



Latvijas Valsts mežzinātnes institūts "Silava"

Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātē

Meža fakultātē

Mežkopības katedrā



Mg. silv. **Aldis Butlers** ^{id}

promocijas darbs

**SILTUMNĪCEFEKTA GĀZU EMISIJU IETEKMĒJOŠIE FAKTORI
EITROFOS PURVAIŅOS UN KŪDREŅOS**

***GREENHOUSE GAS EMISSIONS AND AFFECTING FACTORS IN
FORESTS WITH UNDRAINED AND DRAINED
NUTRIENT-RICH ORGANIC SOILS***

zinātnes doktora grāda

zinātnes doktors (*Ph. D.*) lauksaimniecības, meža un veterinārās zinātnes nozaru grupā

iegūšanai

Promocijas darba vadītājs
amats Dr. silv. Andis Lazdiņš _____

Promocijas darba autors _____

ANOTĀCIJA

Siltumnīcefekta gāzu emisiju ietekmējošie faktori eitrofos purvainos un kūdreņos. LVMI "Silava" un LBTU, 2023. Butlers A., zinātniskais vadītājs Dr. silv. A. Lazdiņš. Promocijas darba apjoms 105 lpp., 19 tabulas, 39 attēli, 5 pielikumi un 296 informācijas avoti. Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Valsts mežzinātnes institūtā "Silava", doktorantūras studijas Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža fakultātē laika periodā no 2019. līdz 2022. gadam.

Pētījuma aktualitāti nosaka Parīzes nolīgums un saistīti starptautiski normatīvie akti, paredzot, ka pēc 2050. gada zemes izmantošanas, zemes izmantošanas maiņas un mežsaimniecības (ZIZIMM) sektoram jākompensē Latvijas kopējās siltumnīcefekta gāzu (SEG) emisijas. Organiskā meža augsne (Latvijā tipiski kūdras un kūdrainās augsnes) ir būtisks SEG emisiju avots Latvijas mērogā, un vieni no efektīvākajiem klimata pārmaiņu mazināšanas pasākumiem ZIZIMM sektorā saistīti ar tās apsaimniekošanu. Tomēr joprojām trūkst zināšanu, lai novērtētu mežu ar dažādas auglības organisko augsni apsaimniekošanas scenāriju potenciālo ieguldījumu klimata pārmaiņu mazināšanā. Nacionālā SEG inventarizācijā hidromeliorētas organiskas augsnes (neatkarīgi no tās auglības) oglekļa dioksīda (CO₂) emisiju aprēķināšanai tiek piemērots viens nacionālos pētījumos iegūts CO₂ emisiju aprēķina faktors (EF). Savukārt, metāna (CH₄) un dislāpekļa oksīda (N₂O) emisiju aprēķināšanai tiek pielietots nacionālos apstākļos neverificēti EF, kas izstrādāti pētījumos mērenā klimata joslā. Pētījums īstenots, lai izstrādātu eitrofu kūdreņu un purvainu augsnes SEG EF un novērtētu meža ekosistēmas neto SEG emisijas. Iegūtās zināšanas pielietojamas nacionālās SEG inventarizācijas metodikas pilnveidošanā un klimata pārmaiņu mazinājošo pasākumu plānošanā.

Empīriskais materiāls, augsnes SEG emisiju un oglekļa (C) ieneses raksturošanai, 12 mēnešu ilgā monitoringa laikā ievākts 31 meža nogabalā ar izcirtumiem un mežaudzēm (dumbrājs, liekņa, platlapju kūdrēnis) dažādās attīstības stadijās. Augsnes CO₂, CH₄ un N₂O emisiju un C ieneses ar koku vainagu nobirām mērījumi piecos atkārtojumos katrā nogabalā veikti ar intervālu četras nedēļas. Vienlaicīgi ar SEG mērījumiem noteikta arī augsnes un gaisa temperatūra, kā arī gruntsūdens līmenis. C ienese ar zemsedzes veģetāciju un kokus sīksaknēm novērtēta, veicot to biomasas mērījumus veģetācijas sezonas beigās. Augsnes C uzkrājuma izmaiņas aprēķinātas summējot novērtētās gada kumulatīvās augsnes CO₂-C emisijas un C ienesi. Novērtētās sakarības starp augsnes SEG emisijām, C ienesi un ietekmējošiem faktoriem pielietotas, lai kvantificētu ekosistēmas ikgadējo neto SEG emisiju dinamiku apsaimniekotos mežos novērtējumā ietverot arī ikgadējo C piesaisti dzīvā un nedzīvā koksnes biomasā, nocirstas koksnes produktos un biokurināmā aizvietošanas efektu.

Novērtētās ikgadējās augsnes bruto CO₂ emisijas izcirtumos ($7,70 \pm 0,53$ t C ha⁻¹ gadā) ir būtiski lielākās nekā mežaudzēs ($6,14 \pm 0,15$ t C ha⁻¹ gadā). Meža apsaimniekošanas cikla laikā eitrofu kūdreņu un purvainu augsnes ikgadējā neto CO₂ piesaiste ir attiecīgi vidēji $0,28 \pm 0,66$ t C ha⁻¹ gadā un $0,42 \pm 0,43$ t C ha⁻¹ gadā. Mežaudzēs galvenie augsnes C ieneses avoti ir zemsedzes veģetācija un koku vainagu nobiras, nodrošinot attiecīgi vidēji 41 ± 8 % un 43 ± 6 % no pētījumā novērtētās kopējās augsnes C ieneses. Apsaimniekoti eitrofi purvaini piesaista vidēji $0,2 \pm 9,7$ t CO₂ ekv. gadā, bet eitrofi kūdreņi – vidēji $2,9 \pm 14,4$ t CO₂ ekv. gadā.

SUMMARY

Greenhouse gas emissions and affecting factors in forests with undrained and drained nutrient-rich organic soil. LSFRI “Silava” and Latvia University of Life Sciences and Technologies, 2023. Butlers A., supervisor Dr. silv. A. Lazdiņš. The volume of thesis: 105 pages, 19 tables, 39 figures, 5 annexes, and 296 references. The doctoral thesis has been elaborated at the Latvian State Forest Research Institute “Silava” and Latvia University of Life Sciences and Technologies, Forest Faculty, Department of forestry from 2019 to 2023.

The topicality of this study is determined by the Paris Agreement and related international regulatory acts, which stipulate that after 2050, the land use, land use change, and forestry (LULUCF) sector must compensate for Latvia's total greenhouse gas (GHG) emissions. Organic forest soils, particularly peat and peaty soils in Latvia, are a significant source of GHG emissions in the country, and one of the most effective climate change mitigation measures in the LULUCF sector is related to their management. However, there is currently a lack of knowledge on the potential contribution of forests with different nutrient availability organic soil management scenarios to mitigating climate change. In the national GHG inventory, a single carbon dioxide (CO₂) emission factor (EF) obtained from national studies is applied to calculate the CO₂ emissions from drained organic soil, regardless of its nutrient availability. For the calculation of methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emissions, unverified EFs developed in studies in a temperate climate zone are used in the national inventory. This study aims to develop GHG EFs for drained and undrained nutrient-rich organic forest soils and to estimate the net GHG emissions of the forest ecosystem with such soils. The acquired knowledge can be used to improve the national GHG inventory methodology and to plan climate change mitigation measures.

Empirical material for characterizing soil GHG emissions and soil C input was collected during a 12-month monitoring period in 31 forest compartments with clearcuts and forest stands in various stages of development. Measurements of soil CO₂, CH₄, and N₂O emissions, as well as soil C input by foliar litter, were carried out in five replicates in each plot with an interval of four weeks. Simultaneously with the GHG measurements, soil and air temperature, as well as groundwater level, were also determined. Soil C input by ground vegetation and fine roots of trees was estimated by biomass measurements at the end of the growing season. Changes in soil C stock were calculated by summing the estimated annual cumulative soil CO₂-C emissions and C input. The evaluated relationships between soil GHG emissions, C input, and affecting factors were used to quantify the dynamics of the ecosystem's annual net GHG emissions in managed forests, by taking into account also the annual C sequestration in living biomass and deadwood, harvested wood products, and the biofuel replacement effect.

The estimated annual gross soil CO₂ emissions in clearcuts (7.70 ± 0.53 t C ha⁻¹ year⁻¹) are significantly higher than in forest stands (6.14 ± 0.15 t C ha⁻¹ year⁻¹). During the forest management cycle, the annual net CO₂ sequestration by nutrient-rich drained and undrained forest soils is on average 0.28 ± 0.66 t C ha⁻¹ year⁻¹ and 0.42 ± 0.43 t C ha⁻¹ year⁻¹, respectively. In forest stands, the main sources of soil C input are ground vegetation and foliar litter, providing an average of 41 ± 8 % and 43 ± 6 % of the total soil C input estimated in the study, respectively. Managed forests with undrained and drained nutrient-rich soil sequester an average of 0.2 ± 9.7 and 2.9 ± 14.4 t CO₂ eq year⁻¹, respectively.

SATURS

TABULU SARAKSTS	6
ATTĒLU SARAKSTS	7
PUBLIKĀCIJAS PAR PROMOCIJAS DARBA TĒMU	8
DALĪBA KONFERENCĒS	9
PROMOCIJAS DARBĀ LIETOTIE SAĪSINĀJUMI	10
IEVADS.....	11
1. IZZINĀTĪBAS APSKATS	13
1.1. SEG emisiju mazināšanas jautājumu aktualitāte	13
1.1.1. SEG emisiju mazināšanas politika	13
1.1.2. Nacionālā SEG inventarizācijas sistēma	14
1.2. Oglekļa krātuves mežos	16
1.2.1. Augsnes oglekļa krātuve	16
1.2.2. Koku dzīvā un nedzīvā biomasa.....	17
1.2.3. Zemsedzes veģetācija	19
1.2.4. Koksnes produkti.....	20
1.3. SEG emisijas ietekmējošie rādītāji.....	20
1.3.1. Hidroloģiskais režīms.....	21
1.3.2. Augsnes īpašības	22
1.3.3. Meteoroloģiskie apstākļi	23
1.3.4. Saimnieciskā darbība.....	24
1.4. Organisko augšņu loma SEG emisiju bilancē	27
1.4.1. Augsnes SEG emisiju aprēķina faktori un darbību dati	28
1.4.2. SEG emisiju mazināšanas darbības meža zemēs.....	31
1.5. SEG emisiju un CO ₂ piesaistes augsnē noteikšanas metodes	33
1.5.1. Mikrometeoroloģiskie mērījumi.....	34
1.5.2. Kameru metode	34
1.5.3. Datu interpolēšanas specifika	36
2. MATERIĀLS UN METODIKA	39
2.1. Pētījuma objektu raksturojums	39
2.1.1. Mežaudžu raksturojums.....	40
2.1.2. Augsnes un augsnes ūdens īpašības	41
2.2. Empīriskā materiāla ievākšana	43
2.2.1. Nobiru paraugu ievākšana	43
2.2.2. Zemsedzes veģetācijas paraugu ievākšana	44
2.2.3. Koku sīksakņu paraugu ievākšana.....	45
2.2.4. Augsnes SEG emisiju paraugu ņemšana	46
2.2.5. Gāzu un biomasas paraugu analīzes	47
2.3. Datu apstrāde.....	47
2.3.1. Oglekļa ieneses ar zemsedzes veģetāciju, nobirām un sīksaknēm novērtēšana ..	47
2.3.2. Augsnes SEG emisiju novērtēšana un aprēķina faktoru izstrāde	48
2.3.3. Meža ekosistēmas SEG emisiju novērtēšana.....	50
2.3.4. Datu matemātiskā apstrāde.....	54
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	55
3.1. Augsnes oglekļa ieneses aprēķina koeficienti un vienādojumi	55
3.1.1. Vainaga nobiras	55
3.1.2. Zemsedzes veģetācijas.....	56
3.1.3. Koku sīksaknes.....	58
3.2. Augsnes SEG emisiju aprēķina faktori un vienādojumi	60
3.2.1. Augsnes CH ₄ emisijas	60
3.2.2. Augsnes N ₂ O emisijas	67

3.2.3. Augsnes elpošanas CO ₂ emisijas	68
3.2.4. Augsnes neto CO ₂ emisijas.....	75
3.2.5. SEG emisiju ietekmējošo faktoru kopsavilkums	77
3.3. Meža ekosistēmas SEG emisijas	80
SECINĀJUMI.....	84
REKOMENDĀCIJAS	85
PATEICĪBAS	86
INFORMĀCIJAS AVOTU SARAKSTS.....	87
PIELIKUMI	107

TABULU SARAKSTS

1.1. tabula. SEG emisijas un CO ₂ piesaiste meža zemēs.....	15
1.2. tabula. IPCC vadlīniju noklusētie organiskās augsnes EF.....	29
1.3. tabula. Meža tipu iedalījums pēc augsnes auglības un hidroloģiskā režīma.....	31
1.4. tabula. Mežsaimniecisko darbību neto SEG emisiju samazināšanas potenciāls.....	32
2.1. tabula. Pētījuma objektu skaits	39
2.2. tabula. Pētījuma mežaudžu raksturlielums atkarībā no valdošās koku sugas	40
2.3. tabula. Augsnes virsējā 20 cm slāņa īpašības pētījuma mežaudzēs	42
2.4. tabula. Augsnes ūdens ķīmisko parametru vidējās vērtības pētījuma objektos	43
2.5. tabula. Koka biomasas alometriskā vienādojuma konstantes	51
2.6. tabula. Vidējais oglekļa uzkrājums nedzīvajā koksne.....	52
2.7. tabula. Nocirstās stumbru biomasas kokmateriālu veidu sadalījums.....	52
2.8. tabula. Vidējais C uzkrājums koksnes produktos.....	53
2.9. tabula. Kurināmo raksturojums.....	54
3.1. tabula. Ikgadējās augsnes CH ₄ emisijas izmēģinājumu objektos	62
3.2. tabula. Augsnes CH ₄ emisijas atkarībā no gruntsūdens līmeņa dziļuma.....	65
3.3. tabula. Ikgadējās augsnes N ₂ O emisijas izmēģinājumu objektos	69
3.4. tabula. <i>Rkop</i> atkarībā no <i>Ta</i> aprēķina vienādojumu kopsavilkums	73
3.5. tabula. Ikgadējo augsnes elpošanas emisiju novērtējuma kopsavilkums.....	75
3.6. tabula. Ikgadējā augsnes oglekļa ienese un emisijas.....	77

ATTĒLU SARAKSTS

2.1.	att. Parauglaukumu atrašanās vietas un tuvākās meteoroloģiskās stacijas	39
2.2.	att. Parauglaukuma shēma	40
2.3.	att. Gruntsūdens līmeņa dziļums pētījuma objektos	41
2.4.	att. Nobiru uztvērēji	44
2.5.	att. Zemsedzes veģetācijas paraugu ņemšanas vietas shēma	44
2.6.	att. Sīksakņu iesaigšanas cilindra ierīkošana	45
2.7.	att. Parauglaukumā sešos atkārtojumos ierīkoti sīksakņu iesaigšanas cilindri	46
3.1.	att. Ikmēneša nobiru biomasas variāciju	55
3.2.	att. Ikgadējā augsnes C ienesi ar vainaga nobirām atkarībā no šķērslaukuma	56
3.3.	att. Zemsedzes veģetācijas sakņu biomasas mērījumu rezultātu variācija	57
3.4.	att. Zemsedzes veģetācijas virszemes biomasas mērījumu variācija	57
3.5.	att. Sakarība starp zemsedzes veģetācijas kopējo biomasu un mežaudzes vecumu	58
3.6.	att. Sīksakņu atmirums atkarībā no valdošās koku sugas	59
3.7.	att. Sakarība starp sīksakņu atmirumu un mežaudzes šķērslaukumi	60
3.8.	att. Augsnes CH ₄ emisiju mērījumu rezultātu izkliede	61
3.9.	att. Augsnes CH ₄ emisiju mērījumu rezultātu izkliede	61
3.10.	att. Sakarība starp augsnes CH ₄ emisijām un tās temperatūru 5 cm dziļumā	63
3.11.	att. Sakarība starp gruntsūdens līmeņa dziļumu un augsnes CH ₄ emisijām	64
3.12.	att. Augsnes CH ₄ emisijas atkarībā no gruntsūdens līmeņa dziļuma gradācijas klasē ...	66
3.13.	att. Ikgadējās augsnes CH ₄ emisijas atkarībā no vidējā gruntsūdens līmeņa	67
3.14.	att. Augsnes N ₂ O emisiju mērījumu rezultātu izkliede	68
3.15.	att. Augsnes N ₂ O emisiju un augsnes temperatūras mērījumu sakarība	68
3.16.	att. Augsnes kopējās elpošanas mērījumu rezultātu izkliede	70
3.17.	att. Augsnes kopējās elpošanas ikmēneša mērījumu vidējie rezultāti	70
3.18.	att. Sakarība starp augsnes temperatūras un elpošanas mērījumu rezultātiem	71
3.19.	att. Sakarība starp <i>Ta</i> un <i>Rkop</i> atkarībā no valdošās koku sugas	72
3.20.	att. Sakarība starp <i>Ta</i> un <i>Rkop</i> atkarībā no MAAT režīma	72
3.21.	att. Dienas minimālā, maksimālā un vidējā temperatūra 2012.–2021. gadā	73
3.22.	att. Ikgadējās augsne kopējās elpošanas variācija	74
3.23.	att. Interpolācijas pieejas ietekme uz <i>Rkop</i> aprēķina rezultātu	76
3.24.	att. Dienakts <i>Rkop</i> un dienas vidējās temperatūras sakarība	76
3.25.	att. Augsnes C līdzsvars pētījuma objektos monitoringa gadā	76
3.26.	att. Mērījumu rezultātu vidējo vērtību principālo komponentu analīze	78
3.27.	att. Mērījumu rezultātu vidējo vērtību Spīrmena korelācija	79
3.28.	att. Ikmēneša mērījumu rezultātu Spīrmena korelācija	80
3.29.	att. Meža ekosistēmas ikgadējās vidējās SEG emisijas	81
3.30.	att. Meža ekosistēmas kumulatīvās SEG emisijas ilgtermiņā	82
3.31.	att. Ikgadējās augsnes C piesaistes (negatīvas vērtības) variācija ilgtermiņā	83
3.32.	att. Meža apsaimniekošanas cikla ikgadējo SEG emisiju vērtību izkliede	84

PUBLIKĀCIJAS PAR PROMOCIJAS DARBA TĒMU

1. Vanags-Duka, M., Bārdule, A., **Butlers, A.**, Upenieks, E. M., Lazdiņš, A., Purviņa, D., & Līcīte, I. (2022). GHG Emissions from Drainage Ditches in Peat Extraction Sites and Peatland Forests in Hemiboreal Latvia. *Land*, 11(12), 2233; DOI: 10.3390/land11122233.
2. **Butlers, A.**, Lazdiņš, A., Kalēja, S., & Bārdule, A. 2022. Carbon Budget of Undrained and Drained Nutrient-Rich Organic Forest Soil. *Forests*, 13, 1790; DOI: 10.3390/f13111790.
3. Lazdins, A., **Butlers, A.**, & Ancans, R. (2022). Nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) fluxes from tree stems in birch and black alder stands – a case study in forests with deep peat soils. In: Proceedings of 21st International Scientific Conference “Engineering for Rural Development”, Jelgava, Latvia, 25–27 May 2022. Jelgava: LULST, p. 754–759; DOI: 10.22616/ERDev.2022.21.TF229.
4. **Butlers, A.**, Spalva, G., Licite, I., & Purvina, D. (2022). Carbon dioxide (CO₂) emissions from naturally wet and drained nutrient-rich organic forests soils. In: Proceedings of 21st International Scientific Conference “Engineering for Rural Development”, Jelgava, Latvia, 25–27 May 2022. Jelgava: LULST, p. 577–582; DOI: 10.22616/ERDev.2022.21.TF190.
5. **Butlers, A.**, Bārdule, A., Spalva, G., & Muižnieks, E. (2021). N₂O and CH₄ emissions from naturally wet and drained nutrient-rich organic forest soils. In: Proceedings of the 10th International Scientific Conference “Rural Development 2021: Challenges for Sustainable Bioeconomy and Climate Change”, Kaunas, Lithuania, 21–23 September 2021. Kaunas: Vytautas Magnus University Agriculture Academy, p. 195–200; DOI: 10.15544/RD.2021.030.
6. Bārdule, A., **Butlers, A.**, Lazdiņš, A., Līcīte, I., Zvirbulis, U., Putniņš, R., Jansons, A., Adamovičs, A., & Razma, Ģ. (2021). Evaluation of Soil Organic Layers Thickness and Soil Organic Carbon Stock in Hemiboreal Forests in Latvia. *Forests*, 12(7), 840; DOI: 10.3390/f12070840.
7. Bārdule, A., Liepiņš, J., Liepiņš, K., Stola, J., **Butlers, A.**, & Lazdiņš, A. (2021). Variation in Carbon Content among the Major Tree Species in Hemiboreal Forests in Latvia. *Forests*, 12(9), 1292; DOI: 10.3390/f12091292.
8. Bārdule, A., Petaja, G., **Butlers, A.**, Purviņa, D., & Lazdiņš, A. 2021. Estimation of litter input in hemi-boreal forests with drained organic soils for improvement of GHG inventories. *Baltic Forestry*, 27(2), id534; DOI: 10.46490/BF534.

DALĪBA KONFERENCĒS

1. 21th International Scientific Conference “Engineering for Rural Development”, 25.–27.05.2022., Jelgava, Latvija. Prezentācija – **Butlers, A.**, Spalva, G., Līcīte, I., & Purviņa, D. Carbon dioxide (CO₂) emissions from naturally wet and drained nutrient-rich organic forests soils.
2. 21th International Scientific Conference “Engineering for Rural Development”, 25.–27.05.2022., Jelgava, Latvija. Prezentācija – Lazdiņš, A., **Butlers, A.**, & Ancāns, R. Nitrous oxide (N₂O) and methane(CH₄) fluxes from tree stems in birch and black alder stands – a case study in forests with deep peat soils.
3. Annual 26th International Scientific Conference “Research for Rural Development”, 18.–20.05.2022., Jelgava, Latvija. Prezentācija – **Butlers, A.**, & Lazdiņš, A. Latvian State Forest Research Institute “Silava”, Latvia Case study of greenhouse gas (GHG) fluxes from flooded former peat extraction fields in central part of Latvia.
4. 10th International Scientific Conference “Rural Development 2021: Challenges for Sustainable Bioeconomy and Climate Change”, 21.–23.09.2021., Kauņa, Lietuva. Prezentācija – **Butlers, A.**, Bārdule, A., Spalva, G., & Muižnieks, E. N₂O and CH₄ emissions from naturally wet and drained nutrient-rich organic forest soils.
5. 20th International Scientific Conference “Engineering for Rural Development”, 26.–28.05.2021., Jelgava, Latvija. Prezentācija – Lazdiņš, A., Šņepsts, G., **Butlers, A.**, Purviņa, D., Zvaigzne, A.Z., & Līcīte, I. Evaluation of middle term greenhouse gas (GHG) mitigation potential of birch plantations with mineral and organic soils.
6. Konference “Zināšanās balstīta meža nozare”, 27.01.2021. Tiešsaiste. Prezentācija – **Butlers, A.** Siltumnīcefekta gāzu emisijas ietekmējošie faktori mežos ar dabiski mitrām un meliorētām auglīgām organiskām augsnēm.
7. Annual 26th International Scientific Conference “Research for Rural Development”, 12.05.2020., Jelgava, Latvija. Prezentācija – **Butlers, A.**, & Lazdiņš, A. Carbon stock in litter and organic soil in drained and naturally wet forest lands in Latvia.

PROMOCIJAS DARBĀ LIETOTIE SAĪSINĀJUMI

B	bērzs (<i>Betula pendula</i>)
C	ogleklis
CH ₄	metāns
CO ₂	oglekļa dioksīds
E	egle (<i>Picea abies</i>)
EC	mikrometeoroloģiskie mērījumi (<i>Eddy-Covariance</i>)
EF	emisiju aprēķina faktors
GŪ	gruntsūdens
IPCC	Apvienoto Nāciju Organizācijas Klimata pārmaiņu starpvaldību padome
LVGMC	Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs
Ma	melnalksnis (<i>Alnus glutinosa</i>)
MRM	Meža resursu monitorings jeb Meža statistiskā inventarizācija
MAAT	meža augšanas apstākļu tips
MT	meža tips
N	slāpeklis
N ₂ O	dislāpekļa oksīds
NEE	neto ekosistēmas C apmaiņa
NEP	neto ekosistēmas produktivitāte
Organiskā augsne	kūdras un kūdrainās augsnes atbilstoši IPCC definīcijai
PCA	Principālo komponentu analīze
pZV	zemsedzes veģetācijas saknes
Rhet	augšnes heterotrofā elpošana
Rkop	augšnes kopējā elpošana (augšnes heterotrofās un veģetācijas, tajā skaitā, gan virszemes, gan sakņu, autotrofās elpošanas summa)
SEG	siltumnīcefekta gāzes
SEG inventarizācija	nacionālo antropogēno siltumnīcefekta gāzu emisiju novērtējums atbilstoši Apvienoto Nāciju Organizācijas Vispārējās konvencijas par klimata pārmaiņām, Eiropas Parlamenta un Padomes normatīvo aktu un Klimata pārmaiņu starpvaldību padomes metodisko norādījumu prasībām
Ta	augšnes temperatūra 5 cm dziļumā
VKS	valdošā koku suga
vZV	virszemes zemsedzes veģetācijas
ZIZIMM	SEG inventarizācijas zemes izmantošanas, zemes izmantošanas pārmaiņu un mežsaimniecības sektors
ZV	zemsedzes veģetācija

IEVADS

Apvienoto Nāciju Organizācijas Vispārējās konvencijas par klimata pārmaiņām un Eiropas Parlamenta un Padomes Regulas Nr. 525/2013 saistību ietvaros Latvijai ikgadēji jāveic antropogēno siltumnīcefekta gāzu SEG inventarizācija (SEG inventarizācija), tajā skaitā zemes izmantošanas, zemes izmantošanas maiņas un mežsaimniecības sektorā (ZIZIMM). SEG inventarizācija veicama, vadoties pēc Starpvalstu Klimata Pārmaiņu Padomes (IPCC) izstrādātām vadlīnijām. Saskaņā ar Eiropas Parlamenta un Padomes regulu par ZIZIMM radušos siltumnīcefekta gāzu emisiju un CO₂ piesaistes iekļaušanu klimata un enerģētikas politikas satvarā laika posmam līdz 2030. gadam (ZIZIMM regula), mežsaimniecībai ir noteiktas ietekmes uz klimata izmaiņām mazināšanas saistības – nodrošināt, ka pēc 2020. gada SEG emisijas mežsaimniecībā nepārsniedz ar regulu noteikto references līmeni. ZIZIMM regula nosaka arī nepieciešamību veikt pasākumus Parīzes nolīguma mērķu sasniegšanai, tajā skaitā kompensēt valsts kopējās SEG emisijas ar CO₂ piesaisti ZIZIMM sektorā 21. gadsimta otrajā pusē. SEG inventarizācijas metodikas uzlabošanai un meža apsaimniekošanas prakses pilnveidošanai, tajā skaitā SEG emisiju mazināšanai un CO₂ piesaistes veicināšanai zemēs ar organisko augsni (kūdras un kūdrainās augsnes atbilstoši IPCC definīcijai), ir noteicošā loma ZIZIMM regulas mērķu īstenošanā.

Organiskā augsnes boreālā un mērenā klimata joslā ir būtisks SEG (CO₂, CH₄ un N₂O) emisiju avots, bet patreizējās zināšanas par ikgadējām SEG emisijām saistās ar lielu nenoteiktību (Jauhiainen et al., 2019). Organisko augšņu nozīmīgā loma SEG emisiju līdzsvarā skaidrojama ar tās īpašībām akumulēt un atbrīvot lielu daudzumu C un slāpekļa (N) (Oertel et al., 2016; Wilson et al., 2016). Atbilstoši IPCC vadlīnijās ietvertajai organisko augšņu definīcijai, Latvijas klimatiskajos apstākļos tās tipiski ir kūdras un kūdrainās augsnes, kas veidojušās augu atliekām akumulējoties ūdens piesātinājuma apstākļos. Zem gruntsūdens (GŪ) līmeņa esošās augsnes organiskās vielas sadalīšanās notiek lēni. Tomēr saimnieciskās darbības veikšana zemēs ar organisko augsni, kas tipiski nozīmē augsnes hidroloģiskā režīma uzlabošanu, aizvadot lieko ūdeni (turpmāk – hidromeliorācija), strauji veicina aerobo augsnes mineralizāciju, atbrīvojot augsnē uzkrāto C un N (Petrescu et al., 2015; Abdalla et al., 2016; Pärn et al., 2018). Ziemeļeiropā, it īpaši Ziemeļvalstīs un Baltijas valstīs, platībās ar organisko augsni tiek īstenota ekstensīva mežsaimniecība (Barthelmes & Joosten, 2015), tādēļ SEG inventarizācijā nodrošināt precīzus SEG emisiju un CO₂ piesaistes aprēķinus ir īpaši nozīmīgi. Organiskās augsnes hidromeliorācija nereti tiek uzskatīta par klimatam kaitīgu praksi, bet zināšanas par meža organiskās augsnes hidromeliorēšanas ietekmi uz ekosistēmas SEG emisijām ir nepilnīgas (Jauhiainen et al., 2019). Meža apsaimniekošanas ietekme uz C piesaisti koksnes biomasā ir plaši pētīta un modelējama, bet zināšanas par augsnes hidroloģiskā režīma ietekmi uz augsnes C uzkrājuma izmaiņām un SEG emisijām ir ierobežotas (Kekkonen et al., 2019; Mayer et al., 2020).

IPCC klasifikācija nosaka organiskās augsnes iedalījumu pēc barības vielu pieejamības – auglīgajās un mazauglīgajās. Tomēr līdzšinējās Latvijas ikgadējās SEG inventarizācijās netiek pielietoti dažādi SEG emisiju aprēķina faktori (EF) atkarībā no augsnes auglības. Sākot ar 2019. gada SEG inventarizāciju, CO₂ no hidromeliorētām organiskām augsnēm aprēķināšanai tiek pielietots EF, kas Latvijā izstrādāts viršu (*Callunosa turf. mel.*), mētru (*Vacciniosa turf. mel.*) un šaurlapu (*Myrtillosa turf. mel.*) kūdreņu platībās īstenotu pētījumu rezultātā (Lazdiņš et al., 2014a, 2014b; Lazdiņš & Lupiķis, 2014; Lupiķis & Lazdiņš, 2017). Savukārt, jo nav pieejami zinātniski pamatoti nacionāliem apstākļiem piemēroti EF, N₂O un CH₄ emisiju aprēķināšanai jāpielieto IPCC vadlīnijās norādītie hidromeliorētas organiskās augsnes EF, kas izstrādāti, apkopojot mērenā klimatiskā joslā veiktu pētījumu rezultātus. Šie IPCC vadlīnijās norādītie organisko augšņu EF raksturojas ar lielu nenoteiktību un nav verificēti ar Latvijā veiktu mērījumu datiem. Atbilstoši pielietotajiem EF, nacionālā SEG inventarizācijā novērtētās hidromeliorētas organiskās meža augsnes SEG emisijas 2020. gadā bija 1,7 milj. t CO₂ ekv. jeb 14 % no valsts kopējām SEG emisijām.

Organisko augšņu izplatību identificējot pēc meža tipu klasifikācijas (Bušs, 1981), Latvijā auglīgas organiskā augsne meža zemēs sastopama galvenokārt platlapju kūdreņos (*Oxalidosa turf. mel.*), lieknās (*Filipendulosa*) un dumbrājos (*Dryopterioso-caricosa*) – attiecīgi 7,5 % meža kopējās platības vai 33 % kopējās meža organiskās augsnes platības, atbilstoši Meža resursu monitoringa (MRM) datiem. Organiskās augsnes SEG emisijas var pieaugt līdz ar augsnes auglību (Minkkinen et al., 2007; Ojanen et al., 2010; Ojanen et al., 2013), tādēļ augsne šajās platībās var būt viens no lielākajiem SEG emisiju avotiem Latvijā. Tomēr līdzšinējos pētījumos Latvijā nav noskaidrota auglīgas organiskās augsnes loma ekosistēmas SEG emisiju un CO₂ piesaistes līdzsvarā meža zemēs. Šādi pētījumi ir reti hemiboreālos mežos kopumā (Uri et al., 2017a). Nav ticis noskaidrots arī cik lielas SEG emisijas rada auglīgas organiskās augsnes meža zemēs, kurās nav veikta hidromeliorācija, jeb nav veikta antropogēna iejaukšanās un saglabāts dabisks augsnes hidroloģiskais režīms (turpmāk – dabiski mitra augsne). Arī šādu augšņu SEG emisiju monitorings ir nepieciešams, lai izvērtētu hidromeliorācijas klimata pārmaiņu mazināšanas ietekmi. SEG inventarizācijā pielietotā pieeja – novērtēt SEG emisijas tikai no hidromeliorētas organiskās augsnes – nesniedz pilnīgu izpratni par meža organiskās augsnes hidromeliorēšanas, hidroloģiskā režīma atjaunošanas vai platību neapsaimniekošanas scenāriju kvantitatīvu ietekmi uz valsts kopējām SEG emisijām. Tādēļ apzināt dabiski mitras organiskās augsnes emisijas ir tik pat būtiski kā hidromeliorēto augšņu emisijas. Nosacījums, ka SEG inventarizācijā nav atsevišķi jānovērtē dabiski mitras organiskās augsnes SEG emisijas apsaimniekotos mežos, nav motivējis emisiju novērtēšanu līdzšinējos pētījumos, kā rezultātā zināšanas ir trūcīgas.

Pētījumā iegūtie rezultāti veicina izpratni par CO₂ piesaisti un SEG emisijām (SEG līdzsvars) hemiboreālos mežos, kur plaši pētījumi hidromeliorētās platībās nebija veikti, savukārt, zināšanas par dabiski mitras augsnes lomu SEG līdzsvarā bija vēl trūcīgākas. Pētījuma pieeja, veikt vienlaicīgu SEG emisiju monitoringu platībās ar un bez hidromeliorācijas, ļauj veikt salīdzinošu novērtējumu, tādējādi veicinot izpratni par organiskās augsnes hidromeliorācijas ietekmi uz meža ekosistēmas SEG līdzsvaru un ļaujot ieviest zinātniski pamatotus uzlabojumus SEG inventarizācijas metodikā. Iegūtais empīriskais materiāls sniedz ieguldījumu zināšanu pieejamībā SEG līdzsvara modelēšanai meža apsaimniekošanas ciklā un prognozēšanai plašākā telpiskā mērogā. Empīriski pamatota informācija par SEG līdzsvaru uzlabos diskusijas kvalitāti par mežsaimniecības lomu nacionālajā SEG emisiju bilancē un klimata mērķu sasniegšanā, kā arī argumentēti aizstāvēt aktīvas meža apsaimniekošanas metodes diskusijās par to ilgtspēju Latvijā.

Pētījumā izvirzītas sekojošas tēzes.

1. Eitrofos purvaiņos un kūdreņos augsne nezaudē tās oglekļa uzkrājumu.
2. Eitrofu purvaiņu un kūdreņu ekosistēmas nodrošina siltumnīcefekta gāzu piesaisti.

Pētnieciskā darba mērķis ir novērtēt eitrofu kūdreņu un purvaiņu augsnes un ekosistēmas kopējās siltumnīcefekta gāzu (CO₂, CH₄, N₂O) emisijas. Mērķa sasniegšanai izvirzīti sekojoši pētnieciskie uzdevumi:

1. izstrādāt koeficientus, kas raksturo oglekļa ienesi augsnē ar koku vainaga nobirām, koku sīksaknēm un zemsedzes veģetāciju eitrofos egļu, bērzu un melnalkšņu kūdreņos un purvaiņos;
2. izstrādāt augsnes CO₂, N₂O un CH₄ emisiju aprēķina faktorus eitrofiem egļu, bērzu un melnalkšņu kūdreņiem un purvaiņiem;
3. novērtēt eitrofu egles, bērzu un melnalkšņa kūdreņu un purvaiņu kopējās siltumnīcefekta gāzu emisijas.

1. IZZINĀTĪBAS APSKATS

1.1. SEG emisiju mazināšanas jautājumu aktualitāte

Kopš 1750. līdz 2018. gadam SEG koncentrācija atmosfērā pieaugusi par 64 %, no 278 līdz 457 ppm CO₂ ekvivalentu (www.gml.noaa.gov). Ja patreizējais SEG koncentrācijas atmosfērā pieauguma temps netiks samazināts, dažos turpmākajos gados tiks sasniegts IPCC aprēķinātais SEG koncentrācijas atmosfērā līmenis, kuru nedrīkst pārsniegt, lai līdz gadsimta beigām ar 67 % varbūtību izdotos ierobežot globālās temperatūras pieaugumu līdz 1,5 °C virs pirmsindustriālā laikmeta līmeņa (IPCC, 2018). Savukārt, līdz 2034. gadam tiks sasniegta SEG koncentrācija atmosfērā, kas gadsimta beigās radīs atmosfēras temperatūras pieaugumu par 2 °C, salīdzinot ar pirmsindustriālo periodu, tādējādi neizpildot Parīzes nolīguma virsmērķi.

1.1.1. SEG emisiju mazināšanas politika

Eiropas savienība un arī Latvija ir apņēmusies līdz 2050. gadam sasniegt klimatneitralitāti – nodrošināt, ka SEG emisijas nepārsniedz to piesaisti. Nacionālie politikas plānošanas dokumenti, kas paredz tiekšanos uz klimatneitralitātes nodrošināšanu ir stratēģija “Latvijas stratēģija klimatneitralitātes sasniegšanai līdz 2050. gadam” (Klimatneitralitātes stratēģija) un Latvijas Nacionālais enerģētikas un klimata plāns 2021.–2030. gadam (NEKP). Klimata stratēģiskie mērķi tiek izvirzīti un to izpilde tiek vērtēta pamatojoties uz valstu SEG inventarizācijas ziņojumos sniegto informāciju.

Galvenie SEG emisiju avoti Latvijā ir transporta (~ 28 %), enerģētikas (~ 35 %) un lauksaimniecības (~ 25 %) sektori, kas rada ~ 88 % no valsts kopējām SEG emisijām (Skrebele et al., 2021). Zināms, ka SEG emisiju samazināšana lauksaimniecības sektorā ir problemātiska, lai virzītos uz klimatneitralitāti, NEKP emisiju samazinošie pasākumi paredzēti galvenokārt enerģētikas un transporta sektorā. Tomēr, ar SEG emisiju samazināšanu tikai šajos sektoros, klimatneitralitāti nav iespējams sasniegt. Lai kompensētu SEG emisijas citos sektoros, CO₂ piesaistes veicināšanai ZIZIMM sektorā ir nozīmīga loma klimata mērķu sasniegšanā. NEKP paredz līdz 2030. gadam ZIZIMM sektorā nodrošināt 3,1 milj. t CO₂ ekv. piesaisti. Savukārt, Klimatneitralitātes stratēģija paredz, ka 2040. gadā tiek nodrošināta ZIZIMM sektora klimatneitralitāte, bet 2050. gadā – CO₂ piesaiste ZIZIMM sektorā kompensē valsts kopējās nesamazināmās SEG emisijas.

ZIZIMM sektors tiek iedalīts šādās kategorijās: zālāji; aramzeme; apbūve; mitrāji; meža zeme. Zālāji, aramzeme un mitrāji ir SEG emisiju avoti, savukārt, CO₂ piesaiste nodrošināta sektoros, kuros ietilps zemes ar kokaugu apaugumu – apbūve un meža zeme. Tādējādi ar CO₂ piesaistes palielināšanu ZIZIMM sektorā klimatneitralitātes sasniegšanai jāsaprot, ka valsts nesamazināmās SEG emisijas jākompensē ar CO₂ piesaisti ko nodrošina mežu apsaimniekošana. Klimatneitralitātes stratēģijā konkrētākās darbības mērķa sasniegšanai par ilgtspējīgu mežu apsaimniekošanu nav minētas. Savukārt NEKP, atsaucoties uz Regulu Nr. 2018/841, minēts, ka ZIZIMM mērķi paredzēti sasniegt aramzemes, pļavas un meža zemes kategoriju ietvaros, vienlaicīgi paredzot organisko augšņu ietekmēto SEG emisiju samazināšanas risinājumu pētīšanu un īstenošanu. Konkrētu ar mežsaimniecību saistīto pasākumu īstenošanu ar mērķi virzīties uz klimata stratēģisko mērķu sasniegšanu paredz Latvijas Kopējās lauksaimniecības politikas (KLP) stratēģiskais plāns 2023.–2027. gadam. KLP stratēģiskais plāns paredz palielināt CO₂ piesaisti, veicinot hidromeliorācijas sistēmu atjaunošanu, organisko un neproduktīvo augšņu apmežošanu, kā arī mežaudžu kopšanu un neproduktīvo mežaudžu nomaiņu.

