši aizsargājamas sugas - *Acrocordia cavata*, *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Opegrapha vermicellifera*, *Pertusaria hemisphaerica*. Īpaši aizsargājamās sugas, kurām



veidojami mikroliegumi, ir divas (8.3%): *Acrocordia cavata* un *Opegrapha vermicellifera*. Objektos konstatēta dabisko mežu biotopu speciālā biotopu suga (SBS) (4.2 %): *Opegrapha vermicellifera* un sešas indikatorsugas (25 %): *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Graphis scripta*, *Lecanactis abietina*, *Pertusaria hemisphaerica*, kas norāda uz piemērotiem apstākļiem sevišķi apdraudētām sugām un liecina par ilgstoši netraucētiem dabiskiem procesiem audzē.

3. Parauglaukumos *Kontrole* sastopamas piecas īpaši aizsargājamas sugas (20.8%) - *Acrocordia cavata*, *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Opegrapha vermicellifera* (nav konstatēta *Pertusaria hemisphaerica*), savukārt, parauglaukumos *Ietekme* ir sastopamas piecas īpaši aizsargājamas sugas (20.8%) - *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Opegrapha vermicellifera*, *Pertusaria hemisphaerica* (nav konstatēta *Acrocordia cavata*).
4. Objektos 2011.gadā konstatētas 17 ķērpju sugas, attiecīgi parauglaukumos *Kontrole* – 13 ķērpju sugas, parauglaukumos *Ietekme* – 17 sugas. Pēc piederības ķērpju morfoloģiskām grupām sadalījums ir sekojošs: parauglaukumos K attiecīgi 9 krevu, 2 – lapu un 2 krūmu ķērpju sugas; savukārt, parauglaukumos I - 11 krevu, 3 – lapu un 3 krūmu ķērpju sugas.
5. Kopumā no melnalkšņu biotopos sastopamajām 17 ķērpju sugām četras (23.5%) ir īpaši aizsargājamas sugas - *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Pertusaria hemisphaerica*. 2011.gadā vairs nav konstatētas īpaši aizsargājamās sugas, kurām veidojami mikroliegumi - *Acrocordia cavata* un *Opegrapha vermicellifera*. Objektos vairs nav konstatēta dabisko mežu biotopu speciālā biotopu suga (SBS) *Opegrapha vermicellifera*, bet sastopamas sešas indikatorsugas (35.3 %): *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Graphis scripta*, *Lecanactis abietina*, *Pertusaria hemisphaerica*,
6. Parauglaukumos *Kontrole* sastopamas divas īpaši aizsargājamas sugas (11.8%) - *Arthonia spadicea* un *Arthonia vinosa*, savukārt, parauglaukumos *Ietekme* ir sastopamas četras īpaši aizsargājamas sugas (23.5%) - *Arthonia leucopellea*, *Arthonia spadicea*, *Arthonia vinosa*, *Pertusaria hemisphaerica*.
7. 2011.gadā parauglaukumos *Kontrole* vairs nav konstatētas astoņas sugas - *Acrocordia cavata*, *Arthonia leucopellea*, *Arthothelium ruanum*, *Catinaria atropurpurea*, *Cladonia digitata*, *Opegrapha vermicellifera*, *Opegrapha vulgata* un *Platismatia glauca*. Parauglaukumos *Ietekme* vairs nav sastopamas piecas sugas- *Arthothelium ruanum*, *Catinaria atropurpurea*, *Opegrapha vermicellifera*, *Platismatia glauca* un *Ramalina farinacea*, bet kā jauna suga konstatēta *Opegrapha varia*.
8. Kopumā, novērtējot rezultātus objektos, secināms, ka ķērpju kopējais projektīvais segums palielinājies, to galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* projektīvā seguma palielināšanās, atsevišķām citām sugām projektīvais segums nedaudz palielinājies vai nedaudz samazinājies.
9. Salīdzinot ķērpju sugu skaitu melnalkšņu biotopos 2005. un 2011.gadā, redzams, ka parauglaukumos vislielākās izmaiņas konstatētas parauglaukumos *Kontrole*: tikai trīs objektos ķērpju sugu skaits nav mainījies, vienā objektā sugu skaits palielinājies un pārējos sešos objektos sugu skaits samazinājies.
10. Piecos objektos parauglaukumos *Ietekme* ķērpju sugu skaits nav mainījies, divos objektos – skaits palielinājies un trīs objektos sugu skaits samazinājies.
11. Ķērpju sugu skaita izmaiņas izskaidro mežsaimniecisko darbību ietekme uz objekta parauglaukumiem, kā arī ar papildus apstākļi tajos, piemēram, liels mitrums, kreves lobīšanās

un atdalīšanās melnalkšņiem. Lai novērtētu izvēlētās buferzonas ietekmi, nepieciešami turpmāki pētījumi par malas efektu melnalkšņu biotopos. Nepieciešami arī turpmāki pētījumi par ķērpju bioloģiju un koku stumbru kolonizēšanas sukcesijām.

12. Mežsaimnieciskā ietekme attiecībā ķērpju sugu sastopamību vismazākā ir Benkavas, Palsmanes, Talsu, Viesītes objektos. Ērberģes, Kaives un Kurmales objektos kontroles parauglaukumos vērojama ķērpju sugu skaita samazināšanās, savukārt, ietekmētajos parauglaukumos ķērpju sugu skaits ir tāds pats vai palielinās (Kurmales objektā). Alojas, Mežoles un Žīguru objektos ķērpju sugu skaits samazinājies gan kontroles, gan ietekmes daļā.
13. Ietekme attiecībā uz ķērpju sugu sastāvu vislielākā ir Kaives objektā, kurā 2011.gadā vairs nav sastopamas tādas īpaši aizsargājamās sugas kā *Acrocordia cavata* un *Opegrapha vermicellifera*. Pārējos objektos vērojama ķērpju sugu nomaiņa, bet tai nav raksturīgas kopīgas tendences, tāpēc tās skaidrojumam nepieciešami papildus pētījumi.

### 3.3. Gliemeži

Kopumā konstatētas 43 gliemju sugas (37 sauszemes gliemežu sugas un 6 saldūdens gliemju taksoni) no 20 dzimtām (15 sauszemes gliemežu dzimtas un 5 saldūdens gliemju dzimtas) (11.tabula). Pirmajā materiāla vākšanas periodā 2004. un 2005.gadā kopumā ievāktas 36 gliemju sugas, 2011.gadā 40 gliemju sugas. Salīdzinājumā ar 2011.gadu, pirmajā reizē netika konstatētas četras sauszemes gliemežu sugas *Bulgarica cana*, *Cepaea hortensis*, *Cochlicopa nitens* un *Vitrina pellucida*. No saldūdens gliemežu sugām nebija konstatētas divas – *Gyraulus laevis* un *Valvata cristata*. Turpretī 2011.gadā nav konstatētas divas sugas – sauszemes kailgliemezis *Malacolimax tenellus* un saldūdens gliemezis *Aplexa hypnorum*.

Tabula 11

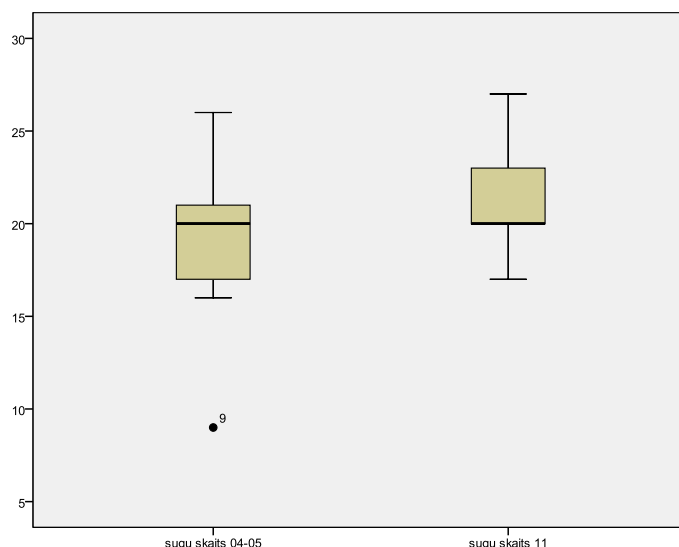
Izpētes objektos konstatētās gliemju sugas

n.p.k.	Suga	Izpētes objekti									
		Ērberģe	Viesīte	Kaive	Kurmale	Talsi	Žīguri	Palsmane	Mežole	Benkava	Aloja
1.	<i>Acanthinula aculeata</i>		x	x	x	x		x			
2.	<i>Acicula polita</i>		x				x				
3.	<i>Aegopinella pura</i>	x	x	x			x	x	x		
4.	<i>Arion subfuscus</i>	x	x								
5.	<i>Bradybaena fruticum</i>	x	x				x	x	x		
6.	<i>Bulgarica cana</i>						x	x			
7.	<i>Carychium minimum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
8.	<i>Carychium tridentatum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
9.	<i>Cepaea hortensis</i>			x							x
10.	<i>Clausilia bidentata</i>			x	x	x					
11.	<i>Clausilia cruciata</i>	x	x				x	x	x		

12.	Cochlicopa lubrica	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
13.	Cochlicopa nitens									x	
14.	Cochlodina laminata	x		x				x	x	x	
15.	Columella aspera	x	x	x	x	x	x	x	x		x
16.	Columella edentula	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
17.	Discus ruders	x		x	x	x	x	x	x	x	x
18.	Euconulus fulvus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
19.	Macrogastra plicatula	x	x			x	x	x		x	
20.	Macrogastra ventricosa			x			x	x	x		
21.	Malacolimax tenellus		x				x				
22.	Nesovitrea hammonis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
23.	Nesovitrea petronella	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
24.	Perforatella bidentata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
25.	Punctum pygmaeum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
26.	Ruthenica filograna		x					x	x		
27.	Succinea oblonga								x	x	
28.	Succinea putris					x	x	x	x	x	x
29.	Vallonia costata						x				
30.	Vertigo antivertigo			x	x	x	x		x	x	x
31.	Vertigo pusilla	x	x	x			x		x	x	
32.	Vertigo lilljeborgi						x		x		x
33.	Vertigo moulinsiana								x		
34.	Vertigo substriata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
35.	Vitrea crystallina	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
36.	Vitrina pellucida		x				x				
37.	Zonitoides nitidus	x		x	x	x	x	x	x	x	x
	Saldūdēns sugas										
38.	Pisidium sp.		x		x		x	x	x		x
39.	Galba truncatula				x		x	x	x		x
40.	Gyraulus laevis				x						
41.	Valvata cristata										x
42.	Aplexa hypnorum						x		x		x
43.	Planorbis sp.										x
	Kopā:	21	24	22	20	19	31	26	29	20	23