1.1.2. Nacionālā SEG inventarizācijas sistēma

Latvijas SEG inventarizācijas ietvaros veicamās SEG emisiju un CO₂ piesaistes uzskaites un ziņošanas saistības nosaka starptautiskā mērogā pieņemtu politisko lēmumu un normatīvo dokumentu kopums. SEG inventarizācijas prasības nosaka Apvienoto Nāciju Organizācijas Vispārējās konvencijas par klimata pārmaiņām, Parīzes nolīgums un Eiropas Parlamenta un Padomes 2013. gada 21. maija Regula Nr. 525/2013. Kārtību, kādā veidā tiek izveidota un uzturēta SEG inventarizācijas nacionālā sistēma, nosaka Ministru kabineta noteikumi Nr. 675 “Siltumnīcefekta gāzu inventarizācijas sistēmas, prognožu sistēmas un sistēmas ziņošanai par pielāgošanos klimata pārmaiņām izveidošanas un uzturēšanas kārtība”. Atbilstoši normatīvajiem aktiem ikgadējā SEG inventarizācija jā sagatavo, vadoties pēc IPCC izstrādātas metodikas, lai valstu SEG inventarizācijas būtu savstarpēji salīdzināmas (Eggleston et al., 2006; Hiraishi et al., 2014). SEG inventarizācijas ietvaros tiek veikts ikgadējo valsts teritorijā radīto antropogēno SEG emisiju novērtējums sadalījumā pa sektoriem: enerģētika, rūpnieciskie procesi un produktu izmantošana, lauksaimniecība, atkritumu apsaimniekošana un ZIZIMM. ZIZIMM sektors zemes izmantošanas veida kategorijas meža zeme, aramzeme, zālājs, mitrājs, apbūve un cita zeme tiek iedalītas apakškategorijās: 1) zeme, kas nav mainījusi zemes izmantošanas veidu vismaz 20 gadus; 2) zeme, kas transformēta par pašreizējo zemes izmantošanas veidu pēdējo 20 gadu laikā.

SEG inventarizācijas kategorijas meža zeme ietvaros tiek vērtēta: ikgadējās oglekļa piesaistes vai zudumu dinamika koku dzīvībā virszemes un sakņu biomasā, nedzīvajā koksne, nocirstas koksnes produktos un zemsegā; kā arī SEG emisijas no hidromeliorētām augsnēm, augsnēm ar atjaunotu hidroloģisko režīmu un no biomasas sadegšanas. CO₂ piesaistes C krātuvēs un SEG emisiju no minētajiem avotiem aprēķinu metodes atbilstoši IPCC SEG inventarizācijas vadlīnijām iedala 3 līmeņos pēc to sarežģītības. Pirmā līmeņa metodes nosaka, ka CO₂ piesaistes vai SEG emisiju aprēķins balstīts uz valsts situāciju raksturojošu darbības datu (piemēram, zemes platība) un IPCC vadlīnijās norādītu pēc klimatiskās zonas, klimatiskajiem apstākļiem, augsnes auglības vai praktizētajiem zemes apsaimniekošanas paņēmieniem izdalītu noklusēto EF reizinājumu. Atbilstoši IPCC vadlīnijām, Latvija atrodas mērenā klimata joslā ar vēsu un mitru klimatu (*Temperate Cool & Moist Climate zone*, turpmāk – mērenā klimata josla), kā arī visas organiskās augsnes tiek uzskatītas par auglīgām – ar barības vielām bagātām. Mērenās klimatiskās joslas noklusētie organiskās augsnes EF ir ievērojami lielāki, salīdzinot ar boreālās zonas EF. Noklusētie EF ir izstrādāti, apkopojot zinātniskajā literatūrā pieejamo informāciju. Savukārt, otrā līmeņa metodēs noklusētie EF tiek aizvietoti ar valsts specifiskos apstākļus precīzāk raksturojošiem zinātniski pamatotiem EF. Pie pēc sarežģītības komplikētākajām trešā līmeņa metodēm pieder modeļos balstīti SEG emisiju vai CO₂ piesaistes aprēķini.

IPCC vadlīnijas aicina lietot pēc iespējas augstāka līmeņa metodes, kas ļauj pareizāk un precīzāk novērtēt SEG emisijas vai CO₂ piesaisti. Pirmā līmeņa metožu pielietojums pieļaujams, ja augstāka līmeņa metožu izmantošana nav iespējama vai arī SEG emisiju apjoms no attiecīgā avota ir nenozīmīgs. SEG emisijas no avotiem ar būtisku ietekmi uz sektora kopējām SEG emisijām (pamatavoti) aprēķināmas pielietojot vismaz otrā līmeņa aprēķinu metodes. Atbilstoši Latvijas 2022. gada SEG inventarizācijas ziņojumam (Skrebele et al., 2021), ZIZIMM sektora SEG emisiju pamatavoti meža zemes kategorijā ir oglekļa uzkrājuma izmaiņas dzīvajā biomasā un atmirušajā koksne, kā arī CO₂, CH₄ un N₂O emisijas no organisko augsņu apsaimniekošanas (1.1. tab.).

SEG emisijas un CO₂ piesaiste meža zemēs

C krātuve	SEG	Emisijas 2020. gadā, tūkst. t CO ₂ ekv. ⁻¹	CO ₂ ekv. emisiju īpatsvars meža zemes kategorijā, %	CO ₂ ekv. emisiju īpatsvars valsts kopējās SEG emisijās
Dzīvā biomasā	CO ₂	-2767	48	24
Atmirusī koksne	CO ₂	-1314	23	11
Zemsega	CO ₂	-47	1	< 1
Minerālaugsne	CO ₂ , N ₂ O	0	0	0
	CO ₂	722	12	6
Hidromeliorēta organiska augsne	CH ₄	85	1	1
	N ₂ O	497	9	4
Organiskā augsne ar atjaunotu hidroloģisko režīmu	CO ₂	72	1	1
	DOC	34	1	< 1
	CH ₄	282	5	2
	N ₂ O	0	0	0

¹ Negatīvas vērtības raksturo piesaisti, bet pozitīvas – emisijas.

Latvijas SEG inventarizācijā emisiju un CO₂ piesaistes aprēķināšanai meža zemes kategorijā tiek pielietotas otrā līmeņa aprēķinu metodes, izņemot ar biomasas degšanu saistīto SEG emisiju, kā arī CH₄, N₂O un izšķīdušā organiskā oglekļa (DOC) emisiju no hidromeliorētas organiskās augsnes aprēķināšanai, kur pielietotas pirmā līmeņa aprēķina metodes. Pirmā līmeņa metode pielietota arī CO₂ emisiju aprēķināšanai no augsnēm ar atjaunotu hidroloģisko režīmu, savukārt, hidromeliorēto organisko augšņu CO₂ emisiju aprēķināšanai tiek izmantota otrā līmeņa metodika, pielietojot valsts specifisku EF.

Galvenais ZIZIMM darbības datu avots ir MRM, kas sniedz informāciju par: zemes izmantošanas veidu un tā maiņu; no meža tipoloģijas klasifikācijas izrietošu minerālaugsnes un organiskās augsnes izplatību meža zemēs pēc to hidromeliorācijas statusa; kā arī kokaugu dzīvās un nedzīvās biomasas krājas dinamiku. Darbības dati par meža ugunsgrēku platībām, lai aprēķinātu saistītās SEG emisijas, tie iegūti no Valsts meža dienesta.

Atbilstoši 2022. gada SEG inventarizācijai kopējās ar organisko augšņu apsaimniekošanu saistītās emisijas, tajā skaitā nemeža zemēs, 2020. gadā Latvijā bija 7,3 milj. t CO₂ ekv., kas veidoja 62,5 % no kopējām valsts emisijām. Savukārt, novērtētās organiskās augsnes emisijas meža zemes kategorijā ir 1,7 milj. t CO₂ ekv. jeb 14,4 % no valsts kopējām SEG emisijām. Ar valsts specifisko EF (0,52 t CO₂-C ha⁻¹ gadā) novērtētās hidromeliorētas organiskās augsnes radītās SEG emisijas meža zemes kategorijā ir 0,7 milj. t CO₂ ekv., bet 1,0 milj. t CO₂ ekv. jeb 59 % no kopējām ar organisko augšņu apsaimniekošanu saistītā, SEG emisijām meža zemes kategorijā aprēķinātas, pielietojot IPCC pirmā līmeņa metodes – noklusētos EF. Tādējādi, lai gan organisko augšņu ietekme uz kopējām novērtētajām valsts SEG emisijām ir būtiska, ievērojams meža zemes kategorijas organiskās augsnes SEG emisiju īpatsvars ir aprēķināts ar Latvijas apstākļos nevalidētiem EF. Uzlabojot Latvijas SEG inventarizācijas rezultātu pareizību un precizitāti, pilnveidojama patreizējā pieeja ar nacionālā CO₂ EF attiecināšanu uz visām hidromeliorēto organisko augšņu platībām, atbilstoši IPCC rekomendācijai, izstrādājot metodiskos risinājumus, kas ļauj novērtēt CO₂ emisijas atkarībā no organiskās augsnes auglības. Kā arī aizvietojojam SEG inventarizācijā pielietotās IPCC vadlīniju pirmā līmeņa metodes organisko augšņu apsaimniekošanas radīto CH₄ un N₂O emisiju aprēķināšanai ar aprēķinu risinājumiem, kas raksturo SEG emisijas Latvijas apstākļos. Izstrādājamas arī SEG emisiju aprēķina metodes Latvijas organiskām augsnēm ar atjaunotu hidroloģisko režīmu.

1.2. Oglekļa krātuves mežos

Meža ekosistēmas C uzkrājums, tā sadalījums dažādās krātuvēs, ekosistēmas SEG emisiju un CO₂ piesaistes dinamika ir atkarīga no meža vecuma (Law et al., 2003). Piemēram, pieaugušo un pāraugušo mežaudžu neto krājas pieauguma samazināšanās negatīvo ietekmi uz neto ekosistēmas produktivitāti (NEP) kompensē pieaugošs atmirušās koksnes apjoms (Luyssaert et al., 2008; Goulden et al., 2011). Tādējādi ekosistēma sasniedz C dinamikas līdzsvaru, kas rada risku tai no CO₂ piesaistītājas kļūt par neto SEG emisiju avotu (Ryan et al., 1997; Goulden et al., 2011). Svarīgi ņemt vērā arī meža apsaimniekošanas ietekmi. Izvērtēts, ka apsaimniekoti meži ilgtermiņā nodrošina lielāku C piesaisti nekā neapsaimniekoti (Pukkala, 2017). Atsevišķos pētījumos secināts, ka arī pārauguši nepasaimniekoti meži ilgstoši turpina piesaistīt oglekli (Carey et al., 2001; Luyssaert et al., 2008). Tomēr pāraugušu neapsaimniekoto mežu būtisks trūkums ir vājais C līdzsvars, kuru viegli izjaukt atsevišķu nozīmīgāku dabisko traucējumu ietekmē (Seedre et al., 2015). Bieži tiek pieņemts, ka pārauguši meži ir C neitrāli (Seedre et al., 2015). Kopumā C uzkrājums pāraugušos hemiboreālos mežos ir reti pētīts, tāpat trūkst zināšanu arī par C uzkrājuma izmaiņām šādos mežos (Ķēniņa et al., 2018). Pētījumu rezultāti mēdz būt pretrunīgi, ko var ietekmēt mežaudžu vietējo augšanas apstākļu specifika vai dažādas pētījumu metodes. Piemēram, Igaunijā skujkoku mežos ar tiešām mērījumu metodēm novērota būtiska mežaudžu NEP samazināšanās līdz ar pieaugošu vecumu, kā rezultātā mežaudzēm pārsniedzot 100 gadu vecumu, tās no C piesaistītājam kļuvušas par CO₂ emisiju avotu (Kriiska et al., 2019). Savukārt, Somijā ar mikrometeoroloģisko mērījumu (EC) metodi iegūts pretējs secinājums – ka ar pieaugošu audzes vecumu ekosistēmas C krātuve nav samazinājusies (Kolari et al., 2009). Tomēr, izdarot secinājumus par C piesaisti meža ekosistēmā, būtiski ņemt vērā kādā laika periodā tas tiek vērtēts un apskatot visas galvenās oglekļa krātuves, tajā skaitā augsni, dzīvo un nedzīvo virszemes un sakņu biomasu, nocirstas koksnes produktus kā arī C uzkrājuma izmaiņas šajās krātuvēs ilgtermiņā.

1.2.1. Augsnes oglekļa krātuve

Meža augsne ir viena no lielākajām un nozīmīgākajām biosfēras virszemes C krātuvēm (Stocker et al., 2013). Augsne uzkrāj vairāk kā divas reizes lielāku C apjomu nekā veģetācija vai atmosfēra (Jauhiainen, 2019). Augsnē uzkrātā organiskā C apjoms ir mainīgs atkarībā no zemes izmantošanas veida, apsaimniekošanas paņēmiena un klimata. Augsnes C uzkrājumu nosaka līdzsvars starp C ienesi ar organisko vielu un C emisijām ar augsnes heterotrofo elpošanu vai izšķīdušā organiskā oglekļa (DOC) izskalošanos (Davidson & Janssens, 2006). Augsnē mītošo organismu heterotrofās un autotrofās elpošanas rezultātā atmosfērā atbrīvotais C (turpmāk augsnes elpošana) ir vienas no lielākajām virszemes CO₂ emisijām (Raich & Schlesinger, 1992), un relatīvi nelielām augsnes organiskā C uzkrājuma un CO₂ emisiju līdzsvara izmaiņām var būt nozīmīga ietekme uz atmosfēras CO₂ koncentrāciju (Johnston et al., 2004). Tādējādi C uzkrāšanai augsnes organiskā vielā ir nozīmīga loma klimata regulācijā (Jobbagy & Jackson, 2000; Houghton, 2003).

Īpaši būtiska loma ir kūdraugsneim un citai organiskai augsnei, kas uzkrāj 20–25 % no globālā C apjoma, bet aizņem tikai 2–3 % bezledus Zemes virsmu (Hiraishi et al., 2014). Organiskās augsnes veidojušās, uzkrājot atmirušo augu organisko vielu, apstākļos, kad jauna biomasas C ienese pārsniedz atmirušo augu un augsnes substrāta organiskās vielas mineralizēšanas radītos C zudumus. Tipiski organiskās augsnes sastopamas platībās ar augstu GŪ līmeni, kas rada anaerobus apstākļus, tādējādi samazinot organiskās vielas sadalīšanās ātrumu. Organisko augšņu platība Latvijā ir 907,6 tūkst. ha, kas veido 14,1 % kopējās valsts platības, turklāt 41,7 % organisko augšņu atrodas meža zemēs (Skrebele et al., 2021).

Atbilstoši vispārējām atziņām, kūdras tilpummasa dabiski mitros un hidromeliorētos mežos ir robežās no 40 līdz 200 kg m⁻³ (Minkkinen & Laine, 1998a), kas nosaka 0,4 līdz

2 kg C m⁻² uzkrājumu kūdras slānī ar biezumu 1 cm (Jauhiainen et al., 2019). Latvijā noteiktais organiskās augsnes tilpumbūvums atkarībā no augsnes slāņa dziļuma ir robežās no 319,5 ± 71,4 kg m⁻³ augsnes slānī 40–70 cm dziļumā līdz 190,3 ± 29,3 kg m⁻³ slānī 0–10 cm dziļumā, savukārt C saturs ir attiecīgi no 447,2 ± 35,3 g kg⁻¹ līdz 497,4 ± 16,2 g kg⁻¹ (Butlers & Lazdiņš, 2020). Latvijas teritorijā kopējais C uzkrājums organiskā augsnē 100 cm slānī ir 343,45 milj. t C, tajā skaitā 124,25 milj. t C dabiski mitrās organiskās augsnēs un 219,20 milj. t C hidromeliorētās organiskās augsnēs (Bārdule et al., 2021b). Citā novērtējumā noteikts, ka C uzkrājums organiskās meža augsnēs ir 234 milj. t C jeb 31 % no kopējā C uzkrājuma ZIZIMM sektorā (762 milj. t C) (Butlers & Lazdiņš, 2020) C uzkrājums augsnē pieaug līdz ar augsnes auglību no vidēji 235,7 līdz 645,2 t ha⁻¹ mežos ar dabiski mitru augsni (*Sphagnosa* un *Filipendulosa*) un vidēji 293,6 līdz 516,4 t ha⁻¹ mežos ar hidromeliorētu organisko augsni (*Callunosa turf. mel.* un *Oxalidosa turf. mel.*). Latvijai līdzīgs C uzkrājums slānī 0–30 cm konstatēts arī pārmitrās organiskās augsnēs Lietuvā, kur novērtētais C uzkrājums ir 68,3 līdz 293,3 t C ha⁻¹ (vidēji 180,8 t C ha⁻¹) (Jauhiainen, 2019b).

Meža zemēs, kas nav mainījušas zemes izmantošanas veidu C uzkrājums zemsegā mežsaimniecības aprites ciklā ir mainīgs un svārstās no aptuveni 8 līdz 17 t C ha⁻¹ (Butlers & Lazdiņš, 2020). Oglekļa uzkrājums zemsegas horizontā apmežotajās zemēs ar 20 gadus vecām mežaudzēm ir vidēji 2,02 ± 0,02 t C ha⁻¹ un 2,33 ± 0,05 t C ha⁻¹ mežaudzēs ar vecumu 50 gadi. Atbilstoši starptautiska meža monitoringa pētījuma BioSoil rezultātiem vidējais C uzkrājums zemsegā ir 12,14 ± 2,8 t C ha⁻¹ (Lupikis & Lazdiņš, 2017). Novērtētais kopējais C uzkrājums zemsegas horizontā Latvijā ir 12,9 milj. t C, ieskaitot 5,92 milj. t C dabiski mitrās mežu augsnēs un 6,99 milj. t C hidromeliorētās mežu augsnēs. Hidromeliorētu mežu tipos (MT) augsnes auglībai nav ietekmes uz C uzkrājumu zemsegā (vidēji 17,4 t C ha⁻¹), savukārt, mežaudzēs ar dabiski mitru augsni lielāks C uzkrājums 23,9 un 17,4 t C ha⁻¹ konstatēts attiecīgi *Sphagnosa* un *Caricosa-phragmitosa*, salīdzinot ar uzkrājumu *Dryopterioso-caricosa* un *Filipendulosa* attiecīgi 9,6 un 7,1 t C ha⁻¹ (Bārdule et al., 2021b).

1.2.2. Koku dzīvā un nedzīvā biomasā

Meža ekosistēmā koku biomasā ir galvenais C piesaistītājs. SEG inventarizācijā biomasā tiek iedalīta dzīvajā koku biomasā un atmirušajā koksni. Ekosistēmas C uzkrājuma un tā aprites pētījumos kā ar koku biomasu saistītās C krātuves ar nozīmīgu lomu C aprītē, kas nodrošina biomasā uzkrātā C pārnesi uz augsni, tiek papildus izdalītas arī vainaga nobiras un sīksaknes.

C uzkrājums koku biomasā novērtējams ar Latvijā īstenotu pētījumu rezultātā izstrādātiem biomasas alometriskajiem vienādojumiem (Liepiņš et al., 2018, 2021), kā arī iegūtiem koksnes blīvuma (Liepiņš et al., 2017; Liepiņš & Liepiņš, 2017) un C satura rādītājiem (Liepiņš, 2019; Bārdule et al., 2021c). IPCC SEG inventarizācijas vadlīniju noklusēto biomasas pārrēķinu koeficientu, kas paredzēti C uzkrājuma koku biomasā novērtēšana mērenā klimatiskā joslā vai boreālos mežos, aizvietošana ar Latvijā izstrādāto metodiku ļauj aprēķina rezultāta pareizību uzlabot par attiecīgi 37 % vai 5 % (Liepiņš, 2019). C uzkrājums koku biomasā meža zemēs, tajā skaitā apmežotajās lauksaimniecības zemēs (10,4 % kopējās mežu platības), ir 198,5 milj. t C virszemes biomasā un 53,1 milj. t C sakņu biomasā (kopā 251,6 milj. t C), jeb vidēji 72,5 t C ha⁻¹ (Bārdule et al., 2021c). C uzkrājuma īpatsvars koku stumbrā visām koku sugām pieaug līdz ar koku vecumu, lielākais īpatsvars 77,5 % konstatēts par 60 gadiem vecākiem bērziem. Savukārt, C uzkrājuma īpatsvars zaru biomasā ir mazāks jaunākiem kokiem, mazākais īpatsvars 5,5 % konstatēts par 60 gadus vecākiem bērziem, bet lielākais (53,2 %) – par 20 gadus jaunākām eglēm (Bārdule et al., 2021a). Arī koku zemē esošās biomasas (celms un saknes) īpatsvars vidēji 20 % kopējā biomasas C uzkrājumā nav konstants un ir atkarīgs no koku dimensijām, lapkokiem zemē esošās biomasas īpatsvars ar pieaugošu koku vecumu tiecas samazināties, bet skujukokiem – pieaugt (Liepiņš, 2019).

Nedzīvās biomasas lomu meža ekosistēmas C uzkrājumā nosaka ikgadējā koku dabiskā atmiruma apjoms. Laika periodā no 1990. līdz 2020. gadam ikgadējais dažādu koku sugu vidējais svērtais bruto krājas pieaugums bijis no 7,1 līdz 8,7 m³ ha⁻¹ vidēji (8,1 ± 0,5 m³ ha⁻¹) bez izteiktas izmaiņu tendences, savukārt, dabiskajam atmirumam šajā periodā novērojama pieaugoša tendence no 1,3 līdz 1,9 m³ ha⁻¹ (vidēji 1,7 ± 0,4 m³ ha⁻¹), lielākais atmirums 2,2 m³ ha⁻¹ konstatēts laika posmā no 2008. līdz 2013. gadam (Skrebele et al., 2021). Tādējādi 16 līdz 32 % C, kas tiek uzkrāts koksnes pieaugumā, ikgadēji maina krātuvī no dzīvās biomasas uz nedzīvo koksni. Pieņemot, ka nedzīvā koksne sadalās 20 gadu laikā, atbilstoši SEG inventarizācijā ziņotajam ikgadējam koksnes atmirumam (vidēji 0,54 ± 0,11 t C ha⁻¹) un tās sadalīšanās ātrumam (vidēji 0,47 ± 0,07 t C ha⁻¹), 2020. gadā Latvijas meža zemēs nedzīvajā koksnē uzkrātā C daudzums ir 7,9 milj. t jeb vidēji 2,3 t C ha⁻¹ (Skrebele et al., 2021). Latvijā veiktos pētījumos par C uzkrājumu pieaugušās un pāraugušās mežaudzēs noteikts, ka C uzkrājums nedzīvajā koksnē var sasniegt 7,9 ± 0,6 t C ha⁻¹ bērza audzēs ar auglīgām minerālaugsnēm (Šenhofa et al., 2020), 11,8 ± 2,3 t C ha⁻¹ egļu audzēs ar minerālaugsnēm (Ķēniņa et al., 2018), 14,8 ± 2,1 t C ha⁻¹ priežu audzēs ar vidēji auglīgu minerālaugsnī (Kenina et al., 2019), 3,8 līdz 18,7 t C ha⁻¹ priežu audzēs ar dabiski mitru organisko augsni (Ķēniņa et al., 2020), 11 un 10 t C ha⁻¹ attiecīgi priežu un egļu audzēs ar hidromeliorētu organisko augsni (Ķēniņa et al., 2022).

Biomasas atmiruma humifikācijai ir galvenā loma augsnes organiskās vielas akumulācijā (Kuzyakov & Domanski, 2000), tādēļ ir svarīgi novērtēt virszemes biomasas, tajā skaitā vainaga nobiru (lapas, skujas, zari, sēklas) un zemē esošās biomasas (atmirušās saknes, mikoriza) atmiruma C ienesi augsnē. Galvenie augsnes C ieneses avoti ir vainaga nobiras un sīksaknes (Kriiska et al., 2019). Tiek uzskatīts, ka vainaga nobiru C ir maza loma augsnes dziļāko slāņu oglekļa dinamikā mežaudzēs ar labi attīstītiem organiskajiem horizontiem, jo nobiru C lielākoties tiek aizturēts augsnes virsējos slāņos (Fröberg et al., 2009). Nobiru C ienese ir viegli nosakāma un plaši pētīta (Kuzyakov & Domanski, 2000), bet C ieneses novērtējums ar sīksakņu atmirumu joprojām ir izaicinājums. Arī dati, kas raksturotu zemsedzes veģetācijas biomasas atmirumu (Straková et al., 2010), nobiru sadalīšanos (Tuomi et al., 2011; Straková et al., 2012; Ķupek et al., 2015), kā arī sīksakņu produkcijas un to sadalīšanas ātrumu (Laiho et al., 2003; Finér et al., 2011; Jagodzinski et al., 2016; Bhuiyan et al., 2017a) ir retāk pieejami.

Līdzšinējos pētījumos rasti risinājumi vainaga nobiru aprēķināšanai, izmantojot mežaudzi raksturojošos parametrus atkarībā no valdošās koku sugas (Repola, 2008, 2009). Šādi vienādojumi izstrādāti arī mežaudzēm ar organisko augsni Latvijā (Bārdule et al., 2021d). Latvijā 36 mežaudzēs ar hidromeliorētu organisko augsni, novērtējot vainaga nobiru ikgadējo biomasu un C saturu, izstrādāti regresijas vienādojumi, kas nosaka, ka audzes šķērslaukumam pieaugot no 10 līdz 40 m² ha⁻¹ ikgadējā C ienese ar vainaga nobirām bērza, egles un priedes audzēs attiecīgi pieaug no 0,70; 1,12 un 1,0 t C ha⁻¹ līdz 2,66; 3,07 un 1,96 t C ha⁻¹ (Bārdule et al., 2021d). Šie rezultāti atbilst citos pētījumos novērtētajam ikgadējam nobiru biomasas C ienesei pārstās priedes un parastās egles mežos attiecīgi 2,9 un 2,6 t C ha⁻¹ (Portillo-Estrada et al., 2013; Oulehle et al., 2016), kā arī vidējiem lapkoku un skujkoku vainaga nobiru ikgadējās C ieneses rādītājiem Ziemeļeiropā attiecīgi 1,5 ± 0,7 t C ha⁻¹ un 1,7 ± 1,1 t C ha⁻¹ (Neumann et al., 2018). C ienese ar atsevišķi pameža biomasas atmirumu Latvijā nav pētīta. Pamežam, it īpaši boreālos mežos, ir nozīmīga loma kopējā sīksakņu produktivitātē (Finér et al., 2011; Leppälammī-Kujansuu et al., 2014). Konstatēts, ka pamežs ilgtermiņā ietekmē sakņu organiskās vielas sadalīšanos barības vielu plūsmu un oglekļa uzkrāšanos (Nilsson & Wardle, 2005; Helmisaari et al., 2007). Augsnes C ienese ar pameža nobirām variē plaša diapazonā atkarībā no MT un mežaudzes vainaga struktūras (Kriiska et al., 2019). Novērtēts, ka, piemēram, egļu audzēs pamežs veido 14 līdz 35 % no kopējās C ienesas ar nobirām (Hansson et al., 2013) un 11 līdz 23 % no ieneses ar sakņu biomasas atmirumu (Leppälammī-Kujansuu et al., 2014). Sagaidāms, ka mazāka vainaga blīvuma un labākas gaismas pieejamības apstākļu ietekmē, pameža loma C ienesē var būt vēl lielāka.

Sīksaknes definējamas kā sakņu frakcija ar īslaicīgu mūžu un diametru līdz 2 mm (Leppälammī-Kujansuu et al., 2014). Lai gan to biomasa ir relatīvi neliela, mazāk kā 5 % no

kopējās meža biomasas (Vogt et al., 1995), novērots, ka sīksaknes meža ekosistēmā var veidot līdz pat 75 % no ikgadējās primārās produktivitātes, un tās ir galvenais sakņu biomasas augsnes C avots (Finér et al., 2011). Sīksakņu biomasas novērtēšana ir sarežģīta kā arī laikietilpīga, un C aprites pētījumos tā saistās ar lielu nenoteiktību (Leppälammī-Kujansuu et al., 2014). Novērtēts, ka Eiropas ziemeļu daļā sīksakņu biomasas skuju mežos ir $2,84 \pm 1,52 \text{ t ha}^{-1}$, bet lapkoku mežos $1,99 \pm 1,01 \text{ t ha}^{-1}$, savukārt, ikgadējā sīksakņu produkcija attiecīgi $2,96 \pm 2,75 \text{ t ha}^{-1}$ un $2,00 \pm 1,01 \text{ t ha}^{-1}$ (Neumann et al., 2020). Apkopojot boreālos mežos veikto pētījumu rezultātus, vidējā noteiktā sīksakņu biomasas ir $2,59 \pm 2,09 \text{ t ha}^{-1}$ ar ikgadējās produkcijas aprēķina faktoru $1,30 \pm 1,92$ (Finér et al., 2011). Lokālākā pētījumā Somijas dienvidu daļā hidromeliorētās auglīgās un mazauglīgās purva augsnes novērtētā vidējā sīksakņu biomasas ir 10,08 un 4,19 t ha^{-1} savukārt, ikgadējā produkcija attiecīgi 4,24 un 1,99 t ha^{-1} (Bhuiyan et al., 2017b). Hidromeliorētās auglīgas organiskās augsnes Igaunijā novērtētais C uzkrājums sīksakņu biomasā ir no 1,37 līdz 1,95 t C ha^{-1} , bet ikgadējais pieaugums no 1,81 līdz 3,02 t C ha^{-1} (Uri et al., 2017a).

1.2.3. Zemsedzes veģetācija

Zemsedzes veģetācijas biomasā uzkrātā C īpatsvars kopējā meža veģetācijā ir salīdzinoši neliels, piemēram, Somijas priežu un egļu mežos noteiktais zemsedzes veģetācijas biomasas īpatsvars ir 4 līdz 13 % (Mälkönen, 1974; Havas & Kubin, 1983) vai tikai 1 līdz 2 % (Lakida et al., 1995; Pussinen et al., 1997). Tomēr zemsedzes veģetācijas ikgadējā atmiruma un ātrās sadalīšanās īpašībām ir būtiska loma ekosistēmas C apritē (Mälkönen, 1974; Palviainen et al., 2005). Zemsedzes veģetācijas neietveršana C aprites pētījumos var novest pie nepilnīgi novērtētas ekosistēmas primārās produktivitātes un C ieneses augsnē (Bārdule et al., 2021d).

Mežos ar kūdras augsnēm GŪ līmenim, mežaudzes struktūrai un biežumam ir ietekme uz zemsedzes veģetācijas biomasas īpatsvaru (Laiho et al., 2003). Tomēr pētījumā, kurā vērtēta sakarību starp zemsedzes veģetācijas biomasu un boreālo mežu raksturlielumiem, konstatēta lielākoties vāja korelācija (Muukkonen & Mäkipää, 2006). Šajā pētījumā izstrādātajiem zemsedzes veģetācijas (atsevišķi sīkkrūmu, zālaugu, sūnu un ķērpju) virszemes biomasas prognozēšanas modeļiem ar ģeometriskās izplatības (garums, platums), augstums virs jūras līmeņa, temperatūru summa, augsnes auglība, krāja, biežums, un mežaudzes šķērslaukuma parametru dažādām kombinācijām nav izdevies ievērojami samazināt modeļa prognozes kļūdu, salīdzinot ar modeļiem, kuros izmantots viens parametrs – mežaudzes vecums. Piemēram, atkarībā no valdošās koku sugas, kopējās zemsedzes veģetācijas prognozes kļūda (vidējā kvadrātiskā standartkļūda) izstrādātajiem modeļiem ar vairākiem parametriem ir robežās no 16,6 līdz 31,6 %, bet modeļiem ar mežaudzes vecuma parametru no 17,7 līdz 33,7 % (Muukkonen & Mäkipää, 2006).

Latvijā meža ekosistēmas C uzkrājuma un aprites pētījumi, kuros ietverta arī zemsedzes veģetācijas biomasas novērtējums ar tiešām mērījumu metodēm uzsākti tikai nesen. Zinātniskajā literatūrā pieejams zemsedzes biomasas veģetācijas novērtējums, izmantojot Muukkonen & Mäkipää (2006) izstrādātos biomasas prognozes vienādojumus. Tādējādi novērtēts, ka, ņemot vērā mežaudžu izplatību pēc to vecuma, vidējā svērtā ikgadējā C ienese augsnē ar zemsedzes sakņu un virszemes biomasu mežaudzēs ar hidromeliorētu organisko augsni un valdošo koku sugu priede, egļu, vai bērzs var būt $1,29 \pm 0,02 \text{ t C ha}^{-1}$, $0,65 \pm 0,01 \text{ t C ha}^{-1}$ vai $0,34 \pm 0,01 \text{ t C ha}^{-1}$ (Bārdule et al., 2021d).

Zemsedzes biomasas mežaudzēs ar organisko augsni nav plaši pētīti, turklāt pētījumu rezultāti bieži vien nav tiešā veidā salīdzināmi. Zviedrijas dienvidaustrumu egļu mežaudzēs ar mazauglīgām minerālaugsnēm novērtētais C uzkrājums zemsedzes biomasas virszemes daļā, ieskaitot sējeņu biomasu, ir 1,64 līdz 3,31 t C ha^{-1} egļu audzēs (Kristensen et al., 2015), savukārt, Igaunijā novērtētā sīkkrūmu un lakstaugu primārā produktivitāte egļu audzēs ir līdz 0,2 t C ha^{-1} un priežu audzēs 0,4 līdz 0,7 t C ha^{-1} virszemes daļā un attiecīgi līdz 0,2 t C ha^{-1} un

0,2 līdz 0,3 t C ha⁻¹ sakņu daļā (Kriiska et al., 2019). Šādu rezultātu salīdzināmības iespējas tiek ierobežotas ne tikai atšķirīgu lokālu augšanas apstākļu, bet arī dažādu pētījuma metožu rezultātā. Piemēram Kristensen et al. (2015) veikts biomasas novērtējums, izmantojot LIDAR tehnoloģiju, attiecīgi, novērtējot visu zem koku stāviem esošo biomasu, Kriiska et al. (2019b) – ar tiešām mērījumu metodēm vērtēta tikai lakstaugu un sīkkrūmu ikgadējais atmirums, bet Muukkonen & Mäkipää (2006) – visa zemesdzīves veģetācijas C ienese, ieskaitot sūnas un ķērpjus.

1.2.4. Koksnes produkti

Lai pilnībā novērtētu apsaimniekotas meža ekosistēmas ar koksni saistīto C apriti un tās ietekmi uz SEG emisijām, nepieciešams novērtēt ne tikai koksnes pieauguma un dabiskā atmiruma lomu, bet arī mežizstrādes ietekmi uz C uzkrājumu palielošajā audzē un C uzkrājuma izmaiņām koksnes produktos. Atbilstoši IPCC SEG inventarizācijas vadlīnijām, par koksnes produktiem uzskatāma nocirstā un no meža izvestā koksne, kas turpina nodrošināt koksnē uzkrātā C uzglabāšanu. Galvenās koksnes produktu kategorijas ir: koksnes izstrādājumi, enerģētiskā koksne un koksnes biomasas cieto atkritumu apglabāšanas vietās. Tiek pieņemts, ka pēc mežizstrādes mežā atstātā koksne (ciršanas atliekas un koku sakņu biomasas) maina oglekļa krātuvi no dzīvās biomasas uz atmirušo koksni. Lai gan nocirstās koksnes īpatsvars, kas atbilst biokurināmā klasifikācijai tiek uzskatīts par tūlītēji oksidējušos koksnes nociršanas gadā, izvērtējot koksnes produktu lomu SEG inventarizācijā, būtiski ņemt vērā koksnes produktu biokurināmā aizvietošanas efektu – enerģētiskā koksne var aizvietot fosilā kurināmā daudzumu ar ekvivalentu siltumietilpību, tādējādi aizstājot arī saistītās SEG emisijas.

Pastāv divas konceptuālas pieejas C uzkrājuma koksnes produktos novērtēšanai, kuru pamatā ir ikgadējā C uzkrājuma izmaiņu koksnes produktu krātuvēs novērtēšana (uzkrājuma izmaiņu un produkcijas metožu varianti) un koksnes produktu CO₂ emisiju identificēšana un kvantificēšana (atmosfēras plūsmu un koksnes produktu sadalīšanās metožu varianti), kas galvenokārt saistās ar modelēšanu, attiecīgi SEG inventarizācijā definējamas kā trešā līmeņa aprēķinu metodes (Brown et al., 1998; Winjum et al., 1998; Ford-Robertson, 2003; UNFCCC, 2003; Cowie et al., 2006). Dažādu aprēķinu metodēs iespējamās dažādās pieejas kā tiek vērtēta importa un eksporta dinamika, kā arī atšķirīga koksnes produktu klasifikācija un interpretācija var dot atšķirīgus aprēķinu rezultātus lokālā mērogā un nesalīdzināmus starptautiski, radot atsevišķu produktu kategoriju neiekļaušanu C aprites uzskaitē vai dubultu uzskaiti (Bārdule et al., 2021d).

C uzkrājuma un tā dinamikas novērtēšanai SEG inventarizācijā izvēlēta Rüter (2011) aprakstīta metodika, kuras pamatā ir ikgadēji iekšzemē saražotajos koksnes produktos uzkrātā C daudzuma uzskaitē un koksnes produktu sadalīšanās metodes (*first order decay*) piemērošana, lai aprēķinātu ikgadēji no koksnes produktu C krātuves atmosfērā nonākošā CO₂ daudzumu. SEG inventarizācijā novērtētā ikgadējā neto C piesaiste vietējas izcelsmes koksnes produktu kategorijā (koksnes izstrādājumi – zāģmateriāli, koksnes paneļi un papīrs atbilstoši UNFCCC lēmuma 2/CMP.7 definīcijām) laika periodā no 2010. līdz 2020. gadam ir vidēji 538,28 ± 66,44 tūkst. t C gadā, tādējādi līdz 2020. gadam kopējam C uzkrājumu koksnes produktos sasniedzot 7,15 milj. t C (Skrebele et al., 2021).

1.3. SEG emisijas ietekmējošie rādītāji

Izjaucot augsnes C uzkrājuma līdzsvaru, tā kļūst par emisiju avotu, ja organiskās vielas sadalīšanās rezultātā zaudētais C un N netiek kompensēts ar nedzīvās biomasas barības vielu ienesi. Savukārt, meža ekosistēma kļūst par SEG emisiju avotu, ja neto augsnes SEG emisijas netiek kompensēts ar ekvivalentu CO₂ daudzuma piesaisti biomasā. Augsnes heterotrofās (augsnes mikroorganismi) un autotrofās (dzīvās saknes) elpošanas emisijas un ar mežaudzes

ražīgumu (tajā skaitā ikgadējā biomasas pieauguma un dabiskā atmiruma dinamiku) saistītā C piesaiste, kā arī tā ienese augsnē un attiecīgi kopējās meža ekosistēmas SEG emisijas galvenokārt atkarīgas no augsnes auglības, temperatūras, hidroloģiskā režīma un mežaudzes attīstības stadijas (Ojanen et al., 2010, 2013a, 2014; Von Arnold et al., 2005a, 2005b). Identificētie nozīmīgi augsnes neto SEG emisiju ietekmējošie faktori ir sīksakņu biomasas (Ruehr & Buchmann, 2009), organiskās vielas īpatsvars (Tang et al., 2009), zemsegas slāņa biezums (Fang et al., 1998), augsnes C/N attiecība (Craine & Wedin, 2002), veģetācijas lapu laukuma indekss (Yuste et al., 2004), transpirācija (Grossiord et al., 2012) un fotosintēze (Högberg et al., 2001).

1.3.1. Hidroloģiskais režīms

GŪ līmenim ir svarīga loma augsnes aerobo un anaerobo procesu regulēšanā, kam ir tieša ietekme uz CO₂ emisijām un līdzsvara noteikšanā starp CH₄ emisijām un tā oksidēšanu (Jauhiainen, 2019b). Augsnei atrodoties virs GŪ līmeņa, līdz ar skābekļa piekļuvi tiek nodrošināti aerobi apstākļi, veicināti organiskās vielas sadalīšanās procesi un attiecīgi CO₂ un N₂O emisijas. (Jauhiainen et al., 2019). Savukārt, CH₄ emisijas pieaug līdz ar GŪ līmeņa paaugstināšos (Hiraishi et al., 2014).

Ilgtermiņā mitrzesmes (kūdrāji) ar neizmainītu hidroloģisko režīmu nodrošina C piesaisti, tomēr ikgadēji tā ir mainīga, un īstermiņā kūdras CO₂ emisijas var būt lielākas par C piesaisti. Šis neviennozīmīgais līdzsvars starp C piesaisti un emisijām dabiski mitrās organiskās augsnes padara tās jutīgas pret klimata izmaiņām, krasiem dabiskajiem traucējumiem un saimnieciskās darbības ietekmes (Jauhiainen, 2019). Lielākoties kopējās SEG emisijas no organiskām augsnēm pieaug līdz ar zemāku GŪ līmeni un siltāku klimatu (Ojanen et al., 2013; Joosten, 2015). Lai gan hidromeliorēta organiskā meža augsne bieži ir CH₄ piesaistītāja (Minkkinen et al., 2007b; Ojanen et al., 2010), meliorācijas grāvji var būt būtisks CH₄ emisiju avots, kā arī tie veicina organiskā C izskalošanos no augsnes (Jauhiainen, 2019), bet ir atzīts, ka tam ir maza ietekme uz kopējām ekosistēmas SEG emisijām (Stielstra et al., 2015; Uri et al., 2017). Pasaules mērogā Eiropas Savienība, aiz Indonēzijas, tiek uzskatīta par otro lielāko hidromeliorētas organiskās augsnes SEG emitētāju (Jauhiainen, 2019). Lai gan organisko augšņu hidromeliorācija nereti tiek uzskatīta par klimatam nelabvēlīgu apsaimniekošanas praksi, zināšanas par ikgadējām augsnes SEG emisijām ir ar lielu nenoteiktību (Jauhiainen et al., 2019). Sagaidāmie hidromeliorētas organiskās augsnes C zudumi un paaugstinātas SEG emisijas tiek skaidrotas ar hidroloģijas kā arī oksidēšanās un reducēšanās potenciāla izmaiņām, tomēr ir maz kvantitatīvu datu, kas to apstiprina (Hermans et al., 2022). Pastāv plaša vienprātība, ka mitrzesmju hidromeliorācija paātrina tās C uzkrājuma zudumus, bet apmežotu kūdrāju hidromeliorācijas ietekme uz augsnes C uzkrājuma un tās elpošanu nav tik skaidra (Hargreaves et al., 2003; Mickaël et al., 2007; Simola et al., 2012; Vanguelova et al., 2019; Mayer et al., 2020).

Hidromeliorācijas ietekme uz augsnes SEG emisijām vērtējama kompleksi ekosistēmas kopējā SEG apmaiņas līdzsvarā starp augsnes SEG emisijām un CO₂ piesaisti biomasā. Teorētiski hidromeliorācijas ietekmē, uzlabojoties mežaudzes augšanas apstākļiem un secīgi pieaugot koku un zemsedzes veģetācijas biomasai, palielinās arī atmirušo augu daļu biomasas, kas atgriež C augsnē, tādējādi daļēji vai pat pilnībā kompensējot radīto augsnes SEG emisiju palielināšanos. Piemēram, Latvijā veiktā pētījumā novērots, ka šāda iemesla dēļ hemiboreālā zonā organisko augšņu hidromeliorācija ne vienmēr rada oglekļa uzkrājuma augsnē samazināšanos, tas var pat pieaugt. Secināts, ka oglekļa uzkrājuma pieaugumu rada palielināta C ienese ar virszemes un sakņu biomasas dabisko atmirumu, un organiskā slāņa samazināšanās pēc hidromeliorācijas visbiežāk rodas augsnes sablīvēšanās nevis kūdras mineralizēšanās ietekmē (Lupikis & Lazdins, 2017). Barības vielām nabadzīgo organisko augšņu hidromeliorācijai priežu mežā Somijas dienvidu daļā konstatēta būtiska ietekme uz

ekosistēmas CO₂ piesaisti (Lohila et al., 2011). Savukārt, veicot pētījumu Somijas ziemeļrietumos, secināts, ka egļu mežaudzes ekosistēma ar hidromeliorētu auglīgu organisko augsni periodā ar ražīguma maksimumu ir SEG piesaistītāja, bet visdrīzāk kļūs par SEG avotu, kad kokaudzes CO₂ piesaiste nekompensēs augsnes C un N zudumus (Meyer et al., 2013).

1.3.2. Augsnes īpašības

Minerālaugsnes CH₄ un N₂O emisiju apmaiņa ir zema, savukārt, meža organiskās augsnes tās var būt būtiskas (Pavelka et al., 2018). Līdzīgi arī ar CO₂ organisko augšņu nozīmīgo lomu galvenokārt nosaka augstais C uzkrājums, jo relatīvi nelielas tā izmaiņas rada salīdzinoši lielu ietekmi uz augsnes SEG emisijām. Fizikālās un ķīmiskās īpašības kā, piemēram, augsnes organiskās vielas izcelsme, organiskā un minerālā substrāta sadalījums dažādās augsta C satura augsnes var atšķirties (Jauhiainen, 2019b). Tam var būt ietekme uz augsnes SEG emisijām.

Augsnes elpošana, it īpaši heterotrofā elpošana, ir galvenais augsnes C zudumu iemesls (Hanson et al., 2000; Bond-Lamberty & Thomson, 2010; Tian et al., 2015). Konstatēts, ka heterotrofās elpošanas īpatsvars kopējā augsnes elpošanā sezonu un ekosistēmu ietekmē variē no 10 līdz 90 % (Hanson et al., 2000). Augsnes elpošanas variāciju laikā galvenokārt ietekmē augsnes temperatūra un mitrums, kas identificēti kā nozīmīgākie CO₂ emisijas ietekmējošie abiotiskie faktori (Raich & Schlesinger, 1992; Raich & Potter, 1995). Novērots, ka heterotrofās elpošanas CO₂ emisijas korelē arī ar MT, augsnes C/N attiecības un tilpummasas rādītājiem (Ojanen et al., 2010), un emisiju daudzums atkarīgs no augsnes organiskās vielas sadalīšanas ātruma, kuru ietekmē tās ķīmiskais sastāvs (Straková et al., 2012). Samazinoties augsnes C/N attiecībai, pieaug N₂O emisijas (Klemedtsson et al., 2005; Ojanen et al., 2010; Ojanen et al., 2018; Pärn et al., 2018). N deficīts augsnē, kas ir tipisks boreālo mežu augšanas limitējošais faktors (Lin et al., 2003) samazina mežaudzes ražīgumu un CO₂ piesaistes potenciālu.

Vairāki pētījumi norāda, ka sīksakņu biomasas un produktivitātes rādītāji ir augstāki mežaudzēs ar mazauglīgām augsnēm (Lehtonen et al., 2016). Tas skaidrojams ar parādību, ka koku augšanai mazāk piemērotos apstākļos nepieciešama lielāks sīksakņu virsmas laukums, lai nodrošinātu pietiekamu ūdens un barības vielu uzņemšanu. Pētījumā Igaunijā konstatēta tendence sīksakņu produkcijai pieaugt līdz ar lielāku organiskā C un kopējā N attiecību augsnē, kā arī novērots, ka sīksakņu produkcijas īpatsvars kopējā NEP pieaug mazāk ražīgās audzēs (Kriiska et al., 2019). Pazīmes C tiek tiek vairāk uzkrāties sakņu biomasā, audzēs ar mazauglīgām augsnēm novērotas arī citos pētījumos (Leppälammī-Kujansuu et al., 2014; Mäkelä et al., 2016). Tomēr pētījumu rezultāti nav viennozīmīgi, pētījumā, kurā augsnes auglības būtiska sakarība ar sīksakņu mirstību kā arī N saturu tiek apstiprināta, tomēr iegūts pretējs secinājums iepriekšminētajam, proti, ka auglīgākās augsnēs sīksakņu augsnes C ieneses loma pieaug (Helmisaari et al., 2007). Augsnes auglība ietekmē arī vainaga nobiru apjomu un sīksakņu sadalīšanās ātrumu, (Straková et al., 2010, 2011, 2012; Ojanen et al., 2013; Lehtonen et al., 2016), bet nobiru daudzums un to ķīmiskais sastāvs nosaka augsnes mikrobioloģisko aktivitāti un barības vielu ienesi (Ganjugunte et al., 2004).

Ņemot vērā, ka augsnes auglība nosaka veģetācijas attīstību, tādējādi nosakot koku augšanas gaitu un zemsedzes veģetācijas sugu sastāvu, pastarpināti tiek ietekmētas arī ekosistēmas SEG emisijas. Lielāk augsnes auglība veicina lielāku zemsegas veģetācijas biomasas, attiecīgi arī tās atmirumu un C ienesi augsnē. Zemsedzes veģetācijai var būt vērā ņemama ietekme uz augsnes CH₄ emisijām. Zināms, ka, piemēram, makstainā spilve (*Eriophorum vaginatum*) un grīšļi sekmē CH₄ izkļūšanu no ar ūdeni piesātinātas kūdras augsnes (Askaer et al., 2011), bet aizkavē CH₄ emisijas no hidromeliorētas augsnes (Strack et al., 2008). Savukārt, sfagnu sūnas spēj CH₄ oksidēt par CO₂, kas tiek pēc tam patērēts fotosintēzē (Raghoebarsing et al., 2005). Vairākos pētījumos ziņots, ka koku, piemēram, melnalkšņa (*Alnus glutinosa* L.) stumbrs un lapas spēj transportēt N₂O un CH₄, tādējādi veicinot to nonākšanu no

augšnes atmosfērā (Gauci et al., 2010; Covey & Megonigal, 2019; Warlo et al., 2019). Tādēļ ekosistēmas neto SEG emisiju novērtējumā ņemamas vērā arī koku stumbru SEG emisijas. Tomēr stumbru SEG emisiju pētījumi ir reti veikti (Gauci et al., 2010; Schindler et al., 2020; Lazdins et al., 2022).

1.3.3. Meteoroloģiskie apstākļi

Augsnes temperatūra ir galvenais zemesdzīves un augšnes heterotrofās elpošanas neto CO₂ emisiju variācijas izskaidrojošais meteoroloģiskos apstākļu raksturlielums, savukārt, gaisa temperatūra vislabāk izskaidro bruto zemesdzīves fotosintēzes mainību (Gaumont-Guay et al., 2014). Visbiežāk augšnes CO₂ emisiju un temperatūras sakarība tiek raksturota ar eksponenciālu regresijas vienādojumu (Davidson & Janssens, 2006). Pētījumu rezultātos ziņotais temperatūras un CO₂ emisiju sakarības ciešums (R^2) ir no $0,38 \pm 0,17$ līdz $0,57 \pm 0,14$ (Darenova et al., 2014). Igaunijā veiktajā pētījumā novērtēts, ka temperatūra izskaidro 63 līdz 86 % no augšnes elpošanas variācijas laikā (Kriiska et al., 2019).

Diennakts vēsākajā laikā, naktī, augšnes SEG emisijas ir samazinātas (Brændholt et al., 2017b). Tādēļ ikgadējās SEG emisijas var tikt pārvērtētas, ja to aprēķinā tiek izmantoti dienas laikā iegūti SEG emisiju mērījumi, bet netiek ņemta vērā nakts ietekme uz samazinātām emisijām. Augšnes CO₂ emisijas uz temperatūras izmaiņām reaģē ar aizkavi, kuras ilgums atkarīgs no augšnes temperatūras dažādos augšnes dziļumos (Pavelka et al., 2007). Veicot emisiju mērījumus no rīta, novērtētas emisijas var būt sagaidāmas mazākas nekā paredz emisiju un temperatūras sakarība, un vakarā efekts var būt pretējs (Darenova et al., 2014).

Lai gan galvenokārt SEG apmaiņa meža ekosistēmā notiek veģetācijas sezonas laikā, kad atmosfēras CO₂ fotosintēzes procesu rezultātā tiek piesaistīts veģetācijas biomasā (Leppälä et al., 2011). Daļa no veģetācijas sezonā radītajām SEG tiek uzkrātas kūdrā un difūzijas rezultātā nonāk atmosfērā ziemas laikā (Leppälä et al., 2011). Organiskās augšnes sadalīšanās var turpināties arī ziemas periodā, ja temperatūras ir pietiekami augsta (Dise et al., 1993; Roehm & Roulet, 2003). Novērots, ka, piemēram, boreālās zonas purvos arī ziemas mēnešos zemā temperatūrā, augšnes sasaluma un sniega segas apstākļos SEG gāzu apmaiņa var turpināties (Dise, 1992; Nilsson et al. 2008). Somijā dienas laikā ziemas periodā novērotas emisijas no 0,9 līdz 370 g CH₄-C ha⁻¹ (Leppälä et al., 2011), bet ASV no 50 līdz 490 g CH₄-C ha⁻¹, kas veidoja 4 līdz 21 % no gada kopējām CH₄ emisijām (Dise, 1992). Sniega sega ar biežumu līdz vienam metram nodrošina termoizolāciju un veicina organiskās vielas sadalīšanās procesu (Leppälä et al., 2011), savukārt, sniega segas biežāks par diviem metriem var apturēt gāzu difūziju (Mariko, 1994). Ziemas periodā novēroto emisiju iemesls var būt arī augšnes atkušanas ietekmē radītās augšnes hidroloģiskā režīma izmaiņas (Pavelka et al., 2018). Tādējādi, it īpaši augsnēs ar paaugstinātu organiskās vielas mineralizāciju, nozīmīgas CH₄ un N₂O emisijas augšnes sasalšanas un atkušanas ietekmē var būt novērojamas arī ziemas laikā (Korkiakoski et al., 2017).

Ilgtermiņa pētījuma novērots, ka augšnes CO₂ emisijas pieaugušās audzēs var būt relatīvi stabilas (Kriiska et al., 2019). Tomēr klimata pārmaiņu radīto biežāku sausuma un stipru nokrišņu periodu ietekmē sagaidāma lielāka augšnes elpošanas variācija (Borken et al., 2002; Yuste et al., 2003). Augšnes CO₂ emisijas pakāpeniski pieaug līdz ar pieaugošu augšnes mitrumu līdz mitruma piesātinājums limitē skābekļa un CO₂ difūziju augsnē (Suzuki et al., 2006; Darenova et al., 2014). Pieaugoša augšnes mitruma veicinātās augšnes CO₂ emisijas skaidrojamas ar intensīvāku mikroorganismu elpošanu. Tādējādi, lai gan augšnes mitrums nav galvenais ar meteoroloģiskajiem apstākļiem saistītais augšnes CO₂ emisiju ietekmējošais rādītājs, tas ir jāņem vērā, jo ekstremālos sausuma vai augšnes piesātinājuma apstākļos tas ir augšnes CO₂ emisiju limitējošais faktors (Yuste et al., 2003; Barba et al., 2018; Tiemeyer et al., 2020).

Meteoroloģiskie apstākļi ekosistēmas CO₂ piesaisti un SEG emisijas ietekmē arī netiešā veidā. Dabiskā mežaudzes cikliskuma ietekmē visa virszemes biomasa neizbēgami kļūst par nobirām vai kritālām, tomēr meteoroloģisko apstākļu ekstrēmi var ievērojami ietekmēt pastiprinātu nobiru rašanos (Alvarez et al., 2009). Kas, savukārt, ietekmē arī nobiru frakciju sadalījumu un ķīmisko sastāvu (Pérez-Suárez et al., 2009), attiecīgi var veicināt augsnes virskārtas mikrobioloģisko aktivitāti, barības vielu apriti, saistīto C ienesi augsnē un SEG emisijas (Sanford et al., 1991; Ganjegunte et al., 2004). Lapkoku mežos ikgadējais nobiru apjoms novērojams galvenokārt rudens lapkritī, bet pieaugušos mērenās klimata joslas skujkoku un boreālos mežos nobiru ienese norit pastāvīgi, tomēr gada griezumā var būt novērojamas krasas nobiru ieneses intensitātes izmaiņas (Portillo-Estrada et al., 2013). Kā piemērs minama parastā priede, kuras galvenais vecāko skuju nobiru krišanas apjoms boreālos mežos ir laika periodā no augusta līdz oktobrim (Ukonmaanaho et al., 2008). Turklāt koku vainaga nobiru apjoms ir arī ikgadēji mainīgs un tā komponentēm ir individuāla produkcijas dinamika un sadalīšanās laiks (Portillo-Estrada et al., 2013). Somijas dienvidos konstatētā parastās priedes nobiru biomasas ikgadējā variācija 24 gadu periodā bijusi līdz 40 % (Kouki & Hokkanen, 1992), bet cita 13 gadus ilga monitoringa rezultātos ziņota variācija 26 % (vidēji 2,86 t ha⁻¹ gadā) (Portillo-Estrada et al., 2013).

Pastiprināta nobiru krišanu un zaru bojājumus (kritālas) var radīt, piemēram, neraksturīgs vēja ātrums. Tas samazina koku augšanas ātrumu un skuju ražošanu turpmākajos gados, tādējādi īstermiņā samazinot skuju nobiru apjomu (Portillo-Estrada et al., 2013). Pirmslaicīgi izkritušās nobirās novērota augstāka barības vielu koncentrācija (Killingbeck, 1996), tādējādi gadi ar paaugstinātu nobiru apjomu var ievērojami paaugstināt augsnes mikrobioloģisko aktivitāti un barības vielu akumulāciju un stimulēt augu augšanu turpmākajās sezonās (Ukonmaanaho et al., 2008). Somijas dienvidos veiktajā pētījumā konstatēts, ka agru salnu radītās pirmslaicīgi izkritušās nobirās bijis paaugstināts N saturs (Portillo-Estrada et al., 2013). Apvienojot šajā pētījumā iegūtos datus par nobiru apjomu ar C un N ienesi, lineārs modelis uzrādījis ciešu korelāciju (R^2 no 0,839 līdz 0,999) – pieaugot nobiru apjomam, palielinās arī barības vielu ienese augsnē (Portillo-Estrada et al., 2013). Pētījumā, kurā ilgtermiņā (20 gadi) kontrolēta C ienese augsnē, kas pēc tam inkubēta, novērtēts, ka pilnīga C ieneses izslēgšana noved pie 30 % augsnes C zuduma un augsnes tā sadalīšanās palēnināšanās (Reynolds et al., 2018). Šajā pētījumā C ieneses apjoma palielināšana neveicināja C uzkrājumu. (Reynolds et al., 2018). Cītu pētījumu rezultātos ziņots, ka papildus C ienese var veicināt augsnē esošās organiskās vielas sadalīšanos (Lajtha et al., 2014a, 2014b). Tādējādi pētījumu rezultāti ir neviennozīmīgi, nav skaidras izpratnes kā veģetācijas ieneses apjoms, ķīmiskais sastāvs un avots (virszemes vai sakņu biomasa) ietekmē C aizturi augsnē (Dungait et al., 2012; Lajtha et al., 2014a, 2014b).

1.3.4. Saimnieciskā darbība

Klimata pārmaiņu politikas izvirzītie mērķi mudina rast jaunus meža apsaimniekošanas prakses risinājumus, kas veicina C uzkrāšanu (Keith et al., 2014; Lundmark et al., 2016; Pohjanmies et al., 2017; Krug, 2018). Boreālie meži bieži identificēti kā ekosistēmas ar C piesaistes potenciālu (Luyssaert et al., 2007), tomēr galvenā sektora specifiskā problemātika klimata mērķu sasniegšanā ir garš mežsaimniecības aprites cikls, kas ierobežo iespējas īstenot pasākumus ar iespēju īstermiņā ievērojami palielināt CO₂ piesaisti. Tiekšanās uz meža ekosistēmas C piesaistes un SEG mazināšanas potenciāla realizēšanu īstenojama ar mērķtiecīgām saimnieciskajām darbībām, kas veicina C piesaisti biomasā, augsnē un koksnes produktos, kā arī ar biomasu aizvietojošu fosilo kurināmo. Meža apsaimniekošanas loma koku biomasas C piesaistē ir labi izprasta un modelējama, bet C piesaistes augsnē procesa izprašana un C uzkrājuma izmaiņu novērtēšana joprojām ir sarežģīta (Mayer et al., 2020).

C uzkrāšana un SEG emisijas dažādās mežu ekosistēmās ir ļoti mainīgas, tās lielā mērā ietekmē veģetācija, vides faktori (temperatūra, augsnes mitrums) un barības vielu pieejamība (Davidson & Janssens, 2006). Dungait et al. (2012) tādēļ norāda, ka augsnes papildus C piesaistes veicināšana ar apsaimniekošanas paņēmieniem ir spekulatīva. Līdzšinējie pētījumi, kuros vērtēta kontrolētas C ieneses augsnē ietekme uz tā akumulāciju, norāda, ka virszemes un sakņu biomasas relatīvā lomā C ienesē nav vienveidīga vienas ekosistēmas veida ietvaros (Bowden et al., 2014; Fekete et al., 2014; Lajtha et al., 2014b), tādējādi, iespējams, ir vairāk vides specifisko apstākļu ietekmēta (Reynolds et al., 2018). Izvērtējot līdzšinējās zināšanas, Mayer et al. (2020) par vispārāztītās mežsaimniecības praksēm, kas veicina C uzkrājumu augsnē identificējuši: aramzemju apmežošanu; augšanas apstākļu uzlabošana ar N ienesi; koku sugu izvēle, kas veicina atmosfēras N₂ piesaisti. Veikti pētījumi arī par lapkoku vai skujkoku sugu izvēles vai arī sugu daudzveidīguma mistraudzēs, kā arī mežizstrādes (kokaudzes biezuma regulēšanas ar kopšanas cirtēm, galvenās cirtes veida izvēle), ietekmi uz meža augsnes C uzkrājuma izmaiņām, bet iegūtie rezultāti nav viennozīmīgi.

Aramzemju apmežošanas pozitīvā ietekme uz C uzkrāšanos augsnē ir plaši atzīta (Poeplau et al., 2011; Bárcena et al., 2014b), bet pētījumu rezultāti par zālāju apmežošanu mēdz būt pretrunīgi. Novērots, ka apmežošanas rezultātā augsnes C uzkrājums zālajos var palielināties, neizmainīties vai pat samazināties (Guo & Gifford, 2002; Poeplau et al., 2011; Bárcena et al., 2014). Apmežojot aramzemes mērenā klimata joslā novērota augsnes C uzkrājuma palielināšanās par 0,49 t C ha⁻¹ (Ashwood et al., 2019) un 0,38 t C ha⁻¹ gadā, tādējādi ļaujot C uzkrājumu pat dubultot 100 gadu laikā (Poulton, 1996). C piesaiste augsnē apmežošanas rezultātā ir intensīvāka siltākā klimatā, mērenā klimata un boreālā zonā pirmās trīs desmitgades C piesaiste galvenokārt norit zemsegas horizontā, tomēr sākotnējās desmitgadēs var būt arī augsnes sagatavošanas izraisīti C zudumi (Mayer et al., 2020). Kūdras augsnēs Somijā hidromeliorācijas ietekmē pēc apmežošanas novērots ikgadējs C uzkrājuma zudums 1,5 t C ha⁻¹ gadā (Simole et al., 2012), bet Apvienotajā Karalistē novērots, ka pirmajās trīs desmitgadēs radušos C uzkrājuma zudumu pēc tam kompensē C piesaiste zemsegas horizontā (Vanguelova et al., 2019).

C uzkrājuma izmaiņas apmežošana rezultātā nosaka iepriekšējais zemes izmantošanas veids, klimats, koku suga, meža vecums un apsaimniekošanas prakse (Mayer et al., 2020). Lai izdarītu viennozīmīgus secinājumus par apmežošanas ietekmi uz C uzkrājumu organiskā augsnē, pētījumi ir nepietiekoši (Reynolds, 2007). Plānojot meža ieaudzēšanu kā klimata pārmaiņu mazinošo pasākumu, jāparedz, ka prognozētās nākotnes meža ekosistēmas C uzkrājumu un SEG bilanci ietekmē ne tikai plānotās mežsaimnieciskās darbības. Arī vēsturiskā platību apsaimniekošanas prakse var atstāt paliekošu ietekmi uz augsnes raksturojumu un attiecīgi sagaidāmajām augsnes SEG emisijām. Ziņots, ka paliekošu ietekmi uz augsnes C uzkrājuma izmaiņā apmežotās zemēs atstāj, piemēram, augsnes kultivēšana un papildus barības vielu ienese augsnē kādreizējās lauksaimniecības zemēs vai augsnes virskārtas novākšanas kūdras ieguves platībās (Jauhainen, 2019b).

Arī zināšanas par lapkoku vai skujkoku sugas izvēles ietekmi uz meža augsnes C uzkrājumu ir neviennozīmīgas. Atzīts, ka sugu izvēles potenciāls uz C uzkrājuma optimizēšanu ir drīzāka atkarīgs no konkrētajai platībai raksturīgajiem biotiskajiem un abiotiskajiem apstākļiem (Mayer et al., 2020). Apvienojot līdzšinējos pētījumos gūtos rezultātus aprēķināts, ka pēc divām līdz trīs desmitgadēm kopš apmežošanas ar lapkoku sugām C uzkrājuma pieaugums var būt 25 %, bet ar skujkokiem – tikai 2 % (Laganière et al., 2010). Lai gan skujkoku mežos tiecas veidoties lielāks C uzkrājums zemsegas horizontā (Augusto et al., 2015), C uzkrājuma pieaugums visā augsnes horizontā bieži ir nebūtisks (Boča et al., 2014). Ņemot vērā nepilnīgo izpratni par koku sugas ietekmi uz augsnes C uzkrājuma izmaiņas noteicošajiem procesiem (Felipe-Lucia et al., 2018), sugu izvēlē jāapsver kompromiss starp C uzkrājuma veicināšanu augsnē un produktīvāku koku augšanu (Bellassen & Luysaert, 2014). Līdzīgs secinājums izdarāms arī attiecībā uz mērķtiecīgu mistraudžu veidošanu C uzkrājuma augsnē veicināšanai. Lai gan Zviedrijas mērenās klimata joslas un boreālos mežos konstatēt

sakarība starp sugu daudzveidību un augsnes oglekļa uzkrājumu (Gamfeldt et al., 2013), atzīts, ka sugu daudzveidības ietekme uz augsnes C uzkrājumu ir vēl grūtāk paredzama kā skujkoku vai lapkoku izvēles ietekme (Mayer et al., 2020). Tādēļ arī mistrojuma izvēle vairāk pamatojuma ar mainīgajā klimatā noturīgu mežaudžu veidošanu, kas, savukārt, arī var sniegt ieguldījumu C krātuvju pasargāšanā (Silva Pedro et al., 2015).

Par prognozējamāko augsnes C uzkrājuma veicinošo ar sugu izvēli saistīto risinājumu atzīta tādu koku sugu izvēle uz kuru saknēm var veidoties gumiņbaktērijas, kas ļauj veicināt C uzkrāšanās pieaugumu par 0,87 t C ha⁻¹ gadā (Binkley, 2005). Tomēr šis risinājums ir vairāk piemērots tropiskajā un subtropiskajā klimatā, kur šādas koku sugas ir izplatītākas, bet tas var kļūt aktuālāks ziemeļu reģionos, tuvākajās desmitgadēs, klimatam kļūstot siltākām (Liao et al., 2017). Par efektīvāku risinājumu mežos, kuros biomasas augšanu limitē augiem pieejamā N trūkums, augsnes C uzkrāšanās veicināšanai ir atzīta mākslīga N ienese augšanas apstākļu uzlabošanai (Huang et al., 2011). Tādējādi tiek veicināta atmosfēras CO₂ piesaiste biomasā un C ienese augsnē ar atmirušo biomasu, papildus samazināta C/N attiecība augsnē palēnina arī organiskās vielas sadalīšanās ātrumu (Knorr et al., 2005). Somijā tiek diskutēts par koksnes pelnu izmantošanu meža augšanas apstākļu uzlabošanā, kas var ekonomiski efektīvi uzlabot koku augšanu (Moilanen et al., 2015). Tomēr ienesot pelnus meža augsnē, jāņem vērā iespējamie negatīvas ietekmes uz vidi riski (Huotari et al., 2015).

Augsnes C krātuvī var ietekmēt arī meža apsaimniekošanas intensitāte. Tā izvērtēšanai un iekļaušanai saimnieciskās darbības plānošanā ir potenciāls augsnes C uzkrājuma veicināšanā (Jandl et al., 2007). Novērtēts, ka globālā mērogā apsaimniekoti meži ir vidēji par 50 gadiem jaunāki, ar par 25 % lielāku skujkoku īpatsvaru un par 50 % mazāku C uzkrājumu, kas tiek vairāk uzkrāts virszemes biomasā un mazāk sīksaknēs, salīdzinot ar neapsaimniekoti mežiem (Noormets & Nouvellon, 2015). Tomēr mežu novecošanās ietekmē to NEP samazinās un C bilance tiecas izlīdzināties, tādējādi meža ekosistēma no C piesaistītājas var tapt par emisiju avotu (Luyssaert et al., 2007; Goulden et al., 2011). Tajā pašā laikā aktīvi apsaimniekoti meži ļauj kontrolēt C krātuves, un tās ir mazāk pakļautas dabisko traucējumu ietekmei (Mayer et al., 2020). Turklāt apsaimniekoti meži var būt ražīgāki un tādējādi piesaistīt vairāk atmosfēras CO₂ (Turner et al., 2017), radīt koksnes produktus, kas nodrošina C uzglabāšanu ilgtermiņā atkarībā no to pielietojumu veida, un biokurināmo, kas aizvieto fosilo kurināmo (Soimakallio et al., 2016; Timmons et al., 2016; Laganière et al., 2017).

Metaanalīzes rezultātā secināts, ka vienlaidus atjaunošanas cirte mērenā klimata joslā samazina C uzkrājumu augsnē par vidēji 8 %, vislielākās izmaiņas konstatējot zemsegas horizontā – samazinājums par 30 %, bet minerālaugsnē – nebūtiskas izmaiņas (Nave et al., 2010). Tādas pašas pieejas analīzē vērtēts, ka C uzkrājums sāk atjaunoties vienas līdz piecu desmitgažu laikā pēc mežizstrādes (Nave et al., 2010; Achat et al., 2015; James & Harrison, 2016). Savukārt, citos pētījumos galvenās cirtes veida izvēlei nav konstatēta būtiska ietekme uz augsnes C uzkrājuma izmaiņām (Hoover, 2011; Achat et al., 2015). Nav konstatēta viennozīmīga un ievērojama kopšanas ciršu un audzes biezuma ietekme uz augsnes C krātuvī, ja pozitīvs efekts tomēr sasniedzams, to atsver dabisko traucējumu risks (Mayer et al., 2020). Mežizstrādes ietekme uz augsnes C uzkrājuma izmaiņām atkarīga no kokus sugas, augsnes tipa un mitruma mežizstrādes laikā (Mayer et al., 2020). Kā arī mežizstrādes tehnoloģiskā procesa, kas nosaka mehāniskās ietekmes uz augsni intensitāti (James & Harrison, 2016), cismā pieliekošo ciršanas atlieku daudzuma un augsnes apstrādes tehnoloģijas meža atjaunošanā (Jandl et al., 2007).

Saimnieciskie meži parasti nekad nerasniedz vecu mežu C uzkrājumu (Keith et al., 2014). Tomēr, salīdzinot apsaimniekotu un neapsaimniekotu mežu pieeju pienesumu klimata pārmaiņu mazināšanā, jāvērtē nevis ikgadējais no atmosfēras piesaistītais CO₂ daudzums, bet mežos uzkrātā oglekļa daudzums (tajā skaitā koksnes produktos), tā ilgmūžība un noturība (Ajani et al., 2013). Biomasu konvertējot par koksnes produktiem ar dzīves ciklu īsāku par koku ciršanas vecumu, meža apsaimniekošanas radītais C uzkrājums samazinās (Keith et al., 2014).

1.4. Organisko augšņu loma SEG emisiju bilancē

Organiskā augsne ir viena no lielākajām sauszemes ekosistēmu C krātuvēm globāli (Jobbagy & Jackson, 2000) un arī Latvijas teritorijā (Lupikis & Lazdins, 2017). Atbilstoši Harmonizētajai pasaules augsnes datubāzei (Nachtergaele et al., 2012), Eiropas Savienības daļā, kas atbilst mērenā klimata joslai, hidromeliorētu auglīgu organisko augšņu platība ir aptuveni 21 milj. ha jeb 61 % kopējās Eiropas Savienības organisko augšņu platības. Atbilstoši MRM datiem kūdras un kūdraino augšņu platība Latvijā ir 723,1 tūkst. ha jeb 11,2 % kopējās valsts platības un 1,2 % no kopējās organisko augšņu platības Eiropas Savienībā (Jauhiainen et al., 2019b). Aptuveni 40 % organiskās augsnes atrodas meža zemēs, 53 % no šīm platībām veikta hidromeliorācija (Skrebele et al., 2021). Tomēr meža platībās, kas klasificējamās kā hidromeliorētas atbilstoši meža tipoloģijai, hidromeliorācijas sistēmas ne vienmēr ir funkcionējoša un platībās ar laiku var atjaunoties sākotnējais hidroloģiskais režīms (Skrebele et al., 2021). SEG inventarizācijas metodika nosaka, ka ziņojamas SEG emisijas, kas ir ierosinātas saimnieciskās darbības rezultātā. Attiecīgi tiek vērtētas SEG emisijas no organiskās augsnes, kas ir hidromeliorētas vai ar atjaunotu hidroloģisko režīmu. Tomēr, lai būtu iespējams plānot ilgtspējīgu organisko augšņu apsaimniekošanu, būtiski izprast arī dabiski mitro augšņu lomu SEG emisiju līdzsvarā.

Atbilstoši valdošajam uzskatam, C uzkrājums organiskā augsnē pēc tās hidromeliorācijas samazinās un CO₂ emisijas palielinās, tomēr līdzšinējo pētījumu par organisko augšņu hidromeliorācijas ietekmi uz SEG emisijām rezultāti nav viennozīmīgi. Vairāki autori norāda, ka noteiktos apstākļos C uzkrājums organiskā augsnē pēc tās hidromeliorācijas nemainās, bet boreālos mežos pat var pieaugt (Minkkinen & Laine, 1998b; Lohila et al., 2011; Ojanen et al., 2013; Lupikis & Lazdiņš, 2015). Šī parādība nav novērota meža zemēs uz dienvidiem no boreālo mežu zonas, taču pieejamā informācija par situāciju pārejas zonā no boreāliem uz nemorāliem mežiem (hemiboreālā zona), kurā ietilpst Latvijas teritorija, ir nepietiekama (Lazdiņš & Lupikis, 2019). Latvijā veikts viens pētījums (Lupikis & Lazdins, 2017), kurā novērtēta hidromeliorācijas ietekme uz organiskās augsnes C uzkrājumu, tomēr gūtās zināšanas ir nepilnīgas, lai pilnībā izprastu organiskās augsnes SEG emisijas atkarībā no tās auglības, hidroloģiskā režīma, zemes izmantošanas veida un veiktās saimnieciskās darbības.

Līdzšinējo pētījumu apskatā par SEG emisiju no hidromeliorētām organiskām augsnēm meža zemēs konstatēts, ka visplašāk pētīts ir boreālo mežu reģions, turklāt dominējošais pētījumu objektu skaits atrodas Somijā. Somijā SEG mērījumi veikti 162 pētījumu objektos. Tikmēr mērenā klimata joslā SEG mērījumi veikti kopā 27 objektos, no kuriem 12 atrodas Zviedrijas dienvidu daļā (Jauhiainen et al., 2019). Turklāt tikai atsevišķu pētījumu rezultāti ietver pilnīgu informāciju par kvantificētām heterotrofajām emisijām no augsnes un zemsegas, kas neietver dzīvo augu autotrofās elpošanas emisijas, plašā izpētes reģionā un ilgtermiņā. Patreizējā pētījumu rezultātu pieejamība neļauj novērtēt dažādu mežu apsaimniekošanas paņēmieni ietekmi uz augsnes SEG emisijām (Ojanen et al., 2010, 2013; Meyer et al., 2013; Uri et al., 2017b).

Vēsā klimatā hidromeliorētas organiskas meža augsnes ikgadējās relatīvās C uzkrājuma izmaiņas ir nelielas, salīdzinot ar kopējo C uzkrājumu. Pētījumā, kas aptver 273 parauglaukumus Somijā secināts, ka boreālos mežos ar hidromeliorētas organiskās augsnes vidējais C uzkrājums ir 750 t C ha⁻¹, bet ikgadējās C uzkrājuma izmaiņas 1 t C ha⁻¹ gadā jeb aptuveni 0,1 % no kopējā C uzkrājuma (Minkkinen & Laine, 1998b). Salīdzinājumam, veicot C uzkrājuma dinamikas prognozēšanu minerālaugsnēs klimata pārmaiņu ietekmē, pielietojot modeli Yasso07, secināts, ka starpība starp C ienesi un zudumiem arī minerālaugsnē ikgadēji nepārsniedz 1 t, tādējādi relatīvās ikgadējās C uzkrājuma izmaiņas minerālaugsnē nepārsniedz 1 % un C uzkrājums minerālaugsnēs meža zemēs var svārstīties no 60 līdz 180 t C ha⁻¹ (Bardulis et al., 2017). Sagaidāms, ka klimata izmaiņām veicinot neto primāro produktivitāti, veģetācijas C ienesi un augsnes organiskā C sadalīšanos, tiks izjaukts augsnes organiskā

C uzkrāšanas un augsnes elpošanas līdzsvars (Friedlingstein et al., 2006; Anav et al., 2013). Tiek spekulēts, ka var tikt veicināta dabiskā C akumulēšanās augsnē, tādējādi palēninot atmosfēras CO₂ koncentrācijas paaugstināšanos (Lal, 2005; Canadell et al., 2007; Smith & Fang, 2010; Dungait et al., 2012). Tomēr modeļu prognozes šādu scenāriju viennozīmīgi neparedz (Friedlingstein et al., 2006; Anav et al., 2013).

Atbilstoši līdzšinējām zināšanām, Eiropas Savienības ikgadējās SEG emisijas no organiskās augsnes ir 117 milj. t CO₂ ekv. gadā (Jauhiainen, 2019a), ieskaitot 6,1 milj. t CO₂ ekv. gadā no organiskās augsnes ZIZIMM sektorā Latvijā (Skrebele et al., 2021). Lai gan SEG inventarizācijā uzskaita SEG emisijas tikai no hidromeliorētas organiskās augsnes un augsnes ar atjaunotu hidroloģisko režīmu, šādas augsnes ar īpatsvaru aptuveni 0,4 % kopējā Pasaules sauszemes platībā rada aptuveni 5 % no kopējām globālajām antropogēnajām SEG emisijām (Jauhiainen et al., 2019). Latvijā organiskās augsnes ir lielākais emisiju avots meža zemēs un visā ZIZIMM sektorā (Rivža et al., 2018). Novērtētas organisko augšņu ikgadējās SEG emisijas veido aptuveni pusi no SEG inventarizācijā uzskaitītajām kopējām antropogēnajām SEG emisijām Latvijā (Skrebele et al., 2021). Neatbilstoša lielas C krātuves apsaimniekošana var būtisku palielināt SEG emisijas, tādēļ atbildīgai organisko augšņu apsaimniekošanai ir īpaša loma klimata pārmaiņu kontekstā.

1.4.1. Augsnes SEG emisiju aprēķina faktori un darbību dati

SEG inventarizācijā atbilstoši IPCC pirmā un otrā līmeņa metodēm augsnes SEG emisijas tiek aprēķinātas kā EF un darbības datu reizinājums. Augsnes SEG EF raksturo ikgadējās SEG neto emisijas vai piesaistes no augsnes platības vienības, atkarībā no ekosistēmas veida, saimnieciskās darbības un vides apstākļiem, savukārt, darbību dati sniedz informāciju par SEG emisiju aprēķinu faktoram atbilstošajām augsnes platībām.

Lai arī plašā ģeogrāfiskā mērogā augsnes emisiju pētījumos iegūto datu apjoms laika gaitā palielinās, tas joprojām ir nepietiekams, lai izstrādātu plaša pielietojuma dinamiskus emisiju aprēķina faktoros. Nesen veiktā līdzšinējo SEG emisiju no hidromeliorētas organiskās augsnes pētījumu zinātnisko rakstu apskatā konstatēts, ka publicētie pētījumu rezultāti nereti neļauj tos izmantot analīzē un sintēzē metodisko trūkumu vai nepietiekamas publicētās informācijas dēļ. No 130 apskatītajiem zinātniskajiem rakstiem, tikai 52 atzīti par potenciāli pielietojamiem hidromeliorētu organisko meža augšņu boreālās un mērenā klimata zonas EF izstrādāšanai (Jauhiainen et al., 2019). Šajos rakstos atspoguļoti vairāk nekā 100 objektu ikgadējo augsnes SEG emisiju mērījumu rezultāti. Tomēr šie rezultāti iegūti no emisiju mērījumiem parauglaukumos, kas ierīkoti galvenokārt Somijā, attiecīgi boreālo mežu zonā. Somijā CO₂, CH₄ vai N₂O augsnes emisiju novērtējums, atkarībā no vērtētās SEG, veikts 67 līdz 145 parauglaukumos, tikmēr lielākā daļā no pētījumu parauglaukumiem mērenajā klimata joslā atrodas Zviedrijas dienvidu daļā (12 CO₂, 11 CH₄ un 10 N₂O emisiju mērījumu parauglaukumi) un Igaunijā (8 CO₂, 2 CH₄ un 2 N₂O emisiju mērījumu parauglaukumi). Šī situācija skaidri norāda uz zināšanu trūkumu par SEG emisijām no organiskās augsnes hemiboreālā un mērenajā klimata joslā. Turklāt arī Somijā, kurā veikti visplašākie pētījumi, iegūto datu apjoms ir nepietiekams, lai būtu iespējams novērtēt dažādu mežsaimniecisko paņēmienu ietekmi uz SEG emisijām (Jauhiainen, 2019b). Šajā līdzšinējo pētījumu apskatā ir iekļauts viens Latvijā veikts pētījums, kurā ar augsnes inventarizācijas metodi vienā parauglaukumā ir novērtētas hidromeliorētas organiskās meža augsnes neto CO₂ emisijas (Lupikis & Lazdins, 2017). Pēdējos gados Latvijā papildus noritējuši vai uzsākti vairāki pētījumi, kuros organisko augšņu SEG emisijas tiek mērītas tiešā veidā – ar kameru metodi – bet šo pētījumu rezultāti vēl nav integrēti SEG inventarizācijā meža augšņu emisiju novērtēšanā, jo nav pabeigta datu matemātiskā apstrāde vai rezultāti nav pietiekami atspoguļoti zinātniskajā literatūrā. Lai izstrādātu dinamiskus EF, kas atspoguļo meža apsaimniekošanas ietekmi uz SEG emisijām, nepieciešami liela apjoma dati par vides apstākļiem augsnes SEG emisiju mērījumu laikā, kā

arī augsnes un veģetācijas raksturojums. Papildus nepieciešami dati par C ienesi augsnē ar atmirušo biomasu un tās sadalīšanās dinamiku, tādēļ EF izstrādes darbs ir laikietilpīgs un noklusēto IPCC EF pielietojums valstu SEG inventarizācijās ir plaši izplatīts (Leifeld, 2018).