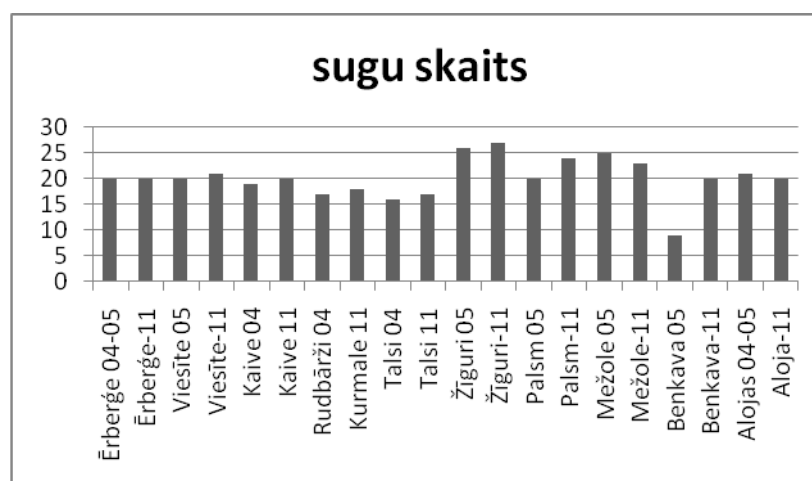
Vidējais sugu skaits pirmajā reizē vāktajā materiālā ir  $19.3 \pm 1.5$  sugas (min 9, max 26,) (19.attēls). Vismazāk sugu 2005.gadā ievācīs Benkavā, bet visvairāk Žiguros (11.tabula).

Turpretī 2011.g. Benkavā ir konstatētas 20 sugas. 2011. gadā vāktajā materiālā vidēji ir  $21 \pm 0,9$  suga (min 17, max 27).



Attēls 19. Sugu skaits ievāktajos paraugos 2004. un 2005.gadā un 2011.gadā.

Vismazāk sugu konstatēts Talsos, bet visvairāk Žiguros. Salīdzinot konstatēto sugu skaitu starp abiem periodiem, tas pētāmajās teritorijās ir līdzīgs, izņemot Benkavu (20.attēls).



Attēls 20. Pētījuma vietās konstatēto sugu skaits.

No Latvijā aizsargājamām 18 sauszemes gliemežu sugām šogad pētījuma laikā konstatētas 7 sugas (*Acicula polita*, *Bulgarica cana*, *Clausilia bidentata*, *Clausilia cruciata*, *Cochlicopa nitens*, *Ruthenica filigrana* un *Vertigo moulinsiana*), kas ir par divām vairāk nekā pirmajā reizē. Pirmajā reizē nebija konstatētas *Bulgarica cana* un *Cochlicopa nitens*. No Eiropas Savienības direktīvas II. pielikumā iekļautajām četrām sugām, konstatēta viena suga *Vertigo moulinsiana*. Šī suga sastopama un abas reizes konstatēta Mežoles objektā.

### 3.3.1. Atsevišķu objektu raksturojums

Kopumā **Ērbergē** konstatētas 24 sugas – 2004. un 2005.gadā 19 sugas, 2011.gadā 20 sugas. Kontroles parauglaurukumā pirmajā reizē konstatētas vidēji 15.5 sugas (Šenona-Vinera daudzveidības indekss H 2.417, Bergera-Parkera dominances indekss - dom.ind.- 0.188) otrajā reizē 15 sugas ar zemāku sugu daudzveidību un lielāku dominances indeksu (12.tabula). Ietekmes parauglaurukumos vidēji 19 sugas (H 2.534, dom.ind. 0.150) kā pirmajā reizē, tā arī 2011.gadā, tikai ar zemāku sugu daudzveidības indeksu un lielāku dominanci. Šajā gadā kontroles parauglaurukumā nebija konstatētas 4 sugas (*Arion subfuscus*, *Clausilia cruciata*, *Columella aspera*, *Macrogastra plicatula*), taču konstatēta *Columella edentula*. Ietekmes parauglaurukumā nav konstatēta viena suga *Clausilia cruciata*, bet pirmo reizi ir ievākta *Bradybaena fruticum*.

Kontroles parauglaurukumos dominējošas ir 4 sugas – *Carychium tridentatum*, *Punctum pygmaeum*, *Vertigo substriata* un *Vitrea crystallina*. Tās pašas sugas dominē arī ietekmes parauglaurukumos. Turklāt salīdzinoši liels īpatņu skaits ir vēl divām sugām – *Carychium minimum* un *Cochlicopa lubrica*.

Būtiskas atšķirības ir kontroles 2.pl. starp 2004.gadu un 2011.gadu ( $\chi^2 = 0.867$ ). Turpretī starp 2005.gadu un 2011.gadu tās ir salīdzinoši nelielas ( $\chi^2 = 0.093$ ) izmaiņas ir notikušas ietekmes 8 pl. ( $\chi^2 = 0.116$ ).

**Viesītes** objektā kontroles parauglaurukumā konstatētas 22 sugas (H 2.218, dom.ind. 0.324), bet ietekmes parauglaurukumā 19 sugas (H 2.219, dom.ind. 0.278). 2011.gadā sugu daudzveidība abu grupu parauglaurukumos ir mazāka un attiecīgi lielāka ir sugu dominance. Ietekmes parauglaurukumā nav konstatētas 4 sugas – *Acicula polita*, kas ir reta un īpaši aizsargājama suga, *Macrogastra plicatula*, *Vertigo pusilla*, *Vitrina pellucida* un sīkgliemenes *Pisidium sp.*. Kontroles parauglaurukumā nav konstatētas divas kailgliemežu sugas *Arion subfuscus* un *Malacolimax tenellus*. Dominējošas sugas kontroles parauglaurukumā ir tādas pašas kā Ērbergē, tikai jāatzīmē vēl vienas sugas *Acanthinula aculaeata* dominēšana salīdzinājumā ar 2005.gada rezultātiem. Ietekmes parauglaurukumā izteikti dominē *Carychium minimum*, kā arī lielāks īpatņu skaits salīdzinājumā ar kontroli ir sugai *Nesovitrea petronella*.

Viesītes ietekmes 3.pl. atšķirības ir būtiskākas ( $\chi^2 = 0.452$ ) nekā kontroles 6.pl. ( $\chi^2 = 0.196$ ).

**Kaives** objektā kontroles parauglaurukumā konstatētas 20 sugas (H 2.44, dom.ind. 0.202), ietekmes parauglaurukumā 19 sugas (H 2.11, dom.ind. 0.249). 2011.gadā ietekmes parauglaurukumā sugu daudzveidības rādītāji ir zemāki, nekā 2004.gadā. Kontroles parauglaurukumā ir pieaugusi sugu dominance, bet H ir līdzīgs, kā pirmajā pētījuma periodā. Kontroles parauglaurukumā nav ievāktas saldūdens gliemju sugas, kā arī divas sauszemes sugas – *Clausilia bidentata* un tipiska mitrāju suga *Vertigo antivertigo*. Savukārt konstatētas vairākas sausākiem mežiem raksturīgas sugas – *Acanthinula aculaeata*, *Aegopinella pura*, *Cepaea hortensis*, *Cochlodina laminata*, *Columella aspera* un *Vertigo pusilla*. Kontroles parauglaurukumā ir vērojamas īpatņu skaita un sugu sastāva izmaiņas salīdzinājumā ar 2004.gada rezultātiem. Samazinājies vairāku mitriem biotopiem raksturīgo sugu īpatņu skaits (piemēram, *Euconulus fulvus*, *Perforatella bidentata*, *Zonitoides nitidus*) un palielinājies sausākiem biotopiem raksturīgo sugu skaits un īpatņu skaits (piemēram, *Acanthinula aculaeata*). Salīdzinoši liels īpatņu skaits ietekmes parauglaurukumā ir *Carychium minimum*, *Carychium tridentatum*, *Euconulus fulvus*, *Punctum pygmaeum*, *Vertigo substriata* un *Zonitoides nitidus*.

Izmaiņas nav notikušas Kaives kontroles 2.pl. ( $\chi^2 = 0.017$ ). Ietekmes 6. parauglaukumā ir būtiskas atšķirības ( $\chi^2 = 0.731$ ).

**Kurmales** objektā kontroles un ietekmes parauglaukumos konstatēts vienāds sugu skaits ar nelielām sugu sastāva atšķirībām. Sugu daudzveidības indeksi zemāki ir kontroles parauglaukumā (H 1.90, dom.ind. 0.436), bet nedaudz augstāki tie ir ietekmes parauglaukumā (H 2.09, dom.ind. 0.328). Abās parauglaukumu grupās ir salīdzinoši augsts dominances indekss. Zemāki daudzveidības rādītāji konstatēti 2011.gadā. Kontroles parauglaukumā ievāktas divas sugas, kas nav konstatētas ietekmes parauglaukumā – sauszemes suga *Clausilia bidentata* un saldūdens suga *Galba truncatula*. Arī ietekmes parauglaukumā konstatētas divas sugas, kas nebija reģistrētas kontroles parauglaukumā – *Acanthinula aculeata* un *Columella edentula*. Abos parauglaukumos izteikti dominē viena suga *Carychium minimum*. Arī pārējo dominējošo sugu sastāvs abos parauglaukumos ir līdzīgs.