Ja SEG aprēķināšanai nav pieejami zinātniski pamatoti vietējos apstākļus raksturojoši EF, IPCC vadlīnijas nosaka, ka jāizmanto vadlīnijās norādītie noklusētie EF, kas iedalīti pēc klimatiskās zonas, ekosistēmas veida, zemes izmantošanas veida, augsnes auglības (auglīgas un mazauglīgas) un vides faktoriem (1.2. tab.).

1.2. tabula

IPCC vadlīniju noklusētie organiskās augsnes EF (Hiraishi et al., 2014)

SEG	Augsnes auglība	Mērvienība	Mērenā klimata josla		Boreālie meži
			Hidromeliorēta augzne	Augsne ar atjaunotu hidroloģisko režīmu	Hidromeliorēta augzne
CO ₂	Mazauglīga	t CO ₂ -C ha ⁻¹	2.60	-0.23	0.25
	Auglīga		2.60	0.50	0.93
DOC	Mazauglīga	t C ha ⁻¹	0.31	0.24	-
	Auglīga		0.31	0.24	-
CH ₄ no augsnes	Mazauglīga	kg CH ₄ ha ⁻¹	2.50	122.67	7 (2.9–11)
	Auglīga		2.50	216	2
CH ₄ no grāvjiem	Mazauglīga		217	-	-
	Auglīga		217	-	-
N ₂ O	Mazauglīga	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	2.8	Nenožīmīgas	0.22
	Auglīga		2.8	Nenožīmīgas	3.2

Šie EF izstrādāti apkopojot publicēto zinātnisko literatūru un ir ar lielu nenoteiktību. Šādu EF pielietošana aprēķinos bez iepriekšējas to validācijas nacionālajos apstākļos var novest pie neprecīziem SEG emisiju aprēķiniem. Atbilstoši IPCC vadlīniju iedalījumam Latvijas teritorija, tāpat kā Eiropas dienvidu un rietumu daļa, kas ir ar būtiski atšķirīgiem klimata apstākļiem, ietilps mērenā klimata joslā. Klimatiskie apstākļi ietekmē organiskās augsnes sadalīšanās ātrumu pēc hidromeliorācijas, un virzienā uz ekvatoru SEG emisijas no hidromeliorētām organiskām augsnēm palielinās (FAO, 2014; Lazdiņš & Lupiķis, 2019). Tāpēc mērenās klimata joslas noklusētie emisiju aprēķinu faktori nav piemēroti Latvijas apstākļiem. Turklāt reģionā, kurā atrodas Latvija, IPCC vadlīnijas nepiedāvā emisiju aprēķinu faktoru sadalījumā pēc augsnes auglības, tiek pieņemts, ka visas organisko augšņu platības ir ar barības vielām bagātas (auglīgas). Augsnes auglību lielā mērā nosaka barības vielu izcelsme, barības vielām nabadzīgās augsnes barības vielas saņem galvenokārt no atmosfēras, bet barības vielām bagātās augsnes – papildus arī no citiem avotiem, piemēram, virszemes ūdens (Jauhainen et al., 2019b). Viena EF piemērošana tik plašā ģeogrāfiskā reģionā ar dažādiem klimatiskiem apstākļiem ir pretstatā ar IPCC vadlīniju pamatprincipiem – nodrošināt starp dažādām valstīm savstarpēji salīdzināmus un pēc iespējas pareizus SEG emisiju un CO₂ piesaistes aprēķinus. Latvijā veiktā LIFE Restore pētījumā secināts, ka SEG emisiju aprēķinā izmantojot IPCC vadlīniju piedāvātos noklusētos SEG EF, aprēķinātais rezultāts faktiskās organisko augšņu SEG emisijas pārsniedz aptuveni 2 reizes (Lazdiņš & Lupiķis, 2019). Lai uzlabotu SEG inventarizācijā novērtētās SEG emisijas no organiskās augsnes Latvijā, nepieciešami nacionālos apstākļos verificēti emisiju aprēķinu faktori sadalījumā pēc augsnes auglības. Papildinot zināšanas par SEG emisijām un tās ietekmējošiem faktoriem, potenciāli iespējams statistisku EF aizvietot ar emisiju modelēšanas risinājumiem atkarībā no, piemēram, augsnes temperatūras un GŪ līmeņa izmaiņām.

Šobrīd Latvijas SEG inventarizācijā IPCC noklusētais EF CO₂ emisiju no hidromeliorētas organiskās augsnes aprēķināšanai (2,6 t CO₂-C ha⁻¹ gadā neatkarīgi no augsnes auglības) ir aizvietots ar nacionālo EF 0,52 t CO₂-C ha⁻¹ gadā, kas izstrādāts vairāku vietējo pētījumu

rezultātā (Lazdiņš et al., 2014a, 2014b; Lazdiņš & Lupiķis, 2014; Lupiķis & Lazdins, 2017). Šajos pētījumos, salīdzinot C uzkrājumu augsnē viršu, mētru un šaurlapu kūdreņos, un kontroles platībās ar neizmainītu hidroloģisko režīmu, konstatēts, ka mežaudzes šajos MT ilgtermiņā nav SEG emisiju avots, ko nosaka oglekļa piesaistei dzīvajā un nedzīvajā biomasā un tā ienese augsnē. Mazauglīgo organisko augšņu meliorācijas neitrālo ietekmi uz SEG emisijām no augsnes vidēja vecuma augsnēs apstiprina arī LIFE REstore pētījumā iegūtie dati (Lupiķis, 2018). Iegūtais nacionālais EF norāda, ka Latvijas apstākļiem, no IPCC vadlīniju noklusētajiem, piemērotāki būtu EF, kas paredzēti boreāliem mežiem, proti, 0,25 t CO₂-C ha⁻¹ gadā mazauglīgās un 0,93 t CO₂-C ha⁻¹ gadā auglīgās hidromeliorētās organiskās augsnēs (Hiraishi et al., 2014). Uz nacionālā EF atbilstību norāda arī citā vietējā pētījumā gūtie rezultāti, ka atkarībā no augsnes hidroloģiskā režīma, ikgadējie augsnes C zudumi ir 0,23 līdz 0,96 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (Lazdiņš & Lupiķis, 2019), kā arī Lietuvas un Igaunijas SEG inventarizācijā izmantotie EF 0,68 un 0,329 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (Skrebele et al., 2021). Nacionālie EF faktori tiek piemēroti arī hidromeliorētu organisko augšņu CO₂ emisiju aprēķināšanai aramzemēs, zālajos un kūdras izstrādes laukos, attiecīgi 4,8 t CO₂-C ha⁻¹ gadā, 4,4 t CO₂-C ha⁻¹ gadā un 1,2 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (Lazdiņš & Lupiķis, 2019; Licite & Lupiķis, 2020). Šie EF izstrādāti, veicot SEG emisiju mērījumus kopā 41 izmēģinājumu objektā lauksaimniecības, kūdras izstrādes un apmežotās kūdras izstrādes platībās, kā arī pārejas un augstajos purvos, un tie raksturo CO₂ emisijas no mazauglīgām organiskām augsnēm Latvijai raksturīgos apstākļos. Hidromeliorētu organisko meža augšņu ikgadējo N₂O un CH₄ emisiju aprēķināšanai Latvijas SEG inventarizācijā tiek pielietoti noklusētie EF 2,8 kg N₂O-N ha⁻¹ gadā un 2,5 kg CH₄ ha⁻¹ gadā (Hiraishi et al., 2014). Arī SEG emisiju no meliorācijas grāvjiem un organisko augšņu platībām ar atjaunotu hidroloģisko režīmu aprēķināšanai tiek pielietota noklusētā metodika – tiek pieņemts, ka: N₂O emisijas abos gadījumos ir nenozīmīgas; ikgadējās CH₄ emisijas no meliorācijas grāvjiem ir 217 kg CH₄ ha⁻¹ gadā; ikgadējās SEG emisijas no platībām ar atjaunotu hidroloģisko režīmu ir 216 kg CH₄ ha⁻¹ gadā un 0,5 t CO₂-C ha⁻¹ gadā tiešo CO₂ emisiju veidā un 0,24 t CO₂-C ha⁻¹ gadā kā C zudumi DOC izskalošanās rezultātā (Hiraishi et al., 2014).

IPCC vadlīnijas nepiedāvā EF SEG emisiju no dabiski mitras organiskas augsnes aprēķināšanai un nav pieejami arī nacionālie EF. Lai aptuveni novērtētu SEG emisijas no dabiski mitrām organiskām augsnēm, pielietojumi noklusētie EF, kas paredzēti organiskai augsnei ar atjaunotu hidroloģisko režīmu (1.2. tab.). Izstrādājot IPCC noklusēto renaturalizēto platību SEG EF konstatēts, ka augsnes ar neizmainītu un atjaunotu hidroloģisko režīmu SEG emisijas ir salīdzināmas. Tādēļ publicētas informācijas trūkuma rezultātā, EF izstrādāšanā pētījuma rezultāti par SEG emisijām no dabiski mitras un organiskas augsnes ar atjaunotu hidroloģisko režīmu ir tikuši apvienoti (Hiraishi et al., 2014).

Galvenais darbības datu avots Latvijas SEG inventarizācijā ir MRM. Visā Latvijas teritorijā ir regulāri izvietoti 16 156 pastāvīgi apļveida parauglaukumi, kas katrs tiek apmeklēts reizi 5 gados un reprezentē aptuveni 400 ha valsts platības. SEG inventarizācijas zemes izmantošanas veidu definīcijas ir harmonizētas ar MRM un IPCC definīcijām. Attiecīgi SEG inventarizācijā kā meža zemes uzskaitāmas vismaz 0,1 ha lielas platības, kurās potenciāli sagaidāma mežaudze ar koku vidējo augstumu vismaz 5 m un vainaga klājumu 20 %. SEG inventarizācijas vajadzībām no MRM datiem par MT izplatību tiek iegūta informācija par organiskās augsnes platībām sadalījumā pēc to auglības (mazauglīgas – oligotrofās, oligomezotrofās un mezotrofās augtenes; auglīgas – mezoeitrofās un eitrofās augtenes) un hidroloģiskā režīma (pēc hidromeliorācijas sistēmas esamības) (1.3. tab.).

Meža tipu iedalījums pēc augsnes auglības un hidroloģiskā režīma (Liepa et al., 2014)

Augsnes auglība	Purvainis	Kūdreis
	Meža tips	
Mazauglīga	Purvājs (Pv)	Viršu kūdreis (Kv)
	Niedrājs (Nd)	Mētru kūdreis (Km)
	Dumbrājs (Db)	Šaurlapju kūdreis (Ks)
Auglīga	Dumbrājs (Db)	Platlapju kūdreis (Kp)
	Liekņa (Lk)	

Organisko augšņu platības ar atjaunotu hidroloģisko režīmu tiek noteiktas MRM parauglaukumu apsekošanas laikā konstatējot zemsedzes veģetācijas un GŪ līmeņa izmaiņas. Hidroloģiskā režīma atjaunošanās notiek, kad hidromeliorācijas sistēmas grāvji nepilda savu funkciju. MRM rezultāti rāda, ka laika periodos 2009.–2013. g.; 2014.–2018. g. un 2019.–2020. g. ikgadējā organisko augšņu platība, kurā atjaunojās tās hidroloģiskais režīms bij attiecīgi 2,0; 5,2 un 1,5 tūkst. ha, tādējādi 2020. gadā kopējā platībai, kurā atjaunojies hidroloģiskais režīms, sasniedzot 39,11 tūkst. ha (Skrebele et al., 2021).

Tomēr MRM kā galvenajam SEG inventarizācijas darbības datu avotam ir zināmi trūkumi. IPCC SEG inventarizācijas vadlīnijas nosaka, ka organiskā augsne identificējamas atbilstoši trīs FAO (1998) izvirzītiem kritērijiem, tomēr šī pieeja nav saskanīga ar Latvijas augsnes klasifikāciju un starptautisko WRB (*World Reference Base*) augsnes klasifikāciju, tādēļ organiskās augsnes izplatības novērtēšana ir apgrūtināta (Kārklīšs, 2016). SEG inventarizācijā par organisko augsni tiek uzskatīta augsne, kurās kūdras slāņa biezums ir vismaz 20 cm, proti, atbilstoši MRM datiem par purvainu un kūdreņu izplatību. MRM parauglaukumu tīkls izmantots, lai precizētu datus par organiskās augsnes slāņa biezumu un izplatību, kā arī novērtētu C uzkrājumu organiskā augsnē un zemsegā meža zemēs (Butlers & Lazdiņš, 2020). Šajā pētījumā konstatēts, ka atbilstoši IPCC definīcijai (Hiraishi et al., 2013) organiskā augsne bijusi atrodama visos MT. Turklāt 18 % no parauglaukumiem, kas pēc piešķirtā MT klasificējami kā ar kūdras augsni, kūdras slāņa biezums bijis zem 20 cm, attiecīgi šīs augsnes var netikt uzskatāmas par organisko augsni atbilstoši IPCC definīcijai. Tas norāda, ka MRM informācija par MT izplatību pielietojama SEG inventarizācijā kā darbības datu avots organiskās augsnes platības novērtēšanai noved pie aprēķinu rezultātu novirzēm. Lai uzlabotu precizitāti SEG inventarizācijā augšanas apstākļu datus balstīta SEG aprēķinu pieeja maināma uz pieeju, kuras pamatā ir augsnes īpašības (Butlers & Lazdiņš, 2020). Cita nepilnība ir, ka SEG inventarizācijas vajadzībām būtiski ir visaptveroši dati par C ienesi augsnē ar koku nobirām un zemsedzes veģetāciju, bet nacionālās meža inventarizācijas sistēmas šobrīd šādu informāciju nesniedz (Neumann et al., 2018).

1.4.2. SEG emisiju mazināšanas darbības meža zemēs

Zemes apsaimniekošanai ir galvenā loma klimata pārmaiņu mazināšanā Eiropas Savienībā (Jauhiainen, 2019). Zemes izmantošanas veida maiņas ietekmē C zudumi var būt tūlītēji, savukārt, C akumulācija norit daudz lēnāk (Gobin et al., 2011), tādēļ klimata pārmaiņu mazinošie pasākumi ir rūpīgi plānojami un īstenojami Parīzes nolīgums kā liela mēroga ar zemes apsaimniekošanu saistītu klimata pārmaiņu mazināšanas pasākumus pamatā paredz C piesaistes augsnē veicināšanu (Zhou et al., 2019). Izsvērts, ka uz apsaimniekotām organiskām augsnēm mērķēti klimata pārmaiņu pasākumi bieži ir visefektīvākie, bet organisko augšņu pilns klimata pārmaiņu mazināšanas potenciāls netiek izmantots (Kekkonen et al., 2019).

Tas lielā mērā saistāms ar zināšanu trūkumu, aptuveni 130 līdzšinējo pētījumu zinātniskos rakstu par SEG misijām no mežiem ar organiskām augsnēm apskatā konstatēts, ka apsaimniekošanas paņēmieni ietekme uz augsnes SEG emisijām nav pētīta, attiecīgi

kvantitatīva informācijas par zemes apsaimniekošanas veida vai tā maiņas maiņas ietekmes uz kopējām un heterotrofās elpošanas emisijām novērtējumu nav pieejama (Jauhiainen et al., 2019b). Līdzšinējos pētījumos fokus bijis uz tādām CO₂ piesaistes veģetācijas biomasā veicinošām mežsaimnieciskām darbībām kā jaunaudžu kopšana un augšanas apstākļu uzlabošana, izmantojot mēslojumu un koksnes pelnus, kā arī hidromeliorācijas ierīkošana. Lai izvairītos no ZIZIMM sektora kļūšanas par neto SEG emisiju avotu klimata pārmaiņu mazināšanas pasākumi nereti paredz organisko augšņu aizsardzību un vietējiem apstākļiem atbilstošu apsaimniekošanas risinājumu (tajā skaitā apmežošanas) rašanu un pielietošanu.

Eiropas Savienības dalībvalstu klimata politikas plānošanas dokumentos visbiežāk tikai ilustrēta SEG emisiju samazināšanas vispārīga stratēģija ievirze, norādīti plānotie pētījumi vai plānota finansējuma novirzīšana, lai rastu risinājumu SEG mazināšanai meža zemēs. Retāk norādīts konkrēts klimata pārmaiņu mazināšanas rīcības plāns vai pasākumu ieviešanas sagaidāmā kvantitatīvā ietekme uz SEG emisiju samazināšanu vai CO₂ piesaistes palielināšanu. Eiropas Savienības dalībvalstu visbiežāk identificētie ar mežu organisko augšņu apsaimniekošanu saistītie klimata pārmaiņu mazināšanas pasākumi ir organisko augšņu apmežošana, hidroloģiskā režīma atjaunošana, Natura 2000 tīkla apsaimniekošana un aizsardzība (Paquel et al., 2017). Plānošanas dokumentos identificētajiem klimata pārmaiņu mazināšanas pasākumiem, piemēram, lauksaimniecības zemju apmežošanai, parasti ir netieša ietekme uz augsnes C krātuvi, turklāt lielākoties piedāvātajiem pasākumiem arī nacionālajos ziņojumos par SEG prognozēm, politiku un pasākumiem atbilstoši ES regulai Nr. 529/2013 nav veikts ietekmes kvantitatīvs novērtējums (Jauhiainen, 2019b). Izvērtējot ES dalībvalstu nacionālos klimata stratēģiju dokumentus, secināts, ka tās neatspoguļo būtisku SEG emisiju no organiskās augsnes mazināšanas potenciālu (Jauhiainen, 2019b).

Latvijas KLP stratēģiskajā plānā 2023.–2027. gadam, lai sniegtu ieguldījumu klimata pārmaiņu mazināšanā, paredzēti atbalsta maksājumi un investīcijas: hidromeliorācijas sistēmu atjaunošanai, neproduktīvo organisko augšņu apmežošanai, mežaudžu kopšanai un neproduktīvo mežaudžu nomaiņai. Tomēr šis plānošanas dokuments pēc konteksta ir vairāk vērtējams kā nozares attīstību atbalstošs, nevis vērsts uz klimata mērķu sasniegšanu. Dokumentā norādītie plānoto pasākumu izpildes rādītāji ir apgūtais finansējums vai platības, kurās veikts atbalsta maksājumu izlietojums, nevis definēti kvantitatīvi SEG mazināšanas vai CO₂ piesaistes veicināšanas mērķi, kas būtu izmantojami kā kritēriji plānotās intervences sekmīgas īstenošanas novērtēšanai. Šādas pieejas rezultātā plānošanas periodā nav sagaidāmas būtiskas līdzšinējās meža apsaimniekošanas prakses izmaiņas, ja pasākumi plānoti vadoties pēc iepriekšējā plānošanas periodā sniegtā atbalsta apjoma, nevis mērķēti klimata politikas mērķu izpildei, kas savukārt tiks vērtēta atbilstoši ikgadējiem SEG inventarizācijas ziņojumiem.

Vērtēts, ka īstenojot klimata pārmaiņu mazinošo pasākumu potenciālu, ar mežsaimniecības pasākumiem līdz 2030. gadam Latvijā iespējams palielināt CO₂ piesaisti par 12,4 milj. t CO₂ ekv., tādējādi ļaujot pilnībā kompensēt patreizējās valsts kopējās SEG emisijas (11,1 milj. t CO₂ ekv.), bet līdz 2050. palielināt piesaisti pat par 95,1 milj. t CO₂ ekv. (1.4. tab.).

1.4. tabula

Mežsaimniecisko darbību neto SEG emisiju samazināšanas potenciāls (Bērziņa et. al., 2018)

Saimnieciskā darbība	Neto emisiju samazinājums, milj. t CO ₂ ekv.	
	Līdz 2030. gadam	Līdz 2050. gadam
Kvalitatīva stādmateriāla izmantošana meža atjaunošanā	5.2	45.0
Jaunaudžu kopšana	3.0	25.0
Jaunu meliorācijas sistēmu ierīkošana	0.6	5.0
Esošo meliorācijas sistēmu atjaunošana	2.0	16.9
Pelnu un slāpekļa mēslojuma izmantošana mežsaimniecībā	1.6	3.2

1.5. SEG emisiju un CO₂ piesaistes augsnē noteikšanas metodes

Augsnes SEG emisiju un C ieneses novērtēšana nepieciešama, lai izprastu augsnes C uzkrājuma dinamiku, noteiktu C apriti meža ekosistēmā un ar iegūtajām zināšanām atbalstītu klimata politikas lēmumu pieņemšanu. Augsnes SEG, it īpaši CO₂, apmaiņas novērtējums mežos ar organisko augsni ir tehniski izaicinošs. Sarežģījumus rada telpiski un laikā nevienmērīgi apstākļi un vienlaicīgi noritoši procesi ar nozīmīgu ietekmi uz SEG emisiju un CO₂ piesaistes līdzsvaru: liela augu dažādība ar nozīmīgu C piesaisti; C pārnese no virszemes un sakņu biomasas uz nedzīvo organisko vielu; laikā mainīgas organiskās augsnes fizikālās un bioķīmiskās īpašības; nesen atmirušās biomasas un augsnē uzkrātās organiskās vielas vienlaicīga ietekme uz CO₂ emisijām (heterotrofo elpošanu); vienlaicīga augsnes heterotrofā un sakņu autotrofā elpošana; meteoroloģiskie apstākļi, mežaudzes attīstības un apsaimniekošanas ietekme, mainīga bioloģisko procesu intensitāte (Jauhiainen, 2019b).

Izdalāmi divi augsnes SEG emisiju un CO₂ piesaistes novērtēšanas veidi, gāzu apmaiņas mērījumu un augsnes inventarizācijas metodes. Gāzu apmaiņas mērījumi veicami, pielietojot mikrometeoroloģisko mērījumu (visizplatītākais metodes variants ir EC) vai kameru metodes. Kameru un inventarizācijas metodes balstītas uz periodiskiem punktveida mērījumiem, savukārt, mikrometeoroloģiskie mērījumi tiek veikti pastāvīgi, aptverot plašu pētīto apgabalu. EC mērījumi tiek veikti, izmantojot virs koku vainaga izvietotus sensorus, vērtējot ekosistēmas kopējo gāzu apmaiņu. Savukārt, kameru metode paredz atmosfēras un noteikta augsnes laukuma (parasti sasniedz 0,5 līdz 1 m²) gāzu apmaiņas monitoringu. EC metode augsnes CO₂ emisiju novērtēšanai ir pārāk sarežģīta vai pat nepiemērota, ja augsne klāta ar veģetāciju, jo šī metode neļauj atsevišķi novērtēt augsnes un veģetācijas emisijas (Pavelka et al., 2018). Augsnes CO₂ līdzsvara novērtējumu balstot uz gāzu apmaiņas mērījumiem, jāņem vērā arī C uzkrājuma izmaiņas, kuras nodrošina C ienese ar galvenokārt vainaga nobirām, koku sīksaknēm un zemsedzes veģetāciju. Kameru metode ir piemērotākais risinājums maza mēroga, mērķtiecīgiem konkrētu augsnes veidu emisiju mērījumiem un mikrometeoroloģisko mērījumu pētījumu dizainu pilnveidošanai (Pavelka et al., 2018; Jauhiainen et al., 2019b).

Augsnes inventarizācijas metode novērtē augsnes C uzkrājuma izmaiņas ilgtermiņā – nosakot C uzkrājumu monitoringa perioda sākuma un beigās. Tādējādi novērtējumā tiek ietverta monitoringa perioda kumulatīvo augsnes C uzkrājuma ietekmējošo faktoru ietekme. Paņemot nesajauktas augsnes tilpuma paraugus visā kūdras slāņa biezumā un novērtējot tās tilpummasu un C saturu, iespējams aprēķināt monitoringa periodā radušos augsnes C pienesumu vai zudumus, kas izsakāmi kā augsnes CO₂ emisijas. Ar pietiekamu mērījumu skaitu šī metode var sniegt precīzu augsnes C uzkrājuma izmaiņu novērtējumu, kas atspoguļo kumulatīvos augsnes C zudumus CO₂ un CH₄ emisiju un DOC veidā un C ienesi ar atmirušo biomasu (Jauhiainen et al., 2019b). Šīs metodes rezultātu lietderība un korektas interpretācijas iespējas samazinās, ja monitoringa periodā ir bijuši mainīgi meteoroloģiskie apstākļi un zeme mainījusi lietošanas vai apsaimniekošanas veidu. Metodes galvenie trūkumi ir ierobežotas iespējas novērtēt īstermiņa emisiju ietekmējošo faktoru radīto ietekmi uz augsnes SEG emisijām (Minkkinen & Laine, 1998a), kā arī aprūtinājumi atkārtoti precīzi paņemt augsni no tieši tā paša ģeogrāfiskā punkta un augsnes slāņa dziļuma kā references C uzkrājuma noteikšanas laikā (Jauhiainen et al., 2019a). Kūdras slāņa biezums laika gaitā mainās ne tikai tās mineralizēšanas, bet arī sablīvēšanās ietekmē (Lupiķis & Lazdiņš, 2015). Tādēļ tiešās SEG emisiju mērīšanas metodes ir piemērotākas SEG inventarizācijai, kā arī, lai pētītu zemes apsaimniekošanas ietekmi uz SEG emisijām (Jauhiainen et al., 2019b).

Nozīmīgs metožu potenciālais trūkums ir to reprezentativitāte. Mikrometeoroloģiskie mērījumi var atspoguļot par parauglaukumu plašāku areālu, savukārt, pielietojot kameru un augsnes inventarizācijas metodes, jāņem vērā telpiskā mērījumus ietekmējošo faktoru nevienmērība, kas nepietiekamu mērījumu atkārtojumu (parauglaukumu telpiskā pārklājuma) rezultātā var ievērojami samazināt pētījumu rezultātu ticamību (Jauhiainen et al., 2019b). Pielietojot kameru metodi, tik pat svarīgi ir nodrošināt pietiekamu ilgū pētījuma periodu un

mērījumu intensitāti. Pētījumos jāietver arī pastāvīgi mainīgo vides apstākļu, piemēram, veģetācijas, augsnes temperatūras un GŪ līmeņa monitorings (Jauhiainen et al., 2019b). Ja ar kameru metodi veikti periodiski mērījumi neietver specifisku meteoroloģisko apstākļu notikumus, piemēram, nokrišņu radītu strauju CO₂ emisiju pieaugumu, iegūtie rezultāti pilnībā neatspoguļo vides faktoru ietekmi uz ikgadējo augsnes SEG emisiju variāciju (Pavelka et al., 2018).

1.5.1. Mikrometeoroloģiskie mērījumi

Mikrometeoroloģisko mērījumu EC metode minēta kā standartmetode ekosistēmas un atmosfēras neto CO₂ apmaiņas (NEE) novērtēšanai (Eugster, 2012). Metodes pamatā ir nepārtraukti un vienlaicīgi pētītās gāzes koncentrācijas gaisā un gaisa masu kustības mērījumi, izmantojot virs ekosistēmas izvietotus gāzu koncentrācijas sensorus un trīsdimensiju anemometrus (Jauhiainen et al., 2019). EC mērījumi ar lielu telpisko pārklājumu, tipiski vairāki hektāri (Eugster, 2012), nodrošina augstu pētītās platības reprezentativitāti un mazu mērījumu standartkļūdu (Lohila et al., 2011). Lohila et al. (2011) novērtēja NEE ar kļūdu 11,4 %. Izmantojot iegūto NEE rezultātu (bruto primārās produktivitātes un ekosistēmas elpošanas summa), iespējams aprēķināt bruto primāro produktivitāti vai ekosistēmas elpošanu, veicot ekosistēmas elpošanas modelēšanu. Modeļi balstot uz pieņēmumu, ka nakts laikā NEE ir vienāda ar ekosistēmas elpošanu (Jauhiainen et al., 2019), iespējams modelēt elpošanu dienas laikā, izmantojot to ietekmējošo faktoru rādītājus, piemēram gaisa un augsnes temperatūra vai fotosintētiski aktīvo radiāciju (Reichstein et al., 2005; Lohila et al., 2011).

Lai ar mikrometeoroloģisko mērījumu metodi novērtētu augsnes CO₂ emisiju emisijas, no iegūtās NEE vērtības nepieciešams nodalīt veģetācijas biomasas ietekmi uz ekosistēmas C apmaiņu – no noteiktā NEE rezultāta jāatņem C satura izmaiņas biomasā. Koku biomasas pieaugums aprēķināms, izmantojot periodisku stumbru radiālā un augstuma pieauguma mērījumu datus, biomasas alometriskos vienādojumus un informāciju par oglekļa saturu biomasā (Jauhiainen et al., 2019b). Augsnes CO₂ emisiju novērtējumā EC mērījumu apvienošana ar automātisko kameru mērījumiem var nesniegt precīzākus rezultātus kā EC mērījumu apvienošana ar biomasas izmaiņu novērtējumu (Meyer et al., 2013).

Mikrometeoroloģisko mērījumu galvenā priekšrocība klimata pētījumos ir iespēja novērtēt ekosistēmas reakciju uz īstermiņa vides apstākļu izmaiņām, tomēr plašais mērījumu reprezentativitātes pārklājums apgrūtina novērtēt atsevišķu ekosistēmas komponentu ietekmi uz SEG emisiju līdzsvaru. EC metode pielietota trīs pētījumos par SEG emisijām no hidromelioretas organiskās augsnes (Alm et al., 2007; Lohila et al., 2011; Meyer et al., 2013). Novērots, ka it īpaši ziemeļu reģiona meža ekosistēmās EC sistēmas mērījumus apgrūtina zem koku vainagiem esošās horizontālās gaisa plūsmas, kā arī temperatūras un respirācijas korelācijas problemātika (Wang et al., 2017).

1.5.2. Kameru metode

Lundegardh (1927) minams kā autors pirmajam pētījumam, kurā lauka apstākļos novērtēta zemes virsmas un atmosfēras gāzu apmaiņa, pielietojot uz augsni iepriekš ierīkotiem gredzeniem novietotas kameras (kameru metode). Arvien biežāk NEE novērtēšanai izmanto mikrometeoroloģiskos mērījumus, tomēr kameru metode joprojām ir izplatītākais paņēmiens CH₄ un N₂O emisiju novērtēšanai (Denmead, 2008) un hidromelioretas organiskās SEG emisiju augsnes meža zemēs noteikšanai līdzšinējos pētījumos (Jauhiainen et al., 2019b). Kameru metode pielietojama pētījumos, kuros mikrometeoroloģisko plūsmu mērījumu metode ir neatbilstoša (Pavelka et al., 2018) – SEG emisiju telpiskā neviendabīguma novērtēšanai, kā arī augsnes neto CO₂ emisiju sadalīšanai komponentēs (heterotrofā un autotrofā elpošana, un

fotosintēze) (Pavelka et al., 2018). Heterotrofās elpošanas radīto augsnes C zudumu kvantificēšana pielietojama NEP novērtēšanā, kas ļauj meža ekosistēmu klasificēt kā C avotu vai piesaistītāju (Kriiska et al., 2019). Pētījuma mērķim piemērots kameru dizains un uzstādīšana ļauj iegūt uzticamus ekosistēmu SEG emisiju mērījumus (Davidson et al., 2002). Arī neliels kameru skaits var labi atspoguļot visai mežaudzei raksturīgo SEG emisiju mainību atkarībā no meteoroloģiskiem apstākļiem un to sezonālītātes (Kolari et al., 2009).

Kameru sistēmas pēc automatizācijas iedalāmas manuālajās un automātiskajās, kas sīkāk iedalāmas noslēgtās un caurplūdes sistēmās. Automātiskās sistēmas spēj nodrošināt pastāvīgu SEG emisiju monitoringu bez cilvēka klātbūtnes. Manuālo sistēmu gadījumā procesi ar kamera uzlikšanu un nocelšanu no augsnes gredzena, kā arī gāzes parauga paņemšana no kameras notiek ar roku darbu. Automātiskajās sistēmās paņemot gāzu paraugu no caurplūdes sistēmas, tas tiek aizvietots ar zināmas koncentrācijas gāzi vai to maisījumu, lai nodrošinātu spiediena līdzsvaru. Savukārt, noslēgtajās sistēmās kamerā esošās gāzes nepārtraukti cirkulē starp kameru un gāzu analizatoru. Lai gan manuālie kameru mērījumi ļauj novērtēt vides faktoru ietekmi uz augsnes SEG emisiju variāciju, tomēr mērījumu periodiskums (liels laika intervāls starp mērījumiem) var precīzi neatspoguļot patieso ikgadējo SEG emisiju daudzumu, jo aprēķinā var nebūt iekļauta specifisku meteoroloģisko apstākļu ietekme (Pavelka et al., 2018). Automātiskās kameru sistēmas priekšrocība ir īsos laika intervālos ilgstoši veikti mērījumi, neatkarīgi no meteoroloģiskiem apstākļiem un laika (Pavelka et al., 2018). Emisiju mērījumi īsos laika intervālos ļauj novērtēt diennakts temperatūras svārstību ietekmi uz CO₂ emisijām (Ball et al., 2007; Meyer et al., 2013). Automātiska mērījumu veikšana lauka apstākļos ilgtermiņā samazina darbaspēka izmaksas, savukārt, manuāla mērījumu veikšana ļauj plašāk novērtēt emisiju telpisko nevienādīgumu (Pavelka et al., 2018).

Pielietotās kameras var būt caurspīdīgas vai necaurspīdīgas, bet jebkurā gadījumā mērījumi tipiski ietver SEG emisijas no vairākiem avotiem. Necauspīdīgās kameras ietver augsnes un atmosfēras gāzu apmaiņu (heterotrofā elpošana), kā arī kamerā ietvertās zemsedzes veģetācijas un koku sakņu elpošanu (autotrofā elpošana). Savukārt, izmantojot caurspīdīgas kameras, mērījumos papildus tiek atspoguļota arī kamerā ietilpstošās zemsedzes veģetācijas fotosintētiskā CO₂ piesaiste (Jauhiainen et al., 2019). Causpīdīgo kameru pielietošana ieteicama, ja zemsedzes veģetācijas ietekme uz NEP ir lielāka par 10 % (Pavelka et al., 2018). Augsnes CO₂ emisiju mērījumos izmantojot kameru metodi, nav iespējams nodalīt veģetācijas virszemes un sakņu autotrofās elpošanas radītās emisijas no augsnes un nobiru heterotrofajām emisijām (Ojanen et al., 2010, 2013; Jauhiainen et al., 2019).

Tehniski vienkāršākais augsnes heterotrofās elpošanas novērtēšanas paņēmieni ir sakņu un veģetācijas ietekmes uz mērījumiem izslēgšana, lai nebūtu nepieciešams veikt modelēšanu. Kā risinājums, zemsedzes veģetācijas virszemes daļas autotrofās elpošanas ietekmes izslēgšanai no emisiju mērījumiem, ir veģetācijas regulāra nogriešana (Jauhiainen et al., 2019). Šajā gadījumā sakņu sistēma paliek neskarta un ar kameru metodi vērtējot augsnes elpošanas emisijas, novērtējumā tiek ietverta arī sakņu autotrofās elpošanas radītās emisijas. Lai pilnībā izvairītos no autotrofās elpošanas ietekmes, ar kameru ietvertu augsnes laukumu nepieciešams pilnībā izolēt no sakņu piekļuves, pielietojot sakņu nogriešanas (*trenching*) paņēmieni (Subke et al., 2006). Pēc sakņu apgriešanas nepieciešams nodrošināt, lai gredzenā ietvertajā augsnē nenotiktu jaunu sakņu ieaugšana. Tādējādi ar kameru ietvertajā augsnes platībā ierobežojot koku sakņu augšanu un novācot zemsedzes veģetāciju, iespējams tiešā veidā izmērīt augsnes heterotrofo elpošanas radītās CO₂ emisijas (Jauhiainen et al., 2019). No šāda emisiju mērījuma, kurā ietverta augsnes organiskās vielas un nobiru sadalīšanās radītā heterotrofā elpošana, augsnes neto CO₂ emisijas aprēķināmas kā heterotrofās elpošanas un C ieneses starpība (Jauhiainen et al., 2019).

Paņēmieni ar autotrofās elpošanas ietekmes uz SEG emisiju mērījumiem izslēgšanu nav bez trūkumiem. Jāņem vērā, ka apgriezto sakņu sadalīšanās veicinās papildus CO₂ emisijas (Kuzakov et al., 2000), un jaunu sakņu ieaugšanas ierobežojošais risinājums var ietekmēt augsnes mitrumu un attiecīgi arī saistītās SEG emisijas. Metodes ietekmē palielinātais augsnes

mitrums var veicināt sīksakņu sadalīšanos, kā rezultātā var tikt pārvērtētas heterotrofās elpošanas radītās emisijas (Comstedt et al., 2011). Konstatēts, ka apgriezto sakņu sadalīšanās radītais heterotrofās elpošanas pieaugums ir gandrīz līdzvērtīgs emisijām, kuras radītu jaunu sīksakņu produkcija un atmirums (Kukumägi et al., 2017). Novērots, ka sakņu sadalīšanās var būtiski ietekmēt heterotrofās augsnes elpošanas mērījumu arī divus gadus pēc to apgriešanas (Hermans et al., 2022). Augsnes CH₄ un N₂O emisiju mērījumos veģetācijas novākšana nav ieteicama, jo var tikt ietekmētas arī šo gāzu emisijas (Jauhiainen et al., 2019). Novērots, ka sakņu apgriešanas radītie bojājumi palielina N₂O emisijas no organiskās augsnes meža zemēs (Ernfors et al., 2008, 2011). Savukārt, augi, kuru sakņu sistēma satur vēdinātājus jeb aerenhīmas, nodrošina CH₄ transportēšanu no piesātināta augsnes slāņa atmosfērā (Askaer et al., 2011). Tajā pašā laikā hidromeliorētās audzēs grīšļu dzimtas augi var samazināt emisijas (Strack et al., 2008), tādējādi šādu augu apgriešana neizbēgami ietekmē CH₄ emisiju mērījumus.

Augsnes neto CO₂ emisiju aprēķināšanas C ienese komponentes noteikšanai, nepieciešams apzināt C daudzumu, kas ikgadēji nonāk augsnē ar atmirušo biomasu. Vainaga nobiru ieneses novērtēšana ir salīdzinoši vienkārša un veicama plašā mērogā (Repola, 2008, 2009), savukārt, sakņu C ieneses aprēķini balstās uz sīksakņu produkcijas un atmiruma rādītājiem, kas ir retāk pētīti un ir ar augstu nenoteiktību (Ojanen et al., 2014; Bhuiyan et al., 2017b). Citos pētījumos iegūto rezultātu pārņemšana nav ieteicama, jo nobiru un sakņu biomasas pieaugums, atmirums un sadalīšanās ātrums ir atkarīgs no katras konkrētās mežaudzes apstākļiem, piemēram, augsnes auglības vai veģetācijas sezonas ilguma (Straková et al., 2010, 2011, 2012; Ojanen et al., 2013; Lehtonen et al., 2016).

Izmantojot pieeju ar neskartu sakņu sistēmu un zemsedzes veģetāciju, heterotrofā elpošanas aprēķināma kā starpība starp ar necaurspīdīgu kameru novērtēto augsnes – atmosfēras gāzu apmaiņu un autotrofo elpošanu, taču šī pieeja saistās ar sarežģītu modelēšanu. Kā alternatīvs risinājums ir pieņēmums, ka heterotrofai elpošanai kopējā augsnes un atmosfēras gāzu apmaiņā ir konstants īpatsvars, pielietošana (Von Arnold et al., 2005).

Caurspīdīgo kameru mērījumu rezultātus kombinējot ar necaurspīdīgo kameru mērījumu rezultātiem un heterotrofās elpošanas noteikšanas paņēmieniem, iespējams novērtēt augsnes neto CO₂ emisijas, kopējo augsnes un kamerā ietvertās veģetācijas elpošanu. Atsevišķi veģetācijas bruto CO₂ piesaisti ar caurspīdīgo kameru iespējams novērtēt, ja ir zināms heterotrofās elpošanas īpatsvars un nav cita emisiju avota, piemēram, ar kameru ietvertajā platībā ienākošas saknes no blakus esošās veģetācijas. Lai ar caurspīdīgās kameras metodi novērtētu organiskās augsnes neto CO₂ emisijas nepieciešams: atsevišķi novērtēt organiskās vielas sadalīšanās radītās emisijas; jāizvairās no koku sakņu autotrofās elpošanas ietekmes uz mērījumiem, tās, piemēram, apgriežot; papildus jānovērtē sakņu biomasas produkcijas un sadalīšanās CO₂ emisiju līdzsvars (Jauhiainen et al., 2019). Attiecīgi uz caurspīdīgo kameru attiecas visi tie paši metodes ierobežojumi, kas uz necaurspīdīgo kameru metodi. Caurspīdīgās kameras metodes vienīgā priekšrocība ir iespēja atsevišķi novērtēt zemsedzes veģetācijas CO₂ apmaiņu un fotosintētisko aktivitāti. Tomēr, jāņem vērā, ka šie mērījumi ietver arī sakņu autotrofās elpošanas emisijas.