Salīdzinājumā ar 2004.gadu ir notikušas izmaiņas sugu sastāvā abu grupu parauglaukumos. Ļoti būtiskas izmaiņas ir kontroles 3.pl. ( $\chi^2 = 0.923$ ). Ietekmes 6. parauglaukumā ir salīdzinoši mazākas izmaiņas ( $\chi^2 = 0.205$ ).

**Talsu** objektā kontroles parauglaukumā konstatētas 17 sugas (H 2.08, dom.ind. 0.272), bet ietekmes parauglaukumā 19 sugas (H 2.04, dom.ind. 0.254). Sugu sastāvs un daudzveidības indeksi abos parauglaukumos ir līdzīgi. Kontroles parauglaukumā konstatēta dabisko mežu indikatorsuga *Clausilia bidentata*, kas nav ievākta ietekmes parauglaukumā. Ietekmes parauglaukumā konstatēta sauszemes suga *Columella edentula* un sīkgliemene *Pisidium sp.*. Kontroles parauglaukumā dominējošo sugu īpatņu skaits abos pētījuma periodos ir stabilāks, nekā ietekmes parauglaukumā. Iespējams, ka ietekmes parauglaukums ir kļuvis sausāks, jo samazinājies tādu sugu īpatņu skaits, kā *Carychium minimum*, *Cochlicopa lubrica*, *Euconulus fulvus*, *Nesovitrea hammonis* un *Perforatella bidentata*.

Talsu ietekmes 1.pl. izmaiņas salīdzinoši ir nelielas ( $\chi^2 = 0.070$ ), taču kontroles 8.pl. izmaiņas ir būtiskākas ( $\chi^2 = 0.410$ ).

**Žiguru** objektā kontroles parauglaukumos konstatētas 24 sugas (vidēji 18.7 sugas katrā parauglaukumā, H 1.93, dom.ind. 0.448). Ietekmes parauglaukumos konstatētas kopumā 31 suga (vidēji 19 sugas katrā parauglaukumā, H 2.38, dom.ind. 0.27). Sugu daudzveidība lielāka ietekmes parauglaukumos, kontroles parauglaukumos salīdzinoši liela sugu dominance. Kontroles parauglaukumos konstatētas tās pašas sugas, kas ietekmes grupā. Ietekmes parauglaukumos ievāktas piecas sugas, kas nav kontroles parauglaukumos – *Acicula polita*, *Macrogastra ventricosa*, *Malacolimax tenellus*, *Vertigo antivertigo* un *Vertigo lilljeborgi*. Šo sugu īpatņu skaits ir neliels. Dominējošās sugas abu grupu parauglaukumos ir līdzīgas.

Ietekmes 2.pl., salīdzinot pa gadiem, izmaiņas nav notikušas ( $\chi^2 = 0.010$ ). Būtiskas izmaiņas ir notikušas kontroles 6.pl. ( $\chi^2 = 0.475$ ).

**Palsmanes** objektā ietekmes parauglaukumos konstatēta 21 suga (vidēji 17.5 sugas katrā parauglaukumā, H 2.24, dom.ind. 0.326). Kontroles parauglaukumos 17 sugas (vidēji H 2.14, dom.ind. 0.397). Zemāki sugu daudzveidību raksturojošie indeksi ir 2011.gadā. Izteikti dominē viena suga *Carychium minimum*. Salīdzinot 2005.gada rezultātus ar 2011.gadu, īpašas izmaiņas sugu īpatņu skaita izmaiņu ziņā nav. Vienīgi 2011.gadā samazinājusies sugu daudzveidība un palielinājies dominances indekss.

Ietekmes parauglaurukumā izmaiņas gliemju sugu kompleksā ir nelielas ( $\chi^2 = 0.064$ ). Ļoti būtiskas izmaiņas ir kontroles 5. parauglaurukumā ( $\chi^2 = 0.937$ ).

**Mežoles** objektā kontroles parauglaurukumos kopumā konstatētas 27 sugas (vidēji 19.5 sugas katrā parauglaurukumā, H 2.12, dom.ind. 0.36). Zemāki daudzveidības rādītāji iegūti 2011.gadā. Ietekmes parauglaurukumi vēl nav apstrādāti. Salīdzinājumā ar 2005.gadu, šajā gadā lielāks īpatņu skaits konstatēts divām sugām *Carychium minimum* un *Carychium tridentatum*. Mazāks īpatņu skaits konstatēts *Euconulus fulvus*, *Nesovitrea hammonis* un *Vitrea crystallina*, saldūdens sugām *Pisidium sp.* un *Galba truncatula*.

Izmaiņas ir notikušas abos kontroles parauglaurukumos. 1.pl. izmaiņas ir būtiskākas ( $\chi^2 = 0.495$ ), 7.pl. tās ir salīdzinoši mazākas ( $\chi^2 = 0.182$ ).

**Benkavas** objektā kopumā ievāktas 20 sugas. Kontroles parauglaurukumā konstatētas 19 sugas (H 1.8665, dom.ind. 0.447), ietekmes parauglaurukumā 17 sugas (H 1.69, dom.ind. 0.41). Vidējie sugu daudzveidības rādītāji starp abu grupu paraugiem ir līdzīgi. Benkavā 2005.gadā kontroles parauglaurukumā bija konstatētas tikai 8 sugas, bet 2011.gadā 19 sugas. Līdzīga situācija ir ietekmes parauglaurukumā – 2005.gadā ievāktas 6 sugas, bet 2011.gadā gandrīz trīs reizes vairāk – 17 sugas. Kontroles parauglaurukumā atšķirībā no ietekmes parauglaurukuma konstatētas tādas sugas, kā *Columella edentula*, *Macrogastra plicatula* un *Succinea oblonga*. Suga *Vertigo pusilla* ir konstatēta ietekmes parauglaurukumā. Kontroles parauglaurukumā salīdzinoši lielā skaitā ir konstatēta reta un aizsargājama mitrāju suga *Cochlicopa nitens*. Ietekmes parauglaurukumā konstatēts tikai viens šīs sugas īpatnis. Dominējošo sugu sastāvs ir līdzīgs abu grupu parauglaurukumiem. Salīdzinot ar pārējiem objektiem, Benkavā lielā skaitā ir reģistrētas tipiskas mitrāju sugas *Vertigo antivertigo* un *Zonitoides nitidus*.

Rezultāti starp gadiem atšķiras abu grupu parauglaurukumos. Kontroles parauglaurukumā atšķirības salīdzinoši ir mazākas ( $\chi^2 = 0.120$ ) nekā ietekmes parauglaurukumā ( $\chi^2 = 0.365$ ).

**Alojas** objektā kopumā konstatētas 23 sugas. Kontroles parauglaurukumos reģistrētas 22 sugas (vidēji 14.8 sugas katrā parauglaurukumā, H 2.12, dom.ind. 0.279) un ietekmes parauglaurukumos konstatētas 20 sugas (vidēji 15.7 sugas katrā parauglaurukumā, H 2.195, dom.ind. 0.316). Kontroles parauglaurukumā ir divas sugas *Aplexa hypnorum* un *Discus ruderatus*, kas nav ietekmes parauglaurukumā. Ietekmes parauglaurukumā ir viena suga *Cepaea hortensis*, kas nav otrā paraugu grupā. Dominējošo sugu sastāvs abu grupu parauglaurukumos ir līdzīgs, taču atšķiras vairāku šo sugu īpatņu skaits. Kontroles parauglaurukumos mazāks ir *Carychium minimum* īpatņu skaits, bet lielāks *Vertigo substriata*, *Vitrea crystallina* un *Pisidium sp.* īpatņu skaits. Ietekmes parauglaurukumā lielāks ir *Punctum pygmaeum* īpatņu skaits.

Alojas objekta parauglaurukumos, salīdzinot 2004.gadu ar 2011.gadu, izmaiņas nav notikušas ietekmes 3.pl. ( $\chi^2 = 0.031$ ) un kontroles 6.pl. ( $\chi^2 = 0.014$ ). Būtiskākas izmaiņas ir notikušas starp 2005.gadu un 2011.gadu – ietekmes 3.pl. ( $\chi^2 = 0.190$ ) un kontroles 4.pl. ( $\chi^2 = 0.263$ ).



**Sugu daudzveidības rādītāji.**

H - Šenona-Vīnera indekss; Index - Bergera-Parkera dominances indekss

Objekts	pl.nr.	grupa	gads	kods	H	Index	sugu skaits	Īpatņu skaits
Ērberģe	2.	kontrole	2004.	ER_2k04	2,341	0,2512	15	215
	5.	ietekme	2004.	ER_5i04	2,67	0,1097	18	310
	2.	kontrole	2005.	ER_2k05	2,493	0,125	16	152
	8.	ietekme	2005.	ER_8i05	2,399	0,1905	16	189
	2.	kontrole	2011.	ER_2k11	2,226	0,2763	15	228
	8.	ietekme	2011.	ER_8i11	2,37	0,2419	19	310
Viesīte	3.	ietekme	2005.	VI_3i05	2,322	0,2108	17	166
	6.	kontrole	2005.	VI_6k05	2,407	0,2438	17	201
	3.	ietekme	2011.	VI_3i11	2,117	0,3463	14	205
	6.	kontrole	2011.	VI_6k11	2,029	0,4035	19	404
Kaive	2.	kontrole	2004.	KA_2k04	2,43	0,1387	17	483
	6.	ietekme	2004.	KA_6i04	2,256	0,2193	16	561
	2.	kontrole	2011.	KA_2k11	2,449	0,2643	19	280
	6.	ietekme	2011.	KA_6i11	1,965	0,2779	15	493
Kurmale	6.	ietekme	2004.	KU_6i04	2,158	0,276	14	279
	3.	kontrole	2004.	KU_3k04	2,05	0,316	13	288
	6.	ietekme	2011.	KU_6i11	2,03	0,381	15	420
	3.	kontrole	2011.	KU_3k11	1,749	0,5556	16	324
Talsi	1.	ietekme	2004.	TA_1i04	2,039	0,2717	14	427
	8.	kontrole	2004.	TA-8k04	2,012	0,2793	14	333
	1.	ietekme	2011.	TA-1i11	2,043	0,2361	15	216
	8.	kontrole	2011.	TA-8k11	2,147	0,2643	13	314
Žiguri	2.	ietekme	2005.	ZI-2i05	2,457	0,2761	24	297
	6.	kontrole	2005.	ZI-6k05	2,243	0,284	16	257
	1.	ietekme	2011.	ZI-1i11	2,584	0,142	19	169
	2.	ietekme	2011.	ZI-2i11	2,106	0,4053	19	190
	6.	kontrole	2011.	ZI-6k11	1,658	0,6038	20	366
	5.	kontrole	2011.	ZI-5k11	2,134	0,3645	19	203
	7.	kontrole	2011.	ZI-7k11	1,67	0,5383	18	457
Palsmane	2.	ietekme	2005.	PA-2i05	2,398	0,2748	19	131
	5.	kontrole	2005.	PA-5k05	2,315	0,3304	17	224
	2.	ietekme	2011.	PA-2i11	2,078	0,3775	16	249
	4.	kontrole	2011.	PA-4k11	1,97	0,4633	17	218
Mežole	1.	kontrole	2005.	ME-1k05	2,316	0,278	22	223
	7.	kontrole	2005.	ME-7k05	2,36	0,3042	22	378
	1.	kontrole	2011.	ME-1k11	1,534	0,6246	18	285
	7.	kontrole	2011.	ME-7k11	2,268	0,232	16	194