1.5.3. Datu interpolēšanas specifika

Galvenie SEG emisiju no apsaimniekotām organiskām augsnēm novērtēšanas izaicinājumi ir zemes izmantošanas un apsaimniekošanas paņēmienus raksturojošo aktivitātes datu augstā nenoteiktība; nepietiekamas aktivitātes datu un SEG emisiju modelēšanas iespējas ar pietiekamu precizitāti; ierobežotas zināšanas par klimata pārmaiņu mazināšanas pasākumu ietekmi uz SEG emisijām no organiskās augsnes (Jauhiainen, 2019b). Iztrūkstošo zināšanu prasmju pilnveidošanai nepieciešami visaptveroši ilgtermiņa SEG emisiju pētījumi, kas sniegtu noderīgas zināšanas par ikgadēji mainīgu apstākļu ietekmi uz SEG emisijām, tomēr aptuveni

pusēs no līdzšinējo pētījumu ilgums bijis viens gads vai īsāks periods (Jauhiainen et al., 2019). Arī īstermiņa SEG monitoringa rezultātu interpretēšana saistās ar zināmu specifiku, lai periodiski veiktos augsnes SEG emisiju un C ieneses mērījumus interpolētu atkarībā no to ietekmējošiem faktoriem un rezultātā būtu iespējams novērtēt ikgadējās SEG emisijas. Pieeja SEG emisiju monitoringa rezultātu interpretēšanā atkarīga no mērījumu periodiskuma, monitoringa ilguma un konstatētajām sakarībām starp SEG emisijām, C ieneses rādītājiem un to ietekmējošiem faktoriem.

SEG emisijas iesaka aprēķināt, tās izsakot atbilstoši sakarībai ar augsnes temperatūru (Jauhiainen et al., 2019b), ja konstatēta šāda korelācija. Savukārt, CH₄ emisijām raksturīga sakarība ar GŪ līmeņa dziļumu (Hiraishi et al., 2014), bet tās pielietošanu emisiju modelēšanā ierobežo informācijas pieejamība par GŪ līmeņa dinamiku. Zināms, ka CO₂ emisijas korelē pat ar nelielām augsnes temperatūras izmaiņām (Brændholt et al., 2017b), tādēļ kumulatīvo emisiju aprēķināšanai jābūt pieejamai pietiekami detalizēta informācija par diennakts un ikgadējiem temperatūras apstākļiem (Sander & Wassmann, 2014). Ja SEG emisiju monitoringā pielietota manuālā kameru metode, tad metodes ierobežojumu rezultātā sagaidāms, ka mērījumi visbiežāk būs veikti dienas laikā. Pētījuma dizainam vēlams nodrošināt mērījumu veikšanu dažādos dienas laikos, lai mazinātu mērījumu veikšanas laika iespējamo radīto novirzi sakarības starp augsnes temperatūru un augsnes CO₂ emisijām novērojumos (Darenova et al., 2014). Lai nepārvērtētu augsnes SEG emisijas, jāņem vērā, ka samazinātas temperatūras ietekmē, tumšajā diennakts laikā tās ir mazākas (Brændholt et al., 2017a). Attiecīgi veicot diennakts gaišajā laikā veikta augsnes SEG monitoringa rezultātu interpolāciju, aprēķinā jāparedz nakts perioda ietekme uz emisijām. Līdzīgi, ja monitorings veikts tikai veģetācijas sezonas laikā, jāparedz, ka ziemas periodā sagaidāmas salīdzinoši mazākas SEG emisijas. Balstoties uz pētījumiem, kuros ietverta gan siltā, gan aukstā sezona (Dise, 1992; Alm et al., 1999; Aurela et al., 2002; Kim et al., 2007; Leppälä et al., 2011), lai ekstrapolētu siltās sezonas SEG emisiju mērījumus uz gada kopējām emisijām, izstrādāts pārrēķinu koeficients 1,15 (Hiraishi et al., 2014).

Lai modelētu augsnes CO₂, iespējams pielietot parametrus Q_{10} un R_{10} . Q_{10} raksturo augsnes emisiju izmaiņas proporcionāli augsnes temperatūras pieaugumam par 10 °C un ir pielietojams, lai salīdzinātu augsnes elpošanu starp dažādiem objektiem (Pavelka et al., 2007), savukārt, R_{10} – augsnes emisijas 10 °C temperatūrā. (Varik et al., 2015; Uri et al., 2017; Kriiska et al., 2019).

$$CO_2 = R_{10} \cdot Q_{10}^{(Ta-10)/10}, \text{ kur} \quad (1.1)$$

CO_2 – augsnes CO₂ emisijas, $\mu\text{g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ s}^{-1}$;

Ta – augsnes temperatūra, °C;

R_{10} – augsnes CO₂ emisijas, tai esot 10 °C temperatūrā, $\mu\text{g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ s}^{-1}$;

Q_{10} – augsnes elpošanas temperatūras jutīguma koeficients.

Šāda pieeja ļauj aprēķināt ikgadējās kumulatīvās CO₂ emisijas, aprēķinu balstot uz nepārtrauktiem augsnes temperatūras mērījumiem (Darenova et al., 2014). Lai iegūtu pēc iespējas precīzus modeļa parametrus, manuālos augsnes CO₂ emisiju mērījumus ieteikts veikt dienas laikā, kad augsnes temperatūra ir vienāda ar sezonas vidējo augsnes temperatūru (Darenova et al., 2014). Tomēr dažādām ekosistēmām piemērotākais mērījumu veikšanas laiks var būt atšķirīgs. Jāņem vērā, ka līdz ar pieaugošu augsnes temperatūras mērījumu dziļumu, Q_{10} vērtība pieaug un novērojama temperatūras izmaiņas ietekmes uz CO₂ emisijām aizkave, attiecīgi korelācija starp temperatūru un emisijām samazinās (Pavelka et al., 2007). Arī pieaugot augsnes mitrumam Q_{10} vērtība var palielināties (Qi et al., 2002), un modelēšanas pieeja var pārvērtēt CO₂ emisijas sausās augsnes apstākļos vai novērtēt mazākas emisijas, kad augsnes mitrums pieaug pēc nokrišņiem. Tomēr ņemams vērā, ka Q_{10} vērtība var arī samazināties pārmitros apstākļos, savukārt, pārāk sausos apstākļos augsnes temperatūra pārstāj ietekmēt CO₂ emisijas (Yuste et al., 2003). Šī modelēšanas pieeja ne vienmēr ļauj iegūt precīzākus rezultātus, ir novērots, ka nav būtiskas atšķirības (< 1 %) starp ikgadējo augsnes CO₂ emisiju novērtējumu,

kas balstīti uz Q_{10} un R_{10} modeļa rezultātiem un ekstrapolētiem faktiskajiem CO₂ emisiju mērījumiem (Darenova et al., 2014).

Veicot ikgadējo augsnes CO₂ emisiju aprēķinu, jāņem vērā pielietotā emisiju mērījumu metode, kas nosaka kādas augsnes elpošanas komponentes mērījumos ir ietvertas. Gadījumos, kad mērījums atspoguļo augsnes heterotrofās un autotrofās elpošanas summu, kā tas ir, veicot mērījumus ar necaurspīdīgu kameru metodi no augsnes ar neskartu zemsedzes veģetāciju, lai novērtētu augsnes neto CO₂ apmaiņu nepieciešams apzināt heterotrofās elpošanas īpatsvaru un ikgadējās augsnes C ieneses daudzumu.

Ja pētījumā iegūtie dati neļauj novērtēt heterotrofo elpošanu ar tiešiem emisiju mērījumiem vai matemātiskiem modelēšanas risinājumiem, pielietojami līdzšinējos pētījumos gūtās zināšanas par heterotrofās elpošanas īpatsvaru kopējā elpošanā. Tomēr vispārinātas proporcijas piemērošana emisiju aprēķinā var ieviest ievērojamu kļūdu. Heterotrofās un autotrofās elpošanas sadalījums veģetācijas perioda laikā ir mainīgs, ko nosaka koku un zemsedzes veģetācijas fenoloģija (Jauhiainen et al., 2019). Apkopojot līdzšinējo pētījumu rezultātus par heterotrofās elpošanas īpatsvaru 112 pētījumu objektos, konstatēta tendence heterotrofās elpošanas īpatsvaram samazināties līdz ar pieaugošām augsnes kopējās elpošanas emisijām (Subke et al., 2006). Šī sakarība raksturojama ar vienādojumu (Bond-Lamberty et al., 2004) ($R^2 = 0,81$; $p < 0,001$):

$$\ln(R_H) = 1,22 + 0,73 \ln(R_S), \text{ kur} \quad (1.2)$$

R_H – heterotrofā elpošanai;

R_S – augsnes elpošana (heterotrofās un zemē esošās biomasas autotrofās elpošanas summa).

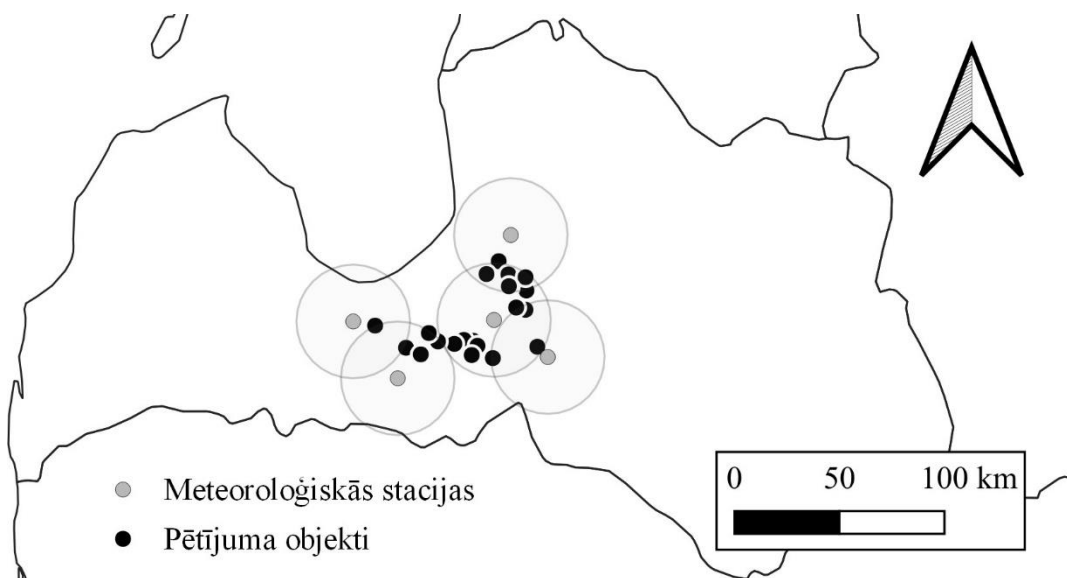
Boreālos mežos novērtētās ikgadējās augsnes elpošanas CO₂ emisijas ir vidēji $6,72 \pm 1,25 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā, bet mērenās klimatiskās joslas skujkoku un lapkoku mežos attiecīgi vidēji $8,77 \pm 1,27 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā un $9,50 \pm 1,72 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā ar heterotrofās elpošanas īpatsvaru vidēji $59 \pm 12 \%$, $52 \pm 9 \%$ un $58 \pm 11 \%$ (Subke et al., 2006). *Betula pubescens* audzēs ar auglīgu hidromeliorētu kūdras augsni Igaunijā novērtētas heterotrofās elpošanas īpatsvars ir no 60 % līdz 70 % (Uri et al., 2017).

Vērtējot C ieneses datus, jāņem vērā, ka īstermiņa pētījumi, kuros nobiras tiek ievāktas ar nobiru savācējiem, sniedz ieskatu par vainaga nobiru apjomu, barības vielu apriti un uzkrāšanos augsnē un zemsegā pētījuma periodā, bet pilnībā neatspoguļo ilgtermiņa C aprites dinamiku (Portillo-Estrada et al., 2013). Ikgadējais nobiru apjoms ievērojami variē klimatisko apstākļu ietekmē, tādēļ īstermiņa pētījumi par nobiru apjomu var būt neobjektīvi (Portillo-Estrada et al., 2013). Pētījumu rezultātā iegūtie rezultāti interpretējami kontekstā ar meteoroloģiskajiem apstākļiem, tajā skaitā ekstremālu laikapstākļu vai citu dabisko traucējumu ietekmi, kā arī veikto mežsaimniecisko darbību monitoringa laikā. Tādēļ, lai būtu iespējams precīzi modelēt barības vielu apriti mežā, bez nobiru apjoma novērtējuma, tik pat svarīgi ir izzināt un novērtēt to ietekmējošos faktorus.

Ilgtermiņa vainaga nobiru pētījumā konstatēts, ka ikgadējās dažādu nobiru frakciju apjoma atšķirības ir statistiski būtiskas, turklāt arī ķīmiskais sastāvs dažādām frakcijām ir atšķirīgs, tādēļ fracionālais sadalījums ir ņemams vērā, lai tiktu gūts pilnīgāks ieskats par ikgadējās augsnes C ieneses ar vainaga nobirām dinamiku (Portillo-Estrada et al., 2013). Nobiru sadalīšanos un barības vielu ienesi augsnē nosaka to fizikālās īpašības (stingrība, forma, apjoms), ķīmiskais sastāvs, augsnes bioloģiskās un meteoroloģiskās īpašības (Portillo-Estrada et al., 2013), augsnes auglības un veģetācijas sezonas ilguma (Straková et al., 2010, 2012; Ojanen et al., 2013; Lehtonen et al., 2016). Dažādu koku sugu nobiru sastāva un sadalīšanās ātruma atšķirības, ietekmē to lomu ekosistēmas SEG emisiju dinamikā (Straková et al., 2010, 2012).

2. MATERIĀLS UN METODIKA

Empīriskais materiāls ievākts 31 meža nogabalā laika posmā no 2019. gada oktobra līdz 2022. gada maijam. Katrs meža nogabals pārstāvēts ar vienu parauglaukumu (2.1. att.), kuros veikti kokaudžu raksturlielumu, GŪ līmeņa dziļuma, augsnes un atmosfēras temperatūras mērījumi, kā arī ievākti augsnes SEG emisiju, augsnes, augsnes ūdens, vainaga nobiru, zemsedzes veģetācijas un koku sīksakņu biomasas paraugi to analizēšanai laboratorijā.



2.1. att. Parauglaukumu atrašanās vietas un tuvākās meteoroloģiskās stacijas

2.1. Pētījuma objektu raksturojums

Lai raksturotu SEG emisijas un to ietekmējošos faktoros mežos ar hidromeliorētu un dabiski mitru auglīgu organisko augsni, ierīkoti parauglaukumi un empīriskais materiāls ievākts 21 platlapju kūdreņu (*Oxalidoso turf. mel.*) un 10 dumbrāju (*Dryopterioso-caricosa*) vai liekņu (*Filipendulosa*) mežaudzēs dažādās attīstības stadijās. Platlapju kūdreņi (Kp) pārstāvēti ar trīs bērzu (*Betula pendula*), diviem melnalkšņa (*Alnus glutinosa*), 12 egļu (*Picea abies*) audzēm un četriem izcirtumiem, savukārt, dumbrāji (Db) un liekņas (Lk) pārstāvēti ar trīs bērzu (B), 5 melnalkšņa (Ma), vienu egles (E) audzi un vienu izcirtumu (2.1. tab.).

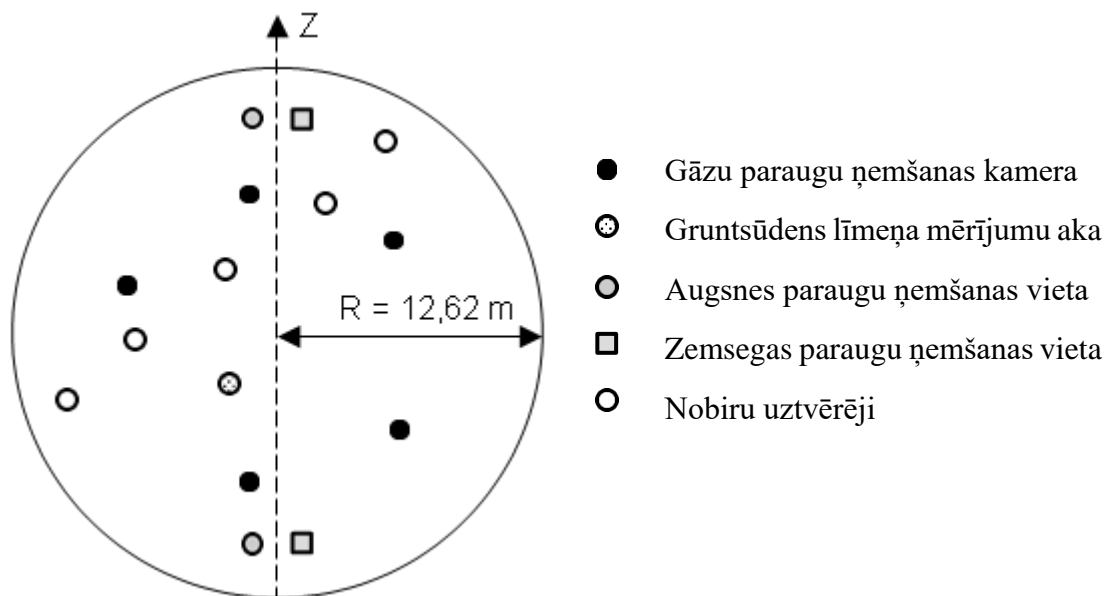
2.1. tabula

Pētījuma objektu skaits dalījumā pa valdošajām koku sugām (VKS) un mežaudzes attīstības stadijām (izcirtums, 0–20 gadi, 21–40 gadi, 41–80 gadi)

VKS	Platlapju kūdreņi (audžu skaits un vecums gados)			Dumbrāji un liekņas (audžu skaits vecums gados)			Kopā		
	Izcirtums	0–20	21–40	41–80	Izcirtums	0–20		21–40	41–80
Bērzs		1	1	1		1	0	2	6
Egļe	4	1	1	10	1	0	0	1	13
Melnalksnis		0	1	1		1	2	2	7
Kopā	4	2	3	12	1	2	2	5	31

Pētījuma objektu raksturošanai parauglaukumos ievākti un laboratorijā analizēti augsnes un augsnes ūdens paraugi, kā arī veikti GŪ līmeņa mērījumi. Pētījuma mežaudzēs noteikti arī kokaudžu raksturlielumi. Apļveida parauglaukumi (500 m²) mērījumu veikšanai un paraugu ievākšanai ierīkoti vismaz 50 m attālumā no meža nogabala ārējās robežas un meliorācijas

grāvjiem (2.2. att.). Parauglaukumi ierīkoti vietā ar kūdreņu vai purvainu MT raksturīgu zemeszemes veģetāciju, atbilstošu GŪ līmeni un kūdras slāņa biezumu (kūdreņos vismaz 20 cm, purvainos vismaz 30 cm). Kūdras slāņa biezuma atbilstība ar metāla stieni novērtēta vismaz 5 vietās katrā parauglaukumā. Katrs ierīkotais parauglaukums atrodas ne vairāk kā 30 km attālumā no kādas no vistuvāk esošajām Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra (LVĢMC) meteoroloģiskajām stacijām (2.1. att.). GŪ līmeņa noteikšanai netālu no katra parauglaukuma centra ierīkota GŪ aka – vertikāli ierīkota caurule, kas sniedzas 140 cm dziļumā. Pētījuma objektu raksturošanai iegūtie mērījumu un analīžu rezultāti izmantoti arī augsnes SEG emisiju ietekmējošo faktoru identificēšanai un sakarību raksturošanai.



2.2. att. Parauglaukuma shēma

2.1.1. Mežaudžu raksturojums

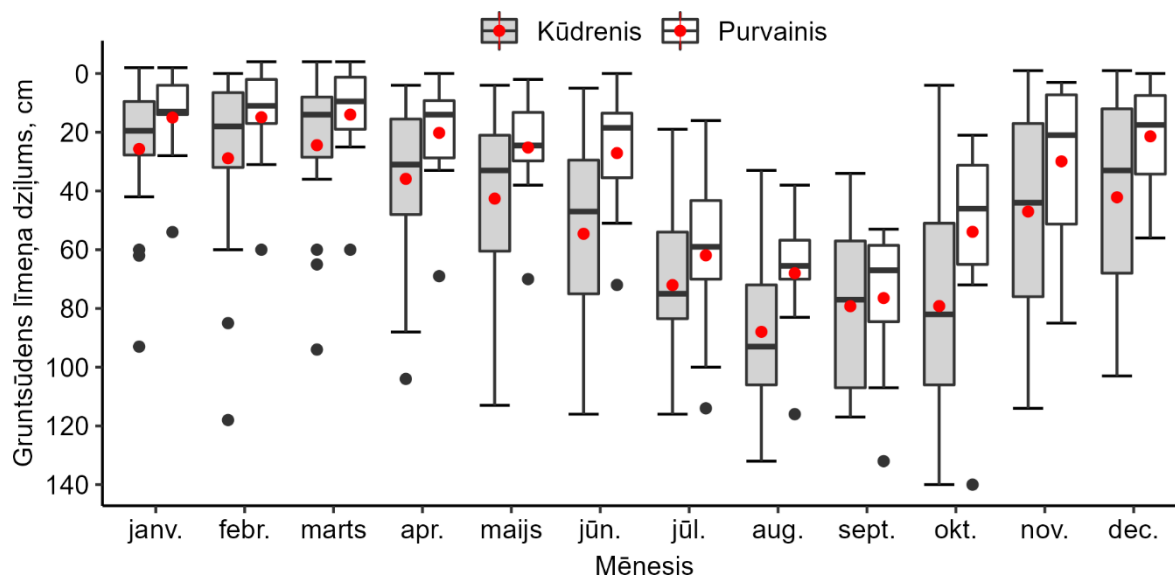
Kokaudžu raksturlielumu noteikšanai, ierīkotajos parauglaukumos katram kokam uzmērīts krūšaugstuma caurmērs (1,3 m augstumā virs sakņu kakla) un 15 katras sugas dažādu dimensiju kokiem arī augstums. Katrai koku sugai konstruēta augstumlīkne, kas izmantota pārējo parauglaukumā ietvertu koku augstuma aprēķināšanai. Izmantojot iegūtos datus, aprēķināti kokaudžu raksturlielumi atbilstoši I. Liepas (2018) metodikai. Pētījumā purvaini (dumbrāji un liekņās) un kūdreņi (platlapju kūdreņi) pārstāvēti ar 10 līdz 80 gadus vecām mežaudzēm (kopā 26) un 5 izcirtumiem (2.2. tab.).

2.2. tabula

Pētījuma mežaudžu raksturlielums atkarībā no valdošās koku sugas

Raksturlielums	VKS dumbrājos un liekņās				VKS platlapju kūdreņos			
	E	B	Ma	Izcirtums	E	B	Ma	Izcirtums
Mežaudžu skaits	1	3	5	1	12	3	2	4
Vecums, gadi	67	21–77	10–80	-	14–86	18–60	26–53	-
Caurmērs, cm	31	12–29	4–23	-	2–27	9–27	17–24	-
Augstums, m	28	12–28	4–29	-	2–24	9–22	17–26	-
Šķērslaukums, m ² ha ⁻¹	43	12–50	6–40	-	6–50	13–42	22–40	-
Krāja, m ³ ha ⁻¹	335	78–365	35–325	-	7–521	38–210	123–254	-
Kūdras slānis, cm	68	31–52	23–99	47	37–99	25–75	60–70	63–99

Atbilstoši LVĢMC meteoroloģisko staciju (2.1. att.) datiem, pētījuma periodā, kad ņemti augsnes SEG emisiju paraugi, dienas vidējā gaisa temperatūra bijusi no $-8,0 \pm 0,7$ līdz $31,4 \pm 1,1$ °C (vidēji $8,9 \pm 0,2$ °C), bet ikgadējie nokrišņi no 472 līdz 860 mm (vidēji 668 ± 136 mm). GŪ līmeņa dziļuma mērījumi šajā periodā veikti manuāli, vienu reizi mēnesī vienlaicīgi ar augsnes SEG emisiju paraugu ņemšanu – ar mērlenti izmērot attālumu no GŪ līmeņa līdz augsnes virsmai. GŪ līmenis no augsnes virsmas bijis vidēji 55 ± 2 cm dziļumā kūdreņos un 35 ± 3 cm – purvainos. Ikmēneša vidējais GŪ līmenis kūdreņos bijis par vidēji 18 ± 2 cm zemāk no augsnes virsmas, salīdzinot ar GŪ līmeni purvainos (2.3. att.).



2.3. att. Gruntsūdens līmeņa dziļums pētījuma objektos

2.1.2. Augsnes un augsnes ūdens īpašības

Augsnes īpašību raksturošanai, uzsākot pētījumu, katrā parauglaukumā divos atkārtojumos (parauglaukuma ziemeļu un dienvidu pusē) ar 100 cm^3 zondi un soli 10 cm līdz dziļumam 80 cm ņemti augsnes paraugi turpmākai testēšanai laboratorijā (Cools & De Vos, 2016). Zemsegas paraugs ņemts blakus augsnes paraugu ņemšanas vietai (2.2. att.) ar 10×10 cm kvadrāta formas rāmi visā zemsegas slāņa biezumā. Augsnes ūdens īpašību raksturošanai, katrā parauglaukumu apsekošanas reizē pēc GŪ līmeņa mērījumu veikšanas, no akas paņemts ūdens paraugs. Paņemtie paraugi nogādāti akreditētā (LVS NE ISO/IEC 17025:2017) laboratorijā Latvijas Valsts mežzinātnes institūtā “Silava”, kur paraugu testēšana veikta ar standartizētām metodēm. Augsnes un zemsegas paraugiem noteikts tilpumblīvums un ķīmiskais sastāvs – kopējā slāpekļa (N), kopējā oglekļa (C), slāpekļskābē ekstrahējamā kālija (K), kalcija (Ca), magnija (Mg) un fosfora (P) koncentrācija. Augsnes ūdens paraugiem noteikts to ķīmiskais sastāvs – pH, elektrovadītspēja (EVS), kopējā slāpekļa (Nkop), nitrātjonu (NO_3^-), amonija jonu (NH_4^+), fosfātjonu (PO_4^{3-}), izšķīdušā organiskā oglekļa (DOC), kālija (K^+), kalcija (Ca^{+2}) un magnija (Mg^{+2}) koncentrācija. Noteikts arī nitrātjonu (NO_3^-), amonija jonu (NH_4^+), fosfātjonu (PO_4^{3-}) saturs, koncentrācija izteikta kā nitrātjonu slāpekļis (N- NO_3^-), amonija jonu slāpekļis (N- NH_4^+) un fosfātjonu fosfors (P- PO_4^{3-}).

C un N saturs augsnē noteikts, pielietojot sausās sadedzināšanas (elementanalīze) metodi atbilstoši LVS ISO 10694:2006, pH potenciometriski atbilstoši LVS NE ISO 10390:202. K, Ca, Mg un P saturs noteikts augsnes koncentrētas slāpekļskābes ekstraktā, kas pagatavots, izmantojot mikroviļņu mineralizācijas iekārtu, piemērojot ISO 12914:2012. P saturs noteikts fotometriski (LVS 298, 2002), bet K, Ca un Mg saturs ar atomabsorbcijas spektrometrijas metodi atbilstoši ISO 11466:1995. Paraugu ķīmisko analīžu rezultātu mitruma satura korekcijai,

izmantots mitruma faktors, kas noteikts paraugus žāvējot 105 °C temperatūrā atbilstoši LVS CEN/TS 14774-1:2004 un LVS ISO 11465:2002. Augsnes tilpumblīvums noteikts atbilstoši LVS ISO 11272:2017.

Augsnes ūdens pH un EVS noteikta ar potenciometrijas un konduktometrijas metodēm atbilstoši attiecīgi LVS ISO 10523:2012 un LVS NE 27888:1993. NH_4^+ un PO_4^{3-} koncentrācija ūdenī noteikta fotometriski atbilstoši attiecīgi LVS ISO 7150-1:1984 un LVS EN ISO 6878:2005. Ar kopējā oglekļa un slāpekļa analizatoru Nkop un DOC koncentrācija ūdenī noteikta atbilstoši attiecīgi LVS NE 12260:2004 un LVS NE 1484:2000, bet NO_3^- – ar hemiluminiscences detektoru pēc nitrāciju reducēšanas par slāpekļa oksīdu. K^+ , Ca^{+2} un Mg^{+2} koncentrācija noteikta ar atomabsorbcijas spektrometrijas metodi atbilstoši LVS EN ISO 7980:2000 un LVS ISO 9964-3:2000.

Pētījuma objektos C saturs augsnes virsējā 20 cm slānī ir no 342 līdz 507 g C kg^{-1} (vidēji 455 ± 43 g C kg^{-1}) purvaiņos un 328 līdz 569 g C kg^{-1} (vidēji 487 ± 40 g C kg^{-1}) platlapju kūdreņos, savukārt, vidējā C/N attiecība neatkarīgi no MAAT ir 19 ± 3 . Individuālos pētījuma objektos C/N attiecība ir no 13 līdz 31 (2.3. tab.). Arī pārējo vērtēto ķīmisko elementu, pH un augsnes blīvuma vidējās vērtības kūdreņu un purvaiņu augsnē būtiski neatšķiras. Vidējās ķīmisko parametru vērtības pētījuma objektos ir: $0,5 \pm 0,1$ g K kg^{-1} ; $21 \pm 4,5$ g Ca kg^{-1} ; $2,1 \pm 0,4$ g Mg kg^{-1} un $1,3 \pm 0,4$ g P kg^{-1} . Savukārt, vidējais augsnes blīvums ir $426,0 \pm 29,3$ kg m^{-3} , bet augsnes pH $4,5 \pm 0,4$.

2.3. tabula

Augsnes virsējā 20 cm slāņa īpašības pētījuma mežaudzēs (vidējās vērtības parauglaukumos diapazons)

Meža tips	Parametrs	Valdošā koku suga			
		E	B	Ma	Izcirtums
Db, Lk	Blīvums, kg m^{-3}	527–527	424–476	378–378	356–441
	pH	4.8–4.8	2.9–5	5.1–5.1	3.7–5.9
	C, g kg^{-1}	342–342	380–495	448–448	488–507
	N, g kg^{-1}	20–20	14–31	27–27	23–33
	C/N	19	16–28	16	15–22
	K, g kg^{-1}	0.3–0.3	0.4–0.4	0.6–0.6	0.4–0.8
	Ca, mg kg^{-1}	16.8–16.8	3.2–22	42.2–42.2	13.5–25.7
	Mg, g kg^{-1}	1.7–1.7	0.4–2.1	3.8–3.8	1.9–3
Kp	P, g kg^{-1}	0.7–0.7	0.4–4.7	0.9–0.9	0.4–2
	Blīvums, kg m^{-3}	352–479	399–598	341–488	373–463
	pH	3.9–5.1	5.1–6.2	5.1–5.9	3–4.3
	C, g kg^{-1}	492–545	328–471	371–482	529–569
	N, g kg^{-1}	21–28	22–36	23–31	18–36
	C/N	18–25	13–15	15–16	15–31
	K, g kg^{-1}	0.2–0.5	0.2–0.8	0.6–1.4	0.5–0.6
	Ca, mg kg^{-1}	18.1–26	22.8–37.1	24.2–39.8	8.2–14.7
Kp	Mg, g kg^{-1}	0.7–2.9	1.6–3.1	2.5–4	1.1–1.5
	P, g kg^{-1}	0.8–1.6	1.1–1.2	1.6–1.7	0.6–1.6

Augsnes ūdens pH pētījuma periodā bija vidēji pH $6,6 \pm 0,3$ un pH $7,0 \pm 0,1$, bet K^+ vidēji $0,7 \pm 0,2$ mg K L^{-1} un $0,9 \pm 0,2$ mg K L^{-1} attiecīgi purvaiņos un kūdreņos (2.4. tab.). Pārējo vērtēto augsnes ūdens parametru vidējās vērtības kūdreņos un purvaiņos nebija būtiski atšķirīgas. Novērtētās augsnes ūdens ķīmisko raksturlielumu vidējās vērtības pētījumu objektos ir: EVS $67,3 \pm 7,8$ $\mu\text{S cm}^{-1}$; NO_3^- , PO_4^{3-} un NH_4^+ koncentrācija attiecīgi $1,2 \pm 0,8$ mg N- $\text{NO}_3^- \text{L}^{-1}$, $0,1 \pm 0,4$ mg P- $\text{PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$ un $0,4 \pm 0,1$ mg N- $\text{NH}_4^+ \text{L}^{-1}$; Nkop un DOC koncentrācija $2,7 \pm 0,3$ mg N L^{-1} un $67,3 \pm 7,8$ mg C L^{-1} ; metālu koncentrācija $41,4 \pm 4,2$ mg Ca L^{-1} un $10,0 \pm 1,3$ mg Mg L^{-1} .

Augsnes ūdens ķīmisko parametru vidējās vērtības pētījuma objektos

Parametrs	Kūdreņi	Purvaiņi
pH	7 ± 0.1	6.6 ± 0.3
N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	0.6 ± 0.3	1.2 ± 0.8
P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	0.1 ± 0.2	0.1 ± 0.4
N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	0.4 ± 0.1	0.4 ± 0.1
K ⁺ , mg L ⁻¹	0.9 ± 0.2	0.7 ± 0.2
Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	42.8 ± 5.5	38.7 ± 6.8
Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	10.5 ± 1.7	9.2 ± 1.8
Nkop, mg L ⁻¹	2.4 ± 0.3	3.3 ± 0.8
DOC, mg C L ⁻¹	63.5 ± 7.1	74.4 ± 19.2
EVS, μS cm ⁻¹	257.1 ± 32.7	227.7 ± 38.5

2.2. Empīriskā materiāla ievākšana

SEG emisiju no mežiem ar auglīgu organisko augsni, ietekmējošo faktoru un to savstarpējo sakarību identificēšanai un raksturošanai ierīkotajos parauglaukumos novērtēta augsnes un atmosfēras SEG apmaiņa, veikti augsnes un gaisa temperatūras mērījumi. SEG emisiju ietekmējošo faktoru izvērtēšanai pielietoti arī pētījumā iegūtie dati par kokaudzi, GŪ līmeni, augsnes un augsnes ūdens ķīmisko sastāvu. Lai raksturotu ikgadējo augsnes C ienesi un tā uzkrājuma līdzsvaru augsnē, ievākti vainaga nobiru, zemsedzes veģetācijas un koku sīksakņu biomasas paraugi, kuriem noteikta sausne un C saturs.

2.2.1. Nobiru paraugu ievākšana

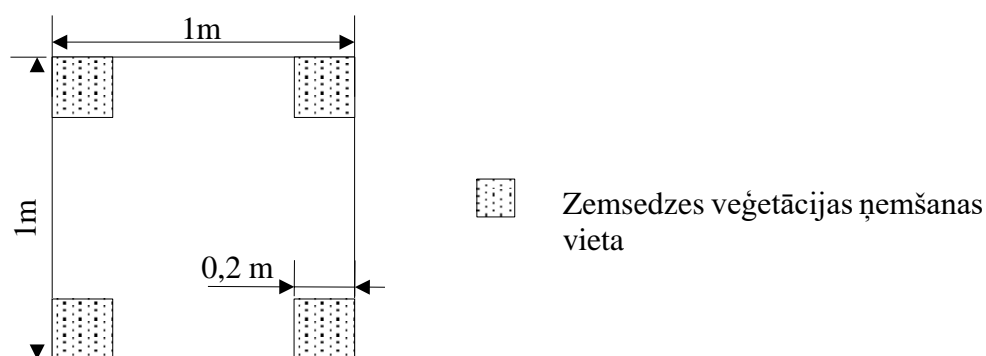
Koku vainagu nobiru (nobiras) paraugu ievākšanai katrā parauglaukumā vienmērīgi izvietoti 5 konusa formas nobiru uztvērēji ar dziļumu 0,7 m un nobiru uztveršanas laukumu 0,5 m² (2.4. att.). Konusa apakšējā daļā uzstādīts tīkliņš no inerta materiāla nobiru savākšanai un ūdens novadīšanai. Uztvērēju konstrukcija un to novietojums augšējai virsmai nepārsniedzot 1,3 m augstumu virs zemes izvēlēts, lai nobiras ar vēju netiek izpūstas no uztvērēja un tiek nodrošināta pēc iespējas reprezentatīvāka nobiru uztveršana, kā arī to žūšana (www.icp-forests.org). Uztvertās nobiras ievāktas 12 secīgus mēnešus ar intervālu 4 nedēļas un nogādātas laboratorijā, kur tās žāvētas 70 °C temperatūrā un nosvērtas biomasas sausnes noteikšanai. Sausnes noteikšanai svērts viss uztvertais ar koku nobirām saistītais materiāls, tajā skaitā skujas, lapas, koksne, miza, čiekuri, sēklas, ķērpji, izņemot zarus garākus par 10 cm. Visā 12 mēnešu periodā no viena nobiru uztvērēja ievāktās nobiras apvienotas un samaltas smalkā pulverī C satura noteikšanai.



2.4. att. Nobiru uztvērēji

2.2.2. Zemsedzes veģētācijas paraugu ievākšana

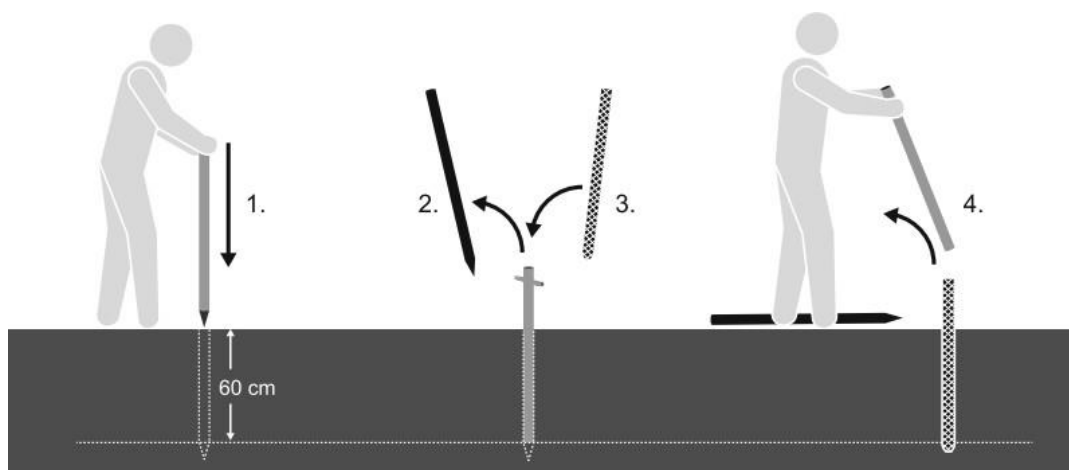
Augsnes C ieneses ar zemsedzes veģētāciju noteikšanai, katrā parauglaukumā ievākti zemsedzes veģētācijas (lakstaugi) virszemes un sakņu biomasas paraugi. Paraugošanai katrā parauglaukumā izvēlēts 1 m² kvadrāta formas laukums ar mežaudzei raksturīgu veģētāciju. Paraugi ievākti, kad sagaidāms zemsedzes biomasas daudzuma maksimums – augustā (Uri et al., 2017). Veģētācijas paraugi ņemti no 4 mazāka izmēra kvadrāta formas laukumiem (malas garums 20 cm) iepriekš izraudzītā 1 m² laukuma kvadrāta stūros (2.5. att.). Virszemes un sakņu biomasa ņemta kā atsevišķi paraugi. Virszemes biomasas paraugam līdz ar augsnes virsmu ievākta visa lakstaugu dzīvā veģētācija, bet sakņu biomasa paraugam – zemsedzes veģētācijas saknes no augsnes 20 cm virsējā slāņa. Laboratorijā sakņu biomasa noskalota (mitrā sijāšana), lai atbrīvotos no augsnes daļiņām un koku saknēm atbilstoši to morfoloģiskām pazīmēm. Biomasas paraugi žāvēti 70 °C temperatūrā un pēc sausnas masas noteikšanas samalti smalkā pulverī C satūra noteikšanai.



2.5. att. Zemsedzes veģētācijas paraugu ņemšanas vietas shēma

2.2.3. Koku sīksakņu paraugu ievākšana

Sīksakņu (diametrs < 2 mm) produkcija noteikta, izmantojot modificētu sīksakņu ieaugšanas cilindra metodi (Laiho et al., 2014; Bhuiyan et al., 2017a). Metodes pamatā ir ar parauglaukumā iegūtu kūdru piepildīts elastīgs poliestera cilindra formas sietveida maiss (ieaugšanas cilindrs) ar garumu 80 cm, diametru 35 mm un acu izmēru 2 × 2 mm, kas ievietots kūdrā iespiestā 60 cm dziļā caurumā (2.6. att.).



2.6. att. Sīksakņu ieaugšanas cilindra ierīkošana (Laiho et al., 2014)

Katrā parauglaukumā pirms veģetācijas sezonas sākuma virziena no parauglaukuma centra uz tā ārējo robežu ar intervālu viens metrs ierīkoti seši ieaugšanas cilindri. Augsne ieaugšanas cilindra piepildīšanai iegūta netālu no tā ierīkošanas vietas, izmantojot augsnes urbi. Puse ieaugšanas cilindru no augsnes izņemti pēc vienas veģetācijas sezonas noslēguma, bet atlikušie – pēc divām veģetācijas sezonām. Sīksakņu ieaugšanas cilindri no augsnes izņemti pēc iespējas izvairoties no ieaugušo sakņu izraušanas no cilindra, tās pirms tam apgriežot. Ieaugšanas cilindri nogādāti laboratorijā, kur ieaugušās saknes no ārpusē apgrieztas līdz ar cilindra virsmu, un cilindrā ietilpstošās sīksaknes atdalītas no augsnes, veicot slapjo sijāšanu. No izsijātām saknēm pēc morfoloģiskām pazīmēm izšķirotas tikai koku saknes, kas žāvētas 70 °C temperatūrā, nosvērtas to sausnas noteikšanai.



2.7. att. Parauglaukumā sešos atkārtojumos ierīkoti sīksakņu ieaugšanas cilindri
(K. Polmaņa foto)

2.2.4. Augsnes SEG emisiju paraugu ņemšana

Augsnes SEG emisiju paraugu ņemšana īstenota, pielietojot manuālo slēgtas kameras metodi (Hutchinson & Livingston, 1993). Metodes īstenošanā pielietotā SEG gāzu emisiju paraugu ņemšanas komplekta galvenās komponentes ir augsnes gredzens un gāzu paraugu ņemšanas kamera (kamera) baltā krāsā no PVC materiāla. Augsnes gredzena diametrs 50 cm sakrīt ar kameras diametru, kuras augstums ir 40 cm un tilpums 63 L.

Lai nodrošinātu augsnes SEG emisiju paraugu ņemšanu piecos atkārtojumos, katrā parauglaukumā vismaz mēnesi pirms pirmās augsnes SEG emisiju paraugu ņemšanas ierīkoti 5 augsnes gredzeni. Gredzenu ierīkošanas vieta izvēlēta, lai tie parauglaukumā būtu vienmērīgi izvietoti, ņemot vērā arī veģetācijas un topogrāfijas izmaiņas, lai gredzenu izvietojums pēc iespējas reprezentatīvāk ietvertu parauglaukuma nevienmērīgumu. Gredzeni ierīkoti tos iespiežot augsnē līdz 5 cm dziļumam (De Klein & Harvey, 2012), izvairoties no sakņu apgrīšanas, un saglabājot neskartu zemsedzes veģetāciju un zemsegas slāni (Pavelka et al., 2018), kas saglabāti neskarti arī visā augsnes SEG emisiju monitoringa īstenošanas laikā. Tādējādi ievāktie gāzu paraugi raksturo augsnes kopējo elpošanu (*Rkop*) – kamerā ietvertās augsnes heterotrofās elpošanas, kā arī veģetācijas virszemes un zemē esošās biomasas autotrofās elpošanas summu. Gredzenu iespiešana augsnē nodrošina, ka paraugu ņemšanas brīdī gāzu apmaiņa notiek tikai caur gredzenā ietvertu augsnes laukumu un kameru. Augsnes gredzeni augsnē atradās pastāvīgi visā augsnes SEG emisiju monitoringa periodā.

Augsnes SEG gāzu paraugi katrā parauglaukumā ņemti 12 secīgus mēnešus ar parauglaukumu apsekošanas un paraugu ņemšanas intervālu 4 nedēļas. Paraugu ņemšanas laikā kamera tika novietota uz augsnes gredzena. Lai nodrošinātu hermētiskumu starp augsnes gredzenu un kameru, kamera uz gredzena tiek ievietota gropē, kas tiek piepildīta ar ūdeni. Pirms novietošanas uz augsnes gredzena, kamera tiek izvēdināta, un pirmais gāzu paraugs tiek paņemts tūlītēji pēc kameras uzstādīšanas. Katrs nākamais gāzu paraugs no kameras ņemts ar 10 minūšu intervālu, līdz 30 minūšu laikā no kameras paņemti 4 paraugi. Gāzu paraugi ņemti

pie caurules, kas caur kameras augšdaļu ievietota kamerā līdz aptuveni kameras vidusdaļai (Pavelka et al., 2018), pieslēdzot 100 mL stikla pudeles, kurās izveidots 0,3 mbar retinājums. Pirms parauga ņemšanas ar vārstiem aprīkotas šļirces palīdzību no paraugu pudeles un kameru savienojošās caurules izsūkts tajā esošais gaiss. Pēc paraugu ņemšanas, paraugu pudeles nogādātas laboratorijā paņemto gāzu testēšanai ar gāzu hromatogrāfu.

Vienlaicīgi ar augsnes SEG emisiju paraugu ņemšanas procedūras izpildi, veikti temperatūru un GŪ līmeņa dziļuma mērījumi Temperatūra noteikta gaisam un augsnei 5 cm dziļumā netālu no augsnes gredzena (Pavelka et al., 2018). GŪ līmeņa dziļums noteikts ar mērlenti katrā parauglaukumā iepriekš ierīkotās GŪ līmeņa mērījuma akās (PVC caurule, kas ierīkota līdz 140 cm dziļumam).

2.2.5. Gāzu un biomasas paraugu analīzes

Pētījumā ievāktie biomasas paraugi testēti standarta LVS NE ISO/IEC 17025:2017 prasībām akreditētā laboratorijā, pielietojot standartizētas metodes. Gāzu saturs (CO_2 , CH_4 un N_2O koncentrācija) ievāktajos augsnes SEG emisiju paraugos noteikts ar gāzu hromatogrāfu Shimadzu Nexis GC-2030 (Loftfield et al., 1997).

Sīksakņu, zemsedzes veģētācijas un nobiru biomasas sausnas saturs noteikts, paraugus žāvējot žāvskapī $70\text{ }^\circ\text{C}$ temperatūrā līdz nemainīgai masai un nosvērti (LVS CEN/TS 14774-1:2004). Pēc paraugu sausnas noteikšanas, smalkā pūderī samalti biomasas paraugi ar sausās sadedzināšanas metodi (elementanalīze) noteikts C saturs atbilstoši LVS ISO 10694:2006. C koncentrācija izteikta absolūti sausam paraugam, analīžu rezultātam piemērojot gaisausa parauga mitruma korekcijas koeficientu, kas noteikts paraugu žāvējot $105\text{ }^\circ\text{C}$ līdz nemainīgai masai (LVS CEN/TS 14774-1:2004). Paraugu analīžu rezultātu ticamības nodrošināšanai veikta atkārtota paraugu testēšana un līdz ar paraugiem testēti sertificēti references materiāli vai kalibrēšanas standarti.

2.3. Datu apstrāde

Biomasas paraugu analīžu rezultātā iegūtie dati pielietoti ikgadējās augsnes C ieneses ar kokaugu nobirām, zemsedzes virszemes un sakņu biomasu, kā arī ar koku sīksaknēm aprēķināšanai. Gāzu paraugu N_2O un CH_4 koncentrācijas analīžu rezultāti augsnes emisiju aprēķināšanai izmantoti tiešā veidā, bet augsnes CO_2 emisiju novērtēšanai iegūtajam mērījumam piemērots empīrisks pārrēķinu koeficients, kas ļauj ar pētījumā pielietoto kameru metodi novērtēto *Rkop* pārrēķināt uz heterotrofo elpošanu (*Rhet*).

2.3.1. Oglekļa ieneses ar zemsedzes veģētāciju, nobirām un sīksaknēm novērtēšana

Ikgadējā augsnes C ienese aprēķināta ikgadējo nobiru, sīksakņu produkcijas vai zemsedzes veģētācijas neto ekosistēmas produktivitātes piesaistīto C attiecinot uz viena hektāra platību (2.1). Pieņēmumi aprēķinā:

- veģētācijas sezonas beigās (augustā) novērtētā zemsedzes veģētācijas biomasu ir vienāda ar tās ikgadējo neto ekosistēmas produktivitāti un ikgadējo atmirumu;
- ikgadējā koku sīksakņu produkcija vienāda ar divos un vienā veģētācijas sezonā cilindriā ieaugušo sīksakņu biomasas starpību (Bhuiyan et al., 2017a);
- ar ieaugšanas cilindra metodi noteiktā sīksakņu produkcija ir vienāda ar ikgadējo sīksakņu atmirumu (Laiho et al., 2014);
- viss ikgadējās vainaga nobirās, atmirušajās sīksaknēs, kā arī zemsedzes veģētācijas biomasas atmirumā esošais C ikgadēji pāriet augsnes C krātuvē.

$$C_{ienese} = \frac{m_{ienese} \cdot 10000}{S} \cdot \frac{C}{100}, \text{ kur} \quad (2.1)$$

C_{ienese} – ikgadējā augsnes C ienese ar vainaga nobirām, koku sīksaknēm vai zemsedzes veģetāciju (virszemes vai sakņu), t C ha⁻¹ gadā;

m_{ienese} – gada laikā no nobiru uztvērēja ievākto nobiru biomasa, ikgadējā sīksakņu produkcija vai no paraugošanas vietas ievāktās zemsedzes veģetācijas (virszemes vai sakņu) biomasa, sausna t;

S – nobiru uztvērēja laukums, sīksakņu ieaugšanas cilindra šķērslaukums vai zemsedzes veģetācijas paraugošanas vietas laukums, m²;

C – C koncentrācija absolūti sausās nobirās, koku sīksaknēs, zemsedzes veģetācijas virszemes vai sakņu biomasā, %.

2.3.2. Augsnes SEG emisiju novērtēšana un aprēķina faktoru izstrāde

Augsnes SEG emisiju aprēķināšanai sākotnēji veikta lineārās regresijas analīze, izmantojot datus par SEG gāzu koncentrāciju kamerā uzreiz pēc kameras uzstādīšanas uz gredzena un 10; 20; 30 minūtes pēc pirmā parauga paņemšanas. Iegūto rezultātu ticamības nodrošināšanai veikta loģiskā datu kontrole, regresijas analīzē neiekļaujot datus, kas neseko lineārai gāzu koncentrācijas izmaiņai. Papildus novērtēts katras iegūtā lineārā regresijas vienādojuma determinācijas koeficients, un turpmākā augsnes SEG emisiju aprēķinā izmantoti iegūtie slīpuma koeficienti (mainīgais “b” vienādojumā 2.2) no vienādojumiem ar $R^2 > 0,7$, izņemot gadījumus, kad novērtētā maksimālās un minimālās SEG koncentrācijas starpība kamerā ir mazāka par pielietotās paraugu testēšanas ar gāzu hromatogrāfu metodes nenoteiktību. Iegūtie lineāro vienādojumu slīpuma koeficienti, kas raksturo SEG koncentrācijas izmaiņu kamerā gāzu paraugu ņemšanas laikā, izmantoti, lai ar ideālās gāzes stāvokļa vienādojumu aprēķinātu gaisa un augsnes, tajā skaitā kamerā ietvertās veģetācijas, SEG gāzu apmaiņu:

$$SEG = \frac{M \cdot P \cdot V \cdot b}{R \cdot T \cdot S}, \text{ kur} \quad (2.2)$$

SEG – SEG apmaiņa starp atmosfēru un augsni, tajā skaitā kamerā ietverto veģetāciju, μg SEG m⁻² h⁻¹;

M – SEG molmasa, g mol⁻¹;

P – gaisa spiediens kamerā = 101 300 Pa;

V – kameras tilpums = 0,063 m³;

b – lineāras regresijas vienādojuma slīpuma koeficients, kas raksturo gāzu koncentrācijas izmaiņu kamerā laika vienība, ppm h⁻¹;

R – universālā gāzu konstante = 8,314 m³ Pa K⁻¹ mol⁻¹;

T – gaisa temperatūra, K;

S – augsnes gredzena laukums = 0,1995 m².

Pieņemts, ka ar 2.2. vienādojumu novērtētā CH₄ un N₂O apmaiņa ir vienāda ar augsnes CH₄ un N₂O emisijām. Gada kopējo augsnes CH₄ un N₂O emisiju aprēķinā pieņemts, ka veiktie ikmēneša emisiju mērījumu rezultāti ir vienādi ar attiecīgā mēneša kopējām augsnes emisijām parauglaukumā. Attiecīgi ikgadējās augsnes SEG emisijas izmēģinājumu objektā aprēķinātas kā ikmēneša augsnes SEG emisiju summa:

$$SEG_{ikgadēji} = \sum SEG_{ikmēneša} (jan...dec), \text{ kur} \quad (2.3)$$

$SEG_{ikgadēji}$ – ikgadējās augsnes SEG emisijas izmēģinājumu objektā, $kg\ ha^{-1}$ gadā;

$SEG_{ikmēneša}$ – mēneša kopējās augsnes SEG emisijas izmēģinājumu objektā, $kg\ ha^{-1}$ mēnesī.

Gada kumulatīvo augsnes kopējo CO_2 emisiju aprēķins veikts, interpolējot ikmēneša augsnes CO_2 emisiju mērījumu rezultātus, pielietojot:

- R_{10} un Q_{10} parametrus (Varik et al., 2015; Uri et al., 2017; Kriiska et al., 2019);
- pētījumā novērtēto sakarību starp gaisa un augsnes 5 cm dziļumā temperatūrām,
- kā arī individuālam parauglaukumam tuvākās LVĢMC meteoroloģiskas stacijas datus par stundas vidējo gaisa temperatūru.

R_{10} parametra vērtība ir vienāda ar R_{kop} , kad augsnes temperatūra ir $10\ ^\circ C$. Savukārt, Q_{10} parametrs raksturo R_{kop} izmaiņas, augsnes temperatūrai pieaugot par $10\ ^\circ C$. R_{10} un Q_{10} parametru vērtības aprēķinātas atbilstoši katrā parauglaukumā iegūtajiem empīriskajiem datiem. Emisiju datu interpolācijas aprēķina gaitā sākotnēji noteikts eksponenciāla vienādojuma, kas raksturo augsnes temperatūras un CO_2 emisiju sakarību katrā parauglaukumā, b koeficients.

$$R_{kop} = ae^{bTa}, \text{ kur} \quad (2.4)$$

R_{kop} – augsnes kopējās CO_2 emisijas, $\mu g\ CO_2-C\ m^{-2}\ s^{-1}$;

a, b – eksponenciāla vienādojuma koeficienti;

Ta – augsnes temperatūra 5 cm dziļumā, $^\circ C$.

Ar eksponenciālu 2.4. vienādojumu iegūtais koeficients b izmantots, lai aprēķinātu Q_{10} vērtību (2.5).

$$Q_{10} = e^{10b}, \text{ kur} \quad (2.5)$$

Q_{10} – augsnes elpošanas temperatūras jutīguma koeficients;

b – eksponenciāla vienādojuma koeficients.

Ar 2.4. vienādojumu novērtētā parametra R_{10} un ar 2.5. vienādojumu novērtētā parametra Q_{10} vērtība, kombinācijā ar datiem par augsnes temperatūru izmantota, lai interpolētu R_{kop} (2.6) katrā parauglaukumā. Augsnes temperatūras izmaiņas laikā noteiktas, izmantojot regresijas vienādojumu, kas raksturo augsnes un gaisa temperatūras mērījumus sakarību pētījuma parauglaukumos un datus par ik stundas vidējo gaisa temperatūru no LVĢMC meteoroloģiskajām stacijām.

$$R_{kop} = R_{10}Q_{10}^{((Ta-10)/10)}, \text{ kur} \quad (2.6)$$

R_{kop} – augsnes kopējās CO_2 emisijas, $\mu g\ CO_2-C\ m^{-2}\ s^{-1}$;

Ta – augsnes temperatūra 5 cm dziļumā, $^\circ C$;

R_{10} – augsnes kopējās CO_2 emisijas, tai esot $10\ ^\circ C$ temperatūrā 5 cm dziļumā, $\mu g\ CO_2-C\ m^{-2}\ s^{-1}$;

Q_{10} – augsnes elpošanas temperatūras jutīguma koeficients.

Lai iegūto R_{kop} rezultātu pārrēķinātu uz R_{het} , piemērots līdzšinējos pētījumos izstrādāts vienādojums (Bond-Lamberty et al., 2004). Vienādojums piemērots individuālos parauglaukumos novērtēto R_{kop} emisiju pārrēķinam.

$$\ln(Rhet) = 1,22 + 0,73 \ln(Rs) \quad R^2 = 0,81 \quad P < 0,001, \text{ kur} \quad (2.7)$$

Rhet – augsnes heterotrofā elpošana, g C m⁻² gadā;

Rs – augsnes kopējā elpošana bez virszemes autotrofās elpošanas, g C m⁻² gadā.

2.3.3. Meža ekosistēmas SEG emisiju novērtēšana

Meža ekosistēmas SEG emisiju novērtējumā veikta SEG emisiju un CO₂ piesaistes dinamikas modelēšana atbilstoši mežaudžu attīstībai 240 gadu meža apsaimniekošanas posmā. Novērtējumā ietverti:

- pētījuma rezultāti par ikgadējām augsnes SEG emisijām un C ienesi ar koku vainagu nobīrām, zemsedzes veģetācijas virszemes un sakņu biomasu, kā arī koku sīksakņu atmirumu;
- līdzšinējo pētījumu rezultāti par ikgadējo augsnes C ienesi ar sūnu un sīkkrūmu atmirumu;
- MRM un LVMI “Silava” ilgtermiņa meža resursu prognožu modeļa (AGM) datus balstīts C piesaistes kokaugu dzīvajā un nedzīvajā biomasā novērtējums atbilstoši mežaudzes attīstībai, tajā skaitā ikgadējam koksnes pieaugumam, dabiskajam atmirumam un mežizstrādei;
- C piesaistes koksnes produktos un biokurināmā aizvietošanas efekta novērtējums atbilstoši pieņēmumiem par mežizstrādē sagatavoto apaļo kokmateriālu veidu struktūru, biokurināmā īpatsvaru;
- CH₄ emisiju no meliorācijas grāvjiem novērtējums atbilstoši Vanags-Duka et al. (2022) ziņotajām vidējām emisijām.
- netiešo augsnes CO₂ emisiju (DOC izskalošanās) novērtējums atbilstoši IPCC noklusētajiem EF (Hiraishi et al., 2014).

Novērtējums veikts atbilstoši SEG inventarizācijas un IPCC vadlīniju pieejai SEG emisiju novērtējumā meža zemē, kas nav mainījusi zemes izmantošanas veidu vismaz 20 gadus. Attiecīgi, meža SEG emisiju dinamikas aprēķins balstīts uz ikgadējā C uzkrājuma maiņas tā krātuvēs (augšne, dzīvā koku biomasā, atmirusī koksne un koksnes produktos), kā arī augsnes CH₄ un N₂O emisiju, tajā skaitā no meliorācijas grāvjiem, novērtējumu. Ikgadējā C uzkrājuma un SEG emisiju dinamikas novērtējums veikts, pielietojot AGM datus par egles, priedes un melnalkšņa mežu augšanas gaitu un mežizstrādī platlapju kūdrenā, dumbrāja un liekņas meža tipos – mežaudzes vecuma dinamiku un augošu, atmirušu, kā arī nocirstu koku augstuma, caurmēra, skaita un krājas ikgadējiem rādītājiem meža apsaimniekošanas ciklā.

Augsnes C uzkrājuma izmaiņas novērtētas summējot ikgadējos C zudumus *Rhet* rezultātā un ikgadējo C ienesi ar koku vainaga nobīrām, zemsedzes veģetāciju, koku sīksaknēm, sūnām un sīkkrūmiem. *Rhet* ikgadējo augsnes C zudumu un C ieneses ar zemsegas veģetāciju un koku sīksaknēm aprēķinā piemērotas pētījuma rezultātā iegūtas fiksētas vērtības VKS un meža zemes statusu (mežaudze vai izcirtums) sadalījumā, atbilstoši pieņēmumam (1. pielikums) par apsaimniekotu mežu ikgadējo šķērslaukumu dinamiku. Par kritēriju zemes statusu iedalījumam pieņemts mežaudzes kritiskais šķērslaukums – egles, bērza un melnalkšņa mežiem attiecīgi 6; 4 un 5 m² ha⁻¹. Tādējādi, aprēķinā piemēroti pētījuma izcirtumos novērtētās augsnes C zudumu un ieneses fiksētas vērtības, ja mežaudzes šķērslaukums ir mazāks par kritisko šķērslaukumu, bet pētījuma mežaudzēs iegūtas vērtības piemērotas – ja šķērslaukums lielāks par kritisko šķērslaukumu.

Augsnes ikgadējās C ieneses ar koku vainaga nobīrām, sūnām un sīkkrūmiem aprēķinā izmantoti vienādojumi, kas raksturo C ienesi atkarībā no pieņēmuma par mežaudzes šķērslaukumu vai vecumu (1. pielikums). C ieneses ar koku vainaga nobīrām aprēķinā izmantoti pētījumā izstrādāti vienādojumi, kas raksturo ikgadējo C ienesi atkarībā no

mežaudzes šķērslaukuma egļu un lapkoku mežos. Savukārt, ikgadējās C ieneses ar sūnām un sīkkrūmiem aprēķinā izmantoti līdzšinējos pētījumos iegūti rezultāti. Sūnu un sīkkrūmu biomasas aprēķinā izmantoti vienādojumi (2.8 līdz 2.11), kas raksturo biomasu atkarībā no mežaudzes vecuma (Muukkonen & Mäkipää, 2006). Pieņemts, ka: sīkkrūmu un sūnu virszemes biomasas ikgadējā atmiruma īpatsvars ir attiecīgi 25 % un 33 % (Muukkonen & Mäkipää, 2006) ar vidējo C saturu 47,5 % (Fao, 2015); 70 % kopējās C oglekļa ienesi ar sīkkrūmiem un sūnām veido zemē esošā biomasā (Mälikönen, 1974; Havas & Kubin, 1983; Palviainen et al., 2005).

$$AGB(egļu\ mežs) = (10,375 - 0,033A + 0,001A^2 - 0,000004A^3)^2 - 0,5 \quad (2.8)$$

$$AGB(lapkoku\ mežs)_{sīkkrūmi} = (7,102 - 0,0004A^2)^2 - 0,5 \quad (2.9)$$

$$AGB(egļu\ mežs)_{sūnas} = (19,282 + 0,164A - 0,000001A^3)^2 - 0,5 \quad (2.10)$$

$$AGB(lapkoku\ mežs)_{sūnas} = (13,555 + 0,056A)^2 - 0,5 \quad (2.11)$$

AGB – virszemes biomasā, $kg\ ha^{-1}$;

A – mežaudzes vecums, $kg\ ha^{-1}$.

Meliorāciju grāvju CH_4 emisijas un augsnes netiešās CO_2 emisijas DOC izskalošanās rezultātā aprēķinātas atbilstoši IPCC noklusētajiem EF. Pieņemts, ka meliorācijas grāvju platību īpatsvars ir 3 % un CH_4 emisijas $10,3\ kg\ CH_4\ ha^{-1}$ gadā (Vanags-Duka et al., 2022). Savukārt, DOC saistītās emisijas sausinātās un dabiski mitrās platībās aprēķinātās ar EF attiecīgi 1,1 un $0,9\ t\ CO_2\ ha^{-1}$ gadā un nenoteiktību 66,7 % (Hiraishi et al., 2014).

Biomasas C uzkrājuma ikgadējo izmaiņu aprēķina pamatā ir individuālu koku biomasas aprēķina alometriskie vienādojumi (Liepiņš et al., 2018) un AGM dati par dzīvo, nedzīvo un nocirsto koku rādītāju dinamiku meža apsaimniekošanas ciklā, kā arī vidējo svērto C saturu koku biomasā (Bārdule et al., 2021c):

$$B = k \cdot \exp(\ln(a) + b \cdot \frac{D}{D+m} + c \cdot H \cdot d \cdot \ln(H) \cdot N), \text{ kur} \quad (2.12)$$

B – stumbra biomasā (SB), virszemes biomasā (AGB) vai sakņu biomasā (BGB), $kg\ ha^{-1}$;

D – vidējais koku caurmērs, cm ;

H – vidējais koku augstums, m ;

N – koku skaits, $gab.\ ha^{-1}$;

a, b, c, d, k – vienādojuma konstantes (2.5. tab.).

2.5. tabula

Koka biomasas alometriskā vienādojuma konstantes (Liepiņš et al., 2018)

VKS	B	$\ln(a)$	b	c	d	m	k
E	AGB	-0.5244	8.8563	0.0000	0.3879	19.0000	1.0127
	SB	-2.5842	7.0769	0.0232	0.9631	15.0000	1.0022
	BGB	-2.4967	10.8184	0.0000	0.0000	14.0000	1.0388
B, Ma	AGB	-2.1284	9.3375	0.0221	0.2838	11.0000	1.0041
	SB	-2.9281	8.2943	0.0184	0.7374	11.0000	1.0020
	BGB	-3.6432	2.5127	0.0000	0.0000	0.0000	1.0060

Ikgadējā C uzkrājuma izmaiņa dzīvajā biomasā noteikta, aprēķinot starpību starp C uzkrājumu aprēķina un iepriekšējā gadā, neskaitot C ikgadēji nocirsto un atmirušo koku biomasā. Ikgadēji nocirsto koku sakņu un koku vainaga biomasas C maina krātuvē uz nedzīvo biomasu, bet stumbra masas C dati tiek izmantoti C aprites aprēķināšanai nocirstas koksnes produktos. Savukārt, ikgadēji atmirušo koku gadījumā – viss saistītais C maina krātuvē uz atmirušo koksni. Aprēķinā pieņemts, ka nedzīvās koksnes C krātuvē uzkrātais C pāriet atmosfērā 20 gadu laikā. Lai izvairītos no novirzes aprēķinā, pieņemts, ka 240 gadu meža apsaimniekošanas cikla sākumā C uzkrājums atmirušajā koksnē atbilst MRM datiem par vidējo C uzkrājumu (2.6. tab.). Attiecīgi, ikgadējā C uzkrājuma izmaiņa nedzīvajā koksnē aprēķināta no aprēķina gadā atmirušās koksnes C un iepriekšējā gadā esošā C uzkrājuma atmirušajā koksnē summas atņemot proporciju (5 %) no C, kas aprēķina gadā pāriet atmosfērā.

2.6. tabula

Vidējais oglekļa uzkrājums nedzīvajā koksnē, t C ha⁻¹

MT	E	B	Ma
Kp	86.0	46.9	53.6
Db, Lk	68.1	35.2	51.6

Ikgadējās C uzkrājuma izmaiņas koksnes produktos pamatā ir pieņēmums par mežizstrādē sagatavoto vidējo kokmateriālu veidu struktūru (2.7. tab.). Pieņemts, ka 50 % zāģmateriālu un papīrmalkā esošā C koksnes produktu krātuvē nenonāk, ražošanas procesā radušo zudumu ietekmē.

2.7. tabula

Nocirstās stumbru biomasas kokmateriālu veidu sadalījums

MT	Cirtes veids	VKS	Zāģbaļķi, %	Papīrmalka, %	Biokurināmais, %
Kp	Kopšanas	E	0.48	0.42	0.10
		B	0.06	0.90	0.05
		Ma	0.31	0.00	0.69
	Atjaunošanas	E	0.90	0.05	0.05
		B	0.44	0.51	0.04
		Ma	0.43	0.00	0.57
Db, Lk	Kopšanas	E	0.48	0.41	0.11
		B	0.04	0.91	0.05
		Ma	0.29	0.00	0.71
	Atjaunošanas	E	0.70	0.24	0.07
		B	0.33	0.64	0.03
		Ma	0.46	0.00	0.54

Ikgadējā C uzkrājuma izmaiņa aprēķināta kā C uzkrājuma starpība aprēķina gada beigās un sākumā jeb iepriekšējā gada beigās:

$$\Delta C(i) = C(i+1) - C(i) \text{ , kur} \quad (2.13)$$

$\Delta C(i)$ – C uzkrājuma koksnes produktos izmaiņa aprēķina gadā, t C gadā;
 $C(i+1)$ – C uzkrājums koksnes produktos aprēķina gada beigās, t C gadā;
 $C(i)$ – C uzkrājums koksnes produktos aprēķina gada sākumā, t C gadā.

C uzkrājums koksnē produktos aprēķina gada beigās aprēķināts summējot gada sākumā koksnē produktos uzkrāto C un aprēķina gadā krātuvē jaunpienākušo C konkrētajā koksnē produktu kategorijā, un ņemot vērā ikgadēji krātuvē pamatošā C īpatsvaru:

$$C(i+1) = e^{-k} \cdot C(i) + \left[\frac{1 - e^{-k}}{k} \right] \cdot \text{pieplūdums}(i), \text{ kur} \quad (2.14)$$

$C(i+1)$ – C uzkrājums koksnē produktos aprēķina gada beigās, t C gadā;

$C(i)$ – C uzkrājums koksnē produktos aprēķina gada sākumā, t C gadā;

e – konstante = 2,718282;

k – koksnē produktu kategorijai raksturīga sadalīšanās konstante, kas atkarīga no pussabrukšanas perioda;

$\text{pieplūdums}(i)$ – C pieplūdums konkrētajā koksnē produktu kategorijā aprēķina gadā, t C gadā.

$$k = \frac{\ln(2)}{HL}, \text{ kur} \quad (2.15)$$

k – koksnē produktu kategorijai raksturīga sadalīšanās konstante, kas atkarīga no pussabrukšanas perioda;

HL – koksnē produktu pussabrukšanas periods, 35 gadi zāģbaļķu produktiem, 2 gadi papīrmalkas produktiem.

Analoģiski kā gadījumā ar C uzkrājumu atmirušajā koksnē, pieņemts, ka 240 gadu meža apsaimniekošanas periodā sākumā koksnē produktos uzkrātais C vienāds ar vidējo C uzkrājumu koksnē produktos atbilstoši SEG inventarizācijā (Skrebele et al., 2021) ziņotajiem rezultātiem (2.8. tab.).

2.8. tabula

Vidējais C uzkrājums koksnē produktos, t C ha⁻¹

Koksnē produktu izejmateriāls	MT	E	B	Ma
Zāģbaļķi	Kp	33.9	17.9	22.1
	Db, Lk	21.6	9.0	21.6
Papīrmalka	Kp	2.6	34.7	-
	Db, Lk	11.2	29.3	-

Biokurināmā aizvietošanas efekta aprēķins balstīts uz pieņēmumu, ka ikgadēji koksnē produktu C krātuves kategoriju pamatošā koksnē daļa, koksnē produktu ražošanas zudumu koksnē, kā arī nocirsto koku stumbru daļa kategorijā biokurināmais tiek izmantots kā kurināmais, kas aizvieto enerģētiskajā vērtībā ekvivalentu nesadedzinātās dabasgāzes daudzumu (2.9. tab.). Tādējādi, atbilstoši pieņēmumiem par kurināmo enerģētisko vērtību un pret to attiecināmo SEG emisiju daudzumu atkarībā no kurināmā veida, novērtēts dabasgāzes aizvietošanas ar biokurināmo efektu uz atmosfērā nenonākošām SEG.

Kurināmo raksturojums (Eggleston et al., 2006)

Parametrs	Dabaspāze	Biokurināmais
Siltumspēja, MWh m ⁻³	0.0094	4.9000
Lietderības koeficients	0.85	0.80
CO ₂ EF, t CO ₂ MWh ⁻¹	0.1984	-
N ₂ O EF, g N ₂ O MWh ⁻¹	0.3600	14.4000
CH ₄ EF, g CH ₄ MWh ⁻¹	3.6000	108.000

2.3.4. Datu matemātiskā apstrāde

Augsnes C ieneses vai SEG emisiju mērījumu rezultātu sakarības ar ietekmējošiem faktoriem novērtētas ar regresijas analīzi, savukārt, sakarību ciešums – ar korelācijas analīzi, nosakot Pīrsona (r) un Spīrmena korelācijas koeficientu (ρ). Regresijas vienādojumu kvalitātes raksturošanai izmantots determinācijas koeficients (R^2) un vidējā kvadrātiskā kļūda (RMSE). Ekosistēmas vai atsevišķu C krātuvju SEG emisiju un CO₂ piesaistes līdzsvars izteikts CO₂ ekvivalentos, CH₄ un N₂O emisijas pārrēķinot ar globālās sasilšanas ietekmes potenciāla koeficientiem attiecīgi 25 un 298 (Eggleston et al., 2006). Pētījuma rezultātu nenoteiktība izteikta ar ticamības intervālu pie būtiskuma līmeņa 0,05. Kombinētu pētījumu rezultātu nenoteiktības raksturošanai novērtēta apvienotā svērtā nenoteiktība.

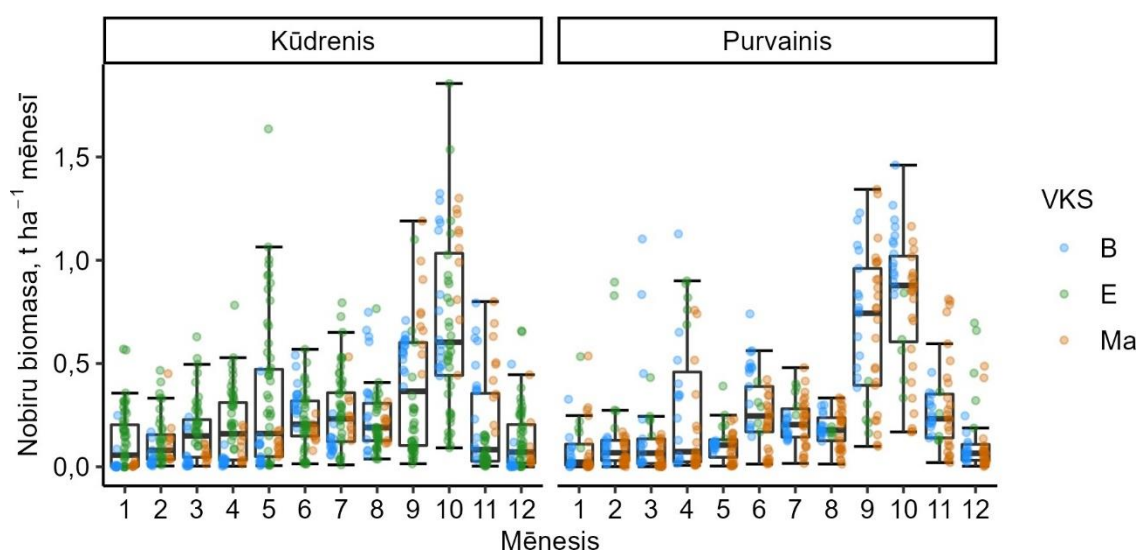
Datu statistiskā analīze veikta, izmantojot datorprogrammu R Studio, pie būtiskuma līmeņa $p < 0,05$. Datu izkliedes atbilstības normālajam sadalījumam pārbaudē pielietots Kalmogorova-Smirnova tests. Augsnes SEG emisiju mērījumu rezultātu vidējo vērtību salīdzināšanai izmantota neparametriskā metode Manna-Vitneja U kritērijs. Lai ņemtu vērā ietekmējošo pazīmju grupu ietekmi uz mainīgo, sakarība izteikta, veicot lineāro jauktu efektu regresijas analīzi. Lineārās regresijas vienādojumi salīdzināti ar testu ANCOVA. Dati ar ekstrēmu vērtību atlasīti, kā kritēriju izmantojot starpkvartīļu diapazonu, jeb pirmās un trešās datu kvartiles starpību (Morillas et al., 2012). Tādējādi, nodrošinot saskaņotību ar datu izkliedes vizuālo atspoguļojumu vērtībampplitūdas diagrammās, kurās atspoguļotu paraugkopas datu minimālā vērtība, pirmā kvartile, vidējais aritmētiskais (punkts), mediāna (horizontāla līnija), trešā kvartile, maksimālā vērtība un ekstrēmās vērtības, savukārt statistiski būtiskas vai nebūtiskas atšķirības norādītas ar burtiem, piemēram, “a”, “b”, “c”. Datu grafiki veidoti, izmantojot datorprogrammas R pakotni ggplot2, intervāls (iekrāsojum) ap regresijas taisni vai līkni norāda tās 95 % ticamības intervālu. Sakarības starp augsnes SEG emisijām un ietekmējošiem faktoriem atspoguļota ar principālo komponentu analīzes rezultātiem. Stabiņu diagrammās un tabulās nenoteiktība uzrādīta ar ticamības intervālu pie būtiskuma līmeņa 0,05.

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

3.1. Augšnes oglekļa ieneses aprēķina koeficienti un vienādojumi

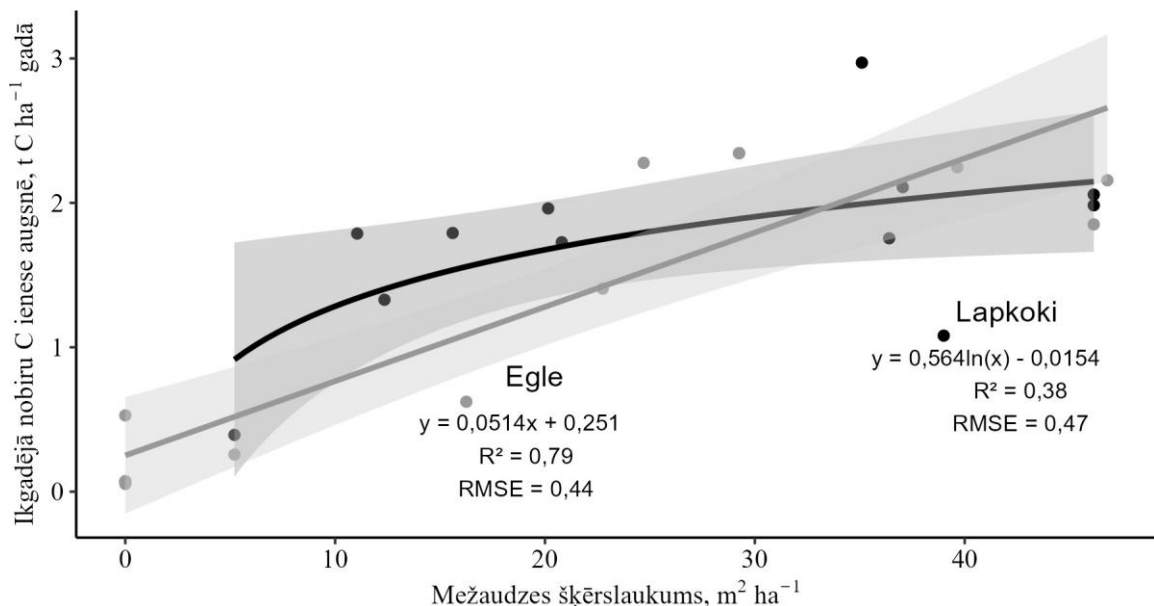
3.1.1. Vainaga nobiras

Lapkoku audzēs no janvāra līdz septembrim ikmēneša nobiru biomasa pakāpeniski pieauga aptuveni četras reizes, vidēji no $0,04$ līdz $0,23 \text{ t ha}^{-1}$ mēnesī (periodā kopā $1,15 \text{ t ha}^{-1}$). Savukārt, septembrī un oktobrī kopējā nobiru biomasa bija vidēji $0,79 \text{ t ha}^{-1}$ mēnesī. Egļu audzēs ikmēneša nobiru biomasa bija salīdzinoši vienmērīga vidēji $0,26 \pm 0,07 \text{ t ha}^{-1}$ mēnesī, izņemot aprīlī un oktobrī, kad nobiru biomasa pieauga līdz vidēji $0,56 \pm 0,01 \text{ t ha}^{-1}$ mēnesī (3.1. att.). MAAT ietekme uz ikmēneša nobiru biomasas variāciju un tendencēm vai gada nobiru kopējo biomasu pētījumā nav konstatēta. Kūdrenos un purvainos novērtētā augsnes C ienese ar vainaga nobirām attiecīgi vidēji $1,6 \pm 0,3$ un $2,2 \pm 0,4 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā iekļaujas Ziemeļeiropas skujkoku un lapkoku mežos novērtētās ikgadējās C ieneses attiecīgi vidēji $1,7 \pm 1,1$ un $1,5 \pm 0,7 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā nenoteiktības diapazonā (Neumann et al., 2018).



3.1. att. Ikmēneša nobiru biomasas variāciju

No vērtētajiem kokaudzes raksturlielumiem, vecumam ir ciešākā ($r = 0,8$) sakarība ar koku vainaga nobiru kopējo biomasu. Savukārt, šķērslaukums vislabāk spēj prognozēt gada kopējo nobiru biomasu atkarībā no koku sugas, tomēr nav novērojama tā ietekme uz ikmēneša nobiru biomasas variāciju un tendencēm. Ikmēneša nobiru biomasas variācija lapkoku un egļu audzēs ir attiecīgi vidēji $120 \pm 20 \%$ un $71 \pm 21 \%$. Noteiktais C saturs nobirās (vidēji $52,1 \pm 0,2 \%$), kā arī parauglaukumos novērotā sakarība starp mežaudzes šķērslaukumu un ikgadējo nobiru biomasu nosaka, ka egļu audžu šķērslaukumam palielinoties līdz $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, ikgadējā augsnes C ienese ar nobirām lineāri palielinās līdz vidēji $2,31 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā. Pētījuma dati norāda, ka lapkoku mežaudžu šķērslaukumam palielinoties līdz $10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, ikgadējo nobiru biomasa strauji pieaug līdz vidēji $1,28 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā. Šķērslaukuma turpinot palielināties, salīdzinot ar egļu mežiem, lapkoku mežaudzēs ikgadējo vainaga nobiru biomasa pieaug lēnāk un tiecas stabilizēties. Lapkoku mežaudzēs ar šķērslaukumu no 11 līdz $46 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ pētījuma periodā vidējā ikgadējā augsnes C ienese ar nobirām bija $1,86 \pm 0,46 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā (3.2. att.).