Benkava	1.	kontrole	2005.	BE-1k05	1,481	0,5119	8	84
	4.	ietekme	2005.	BE-4i05	1,286	0,5049	6	103
	1.	kontrole	2011.	BE-1k11	2,252	0,3821	19	280
	4.	ietekme	2011.	BE-4i11	2,098	0,3236	17	377
Aloja	3.	kontrole	2004.	AL-3k04	1,902	0,3649	13	570
	6.	kontrole	2004.	AL- 6k04	2,35	0,2338	16	556
	3.	ietekme	2005.	AL-3i05	2,562	0,1862	17	145
	4.	kontrole	2005.	AL- 4k05	2,321	0,1733	14	277
	3.	ietekme	2011.	AL-3i11	2,122	0,398	17	304
	6.	kontrole	2011.	AL- 6k11	2,26	0,264	13	125
	4.	kontrole	2011.	AL- 4k11	1,547	0,4429	16	630

### 3.3.2. Secinājumi

1. Būtiskas izmaiņas kontroles parauglaukumos, salīdzinot 2004.gadu ar 2011.gadu, ir notikušas Ērbergē. Salīdzinot ar 2005.gadu, būtiskas izmaiņas kontroles grupā ir notikušas Kurmales, Talsu, Žīguru, Palsmanes un Mežoles 1.pl..
2. Salīdzinoši mazākas izmaiņas kontroles parauglaukumos ir notikušas Viesītē, Benkavā, Alojā (4.pl.) un Mežoles 7.pl., kā arī Ērberges 2.pl., salīdzinot ar 2005.gadu.
3. Bez izmaiņām ir divi kontroles parauglaukumi – Kaives parauglaukums, kā arī Alojā 6.pl., salīdzinot ar 2004.gadu.
4. Ietekmes parauglaukumos būtiskas izmaiņas ir notikušas Viesītes, Kaives, Kurmales un Benkavas objektos.
5. Salīdzinoši mazākas izmaiņas ietekmes grupā ir notikušas Ērbergē, kā arī Alojā, salīdzinājumā ar 2005.gadu.
6. Bez izmaiņām ir četri ietekmes parauglaukumi – Talsos, Žīguos, Palsmanē, kā arī Alojā (salīdzinot ar 2004.gadu).
7. 2011.gadā gandrīz visos parauglaukumos Šenona-Vīnera sugu daudzveidības indekss ir zemāks nekā 2004.gadā un 2005.gadā. Arī Bergera-Parkera dominances indekss gandrīz visos parauglaukumos 2011.gadā ir lielāks, nekā pirmajā izpēti periodā.

### 3.4. Piepes

#### 3.4.1. Atsevišķu objektu raksturojums

##### Aloja

Pirmajā inventarizācijā konstatētais kopējais sugu skaits 11, atkārtotajā – 17, pie kam pirmajā inventarizācijā nevienā no parauglaukumiem netika konstatētas piepes – indikatorsugas. Šogad veiktajā inventarizācijā tika konstatētas vairākas šādas sugas – *Rigidoporus crocatus* (raksturīga lapu koku kritālām mitrās vietās), *Leptoporus mollis* (aug uz skujkoku kritālām mitrās vietās) un *Skeletocutis nitida* (šīs sugas ekoloģiskās prasības vēl jāskaidro; tās atrašanās var būt arī gadījuma sekas, jo tā aug uz

nelielām koksnes atliekām, pat maziem zariņiem). Sugu skaits ietekmētajos un kontroles parauglaukumos pirmajā pētījumā ir vienāds, bet otrajā – kontroles parauglaukumos ir konstatēts lielāks sugu skaita pieaugums, nekā ietekmētajos.

### Benkava

Benkavas objektā kopējais konstatēto sugu skaits ir neliels un būtiski neatšķiras abos pētījumos. Jāatzīmē, ka sugu daudzveidība, uzsākot pētījumu, bija vienāda ietekmētajā un kontroles daļā. Atkārtotajā pētījumā sugu skaits ir nedaudz pieaudzis abos gadījumos, bet kontroles variantā tas ir nedaudz augstāks, pie tam kontroles parauglaukumā konstatēta viena indikatorsuga – *Skeletocutis nivea*.

### Ērberģe

Ērberģes objektā sākotnēji sugu skaits bija nedaudz lielāks ietekmei paredzētajos parauglaukumos un pieaugums sugu skaita ziņā ir līdzīgs. Ietekmētajos parauglaukumos sākotnēji konstatēta mitru vietu indikatorsuga *Rigidoporus crocatus* un tā konstatēta arī 2011.gadā. Papildus ietekmētajos parauglaukumos konstatēta vēl viena reti sastopama suga – *Physisporinus snguinolentus*, taču tā parasti netiek izmantota par indikatorsugu, jo aug neliela izmēra koksnes gabaliņiem to apakšpusē un ir samērā grūti konstatējama. Kontroles parauglaukumos gan sākot pētījumu, gan šogad ir konstatēta indikatorsuga *Pycnoporellus fulgens*, bet 2004.gadā atrastā *Rigidoporus crocatus* vairs netika atrasta, toties atrasta cita dabisku lapu koku mežu indikatorsuga – *Polyporus badius*. Līdz ar to šajā objektā nav novērota apsaimniekošanas ietekme uz piepju sugu sastāvu un sugu daudzveidību.

### Kaive

Kaives objektā konstatēts sugu skaita pieaugums gan ietekmētajos, gan kontroles parauglaukumos. Ietekmētajos parauglaukumos konstatētas vairākas sugas, kuru klātbūtne liecina par apstākļu maiņu – tās parasti raksturīgas sausākiem biotopiem (*Diplomitoporus flavescens*, *Skeletocutis amorphia* – aug uz priedēm; *Cerrena unicolor* – aug uz bērziem). Savukārt kontroles parauglaukumos no klāt nākušajām sugām viena – *Datronia mollis* – aug uz lapu koku koksnes un dažkārt tiek uzskatīta par indikatorsugu boreālajos mežos.

### Kurmale

Šajā objektā ir konstatēta lielākā sugu daudzveidība, un salīdzinot ar 2004.gada pētījumu, sugu skaits pieaudzis vairāk nekā divas reizes. Tas visdrīzāk skaidrojams ar kritalu skaita strauju palielināšanos vējgāzes rezultātā, pie kam tieši egles kritalu, uz kurām konstatēta liela sugu, tai skaitā indikatorsugu dažādība. Sugu daudzveidību ir veicinājis arī fakts, ka pētījuma veikšanas brīdī tās jau bija trupējušas dažus gadus; uz svaigām kritālām rezultāti būtu citādi. Pirmajā pētījumā kopējais sugu skaits bija līdzīgs kā citos objektos; un ietekmei paredzētajos parauglaukumos tas bija izteikti zems. Kontrolei paredzētajos bija konstatēta indikatorsuga *Pycnoporellus fulgens*. Šogad veiktajā pētījumā konstatētas 13 sugas ietekmētajos parauglaukumos un 21 suga kontroles parauglaukumos, tai skaitā *Pycnoporellus fulgens* abos variantos, bet tādas reti sastopamas, vērtīgas indikatorsugas kā *Diplomitoporus lindbladii*, *Skeletocutis lenis*, *Leptoporus mollis* un arī *Physisporinus vitreus* – tikai kontroles parauglaukumos. Jāpiezīmē, ka visas šīs sugas aug uz skujkoku kritālām. Starpība šajā gadījumā starp ietekmētajiem un kontroles parauglaukumiem ir būtiska, taču tās iemesli daļēji meklējami vējgāzes sekās.

## Mežole

Mežoles objektā konstatēts neliels sugu skaita pieaugums, salīdzinot abas apsekošanas, pie kam šajā gadījumā vērtīgas indikatorsugas – *Rigidoporus crocatus* un *Leptoporus mollis* – konstatētas ietekmētajos parauglaukumos, savukārt kontroles parauglaukumos tikai viena no tām – *Rigidoporus crocatus*. Senāk veiktos pētījumos konstatēta liela piepju sugu daudzveidība Mežoles dabiskajos skujkoku mežos, iespējams, tas sekmējis indikatorsugu izplatību arī melnalkšņu biotopos.