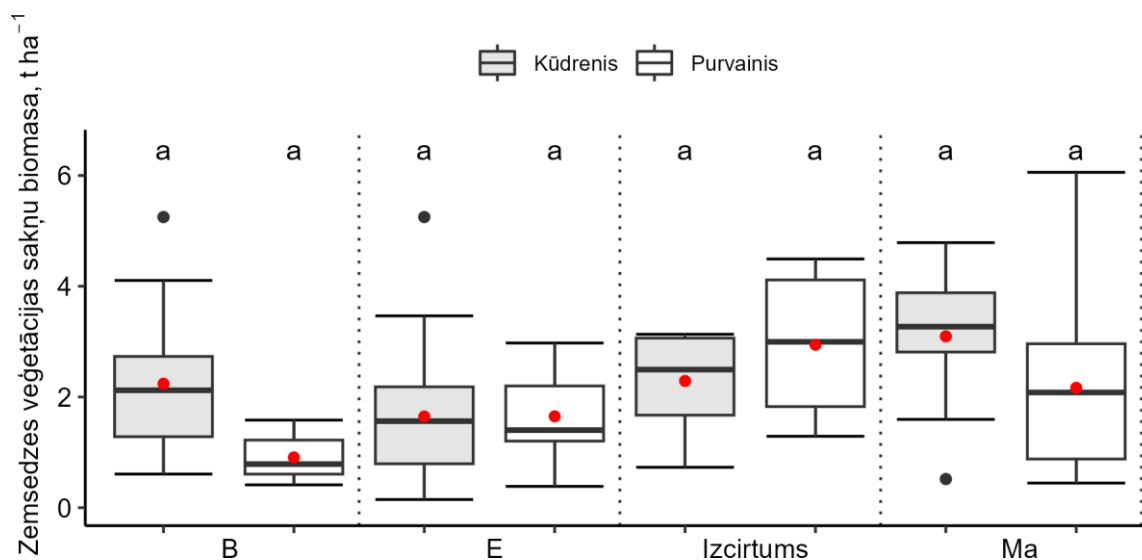


3.2. att. Ikgadējā augsnes C ienese ar vainaga nobirām atkarībā no šķērslaukuma

Līdzīgas nobiru ikgadējās biomasas un šķērslaukuma sakarības tendences novērotas arī citā Latvijā veiktā pētījumā mežaudzēs ar organisko augsni – lineārs nobiru biomasas pieaugums skujkoku audzēs visā šķērslaukumu diapazonā, bērzu audzēs pieņemts, ka sasniedzot šķērslaukumu $34 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ nobiru biomasas apjoms ir nemainīgs (Bārdule et al., 2021d). Tomēr iepriekš veiktajā pētījumā novērtēts straujāks ikgadējais augsnes C ienese ar nobirām pieaugums, kas, mežaudzes šķērslaukumam palielinoties līdz $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, sasniedz $2,66 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā un aptuveni $3,0 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā, attiecīgi bērzu un egļu audzēs. Atšķirības var būt skaidrojamas ar ikgadējo nobiru variāciju. Lai identificētu ikgadējās augsnes C ienes ar vainaga nobirām apjoma un tā variācijas ietekmējošos faktorus, nepieciešami ilgtermiņa novērojumi, kas ļautu izvērtēt sakarības starp meteoroloģiskiem apstākļiem un nobiru kopējās biomasas un tās frakciju ar dažādu C saturu sadalījuma datiem. Novērots, ka, piemēram, priežu meža skuju nobiru ikgadējā variācija var būt līdz 40 % (Kouki & Hokkanen, 1992). Arī ilgtermiņa pētījumā Latvijā novērota ievērojama ikgadējā vainaga nobiru kopējā biomasa robežās no 2198 līdz 6085 kg ha^{-1} gadā (Bārdule et al., 2021a). Šādas variācijas iemesls var būt ikgadējo meteoroloģisko apstākļu dažādība un ekstremāli laikapstākļu notikumi kā vētras, kas var ievērojami ietekmēt nobiru dinamiku (Sanford et al., 1991).

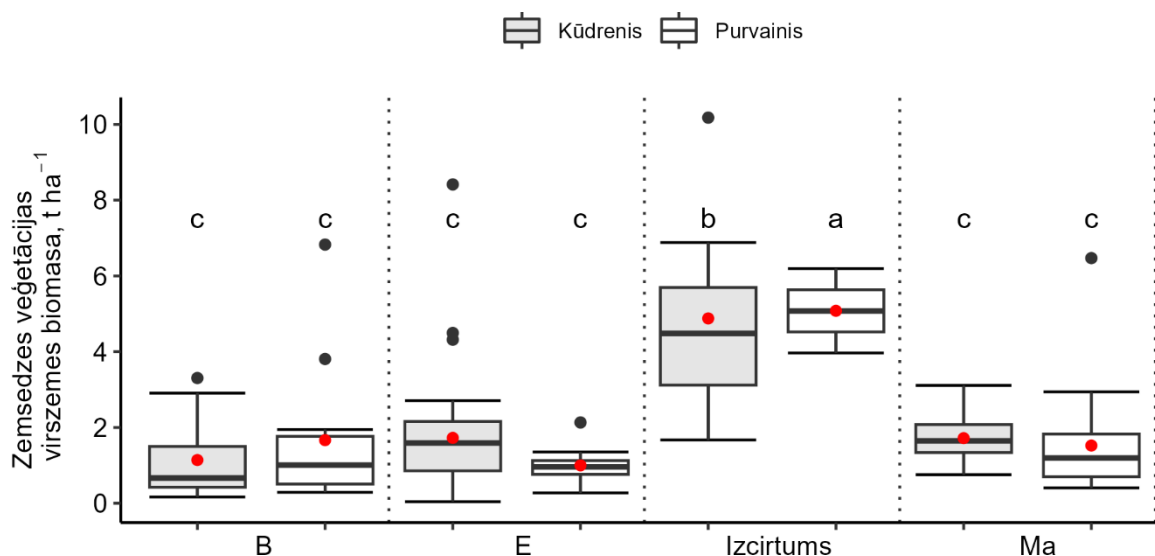
3.1.2. Zemsedzes veģetācijas

Pētījuma objektos novērtētā zemsedzes veģetācijas sakņu (pZV) biomasa (C saturs vidēji $49,7 \pm 7,8 \%$) ir robežās no $0,63$ līdz $3,54 \text{ t ha}^{-1}$ (vidēji $1,96 \pm 0,30 \text{ t ha}^{-1}$). Izcirtumos pZV biomasa (vidēji $2,24 \pm 0,96 \text{ t ha}^{-1}$) tiecas būt lielākā nekā mežaudzēs (vidēji $1,91 \pm 0,55 \text{ t ha}^{-1}$), bet VKS, meža zemes statusa (mežaudze vai izcirtums) un MAAT būtiska ietekme uz vidējo pZV biomasu nav novērota (3.3. att.). Vidējā novērtētā virszemes zemsedzes veģetācijas (vZV) biomasa (C saturs vidēji $47,4 \pm 7,2 \%$) izcirtumu parauglaukumos $4,67 \pm 0,50 \text{ t ha}^{-1}$ (no $4,27$ līdz $5,49 \text{ t ha}^{-1}$) veģetācijas sezonas beigās bija būtiski lielāka nekā mežaudzēs – vidēji $1,57 \pm 0,30 \text{ t ha}^{-1}$ (no $0,39$ līdz $3,82 \text{ t ha}^{-1}$).



3.3. att. Zemsedzes veģetācijas sakņu biomasas mērījumu rezultātu variācija

Iegūtais rezultāts par vZV mežaudzēs ir līdzīgs tam, kas aprēķināms izmantojot Somijas apstākļiem izstrādātu virszemes zemsedzes veģetācijas aprēķina vienādojumus, kas ar vidējo kvadrātisko kļūdu 13,6 % nosaka, ka 80 gadu vecumā zemsedzes virszemes veģetācijas biomasa mežos ar kūdras augsni ir $1,65 \text{ t ha}^{-1}$ (Muukkonen & Mäkipää, 2006). Promocijas darba pētījums norāda, ka izcirtumos vZV biomasa var būt aptuveni trīs reizes lielāka nekā mežos. Savukārt, Somijā jauktu koku mežos ar vidēji auglīgu augsni (*Vaccinium-myrtillus*) iegūti pretrunīgi kailcirtes ietekmes uz vZV vaskulāro augu biomasu. Divos izmēģinājumos novērots, ka septiņos gados pēc kailcirtes biomasa samazinās no $1,08 \text{ t ha}^{-1}$ līdz $0,61 \text{ t ha}^{-1}$ un palielinās no $1,02 \text{ t ha}^{-1}$ līdz $1,52 \text{ t ha}^{-1}$ (Palviainen et al., 2005). Šo pētījumu rezultātu atšķirības, kā arī būtiska atšķirība starp vZV biomasas mērījumu rezultātu vidējām vērtībām purvainu un kūdreņu izcirtumos, kas atspoguļota 3.4. attēlā, interpretējama kā norāde, ka augsnes hidroloģiskam režīmam, kā arī augsnes auglībai var būt būtiska ietekme uz vZV biomasu izcirtumos, bet šāds pieņēmums pārbaudāms ar lielāku mērījumu atkārtojumu skaitu mežos ar dažādu augsnes auglību. Vidējā novērtētā vZV biomasa purvainu izcirtuma parauglaukumā ir $5,08 \text{ t ha}^{-1}$, bet kūdreņu izcirtumu parauglaukumos – vidēji $4,57 \pm 0,60 \text{ t ha}^{-1}$.

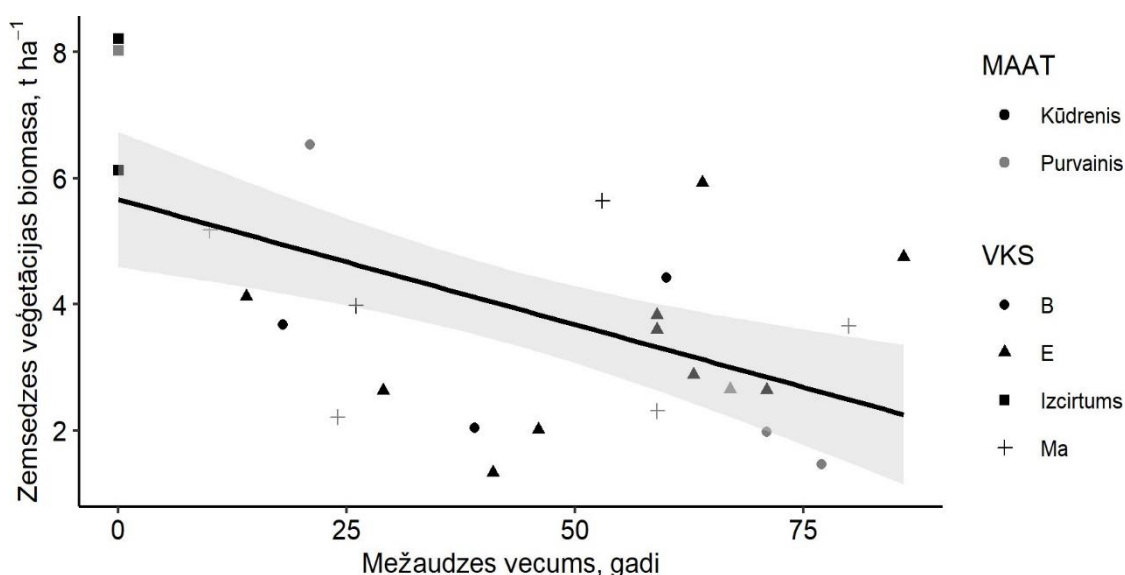


3.4. att. Zemsedzes veģetācijas virszemes biomasas mērījumu variācija

Novērtētā zemsedzes veģetācijas (ZV) kopējā biomasa (pZV un vZV vidējais svērtais C saturs $48,2 \pm 0,3$ %) kūdreņos ir no $1,33$ t ha⁻¹ līdz $5,93$ t ha⁻¹ (vidēji $3,48 \pm 0,60$ t ha⁻¹), bet purvainos – no $1,46$ līdz $6,53$ t ha⁻¹ (vidēji $3,46 \pm 0,66$ t ha⁻¹), attiecīgi, kopā vidēji $3,47 \pm 0,66$ t ha⁻¹. Izcirtumu gadījumā vidējā ZV biomasa purvaiņa parauglaukumā ($8,02 \pm 1,63$ t ha⁻¹) ir virs novērtētās vidējās biomasas kūdreņu izcirtumos ($6,65 \pm 1,02$ t C ha⁻¹) ticamības intervāla maksimālās vērtības.

Aprēķinā izmantojot Somijas apstākļiem izstrādātos biomasas vienādojumus, kā arī ņemot vērā mežu vecumstruktūru, Latvijā novērtētā ikgadējā augsnes C ienese ar ZV biomasu ir no $0,34 \pm 0,01$ t C ha⁻¹ gadā bērza mežos un $1,29 \pm 0,20$ t C ha⁻¹ gadā priežu mežos (Bārdule et al., 2021a). Empīriskie dati norāda uz pozitīvu korelāciju starp ZV un augsnes auglības rādītājiem (skat. 3.2.5. apakšnodaļu). Tādēļ šajā pētījumā mežaudzēs noteiktā ikgadējā C ienese, kas izmēģinājumu objektos bija robežās no vidēji $0,6$ līdz $3,2$ t C ha⁻¹, var būt skaidrojama ar pētījumam izraudzītajiem meža tipi ar auglīgu augsni.

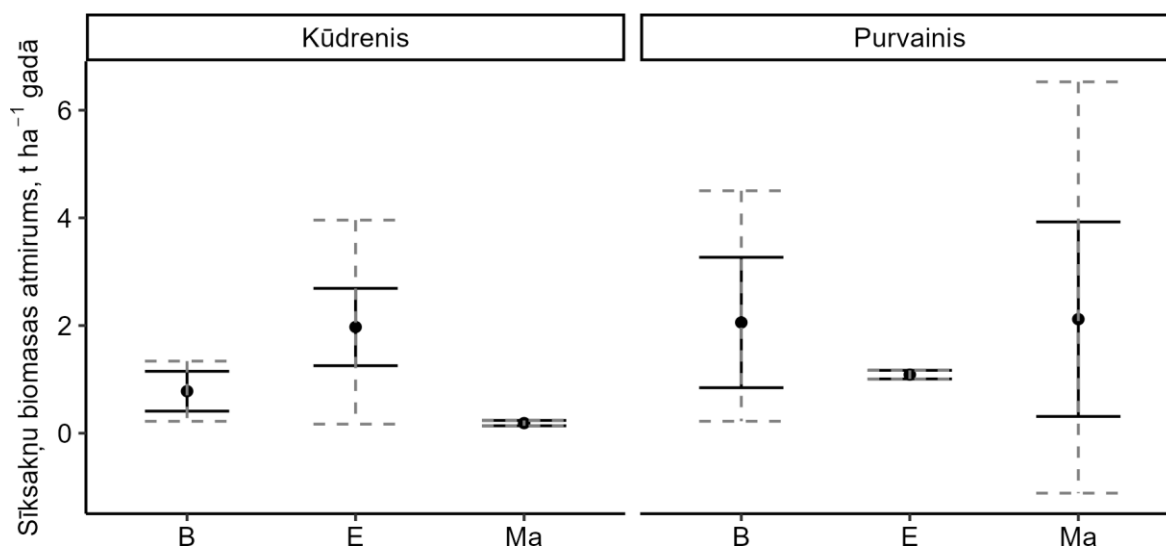
No vērtētajiem mežaudzes parametriem, vecumam ir ciešākā korelācija ($r = -0,58$; $p < 0,05$) ar ZV biomasu. Šī sakarība ar vidējo kvadrātisko kļūdu $\pm 1,49$ t ha⁻¹ nosaka (3.5. att.), ka izcirtumos ZV biomasa ir vidēji $5,66$ t ha⁻¹, kas samazinās līdz vidēji $2,46$ t ha⁻¹, mežaudzei attīstoties līdz 80 gadu vecumam.



3.5. att. Sakarība starp zemsedzes veģetācijas kopējo biomasu un mežaudzes vecumu

3.1.3. Koku sīksaknes

Kūdreņos novērtētais koku sīksakņu ikgadējais atmirums ir no $0,19 \pm 0,05$ līdz $0,98 \pm 0,87$ t ha⁻¹ gadā mežaudzēs ar VKS B un Ma (vidēji $0,58 \pm 0,44$ t ha⁻¹ gadā), un no $0,89 \pm 0,75$ līdz $3,24 \pm 2,46$ t ha⁻¹ gadā mežaudzēs ar VKS E (vidēji $1,97 \pm 0,72$ t ha⁻¹ gadā). Savukārt, lapkoku purvaiņos novērtētais sīksakņu ikgadējais atmirums ir no $0,69 \pm 0,37$ līdz $4,72 \pm 1,15$ t ha⁻¹ gadā (vidēji $2,09 \pm 1,07$ t ha⁻¹ gadā), bet E audzē $1,09 \pm 0,08$ t ha⁻¹ gadā (3.6. att.).

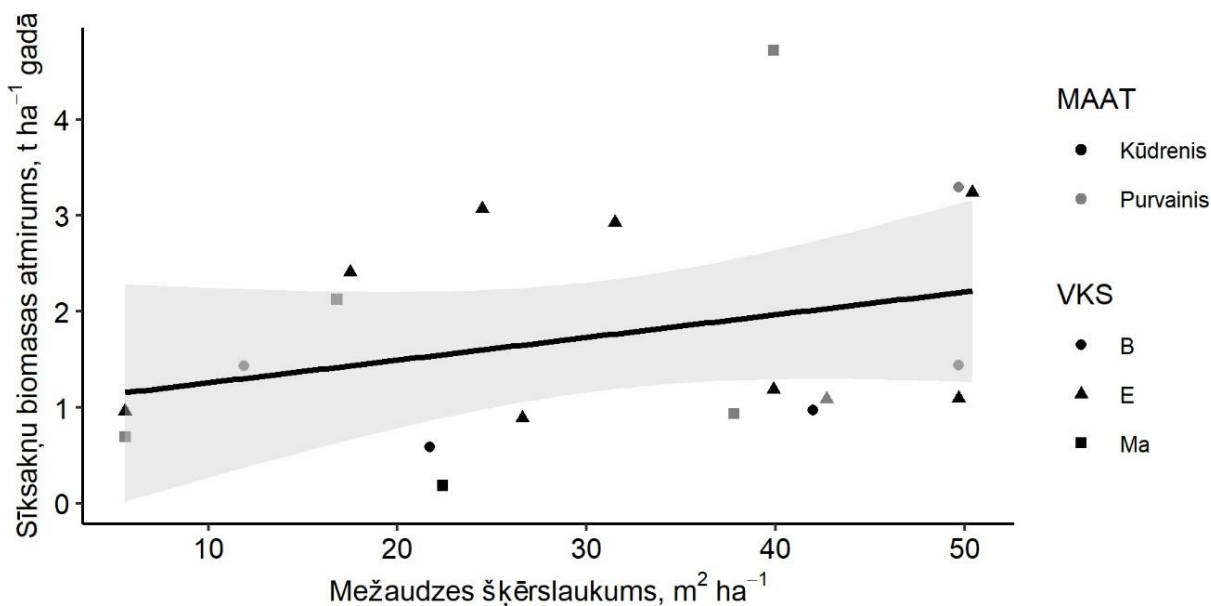


3.6. att. **Sīksakņu atmirums atkarībā no valdošās koku sugas**

Norādīta aritmētiskā vidējā vērtība, minimums, maksimums (pārtraukta līnija) un ticamības intervāls (nepārtraukta līnija)

Pētījumā novērtētais ikgadējais vidējais sīksakņu atmirums egļu ($1,87 \pm 0,66 \text{ t ha}^{-1}$ gadā) un lapkoku mežos ($1,64 \pm 0,86 \text{ t ha}^{-1}$ gadā) iekļaujas līdzšinējo pētījumu rezultātu nenoteiktības diapazonā – ziņots, ka ikgadējā sīksakņu produkcija Ziemeļeiropas skujkoku mežos ir vidēji $2,84 \pm 1,52 \text{ t ha}^{-1}$ gadā, bet lapkoku mežos – vidēji $1,99 \pm 1,01 \text{ t ha}^{-1}$ gadā (Neumann et al., 2020). Tomēr Igaunijā veiktā pētījumā novērtētā sīksakņu ikgadējā produkcija bērza mežos ar auglīgu organisko augsni no 1,81 līdz $3,02 \text{ t ha}^{-1}$ gadā (Uri et al., 2017) tiecas būt lielāka nekā promocijas darba pētījuma ietvaros novērtēts hidromeliorētās bērza audzēs ($0,59$ līdz $0,97 \text{ t ha}^{-1}$ gadā), bet vairāk atbilst novērtētajam sīksakņu produkcijas diapazonam mežos ar dabiski mitru augsni ($1,43$ līdz $3,29 \text{ t ha}^{-1}$ gadā). Tas var būt skaidrojams ar empīrisko datu nenoteiktības ietekmi. Promocijas darba pētījumā novērtētās sīksakņu produkcijas vidējās vērtības atkarībā no VKS un MAAT nenoteiktība ir no 30 līdz 161 % (vidēji 71 %). Cits iemesls var būt atšķirīgi augšanas apstākļi pētījumu objektos, jo empīriskie dati norāda, ka ikgadējā sīksakņu produkcija tiecas būt lielāka, samazinoties vidējam GŪ līmenim un augsnes auglības rādītājiem (skat. 3.2.5. apakšnodaļu). Lielāka sīksakņu produkcija mazāk auglīgās augsnes novērota arī citos pētījumos (Leppälammī-Kujansuu et al., 2014; Lehtonen et al., 2016; Mäkelä et al., 2016; Kriiska et al., 2019). Paaugstinātu sīksakņu produkciju pētījuma objektos ar dabiski mitru augsni varēja veicināt ikmēneša GŪ līmeņa dinamika. Vidējais GŪ līmenis purvainos vasaras mēnešos, kad sīksakņu pieaugums var būt vislielākais (Varik et al., 2015), bija dziļāks par 40 cm, kā tas ir bijis arī minētajā Igaunijas pētījumā ar hidromeliorētu augsni. Tomēr, sīksakņu produkcijas noteikšanas metodes nenoteiktības dēļ, lai kvantificētu dažādu augšanas apstākļu ietekmi uz sīksakņu produkciju, nepieciešams lielāks mērījumu atkārtojumu skaits. Būtiski ir veikt sīksakņu iesaugšanas izmēģinājumus vismaz divus gadus, pētījuma dati norāda, ka izmantojot tikai pirmajā gadā iesaugšanas maisos iesaugušo sīksakņu biomasas datus, sīksakņu atmiruma aprēķina rezultāts būtu ievērojami mazāks, nekā izmantojot divu gadu datus. Novērojums par nepietiekami novērtētu sīksakņu produkciju ar iesaugšanas cilindra metodi izdarīts arī līdzšinējos pētījumos (Finér & Laine, 2000; Ostonen et al., 2005), secināts arī, ka ar iesaugšanas cilindru var novērtēt sīksakņu produkcijas minimālo vērtību (Steele et al., 1997).

No vērtētajiem mežaudzes raksturlielumiem, šķērslaukumam ir ciešākā sakarība ar ikgadējo koku sīksakņu atmirumu ($r = 0,30$). Iegūtie dati norāda, ka mežaudzes šķērslaukumam pieaugot no 10 līdz $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, ikgadējais sīksakņu biomasas atmirums palielinās no vidēji $0,64$ līdz $0,99 \text{ t ha}^{-1}$ gadā (3.7. att.). Tomēr no pētījumā iegūtajiem empīriskajiem datiem izveidojamā regresijas vienādojuma ikgadējā sīksakņu atmiruma prognozei ir liela vidējā kvadrātiskā kļūda $\pm 1,43 \text{ t ha}^{-1}$ gadā, jeb 81 % no izmēģinājumu objektos novērtētās vidējās ikgadējās sīksakņu atmiruma vērtības.

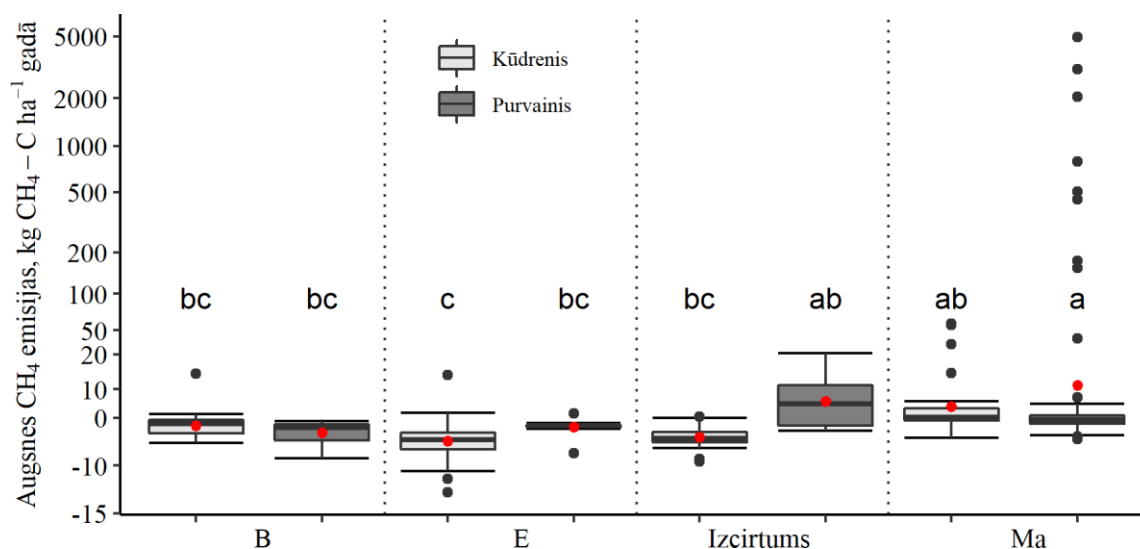


3.7. att. Sakarība starp stīksakņu atmirumu un mežaudzes šķērslaukumi

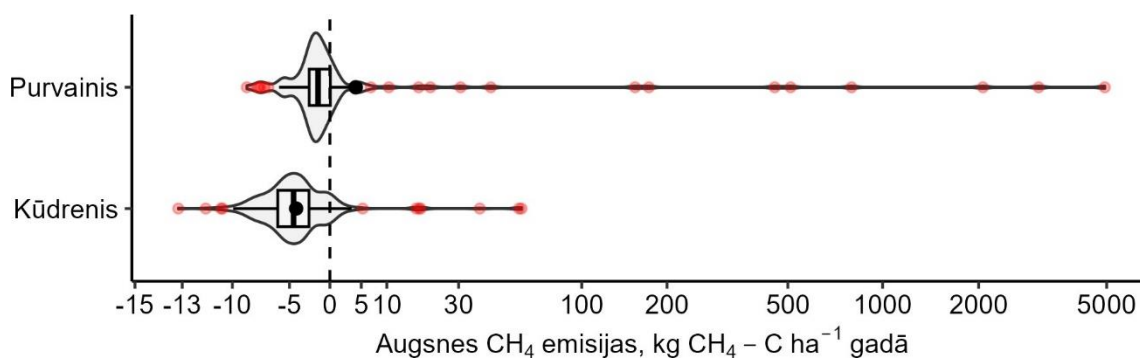
3.2. Augsnes SEG emisiju aprēķina faktori un vienādojumi

3.2.1. Augsnes CH₄ emisijas

Augsnes CH₄ emisiju ikmēneša mērījumiem raksturīga liela variācija. Kūdrenos veikto ikmēneša CH₄ mērījumu rezultātu vidējais variācijas koeficients ir 60 %, bet purvainos 268 %. Kūdrenu augsnes CH₄ emisiju ikmēneša mērījumu rezultātu vidējā vērtība ir robežās no $-7,15 \pm 2,86$ līdz $2,87 \pm 14,04$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā, bet purvainos – robežās no $-4,56 \pm 2,35$ līdz $497,15 \pm 1558,67$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (3.8. att.). Kā ekstrēmi identificēti augsnes ikmēneša CH₄ emisiju mērījumi $< -12,26$ un $> 5,61$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā. Augsnes CH₄ emisiju ikmēneša mērījumu vidējo vērtību (tajā skaitā ekstrēmo vērtību) izkliede atkarībā no MAAT pētījuma objektos redzama 3.9. attēlā. Ekstrēmas augsnes emisijas novērotas 21 no 353 parauglaukumu apsekojumiem, jeb 3 % no kūdreņu parauglaukumu apsekojumiem un 12 % no purvainu parauglaukumu apsekojumiem.



3.8. att. Augsnes CH₄ emisiju mērījumu rezultātu izkliede



3.9. att. Augsnes CH₄ emisiju mērījumu rezultātu izkliede

Sarkanie punkti – datu ekstrēmās vērtības, pelēkais fons ap vērtībampplitūdas diagrammu norāda uz datu izkliedi/blīvumu

Ekstrēmas vērtības novērotas trīs purvaiņu parauglaukumos (ekstrēmo emisiju vidējā vērtība $877,76 \pm 1424,652$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā) un četros kūdreņu objektos (ekstrēmo emisiju vidējā vērtība $27,53 \pm 23,48$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā). Izteikti lielas ekstrēmo emisiju vērtības (vidēji $1355,81 \pm 1682,84$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā) deviņās parauglaukuma apsekošanas reizēs sasniedzot līdz $4933,09 \pm 25517,45$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā noteiktas vienā no pētījuma objektiem ar dabiski mitru augsni un VKS melnalksnis. Līdzīgs novērojums konstatēts pētījumā ziemeļu reģiona kūdrājos, kurā novērots, ka trīs ekstrēmi lielu CH₄ emisiju epizodēs no augsnes atmosfērā nonāca 1020 kg CH₄-C ha⁻¹ (Glaser et al., 2004). Pārējos deviņos purvaiņu objektos ekstrēmo emisiju vidējā vērtība $17,27 \pm 9,3$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā ir mazāka par noteikto ekstrēmo emisiju vidējo vērtību kūdreņos. Attiecīgi pētījuma rezultāti norāda, ka izteikti ekstrēmas augsnes CH₄ emisijas, kas var būtiski ietekmēt noteikto vidējo emisiju daudzumu, var būt sagaidāmas aptuveni 10 % meža platībās ar dabiski mitru auglīgu organisko augsni. Šajā parauglaukumā ar izteikti augstām un biežām CH₄ emisijām, emisiju mērījumu vidējā vērtība ir $1016,20 \pm 883,26$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā. Pozitīva emisiju vidējā vērtība ir arī mērījumiem izcirtuma parauglaukumā (vidēji $6,98 \pm 156,30$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā), pārējos parauglaukumos ar dabiski mitru augsni CH₄ emisiju mērījumu vidējās vērtības ir negatīvas, kopā vidēji $-2,09 \pm 2,50$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā.

Augsnes CH₄ emisiju telpiskā neviendabība novērtēta arī citā pētījumā, kurā ar EC un kameru metodēm veiktu mērījumu rezultāti rāda, ka ziemeļu reģiona kūdrājos 10 % platības ar GŪ līmeni tuvu augsnes virsmai (augšnes piesātinājuma apstākļos) var radīt līdz pat 45 % no kopējām CH₄ emisijām (Sachs et al., 2011). Līdzšinējie pētījumi norāda, ka augsnes CH₄ emisiju neviendabīgumu nosaka mikro-topogrāfiskās īpašības (Couwenberg & Fritz, 2012; Gong et al., 2013) un mikroreljefa ietekme uz augsnes hidroloģiju (Gong et al., 2012; Bohn et al., 2013; Shi et al., 2015). Kas nosaka ka starp metāna emisijām un emitējošo augsnes platību nav lineāra sakarība, un arī neliels platības īpatsvars radīt nozīmīgu daļu no kopējām emisijām plašākā apgabalā (Cresto Aleina et al., 2016). Ziemeļu reģionā emisiju neviendabīguma izprašanu īpaši nozīmīgu padara augstais C satur kūdrā (Hugelius et al., 2013) un saistītās paaugstinātās SEG emisijas.

Pētījumā novērtētās ikgadējās augsnes CH₄ emisijas kūdreņos ir no $-8,2$ līdz $15,3$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (vidēji $-3,47 \pm 0,94$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā), bet purvaiņos no $-6,5$ līdz $1016,2$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (vidēji $106,6 \pm 101,0$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā). Novērtētās kūdreņu augsnes ikgadējās emisijas ir mazākās par IPCC vadlīniju noklusēto EF boreālai zonai $2,0$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā, kā arī neiekļaujas tā 95 % ticamības intervālā $-1,6$ līdz $5,5$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (Hiraishi et al., 2014). Attiecīgi pētījumā novērtēta lielāka augsnes CH₄ emisiju piesaiste nekā līdzšinējos pētījumos kopumā, lai gan emisiju diapazons kūdreņos ir līdzīgs kāds atkarībā no augsnes auglības novērtēts Somijā: no $-2,8$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā mazauglīgās augsnēs līdz $11,6$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā auglīgās augsnēs (Ojanen et al., 2013). Savukārt, novērtētās vidējās ikgadējās dabiski mitras augsnes CH₄ emisijas iekļaujas IPCC vadlīniju

noklusētā CH₄ no auglīgas organiskās augsnes ar atjaunotu hidroloģisko režīmu boreālā zonā EF 95 % ticamības intervālā no 0 līdz 493 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (vidēji 137 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā) (Hiraishi et al., 2014).

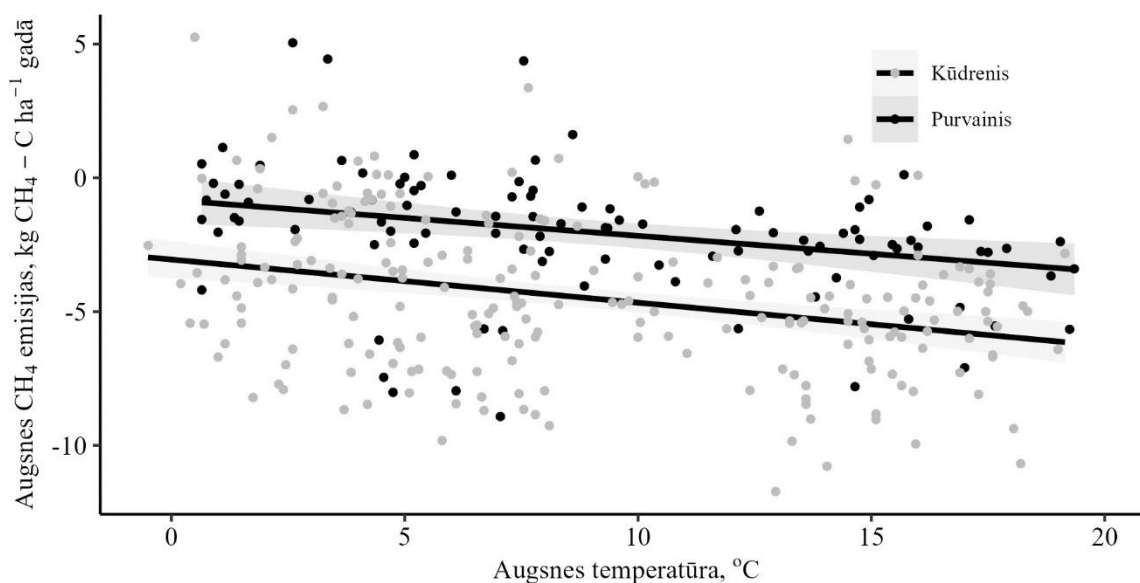
Lielāku CH₄ emisiju tendence novērojama pētījuma mežaudzēs ar valdošo koku sugu melnalksnis. Novērtētās vidējās ikgadējās augsnes CH₄ emisijas melnalkšņu kūdreņos un purvainos ir attiecīgi 6,8 ± 16,6 un 199,8 ± 393,2 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (3.1. tab.). Bērzu un egļu kūdreņos un purvainos novērtētas negatīvas ikgadējās augsnes CH₄ emisijas (vidēji – 4,4 ± 1,2 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā). Viennozīmīga MAAT ietekme uz tās CH₄ emisijām izcirtumā nav novērota. Novērtētās ikgadējās augsnes CH₄ emisijas izcirtumu pētījuma objektos ir no –6,0 līdz 6,88 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (vidēji –2,4 ± 4,6 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā).

3.1. tabula

Ikgadējās augsnes CH₄ emisijas (kg CH₄-C ha⁻¹ gadā) izmēģinājumu objektos

Valdošā koku suga	Kūdreņis	Purvainis
Bērzs	-1.7 ± 2.0	-3.7 ± 2.8
Egle	-5.5 ± 1.0	-2.4 ± 1.2
Izcirtums	-4.7 ± 1.0	6.9 ± 6.2
Melnalksnis	6.8 ± 16.6	199.8 ± 393.2
Melnalksnis (izņemot parauglaukumu ar ekstrēmām emisijām)	-	-0.9 ± 0.4
Melnalksnis (parauglaukums ar ekstrēmām emisijām)	-	1016.20 ± 883.26
Vidēji	-3.47 ± 0.94	100.6 ± 101.0

Pētījumā iegūto CH₄ emisiju un augsnes temperatūras 5 cm dziļumā (Ta) mērījumu sakarības tendence norāda, ka augsnes temperatūrai samazinoties, tās CH₄ piesaiste tiecas palielināties. Kā arī purvaiņu un kūdreņu augsnes CH₄ piesaistes temperatūras jutīgums ir līdzīgs, bet CH₄ piesaiste purvaiņu augsnēs tiecās būt mazāka (3.10. att.). Tomēr Ta variācija neļauj precīzi prognozēt gan purvaiņu ($R^2 = 0,05$), gan kūdreņu augsnes ($R^2 = 0,05$) CH₄ emisijas. Tādēļ, papildus GŪ līmeņa datiem, informācijas par Ta iekļaušana regresijas analīzē, vienādojuma augsnes CH₄ emisiju prognozēšanas spēju būtiski neuzlabo. Tas apstiprina līdzšinējos pētījumos gūto atziņu, ka augsnes temperatūras datu izmantošana CH₄ emisiju prognozēšanā ir problemātiska (Couwenberg & Fritz, 2012).



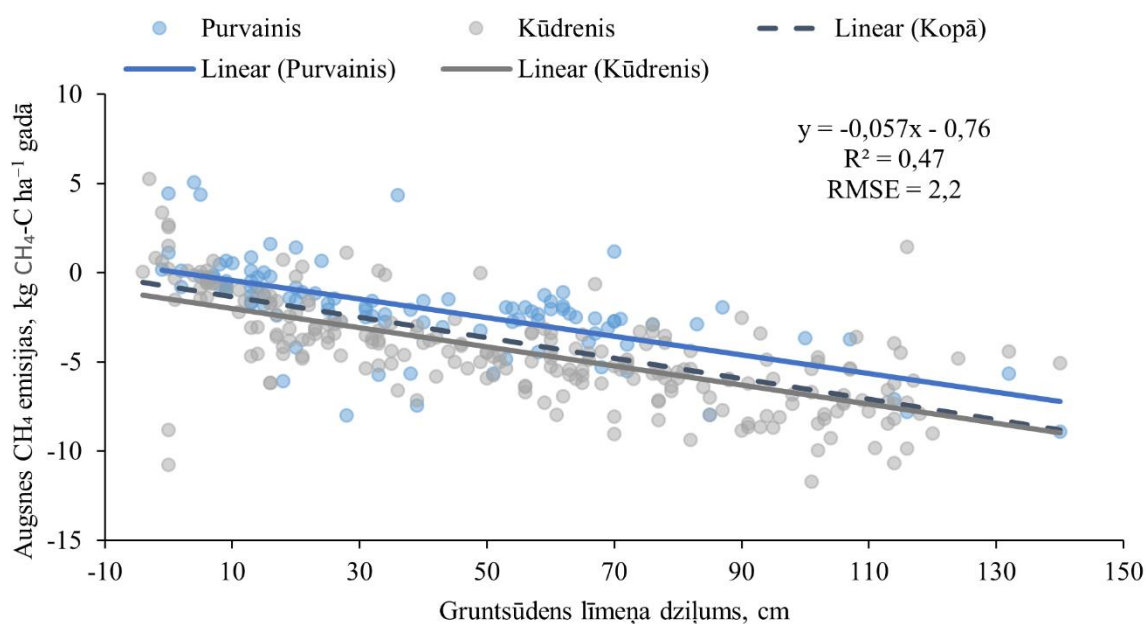
3.10. att. Sakarība starp augsnes CH₄ emisijām un tās temperatūru 5 cm dziļumā

Novērotā Ta un CH_4 emisiju tendence nav saskaņā ar vispārpieņemtām zināšanām, ka temperatūras palielināšanās veicina metāna CH_4 produkciju. Tomēr neatbilstība varētu būt skaidrojama ar to, ka temperatūras ietekme uz CH_4 emisijām ir ļoti mainīga un neviennozīmīga (Segers, 1998; Whalen, 2005). Vai arī ar to, ka vājās korelācijas ietekmē tendences identificēšana ir kļūdaina. Temperatūras ietekmes uz emisijām mainība var būt saistīta ar anaerobo procesu barības ķēdes temperatūras jutīguma variāciju (Whalen, 2005). Mainoties augsnes temperatūrai, tiek sagaidīts, ka mainās arī mikroorganismu kultūru struktūra (Horz et al., 2005). Sakarība starp Ta un augsnes neto CH_4 emisijām faktiski atspoguļo līdzsvaru starp CH_4 producējošo (metanogēnu) un oksidējošo (metanofilu) mikroorganismu aktivitāti. Augsnes temperatūras palielināšanās var veicināt gan metanogēnu, gan metanofilu aktivitāti (Van Winden et al., 2012). Tomēr viennozīmīga abu pretējo procesu korelācija ar temperatūru nav konstatēta (Bender & Conrad, 1995). Temperatūras ietekme uz CH_4 producējošiem un patērējošiem mikroorganisma var nebūt vienāda, tādēļ nav izslēdzams, ka iespējami apstākļi, kuros temperatūras palielināšanās vairāk veicina metāna oksidēšanas, nekā producēšanas procesus, kas noved pie tā, ka pieaugot augsnes temperatūrai nevis pieaug neto CH_4 emisijas, bet neto piesaiste. Šāds pieņēmums būtu pārbaudāms vienlaicīgi ar emisiju monitoringu, novērtējot arī metanogēnu un metanofilu kultūru dinamiku atkarībā no augsnes temperatūras un $G\ddot{U}$ līmeņa svārstībām.