## Palsmane

Palsmanes objektā konstatēta samērā liela sugu daudzveidība, turklāt sugu pieaugums kontroles parauglaukumos ir bijis nedaudz lielāks. Vērtīgas indikatorsugas – *Phellinus nigrolimitatus*, *Pycnoporellus fulgens*, *Rigidoporus crocatus* – konstatētas 2011. gadā gan ietekmētajos, gan kontroles parauglaukumos. Šī objekta piemērs visspilgtāk parāda, ka piepju sugu daudzveidību lielā mērā ietekmē vispārējā teritorijas daudzveidība un mirušas koksnes pieejamība apkārtējos mežos, kas palīdz saglabāties sugām arī pēc neliela mēroga iejaukšanās meža ekosistēmā. Arī šajā gadījumā gandrīz visas indikatorsugas (izņemot *Skeletocutis nivea* kontroles parauglaukumos) konstatētas uz skujkokiem.

## Talsi

Talsu objektā vienīgajā no izpētītajiem novērota tendence, ka ietekmētajos parauglaukumos konstatēto sugu skaita pieaugums ir lielāks, nekā kontroles variantā. Ietekmētajā daļā konstatēta indikatorsuga *Leptoporus mollis* (uz egles kritalas, kas iegāzusies no blakus laukuma). Arī pārejo sugu daudzveidība palielinājusies uz skujkoku sugu rēķina. Savukārt kontroles parauglaukumos iepriekš konstatēta *Pycnoporellus fulgens*, kas 2011. gadā vairs nav atrasta.

## Viesīte

Viesītes objektā novērots kopējais sugu skaita pieaugums, kas ir daudz izteiktāks kontroles parauglaukumos, salīdzinot ar ietekmētajiem. Sākotnēji ietekmei paredzētajos parauglaukumos konstatēta vērtīga suga *Rigidoporus crocatus*, kas 2011. gadā vairs nav atrasta. Savukārt kontroles parauglaukumos 2011. gadā konstatētas vairākas indikatorsugas, tai skaitā *Pycnoporellus fulgens* un *Rigidoporus crocatus*, kas pirms tam tajos nebija atrastas. Šajā gadījumā arī kopējais sugu skaita pieaugums ir procentuāli augsts.

## Žiguri

Žiguru objektā piepju pētījums nav veikts 2004. gadā līdz ar to ir apskatīta tikai šībrīža situācija, salīdzinot sugu daudzveidību ietekmētajos un kontroles parauglaukumos. Abā veida parauglaukumos uz šodienu konstatēts gandrīz vienāds sugu skaits un daudzveidība. Tai skaitā abu veidu parauglaukumos konstatēta vairāku indikatorsugu klātbūtne (*Diplomitoporus lindbladii*, *Rigidoporus crocatus*, *perenniporia subacida*, *Oxyporus corticola*, *Skeletocutis nivea*). Šajā gadījumā visdrīzāk ietekme uz parauglaukumiem ir bijusi minimāla un/vai apkārtējo mežu masīvs nodrošina sugām labvēlīgu augšanas un izplatīšanās vidi.

### 3.4.2. Secinājumi

1. Sugu skaita pieaugums bijis vairuma gadījumu lielāks kontroles parauglaukumos (kopējais sugu skaita pieaugums skaidrots iepriekš);
2. Lielākajā daļā objektu (8 no 10) kontroles parauglaukumos konstatēts lielāks indikatorsugu skaits, nekā ietekmētajos.
3. Vienā objektā (Žiguri) indikatorsugas vienādā skaitā konstatētas ietekmētajos un kontroles parauglaukumos. Šajā parauglaukumā nav veikts pētījums 2004.gadā, līdz ar to nav zināms sākotnējais fons. Šībrīža situācijas skaidrojums varētu būt tāds, ka ietekme uz biotopu nav bijusi būtiska vai arī tās ietekmi mazinājis apkārtējo mežu masīvu fons.
4. Savukārt Talsu objektā konstatēta tendence, kas pretēja valdošajai – šeit ietekmētajos parauglaukumos konstatēta indikatorsugu klātbūtne, atšķirībā no kontroles, kur šādas sugas 2011.gada nav atrastas.
5. Visumā ir iezīmējusies pozitīva tendence indikatoru sugu klātbūtnē un kopējā sugu skaita atrašanās kontroles parauglaukumos, taču būtu jāturpina pētījumi, lai noskaidrotu, kas bijuši citi faktori, kas būtu varējuši ietekmēt gan kopējās sugu skaita izmaiņas, gan indikatorsugu klātbūtni/neesamību parauglaukumos.
6. Vērtējot pētījuma metodiku, jāatzīst, ka kopumā ir izdevies izdarīt secinājumus par piepju sugu dinamiku, lai gan atsevišķos parauglaukumos tās nav tik viegli novērojamas katra (koksnes sugu pētījumam ļoti neliela) parauglaukuma ietvaros.

### 3.5. Veģetācija

Kopā objektos E3,E2 un E1 stāvā konstatētas 150 sugas, atbilstoši pa stāviem 8, 17 un 125.Koku stāvā (E3) visbiežāk sastopamas 2 sugas (*Alnus glutinosa* un *Picea abies*). Šīs sugas ir konstatētas attiecīgi 36 un 34 no 38 parauglaukumiem. Krūmu stāvā (E2) visbiežāk konstatēta *Picea abies* un *Sorbus aucuparia*, attiecīgi 30 un 23 parauglaukumos. Lakstaugu stāvā (E1 stāvā) *Oxalis acetosella* - 34, *Dryopteris carthusiana* – 33, *Athyrium filix-femina* -32. Vidēji parauglaukumā E3 stāvā konstatētas 29 sugas (min 17, max 41) (13.tabula).

E3 projektīvais segums parauglaukumos mainās no 35 līdz 95%, vidēji -66%. E2 stāvā no 0,5 līdz 37%, vidēji 11%, savukārt E3 stāvā no 26,5 līdz 115%, vidēji 65%. 2011.g. E3 stāva projektīvais segums visos, izņemot vienu laukumu, ir palielinājies vidēji no 57% uz 74%, turklāt projektīvā seguma palielinājums kontroles parauglaukumos ir lielāks nekā ietekmētajos parauglaukumos, un izmaiņas ir attiecīgi no 57% uz 70% ietekmētajos parauglaukumos un no 57% uz 77% kontroles parauglaukumos. Izvērtējot vidējās svērtās sugu indikatorvērtības atbilstoši Ellenberga skalām, konstatējams, ka ievērojamas vides apstākļu maiņas nav konstatējamas.

Tabula 13

## Objektu veģetācijas vispārējs raksturojums

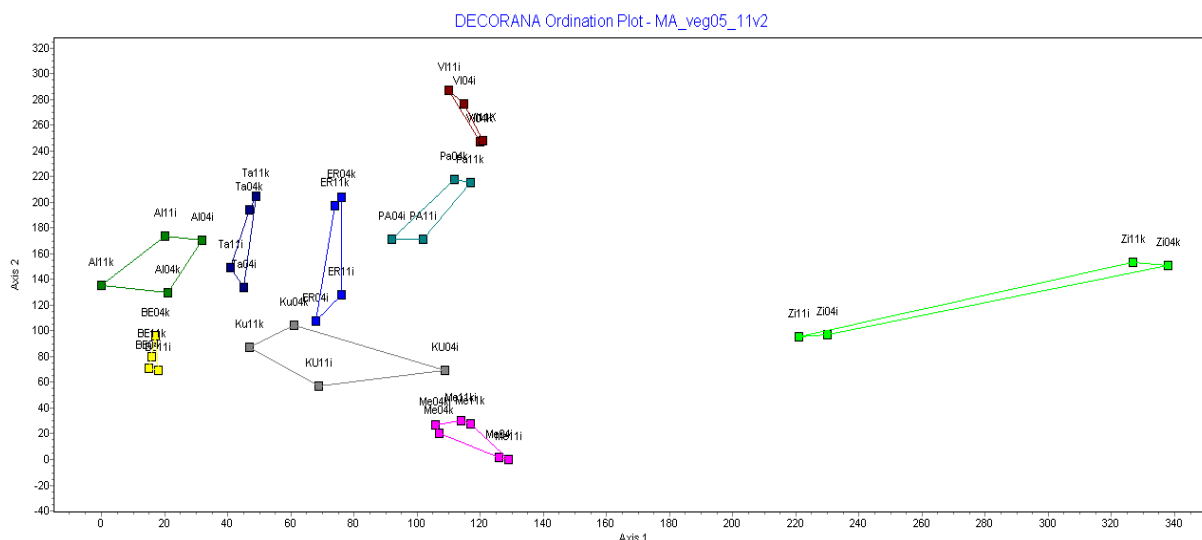
	gads	2004/2005													2011												
objekts	ietekme	E3,%	E2,%	E1,%	N,E3	N,E2	N,E1	L1	T1	K1	F1	R1	N1	E3,%	E2,%	E1,%	N,E3	N,E2	N,E1	L1	T1	K1	F1	R1	N1		
Aloja	i	81	12	27	3	3	21	5.4	5.7	3.8	8.8	6.7	5.2	82	20	30	3	3	20	5.6	5.6	4.1	8.8	6.6	5.2		
Aloja	k	85	12	45	3	6	24	6.2	5.6	5.5	8.8	6.3	4.8	75	12	61	2	6	22	6.3	5.7	6.3	8.8	6.4	4.7		
Benkava	i	66	2	47	2	2	17	5.2	5.7	3.1	8.1	5.3	5.7	75	3	61	2	2	23	5.1	5.8	3.2	7.8	5.0	5.9		
Benkava	k	90	6	27	4	2	20	5.0	5.9	3.5	7.9	5.1	5.7	53	4	54	3	2	29	5.4	5.8	4.0	7.9	5.0	6.1		
Ērberģe	i	75	6	68	2	2	26	5.2	4.4	3.9	7.5	6.3	5.8	75	4	116	2	2	29	4.4	4.6	3.8	7.1	6.3	5.8		
Ērberģe	k	70	10	74	2	3	30	3.1	4.5	3.6	5.6	4.9	5.1	70	8	95	2	3	36	3.4	4.7	3.7	5.8	5.3	5.2		
Kurmale	i	41	9	57	2	4	32	5.8	5.1	4.1	8.0	5.4	5.4	41	10	71	2	4	33	5.9	5.4	3.7	8.2	5.3	5.7		
Kurmale	k	36	11	35	3	2	31	5.5	5.3	3.5	8.2	5.8	5.3	35	11	42	3	3	35	6.0	5.0	3.9	8.3	5.1	5.3		
Mežole	i	60	3	102	1	2	19	3.7	4.9	3.1	7.2	6.3	5.8	55	9	111	1	3	25	3.7	4.9	3.3	7.1	6.1	5.8		
Mežole	k	81	1	99	3	1	19	3.6	5.0	3.1	7.1	6.6	6.0	86	1	106	3	1	19	4.0	4.8	3.2	7.2	6.7	6.0		
Mežole	ki	82	6	84	3	3	29	3.4	4.8	3.2	7.1	5.7	5.8	83	11	105	3	2	28	3.6	4.9	3.3	7.1	5.8	5.8		
Palsmane	i	70	11	46	3	8	37	5.0	4.9	4.1	6.9	5.0	4.5	70	10	53	3	7	40	5.1	4.8	4.3	6.9	5.0	4.6		
Palsmane	k	45	33	45	3	6	29	4.4	4.6	3.6	7.3	6.7	5.7	50	38	45	3	6	33	4.6	4.8	3.6	7.2	6.7	5.7		
Talsi	i	70	18	54	2	5	41	6.1	4.8	3.4	7.6	6.9	5.4	55	7	53	2	6	30	5.4	4.3	3.3	7.4	6.2	5.6		
Talsi	k	80	7	47	2	4	33	5.2	4.7	3.8	7.4	5.8	5.2	85	8	112	2	5	39	5.5	4.9	4.4	7.2	4.9	4.8		
Viesīte	i	60	29	60	3	4	31	3.2	5.1	3.6	5.4	5.3	5.4	60	19	75	3	5	28	3.2	5.2	3.6	5.3	5.6	5.6		
Viesīte	k	70	19	60	4	8	35	3.2	5.4	3.7	5.4	5.5	5.4	60	19	74	4	8	34	3.3	5.3	3.7	5.3	5.6	5.6		
Žiguri	i	61	17	59	3	5	31	6.0	5.0	3.7	7.7	6.1	5.3	50	17	60	2	6	32	5.9	5.0	4.0	7.6	6.2	5.6		
Žiguri	k	66	14	50	4	6	28	5.7	5.0	4.1	7.4	5.7	5.5	71	14	86	4	5	30	5.5	4.9	4.4	7.0	6.0	5.8		

E1%, E2%, E3% - attiecīgi lakstaugu un sīkrūmu stāva, krūmu un paaugas stāva, koku stāva projektīvais segums.

N,E1%, N,E2%, N,E3% - attiecīgi sugu skaits lakstaugu un sīkrūmu stāvā, krūmu un paaugas stāvā, koku stāvā

L1 – gaismas indikatorvērtība, T1 – temperatūras indikatorvērtība, K1- kontinentalitātes indikatorvērtība, F1 – mitruma indikatorvērtība, R –reakcijas indikatorvērtība, N1- barības vielu indikatorvērtība atbilstoši Ellenberga skalai.

Atbilstoši gan DECORANA, gan TWINSpan analīzes rezultātiem, analizējot E3, E2 un E1 stāvus, konstatējams, ka objekti kopumā nav īpaši mainījušies un saglabājuši vislielāko līdzību paši ar sevi (21. un 22. attēli).



Attēls 21. Parauglaukumu izvietojums atbilstoši DECORANA ordinācijai. Apzīmējumi: pirmie divi burti - objekta nosaukums AL- Aloja, BE- Benkava, ER- Ērberģe, KU- Kurmale, ME- Mežole, PA- Palsmane, TA- Talsi, VI- Viesīte, ZI- Žiguri. Cipari 04 un 11 – uzmērīšanas gads 2004., 2005 un 2011.g.; i- ietekmētā daļa, k- kontroles daļa.

### 3.5.1. Atsevišķu objektu raksturojums

Kā kontroles, tā arī ietekmētajā daļā pieaudzis *Carex cespitosa* un *Phragmites australis* projektīvais segums, kas liecina par mitruma režīma svārstībām. Savukārt kontroles daļā pieaudzis *Rubus saxatilis* projektīvais segums. Vides apstākļi pēc Ellenberga skalu indikatorvērtībām nav ievērojami mainījušies, izņemot kontinentalitāti, kas pieaugusi kā kontroles, tā ietekmētajā daļā.

Kā kontroles, tā ietekmētajā daļā samazinājusies *Carex elongata* projektīvais segums, bet pieaudzis *Solanum dulcamara* un *Thelypteris palustris* projektīvais segums. Atbilstoši Ellenberga indikatorvērtību skalai ietekmētajā daļā nedaudz samazinājies mitrums.

Atbilstoši E1 stāva ekoloģiskajiem rādītājiem pēc Ellenberga skalas, vides faktori nav mainījušies, vienīgi ietekmētajā daļā palielinājies ēncietīgo sugu *Galeobdolon luteum* un *Oxalis acetosella* projektīvais segums. Pieaudzis arī *Urtica dioica* un *Rubus idaeus* projektīvais segums, kas varētu liecināt par barības vielu pieejamības palielināšanos, lai arī N1 vērtība palikusi nemainīga (N1=5,8). Ietekmētajā daļā nedaudz samazinājies mitrums: F1 vērtība mainījusies no 7,5 uz 7,1. Kontroles daļā jau sākotnēji ir dominējuši mitru vietu augi, salīdzinot ar ietekmēto daļu, kurā dominē slapju vietu augi. Kā kontrolē, tā ietekmētajā daļā samazinājies *Picea abies* projektīvais segums E2 stāvā.



### Kurmale

Ietekmētajā daļā samazinājies *Calla palustris* projektīvais segums, bet ievērojami pieaudzis *Thelypteris palustris* projektīvais segums. Kontroles daļā samazinājies *Carex elongata* projektīvais segums, tai pašā laikā ietekmētajā daļā tas nav mainījies. Kā kontroles, tā ietekmētajā daļā pieaudzis *Glyceria fluitans* projektīvais segums. Atbilstoši Ellenberga skalām, ietekmētajā daļā mitrums pat ir palielinājies, taču gaišāks ir kļuvis kontroles daļa, kurā vērojama 2005.g. vētras ietekme.

### Mežole

Visos parauglaukumos dominē *Athyrium filix-femina*, kas klāj 65%-80% no parauglaukuma platības. Ietekmētā daļa –samazinās *Filipendula ulmaria*, *Athyrium filix-femina*, pieaug *Rubus idaeus* projektīvais segums. Krūmu stāvā pieaudzis *Corylus avellana* projektīvais segums. Kontroles daļa – pieaug *Urtica dioica* un *Filipendula ulmaria* projektīvais segums. Izvērtējot Ellenberga skalu indikatorvērtības, konstatējams, ka vides apstākļi nav ievērojami mainījušies, ko visticamākais nosaka *Athyrium filix-femina* dominance E1 stāvā.

### Palsmane

Kontroles daļā samazinājies *Caltha palustris* un *Chrysosplenium alternifolium* projektīvais segums, taču pieaudzis *Filipendula ulmaria* un *Urtica dioica* projektīvais segums. Ietekmētajā daļā pieaudzis *Lysimachia vulgaris* un *Picea abies* projektīvais segums. Kopumā pēc Ellenberga skalām vides apstākļi nav ievērojami mainījušies.

### Talsi

Ietekmētajā daļā krūmu stāvā ievērojami samazinājies *Picea abies* projektīvais segums, bet pieaudzis *Phegopteris connectilis* projektīvais segums. Kontrolē palielinājies *Aegopodium podagraria*, *Lysimachia vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *Viola epipsila*, *Rubus idaeus*, *Filipendula ulmaria*, savukārt samazinājies *Circaea alpina* projektīvais segums. Abās daļās samazinājies *Crepis paludosa* projektīvais segums. Neskatoties uz izmaiņām sugu projektīvajos segumos, kopumā vides apstākļi nav ievērojami mainījušies.

### Viesīte

Ietekmētajā daļā ievērojami samazinājies *Fraxinus excelsior* projektīvais segums E2 stāvā. Savukārt E1 stāvā tā projektīvais segums pieaudzis gan kontroles, gan arī ietekmētajā daļā. Līdzīgi abās daļās pieaudzis *Oxalis acetosella* projektīvais segums. Kontroles daļā pieaudzis *Tilia cordata* un *Viburnum opulus* projektīvais segums. Arī šajā gadījuma vides apstākļi, vērtējot pēc Ellenberga skalu vērtībām, nav ievērojami mainījušies.

### Žiguri

Ietekmētajā daļā samazinājies *Filipendula ulmaria*, savukārt kontroles daļā pieaudzis *Filipendula ulmaria*, *Geum rivale*, *Oxalis acetosella*, *Rubus saxatilis* projektīvais segums. Abās daļās pieaudzis *Urtica dioica* projektīvais segums. Vides rādītāji mainījušies nedaudz.

### 3.5.2. Secinājumi

1. Atkārtotu uzskaišu rezultāti liecina, ka ne kontroles, ne ietekmētajos parauglaukumos kopumā nav notikušas ievērojamas izmaiņas vides apstākļos, vērtējot pēc pēc lakstaugu stāvā esošo augu ekoloģiskajiem rādītājiem.
2. Veģetācijas apraksti 2011.g. kā kontroles, tā ietekmētajos parauglaukumos, lai arī ir mainījusies, tomēr vēljoņojām ir vislīdzīgākie to pašu parauglaukumu 2005.g. aprakstiem.

## 4. Diskusija

Ņemot vērā to, ka pēc pētniecisko objektu izveidošanas un parauglaukumu ierīkošanas 2005.g. ziemas vētru dēļ tika izmainīti meža apsaimniekošanas plāni, saimnieciskā darbība pētniecības objektu tiešā tuvumā nenotika atbilstoši sākotnēji iecerētajam. Tādējādi, faktiski tikai Alojās un Ērberģes objekti ir apsaimniekoti atbilstoši sākotnējam plānam (BACI – pirms-pēc,kontrole- ietekme), t.i., atstājot 30m platu buferjoslu, parauglaukumus ierīkojot tieši buferjoslas tuvumā un pēc tam veicot cirti. 3 objektos – Kaivē, Viesītē un Žiguros - ietekmes parauglaukumi atradās nesen nocirstu audžu (kailciršu) tiešā tuvumā – aiz 30m buferjoslas, bet principā 1. uzmērījums notika jau pēc ietekmes, tādēļ stingri ņemot, šie mērījumi ir atkārtoti pēc ietekmes. Tomēr pēc ekspertu vērtējuma, ņemot vērā iespējamo izmaiņu straujumu, pirmās uzskaites rezultāti uzskatīti par situāciju „pirms cirtes”. Benkavas objekts sākotnēji arī bija plānots kā objekts tiešā jaunaudzē tuvumā, bet, ņemot vērā vētras bojājumus, faktiski tika nocirsta arī audze uz dienvidiem no pētījuma objekta, atstājot visai šauru un nosacītu bufersjoslu. Tādējādi uzskatāms, ka „kontrolē” šajā gadījumā ir agrākos gados ar izcirtumu ziemeļu pusē, iespējams, ietekmēta audze. Kurmales objekts tika bojāts vējgāzē, un, tajā izcērtot blakus esošo kailcirti, tika izvākti arī gāztie koki no buferjoslas, tādējādi bufersjosla ir šaurāka par 30m. Mežoles objektā buferjosla dienvidu daļā ir šaurāka par 10m un var uzskatīt, ka izcirtums tieši piekļaujas biotopam. Palsmanes objektā pēc sanitārās cirtes veikšanas blakus nogabalā ietekmētajā daļā vienam parauglaukumam buferjosla nav saglabājusies, savukārt pārējie „ietekmētie” parauglaukumi atrodas vairāk par 60m no cirtsmas malas. Talsu objektam sākotnēji bija plānots, ka tam būs izcirtums ar 30m bufersjolu austrumu pusē, un tā arī tika ierīkots. Taču laika posmā līdz 2011.g. arī audzes rietumu pusē ir nocirsta audze, līdz ar to nogabalam ir 30m bufersjoslas kā no A, tā no R puses, un par kontroles parauglaukumiem uzskatāmi tikai tie, kas atrodas staignāja centrālajā daļā.

Izvērtējot veģetāciju pētījumu objektos, jākonstatē, ka kopumā, lai arī pētījumu objektos atsevišķos parauglaukumos ir mainījusies sugu projektīvais segums un atsevišķas sugas atkārtotā pārmērījumā ir identificētas pirmo reizi, tomēr pēc Ellenberga skalām noteiktie vides radītāji lakstaugu stāvā (E1) – temperatūra, gaisma, mitrums, skābums, barības vielas - nav ievērojami mainījušies ne kontroles, ne arī ietekmētajā daļā. Faktiski visi parauglaukumu apraksti atkārtotajā pārmērījumā ir vislīdzīgākie 1.mērījumu reizes aprakstam.

Parauglaukumos šo gadu laikā ir ievērojami pieaudzis atmirušās koksnes daudzums. Ja, uzsākot pētījumu, parauglaukumos vidēji bija  $6.3 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  sausokņu un  $29 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  kritalu, tad 6-7 gadus vēlāk jau vidēji tika konstatēts  $12.9 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  sausokņu un  $56,3 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  kritalu. Tajā pašā laikā dzīvo koku krāja palielinājusies no  $406 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  uz  $417 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ . Vienlaicīgi jānorāda uz visai ievērojamo atšķirību sarp objektiem gan dzīvo koku krājas, gan atmirušās koksnes daudzumā. Pusē no laukumiem dzīvo koku krāja pēc 6 gadiem ir mazāka, nekā tā bija iepriekšējā uzmērīšanas reizē. Izmaiņas daļā gadījumu saistītas arī

ar metodiskām problēmām, proti, uzmērīti tiek visi koki, kas atrodas parauglaukumā, neatkarīgi no to sākotnējās augšanas vietas. Tādējādi, ja koks izkritis no parauglaukuma, uzmērīta tiek tikai tā daļa, kas vēl joprojām ir parauglaukumā. Tā kā uzmērīti tika arī koki, kas iekrituši parauglaukumā, tad teorētiski mirušās koksnes apjomam vajadzētu izlīdzināties vai būt ar nelielu sistemātisku kļūdu (nenovērtēts), jo, ja kritala uz parauglaukuma robežas bija mazāka par noteiktajām dimensijām, tā netika uzmērīta.

Sēnes ir plaša dzīvo organismu valsts, sugu skaits tajā vairākas reizes pārsniedz augu skaitu, un to pildītās ekoloģiskās funkcijas ir tikpat plašas. Šajā pētījumā kā objekts tika izvēlēta koksnes sēņu grupa, kas piepder pie piepēm. Piepes ir no sistemātiskā viedokļa heterogēna grupa, un tajā ietilpst vairāku himēnijsēņu klases dzimtu (*Polyporaceae*, *Ganodermataceae*, *Hymenochaetaceae*) sugas. Lai arī sistemātiski šī grupa ir neviendabīga, taču vairāku praktisku apsvērumu dēļ to parasti apskata kā vienotu veselumu to līdzīgo ekoloģisko funkciju dēļ. Visas šīs grupas sugas ir koksnes saprotrofi un ekosistēmā kalpo kā galvenie koksnes noārdītāji. Konkrētajā pētījumā tika pētīti slapjie melnalkšņu meži, taču melnalkšņi nekalpo par saimniekaugu ļoti lielum piepju sugu skaitam; tādēļ rezultātos nereti daudzskaitliskākas vai būtiskākas no specifisku prasību viedokļa izrādījās sugas, kas aug uz citām koku sugām – egles un bērza.

Katrai sugai ir dažādas nianšes prasību ziņā. Dažas no tām ir specializējušās uz vienas vai nedaudzu koku sugu koksnes noārdīšanu, citām savukārt par saimniekkokiem var kalpot vairākas koku sugas; viena no Latvijā visvairāk izplatītajām sugām – parastā apamaliepe *Fomitopsis pinicola* - var augt praktiski uz jebkuras koku sugas koksnes; savukārt, piemēram, apšu cietpiepe *Phellinus tremulae* aug tikai uz parastās apses. Liela nozīme ir tādām koksnes īpašībām kā sadalīšanās pakāpe, mitruma režīms. Koksnes atlieku izmērs var būt nozīmīgs, jo tas nodrošina pastāvīgāku mikroklimatu, kas ir svarīgs sugām, kuras dod priekšroku mitrai vēsai koksnei.

Pētījuma gaitā konstatētā lielā sugu sastāva mainība starp parauglaukumiem skaidrojama ar šiem minētajiem iemesliem, kā arī vispārējām atšķirībām koku sugu sastāvā parauglaukumos. Tajā pašā laikā vairākos gadījumos pierādās, ka vienā un tajā pašā objektā sugu sastāvs ir līdzīgāks, un reti sastopamas sugas parādās vairākos viena un tā pašā objekta parauglaukumos, gan ietekmētos, gan neietekmētos (piemēram, *Rigidoporus crocatus*). Tas skaidrojams ar vieglāku sugas izplatīšanos objekta ietvaros.

Vairumā gadījumu sugu kopskaits 2011.gada inventarizācijā ir lielāks, nekā 2004.gadā konstatētais. Visdrīzāk tas skaidrojams ar piepēm labvēlīgākiem apstākļiem šogad. Taču precīzākai atbildei uz šo jautājumu būtu nepieciešami detalizētāki pētījumi, atkārtojot tos katru gadu un salīdzinot ar klimatiskajiem datiem.

Koksnes noārdīšanās atkarībā no sugas, kritālas lieluma un atrašanās vietas var turpināties no vairākiem gadiem līdz vairākiem gadu desmitiem. Mainoties koksnes īpašībām šī procesa gaitā, secīgi nomainās arī piepes - tās noārdītājas. Līdz ar to lielākas koksnes atliekas, kas noārdās ilgāku laika posmu, nereti kalpo par attīstības vietu dažām šauri specializētām sugām, piemēram, melnsvītras cietpiepei *Phellinus nigrolimitatus*. Vairākas sugas ir savā starpā saistītas vēl ciešāk, augot kopā vienlaikus vai ar tik īsu laika atstarpi, ka augļķermeņi atrodami kopā. Tādas ir, piemēram, egļu violetpiepe *Trichaptum abietinum* un *Skeletocutis carneogrisea*.

Pateicoties dažu sugu specifiskajām prasībām, tās nereti tiek izmantotas kā dabisko mežu bioindikatoru, īpaši boreālajos mežos Skandināvijas valstīs. Taču Latvijas apstākļos atsevišķām sugām izplatība ir stipri atšķirīga un to kvalitāte kā bioindikatoriem vēl jāturpina skaidrot. Tāda ir, piemēram, košā cietpore, kura Somijā sastopama ļoti reti un tiek uzskatīta par ļoti labu indikatoru, savukārt Latvijā tā atrodama daudz biežāk un būtu jānoskaidro, kas ir tie apstākļi, pateicoties kuriem tas tā notiek.

Salīdzinot ar citām sēņu grupām, piepju grupai ir vairākas priekšrocības izmantošanai monitoringā. Svarīgākais ir tas, ka piepju augļķermeņi ir samērā ilglaicīgi, salīdzinot ar, piemēram, cepurīšu sēnēm, kurām monitorings ir ļoti laikietilpīgs (pilnīgu rezultātu iegūšanai to veic reizi nedēļā visas veģetācijas perioda garumā). Kā jau minēts iepriekš, šajā jomā ir vairāki pētījumi Skandināvijā, kuru rezultāti ir salīdzināmi ar Latvijā iegūtajiem.

Tomēr ir arī daži trūkumi, kas var būtiski ietekmēt rezultātus. Proti, pētot sugu sastāva izmaiņas parauglaukumos, būtu jāņem vērā koksnes noārdīšanās process, kura gaitā sugu sastāvs nomainās dabiski un dažkārt sugu sastāva izmaiņas nav saistāmas ar apsaimniekošanu, bet gan dabisku sukcesiju. Kā pierādījās pētījuma gaitā, parauglaukumos ļoti bieži nonāk koksne no apkārtējām teritorijām (vējgāzes), līdz ar to pievienojot jaunas sugas esošajām. Lai arī vairumam piepju sugu augļķermeņi ir daudzgadīgi vai vismaz ilglaicīgi, tomēr dažām augļķermeņi veidojas tikai uz dažām dienām labvēlīgos laikapstākļos, tas īpaši attiecas, piemēram, uz tādām ģintīm ka mīkstpiepes *Oligoporus*. Monitoringa pētījumā tika uzskaitīti tikai koki un kritalas sākot no noteikta minimālā izmēra, savukārt dažas piepju sugas tika atrastas uz neliela izmēra koksnes atliekām.

Vērtējot sugu daudzveidību, tāpat jāņem vērā, ka dažkārt traucējumi (piemēram, atklātas lauces un sausas koksnes parādīšanās) kopējo sugu skaitu parauglaukumā var palielināt – ienāk jaunas, sausākiem apstākļiem piemērotas sugas, kamēr iepriekšējās sugas vēl kādu laiku turpina pastāvēt.

Salīdzinot pētījumu objektos konstatēto piepju sugu skaitu, konstatēts, ka parauglaukumos kuros ir lielāka kritalu krāja ir lielāks arī konstatēto piepju sugu skaits – korelācijas koeficients  $r=+0.592$ , kas nozīmē, ka kritalu krāja šajos objektos izskaidro 35% no datu izkliedes.

Vērtējot epifīto ķērpju un to segumu izmaiņas pētījumu objektos, konstatēts, ka tiešu negatīvu saimnieciskās darbības ietekmi objektos konstatēt nevar, jo izmaiņas notiek gan kontroles, gan ietekmētajos parauglaukumos. Piem., Benkavas objektā, kurš ir relatīvi daudz ietekmēts, no jauna konstatēta sugas *Arthonia spadicea* gan kontroles, gan ietekmētajā daļā. Kaives objektā, kurš pētījuma laikā netika ietekmēts, dabiskās sukcesijas gaitā vairs nav konstatētas *Acrocordia cavata* un *Opegrapha vermicellifera*, savukārt ietekmētajos laukumos konstatēts *Graphis scripta*, bet *Arthonia spadicea* segums ir samazinājies. Līdzīgi, ietekmētajā daļā palielinājies *Graphis scripta* projektīvais segums arī Mežoles un Kurmales objektu ietekmes daļā, kurā no jauna konstatēta *Arthonia leucopellea*, tajā pat laikā vairs nav konstatēta *Arthonia vinosa*. Tajā pašā laikā, iespējams, vējgāžu ietekmes rezultātā, kontroles daļā vairs nav konstatēta *Arthonia leucopellea*, savukārt *Graphis scripta* un *Lecanactis abietina* projektīvais segums ir samazinājies.

Objektos 2011.gadā konstatētas 17 ķērpju sugas, attiecīgi parauglaukumos *Kontrole* – 13 ķērpju sugas, parauglaukumos *Ietekme* – 17 sugas. 2011.gadā parauglaukumos *Kontrole* vairs nav konstatētas astoņas sugas - *Acrocordia cavata*, *Arthonia leucopellea*, *Arthothelium ruanum*, *Catinaria atropurpurea*, *Cladonia digitata*, *Opegrapha vermicellifera*, *Opegrapha vulgata* un *Platismatia glauca*. Kopumā, novērtējot rezultātus objektos, secināms, ka ķērpju kopējais projektīvais segums palielinājies, to galvenokārt ietekmē *Lepraria sp.* projektīvā seguma palielināšanās, atsevišķām citām sugām projektīvais segums nedaudz palielinājies vai nedaudz samazinājies. Ķērpju sugu skaita izmaiņas izskaidro mežsaimniecisko darbību ietekme uz objekta parauglaukumiem, kā arī ar papildus apstākļi tajos, piemēram, liels mitrums, kreves lobīšanās un atdalīšanās melnalkšņiem. Lai novērtētu izvēlētais buferzonas ietekmi, nepieciešami turpmāki pētījumi par malas efektu melnalkšņu biotopos.

Izvērtējot parauglaukumos konstatēto gliemežu sugu skaitu un īpatņu daudzumu, būtiskas izmaiņas pētījuma laikā notikušas arī kontroles laukumos 5 objektos. Ietekmes parauglaukumos

izmaiņas notikušas 4 objektos. Sugu daudzveidība (Šenona –Vīnera indekss) 2011.g. ir mazāka nekā 2004. un 2005.g.

Pašreizējie pētījumu rezultāti norāda uz visai ievērojamām izmaiņām epifīto ķērpju, gliemežu un piepju sastopamībā arī kontroles daļas parauglaukumos, lai arī vides rādītāji pēc Ellenberga skalu novērtējuma, līdzīgi kā ietekmētajā daļā, nav ievērojami mainījušies. Konstatēts, ka retās sugas saglabājušās arī parauglaukumos, kuriem buferjosla nav saglabāta, taču reto sugu skaits un to īpatņu daudzums ir ievērojami mazāks. Ļoti iespējams, ka šeit izpaužas inerce bioloģiskajās sistēmās, un, lai korekti novērtētu izvēlētās buferzonas ietekmi, nepieciešami turpmāki pētījumi par malas efektu melnalkšņu biotopos.

## 5. Literatūra

1. Āboliņa A. 2001. Latvijas sūnu saraksts. Latvijas Veģetācija, 3:47-87.
2. Braun-Blanquet J., 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Berlin, Springer-Verlag, Wien, New York. 865 S.
3. Dierschke H. 1994. Pflanzensoziologie. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 683 S.
4. Dobson F.S. 2000. Lichens – An Illustrated Guide to the British and Irish Species. Richmond Publishing, 431 p.
5. Ek T., Suško U., Auziņš R. 2002. Mežaudžu atslēgas biotopu inventarizācija. Metodika. Rīga: Valsts meža dienests. 76 lpp.
6. Essen, P-A. & Renhorn K-E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forest. Conservation Biology 12(6):1307-1317.
7. Gavrilova Ģ., Šulcs V. 1999. Latvijas vaskulāro augu flora. Taksonu saraksts. R., 136 lpp.
8. Glöer P., Meier-Brook C. 2003. Süßwassermollusken. 13th ed., 134 p.
9. Hylander, K., Jonsson, B. G. & Nilsson C. 2002. Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. Ecological Applications 12(3):797-806.
10. Johansson T. 2005. Dabisko meža biotopu apsaimniekošanas vadlīnijas. Rīga, 37.lpp. Pieejams: [http://www.vmd.gov.lv/doc\\_upl/4\\_DMB\\_apsaimniekosanas\\_vadlinijas.pdf](http://www.vmd.gov.lv/doc_upl/4_DMB_apsaimniekosanas_vadlinijas.pdf)
11. Kavacs G. (atb.red.) 1998. Latvijas Daba. Enciklopēdija. 6. sējums. R., „Preses nams”, 599 lpp.
12. Kerney M. P., Cameron R. A. D., Jungbluth J. H. 1983. Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Hamburg, Berlin, Paul Parey: 384 S.
13. Kvistö, L. & Kuusinen, M. 2000. Edge effects on the epiphytic lichen flora of Picea abies in middle boreal Finland. Lichenologist 32(4):387-398.
14. Mueller-Dombois D., Ellenberg H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Willey & Sons, 547 p.
15. Mueller-Dombois D., Ellenberg H. 1974. Aims and Methods of Vegetation ecology. John Willey & Sons, 547 p.
16. Par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu: Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumi Nr. 396, Rīga 2000. gada 14. novembris. [tiešsaiste] [skatīts 25.11.2011]. Pieejams: <http://www.likumi.lv>.
17. Par mikroliegumu izveidošanu, aizsardzību un apsaimniekošanu: Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumi Nr. 45, Rīga 2001. gada 30.janvāris.[tiešsaiste] [skatīts 25.11.2011]. Pieejams: <http://www.likumi.lv>.

18. Piterāns A. 2001. Latvijas ķērpju konspekts. No: Latvijas veģetācija, 3. Rīga, 5.–46. lpp.
19. Priedītis N. (1999) Latvijas mežs: daba un daudzveidība. Latvian forest: nature and diversity. WWF. Rīga. 209 lpp.
20. Purvis O.W., Coppins B.J., Hawksworth D.L., James P.W., Moore D.M. 1992. Lichen Flora of Great Britain and Ireland. British Lichen Society. 710 p.
21. Rheault, H., Drapeau, P., Bergeron, Y. & Essen P-A. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. Can. J. For. Res. 33:23-32.
22. Sugu sastāvs. 2011. Valsts meža dienests. Pieejams: <http://www.vmd.gov.lv/?sadala=2>
23. Thor G., Arvidsson L. 1999. Rodlistade Lawar i Sverige. Upsala: ArtDatabanken. 528 pp.
24. Valovirta, I. 1996. Land mollusc monitoring scheme: a handbook for field and laboratory methods. Finnish Environmental Institute/ Nordic Council of Ministers, Helsinki.
25. Vimba E., Āboliņa A. 1959. Latvijas PSR mežu ķērpju un sūnu noteicējs. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība, 196 lpp.
26. Wirth V. 1995. Flechtenflora 2. Aufgabe. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH et Co. 661 S.
27. Лихарев И. М. 1962. Клаузилииды (Clausiliidae). Фауна СССР. Моллюски. Т. III, вып. 4. Москва, Ленинград: Академия наук СССР: 317 стр.
28. Макаревич М. Ф. 1971. Определитель лишайников. Выпуск 1. Ленинград: Наука, 411 с.
29. Рассадина К.А. 1975. Определитель лишайников. Выпуск 3. Ленинград: Наука, 275 с.
30. Шилейко А. А. 1978. Наземные моллюски надсемейства Helicoidea. Фауна СССР. Моллюски. Т. III, вып. 6., Ленинград: Наука: 384 стр.