Iemesls konstatētajām augsnes CH_4 negatīvo emisiju tendencēm var būt arī netieša sfagnu (*Sphagnum*) ietekme. Novērots, ka ar sfagniem simbiozē dzīvojoši metanofili temperatūrā no 5 līdz 15 °C var oksidēt gandrīz visu difūzijas veidā transportēto CH_4 (van Winden et al., 2012). Izmēģinājumā laboratorijas apstākļos konstatēts, ka sfagnu slāņa novākšana no purva kūdras tās CH_4 emisijas palielina 5 reizes, tādējādi norādot sfagnu būtisko lomu CH_4 emisiju samazināšanā (Kip et al., 2010). Lai gan augsta $G\ddot{U}$ līmeņa un kūdras piesātinājuma apstākļos CH_4 producējošiem mikroorganismiem tiek nodrošināta piekļuve augu materiālam anaerobos apstākļos, kas sekmē CH_4 emisijas (Couwenberg & Fritz, 2012) novērots, ka tieši šādos apstākļos aktīvi notiek arī CH_4 oksidēšana, kad sfagnu sūnas gūst lielāko ieguvumu no metanofīliem organismiem, kas sfagnus nodrošina ar CO_2 un secīgi C (Kip et al., 2010). Tas var būt viens no iemesliem kādēļ promocijas darba pētījumā lielākajā daļā no parauglaukumiem ar dabiski mitru augsni, novērtētās ikgadējās CH_4 emisijās ir negatīvas. Turklāt tipiski ar sfagniem simbiozē dzīvojošo metanofilu CH_4 oksidēšanas efektivitāte pieaug līdz ar pieaugošu vides temperatūru (Kip et al., 2010; van Winden et al., 2012). Minēto pētījumu rezultāti norāda, ka temperatūras, $G\ddot{U}$ līmeņa un kūdras ūdens piesātinājuma ietekme nav viennozīmīga uz metānu producējošo un oksidējošo mikroorganismu aktivitāti, kas ļauj skaidrot 3.10. attēlā redzamo šķietami netipisko tendenci. Cits iemesls netipiskai tendencei var būt pētījuma objektu augsnes skābums (pH no 2,9 līdz 5,9), kas var limitēt metanogēnu aktivitāti. Lai gan atsevišķi CH_4 producējošie mikroorganismu (arheji) dzīvo arī skābākos apstākļos, vairumam arheju piemērots vides skābums ir no pH 6 līdz pH 8 (Garcia et al., 2000; LAI, 2009). Tomēr arī pH un CH_4 produkcijas un oksidēšanas kvantitatīvas sakarības novērtēšanas rezultāti ir neviennozīmīgi (Whalen, 2005).

Pētījumā iegūto $G\ddot{U}$ līmeņa dziļuma un augsnes CH_4 emisiju mērījumu rezultātu sakarība atspoguļota 3.11. attēlā, būtiski ņemt vērā, ka ekstrēmās emisiju vērtības nav atspoguļotas. Atmosfērā emitētā CH_4 daudzumu atkarībā no līdzsvara starp tā produkciju un oksidāciju (patēriņu) augsnes slānī ietekmē CH_4 pārvietošanās veids augsnē un no augsnes atmosfērā – difūzija, caur vēdinātājaudiem vai burbuļu veidā (Couwenberg & Fritz, 2012). Pētījumā novērotās telpiski un laikā neviendabīgās ekstrēmās CH_4 emisijas visdrīzāk ir saistītas ar CH_4 transportu koncentrēti, kad tas pārvietojas no augsnes atmosfērā burbuļu veidā vai caur augu vēdinātājaudiem. Var pieņemt, ka 3.11. attēls atspoguļo difūzo augsnes CH_4 emisiju un CH_4 plūsmas no atmosfēras uz augsni, kur tas tiek oksidēts, procesu ietekmi uz augsnes neto CH_4 emisijām. Empīriskie dati bez ekstrēmiem norāda, ka gan purvaiņu, gan kūdreņu augsnes negatīvas metāna emisijas novērojams jau augsnes piesātinājuma apstākļos, negatīvām emisijām pieaugot līdz ar $G\ddot{U}$ līmeņa pazemināšanos. Rezultāti norāda, ka difūzā CH_4

transporta rezultātā negatīvas emisijas pieaug no aptuveni 0 līdz $-5 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ gadā GŪ līmenim no augsnes virskārtas pazeminoties līdz aptuveni viena metra dziļumam.



3.11. att. Sakarība starp gruntsūdens līmeņa dziļumu un augsnes CH_4 emisijām

Metāna produkciju anaerobos apstākļos nosaka labilā C substrāta (piemēram, acetāti, cukuri) pieejamība (Couwenberg & Fritz, 2012), kas, savukārt, atkarīga no veģetācijas raksturojuma (Sachs et al., 2011). Tikai daļa no augsnē radītā CH_4 nonāk atmosfērā, jo ievērojamu daudzumu CH_4 , tam pārvietojoties no anaerobās zonas caur kūdras aerobo zonu virs GŪ līmeņa (Watson et al., 1997; Hornibrook et al., 2009), patērē metanofili mikroorganismi (Hanson & Hanson, 1996; Segers, 1998). Lai gan aerobā augsnes slāņa biezums limitē metanofilu iespējas oksidēt CH_4 (Askaer et al., 2010), tie var ievērojami ierobežot CH_4 iespējas nonāk atmosfērā (Laanbroek, 2010; Fritz et al., 2011; Pearce & Clymo, 2001), jo metanofilu CH_4 oksidācijas ātrums pēc mikroorganismu tilpuma ir par pakāpi lielāks nekā metanogēnu iespējas radīt metānu (Segers, 1998; Kip et al., 2012). Turklāt CH_4 patēriņš ir novērojams arī anaerobos apstākļos (Ettwig et al., 2010; Smemo & Yavitt, 2011). Minētais, iespējams, ir galvenie iemesli kādēļ augsne ar neizmainītu hidroloģisko režīmu lielākajā daļā no pētījuma objektiem bija neto CH_4 piesaistītāja – veģetācijas sezonā, kad sagaidāma lielākā metanofilu aktivitāte, GŪ līmenis šajos izmēģinājuma objektos lielākoties bija dziļāks par 20 cm (2.3. att.). Tas norāda, ka augsnes aptuveni 20 cm slānis ar aerobiem apstākļiem pētījuma objektos bija pietiekams, lai metanofili oksidētu visu difūzijas veidā transportēto CH_4 pirms tas nonāk atmosfērā.

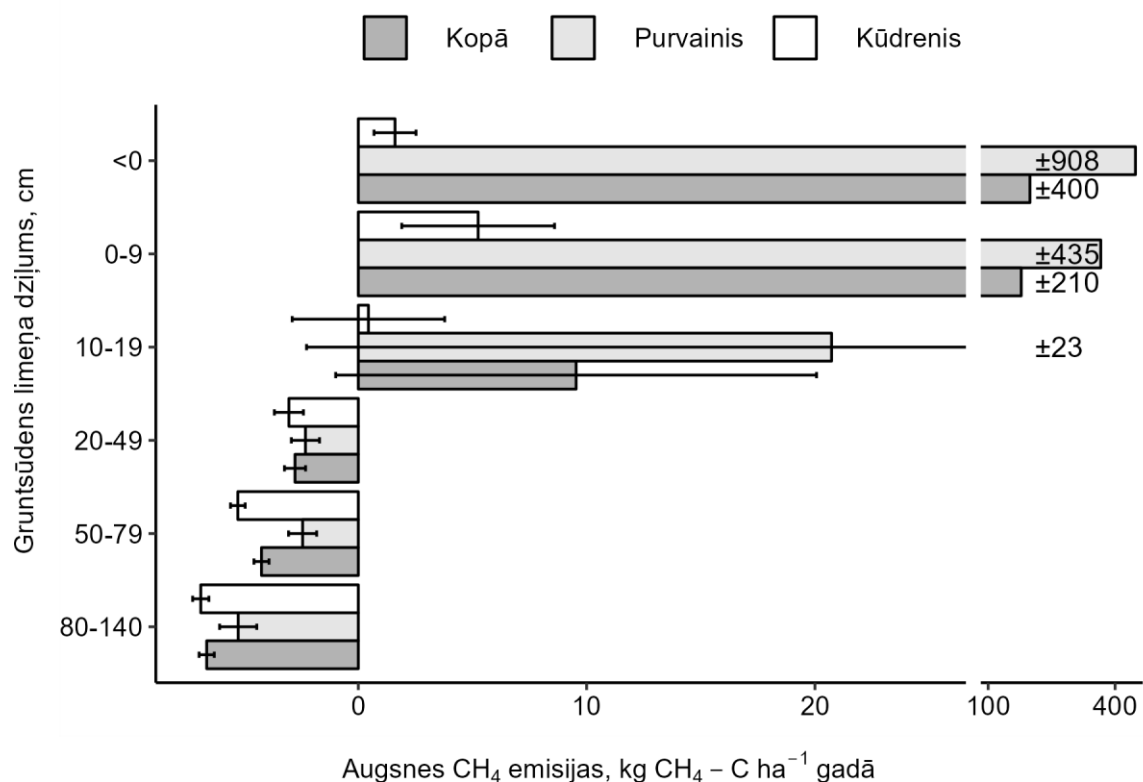
Lai gan ikmēneša GŪ līmeņa un CH_4 emisiju mērījumu rezultātiem ir cieša korelācija ($r = 0,8$), emisiju mērījumu nenoteiktība nav vienmērīga visā GŪ līmeņa dziļumu diapazonā. Novērtējot vidējās augsnes CH_4 emisijas GŪ līmeņa gradācijas klasēs, uzskatāmi redzams, ka emisiju nenoteiktība ir ievērojami lielāka GŪ līmenim esot seklāk par 20 cm. (3.2. tab.). GŪ līmenim esot diapazonā no augsnes virskārtas līdz 20 cm dziļumam, pētījumā novērtētās vidējās CH_4 emisijas ir $87,5 \pm 97,3 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ gadā, savukārt, gruntsūdenim esot dziļākam, mērījumu vidējā vērtība ir $-4,4 \pm 0,2 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ gadā (3.12. att.). Arī līdzšinējo pētījumu, kas veikti mērenās un boreālās zonas kūdrājos un purvos, rezultāti norāda, ka būtiskas CH_4 emisijas ir sagaidāmas GŪ līmeņa dziļam esot seklāk par 20 cm (Couwenberg & Fritz, 2012). Ņemot vērā datu nenoteiktību, promocijas darba un līdzšinējos pētījumos iegūtie rezultāti ir salīdzināmi – boreālā zonā novērtētās CH_4 emisijas no kūdrājiem gruntsūdenim esot seklāk un dziļāk par 20 cm no augsnes virskārtas ir attiecīgi no $-1,7$ līdz $525 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ gadā (vidēji $56 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ gadā) un no $-1,1$ līdz $51 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ gadā (vidēji $8,6 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ gadā)

(Couwenberg & Fritz, 2012). Šie novērojumi skaidrojams ar to, ka 20 cm augsnes slānis ar aerobiem apstākļiem ir pietiekams, lai oksidētu visu vai lielāko daļu no augsnes slānī ar anaerobiem apstākļiem radītā CH₄ pirms tas nonāk atmosfērā (Hornibrook et al., 2009).

3.2. tabula

Augsnes CH₄ emisijas (kg CH₄-C ha⁻¹ gadā) atkarībā no gruntsūdens līmeņa dziļuma

Gruntsūdens	Visi dati			Dati bez ekstrēmiem		
	Purvainis	Kūdrenis	Kopā	Purvainis	Kūdrenis	Kopā
Applūdis	687.4 ± 788.7.5	1.6 ± 0.9	303.5 ± 355.5	0.1 ± 0.9	1.2 ± 0.8	0.9 ± 0.6
0–19	186.2 ± 209.7	2.6 ± 2.4	87.5 ± 97.3	-0.5 ± 0.3	-1.8 ± 0.3	-1.2 ± 0.2
20–39	-2.3 ± 0.7	-3.3 ± 0.3	-2.9 ± 0.4	-2.4 ± 0.4	-3.3 ± 0.3	-3 ± 0.3
40–59	-2.2 ± 0.9	-3.9 ± 1.2	-3.2 ± 0.8	-2.7 ± 0.4	-4.6 ± 0.4	-3.9 ± 0.3
60–79	-2.6 ± 0.6	-5.4 ± 0.4	-4.5 ± 0.4	-2.9 ± 0.4	-5.3 ± 0.4	-4.6 ± 0.3
80–99	-3.9 ± 1.2	-6.8 ± 0.5	-6.3 ± 0.5	-3.9 ± 1.2	-6.8 ± 0.5	-6.3 ± 0.5
100–119	-5.6 ± 1.1	-7.2 ± 0.5	-7 ± 0.5	-5.6 ± 1.1	-7.1 ± 0.4	-6.9 ± 0.4
120–140	-7.3 ± 1.7	-5.8 ± 1	-6.3 ± 0.9	-7.3 ± 1.7	-5.5 ± 0.8	-6.1 ± 0.8

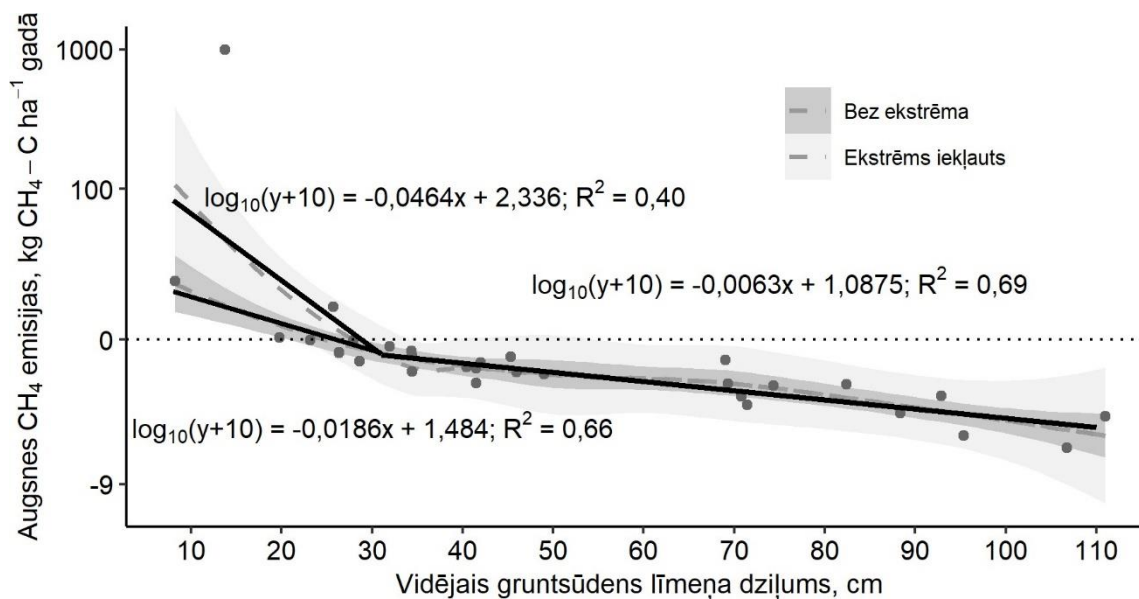


3.12. att. **Augsnes CH₄ emisijas atkarībā no gruntsūdens līmeņa dziļuma gradācijas klasēm**

Ievērojami pieaugošo CH₄ metāna emisiju nenoteiktību pie augsta GŪ līmeņa, iespējams, var mazināt emisiju prognozes modelī iekļaujot parametru, kas raksturo augu ar vēdinātājaudiem (arerenhīmu) klātbūtni (Couwenberg & Fritz, 2012). Pētījumā degradētā purva teritorijā novērtēts, ka aerenhīmu augu (*Eriophorum vaginatum* un *Scheuchzeria palustris*) lapu laukuma blīvums var izskaidrot 91 % no CH₄ emisiju telpiskās variācijas (Drösler, 2005). Augsnes CH₄ emisiju aprēķinu metožu izstrādāšanā iespējams ieviest emisiju aprēķinu faktoru klasifikāciju vai gradāciju atkarībā no šādu augu klātbūtnes, kas var uzlabot emisiju prognožu kvalitāti it īpaši gadījumos, kad GŪ līmenis atrodas mazāk nekā 20 cm attālumā no augsnes virskārtas (Couwenberg & Fritz, 2012). Couwenberg & Fritz (2012) līdzšinējo pētījumu boreālā

zonaā rezultātu apkopojumā norādīts, ka purvos ar GŪ līmeni ne dziļāk kā par 20 cm no augsnes virskārtas CH₄ emisijas ir robežās no -1,7 līdz 164 kg CH₄ ha⁻¹ gadā (vidēji 24 kg CH₄ ha⁻¹ gadā) platībās ar augiem, kuriem ir vēdinātājs, un robežās no 3,1 līdz 525 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā (vidēji 12 un 123 kg CH₄-C ha⁻¹ gadā) platībās, kur šādi augi nav sastopami.

GŪ līmeņa mērījumu pētījumu objektos vidējā vērtībai ir vidēji cieša ($r = -0,64$) un cieša ($r = -0,88$) korelācija ar aprēķinātajām ikgadējām kopējām augsnes CH₄ emisijām, attiecīgi ņemot un neņemot vērā pētījuma objektu ar ekstrēmu gada kumulatīvo emisiju vērtību. Attiecīgi vidējam GŪ līmenim un gada kumulatīvajām emisijām ir tik pat cieša korelācija kā savstarpēji ikmēneša GŪ un CH₄ emisiju mērījumu rezultātiem. GŪ līmenis nosaka augsnes slāņu ar aerobiem un anaerobiem apstākļiem biezumu, attiecīgi arī CH₄ producējošo vai patērējošo mikroorganismu dažādību un proporciju, kas regulē līdzsvaru starp augsnes CH₄ emisijām un tā oksidēšanu augsnē (Couwenberg & Fritz, 2012). Vidējais GŪ līmenis var precīzi norādīt uz ikgadējām augsnes CH₄ emisijām, jo esošie metanogēnie un metanofīlie mikroorganismi ir labi pielāgojušies nelabvēlīgo apstākļu stresam un saglabājas bagātīgā daudzumā noteiktā dziļumā zem augsnes virsmas neatkarīgi no GŪ līmeņa svārstībām (Kettunen et al., 1999; Knorr & Blodau, 2009; Kip et al., 2012). Atbilstoši pētījumā iegūtajiem gada kumulatīvo emisiju un vidējā GŪ līmeņa dziļuma rezultātiem, izdalāmi divi GŪ līmeņa dziļuma diapazoni ar robežvērtību 31 cm. GŪ līmenim esot dziļāk par 31 cm, lineāras regresijas grafika taisnes pārklājas neatkarīgi no tā vai analizē tiek ņemts vērā objekts ar statistiski ekstrēmu ikgadējo emisiju vērtību. GŪ līmenim esot seklāk par 31 cm, ekstrēmā ikgadējo CH₄ emisiju vērtība ($1036,7 \pm 834,4$ kg CH₄-C ha⁻¹ gadā) ievērojami ietekmē lineāras regresijas vienādojuma slīpuma koeficientu (3.13. att.). Šie diapazoni atbilst IPCC definētajai robežvērtībai 30 cm, kas nodala sekli vai dziļi drenētas augsnes (Hiraishi et al., 2014).

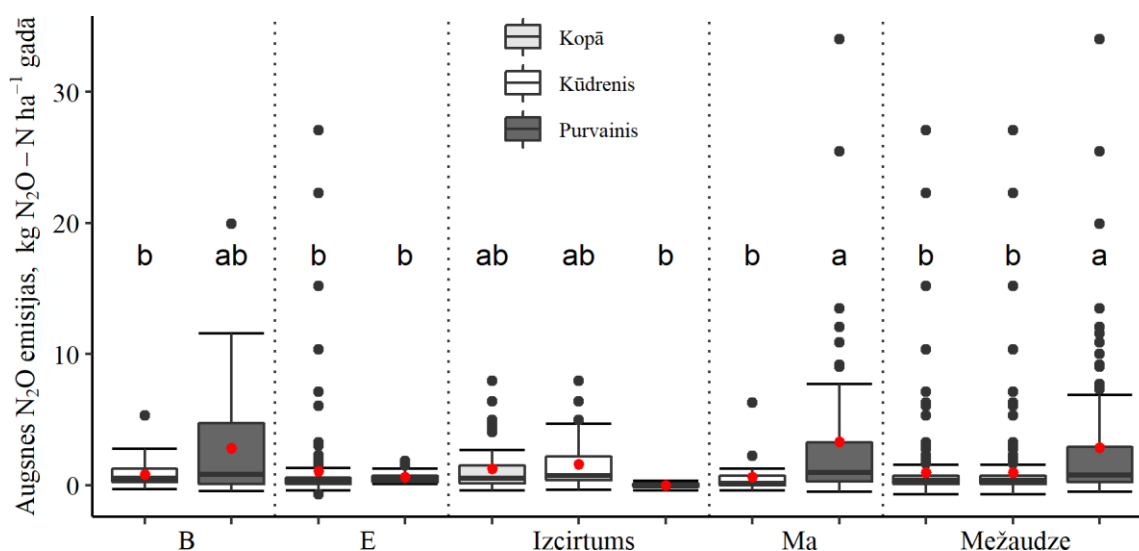


3.13. att. Ikgadējās augsnes CH₄ emisijas atkarībā no vidējā gruntsūdens līmeņa

Lai izvairītos no potenciālu lokālu platību ar augstām CH₄ emisijām neiekļaušanas emisiju prognozē, ieteicams izmantot regresijas vienādojumu, kurā izstrādāšanā ņemts vērā izmēģinājuma objekts ar ekstrēmām emisijām. Nav konstatēta būtiska augsnes temperatūras ietekme uz CH₄ emisijām, tomēr, lai mazinātu emisiju ziemas periodā pārvērtēšanas risku, augsnes emisiju modelēšanā to var izmantot kā limitējošo faktoru. Novērots, ka temperatūrā zemākā par -5 °C augsnes CH₄ emisijas ir ievērojami ierobežotas (Couwenberg & Fritz, 2012).

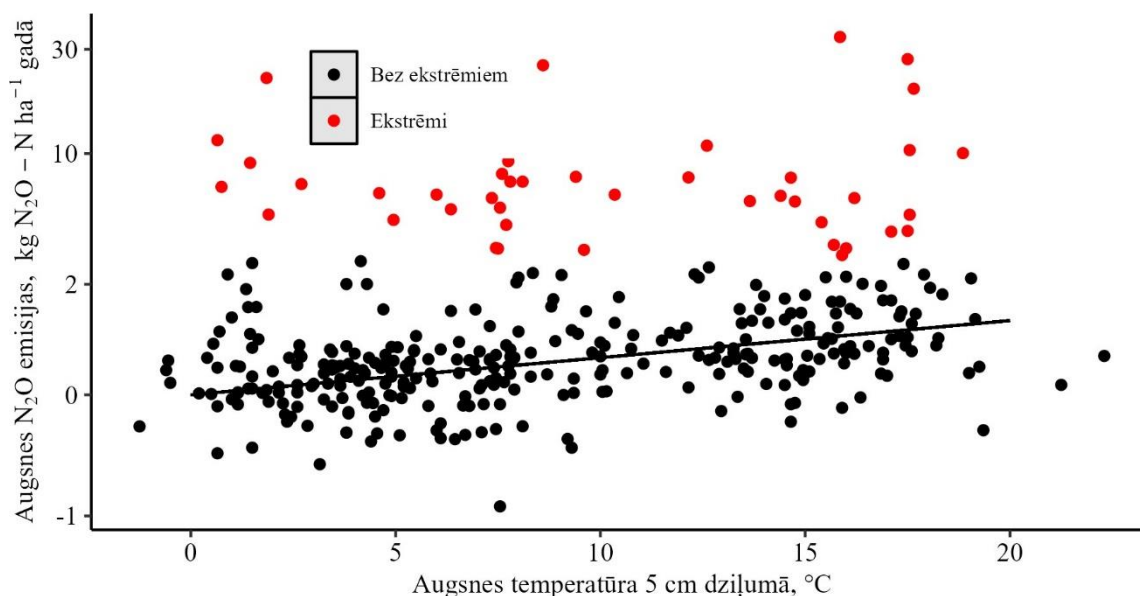
3.2.2. Augsnes N₂O emisijas

Kūdreņu augsnes N₂O mērījumu vidējais rezultāts ir no $0,6 \pm 0,6$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā pētījuma mežaudzēs ar VKS melnalksnis līdz $1,5 \pm 1,3$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā izcirtumos. Savukārt, purvainu augsnes noteiktās vidējās N₂O emisijas ir no $0,0 \pm 0,1$ līdz $3,3 \pm 4,0$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā attiecīgi izcirtuma parauglaukumā un melnalkšņa mežaudzēs. Bērza un melnalkšņa mežaudzēs, kā arī izcirtumos MAAT ir būtiska ietekme uz augsnes N₂O mērījumu vidējo rezultātu, savukārt, purvainos un kūdreņu egļu audzēs augsnes emisiju mērījumu vidējā vērtība būtiski neatšķiras. Kūdreņu augsnes emisiju mērījumu mežaudzēs ar valdošo kokus sugu bērzs, melnalksnis un egle vidējās vērtības attiecīgi $0,842 \pm 0,33$; $0,615 \pm 0,54$ un $1,092 \pm 0,60$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā nav būtiski atšķirīgas. Purvainos emisiju mērījumu rezultātu vidējās vērtības bērza ($2,85 \pm 1,46$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā), egles ($0,64 \pm 0,33$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā) un melnalkšņa ($3,31 \pm 1,52$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā) mežaudzēs ir būtiski atšķirīgas. Augsnes N₂O mērījumu vidējās vērtības purvainos un kūdreņos, attiecīgi, $2,6 \pm 0,9$ un $1,1 \pm 0,4$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā ir būtiski ($p = 0,01$) atšķirīgas (3.14. att.).



3.14. att. Augsnes N₂O emisiju mērījumu rezultātu izklide

Ja netiek ņemtas vērā augsnes emisiju mērījumu ekstrēmās vērtības, T_a izmaiņas izskaidro 44 % emisiju variācijas. Kūdreņu augsnes T_a mērījumu rezultātiem ir vidēji cieša korelācija ($r = 0,48$) ar emisiju mērījumiem, bet dabiski mitras augsnes T_a mērījumiem – ļoti vāja. Lineārās regresijas taisne norāda, ka, T_a pieaugot par 1 °C, augsnes N₂O emisijas palielinās par vidēji $0,05$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā. Tomēr regresijas vienādojumu, kas izveidojams, neņemot vērā ekstrēmos emisiju mērījumus, izmantošana N₂O emisiju prognozēšanā var nepietiekami novērtēt augsnes emisijas. Ja korelācijas analīzē izmanto visu empīrisko materiālu, gan augsnes temperatūras, gan GŪ līmeņa mērījumu rezultātiem ir vāja korelācija ($r = 0,3$) ar augsnes N₂O mērījumu rezultātiem.



3.15. att. Augsnes N₂O emisiju un augsnes temperatūras mērījumu sakarība

Pētījumā novērtētās ikgadējās kūdreņu augsnes N₂O emisijas vidēji $1,1 \pm 0,4$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā ir mazākas par IPCC noklusēto auglīgas hidromeliorētas organiskās augsnes boreālā zonā EF $3,2$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā (95 % ticamības intervāls no $1,9$ līdz $4,5$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā), bet iekļaujas mērenās joslas EF ($2,8$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā) 95 % ticamības intervālā no $-0,57$ līdz $6,1$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā (Hiraishi et al., 2014). Somijā novērtētās hidromeliorētas organiskās augsnes atkarībā no tās auglības ikgadējās N₂O emisijas ir robežās no $0,18 \pm 0,04$ līdz $2,11 \pm 0,64$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā (Statistics Finland, 2014). IPCC vadlīnijās pieņemts, ka organiskās augsnes ar atjaunotu hidroloģisko režīmu N₂O emisijas ir nebūtiskas, bet šajā pētījumā novērtētās vidējās ikgadējās dabiski mitras augsnes emisijas ($2,6 \pm 0,9$ kg N₂O-N ha⁻¹ gadā) ir lielākas nekā no hidromeliorētas augsnes (3.3. tab.).

3.3. tabula

Ikgadējās augsnes N₂O emisijas (kg N₂O-N ha⁻¹ gadā) izmēģinājumu objektos

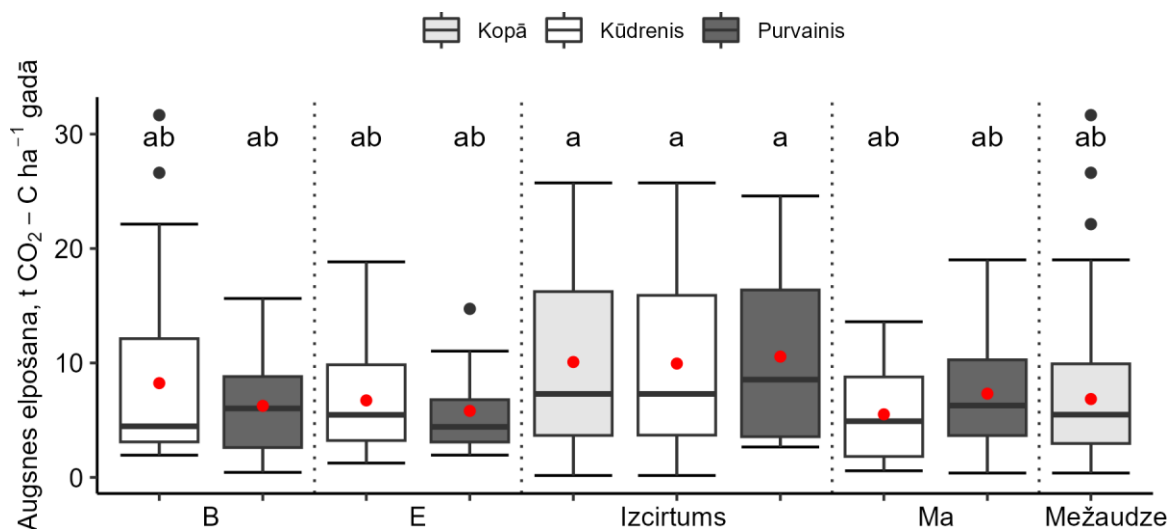
Valdošā koku suga	Kūdreņis	Purvainis
Bērzs	$0,9 \pm 0,6$	$2,7 \pm 3,1$
Egle	$1,0 \pm 0,9$	$0,6 \pm 0,3$
Izcirtums	$1,5 \pm 1,3$	$0,0 \pm 0,1$
Melnalksnis	$0,6 \pm 0,6$	$3,3 \pm 4,0$
Vidēji	$1,1 \pm 0,4$	$2,6 \pm 0,9$

3.2.3. Augsnes elpošanas CO₂ emisijas

Kūdreņos *Rkop* mērījumu rezultāti variē no vidēji $5,44 \pm 0,10$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā melnalkšņa audzēs līdz vidēji $9,76 \pm 2,47$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā izcirtumos, savukārt, purvainos no vidēji $5,81 \pm 2,23$ līdz $10,55 \pm 4,33$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā attiecīgi egļu audzēs un izcirtumos. *Rkop* mērījumu vidējās vērtības pētījuma mežaudzēs ar dažādu VKS savstarpēji nav būtiski atšķirīgas ($p > 0,05$). *Rkop* mērījumu vidējās vērtības būtiski neatšķiras arī meža tipu ($p > 0,05$) vai augsnes hidroloģisko režīmu sadalījumā ($p = 0,34$). Attiecīgi arī vidējā novērtētā *Rkop* kūdreņos ir $7,35 \pm 0,89$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā un purvainos $7,02 \pm 0,96$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā būtiski neatšķiras ($r = 0,34$). Lai gan vidējais GŪ līmeņa dziļums kūdreņos bija vidēji 55 ± 2 cm, bet purvainos vidēji 35 ± 3 cm (starpība vidēji 18 ± 2 cm), *Rkop* mērījumu rezultātos tas neatspoguļojas, jo GŪ līmeņa un *Rkop* mērījumu rezultātiem ir vāja

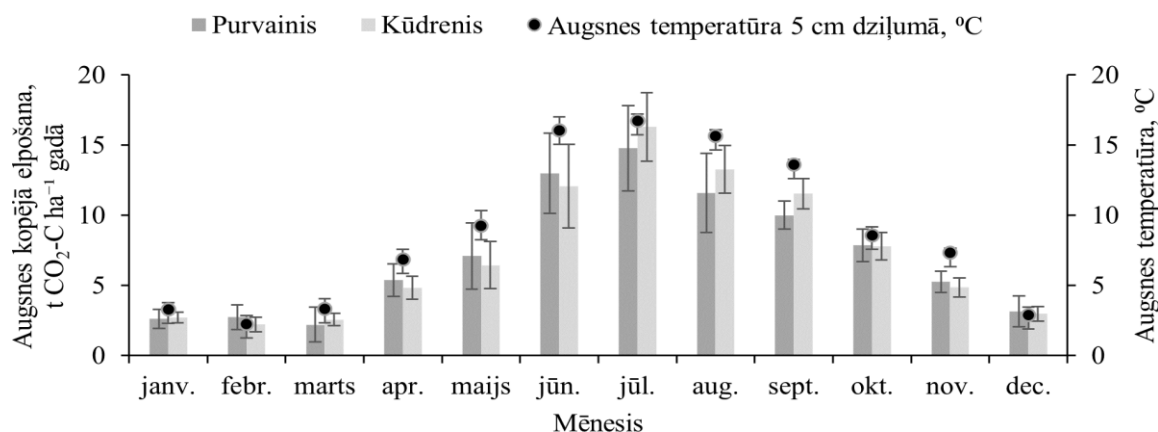
korelācija ($r = 0,3$). Būtiski ($p = 0,002$) atšķiras *Rkop* mērījumu vidējās vērtības mežaudzēs ($6,84 \pm 0,56 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā) un izcirtumos ($10,08 \pm 1,96 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā). Līdzīgas tendences novērotas apmežotā augstajā purvā Skotijā, kur platībās ar un bez hidromeliorācijas novērtēta gada kopējā *Rkop* ir attiecīgi $4,53 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā un $3,35 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā, bet platībās bez kokaudzes *Rkop* sasniedz $6,95 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā (Yamulki et al., 2013). Augsnes *Rkop* emisijas izcirtumos ir reti pētītas. Līdzšinējā pētījumā novērtētās kūdrainas glejauksnes gada kopējās *Rkop* emisijas no $6,5 \pm 1,6$ un $7,1 \pm 1,7 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā (Ball et al., 2007) ir nedaudz mazākas nekā promocijas darba pētījumā, vidēji $7,6 \pm 2,2 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā un $7,9 \pm 1,2 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā attiecīgi purvainu un kūdreņu izcirtumos.

Ikmēneša *Rkop* mērījumi mežaudzēs variē no $0,38$ līdz $31,66 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā, savukārt, izcirtumos no $0,17$ līdz $25,74 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā (3.16. att.). Mežaudzēs veikto mērījumu ekstrēmās vērtības robežās no $22,1$ līdz $31,66 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā konstatētas vienā parauglaukumā ar VKS bērzs no jūnija līdz augustam, tomēr nozīmīgi atšķirīgas novēroto emisiju ietekmējošo vērtību novirzes, kas varētu būt bijis iemesls novērotajām ekstrēmām emisijām, nav identificētas.



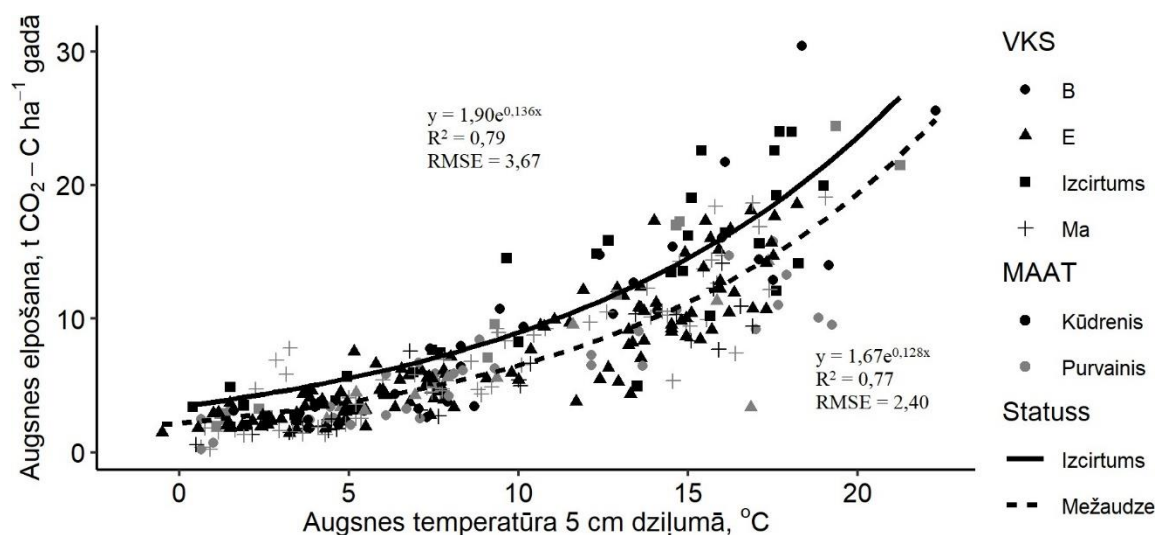
3.16. att. Augsnes kopējās elpošanas mērījumu rezultātu izkliede

Rkop ikmēneša mērījumu rezultātu vidējās vērtības (3.16. att.) purvainu un kūdreņu parauglaukumos būtiski neatšķiras ($p = 0,25$). Mazākās vidējās augsnes emisijas $2,39 \pm 0,45 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā konstatētas februārī, bet augstākās $15,81 \pm 1,90 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ gadā – jūnijā, kad vidējā *Ta* bija attiecīgi $2,27 \pm 0,6 \text{ }^\circ\text{C}$ un $16,06 \pm 0,9 \text{ }^\circ\text{C}$. Izmēģinājumu laikā noteiktā *Ta* parauglaukumos bija vidēji $8,8 \pm 3,0 \text{ }^\circ\text{C}$, bet gaisa temperatūra – vidēji $10,0 \pm 3,6 \text{ }^\circ\text{C}$, kas atbilst < 30 km attālumā esošo LVĢMC meteoroloģisko staciju gaisa temperatūras mērījumu vidējai ($8,9 \pm 0,2 \text{ }^\circ\text{C}$) vērtībai tajā pašā periodā.



3.17. att. **Augsnes kopējās elpošanas ikmēneša mērījumu vidējie rezultāti**

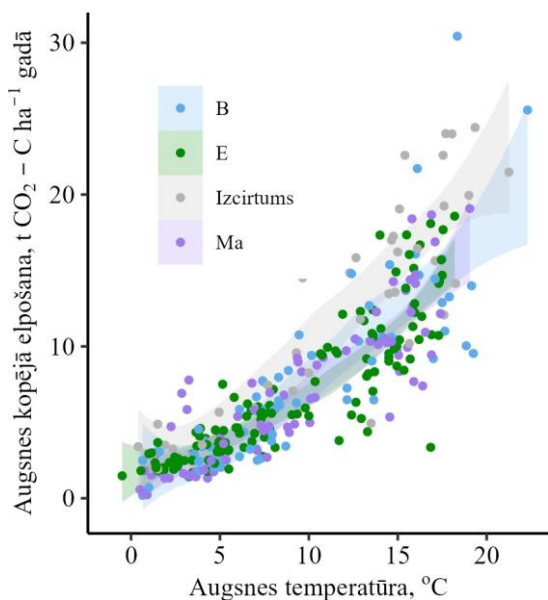
Rkop mērījumu rezultātu variācija galvenokārt skaidrojama ar atmosfēras un attiecīgi arī augsnes temperatūras izmaiņām. Starp *Rkop* un *Ta* mērījumu rezultātiem pastāv cieša korelācija ($r = 0,89$). Sakarība starp visiem *Rkop* un *Ta* mērījumu rezultātiem raksturojama ar eksponenciālas regresijas vienādojumu ($y = 1,754e^{0,128x}$, $R^2 = 0,74$, $RMSE = 2,83$), kas nosaka, ka, *Ta* palielinoties no $-1,0$ līdz $22,0$ °C, *Rkop* no $1,5$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā palielinās līdz $29,2$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā (3.18. att.). Lai gan 16 parauglaukumu apsekošanas reizēs atmosfēras temperatūra bija negatīva, sasniedzot $-7,2$ °C, negatīva *Ta* noteikta četros gadījumos. Tādēļ pētījuma rezultāti nesniedz pilnīgu izpratni par augsnes SEG emisijām sasaluma apstākļos. Citā pētījumā novērtēts, ka kūdras CO₂ emisijas temperatūrā no -2 līdz -10 °C saglabājas gandrīz nemainīgas, kas skaidrots ar kūdras sasalšanas veicinātu piekļuvi labilai biodegradējamai organiskai vielai, kas kompensē samazināto bioloģisko aktivitāti (Byun et al., 2021). Šo novērojumu piemērojot pētījuma empīriskajam materiālam, var pieņemt, ka šajā augsnes temperatūras diapazonā tās CO₂ emisijas ir vidēji $1,1 \pm 0,4$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā. Konstatēts, ka pētījuma laikā GŪ līmeņa dziļumam bijusi vāja ($r = 0,30$) ietekme uz *Rkop*.



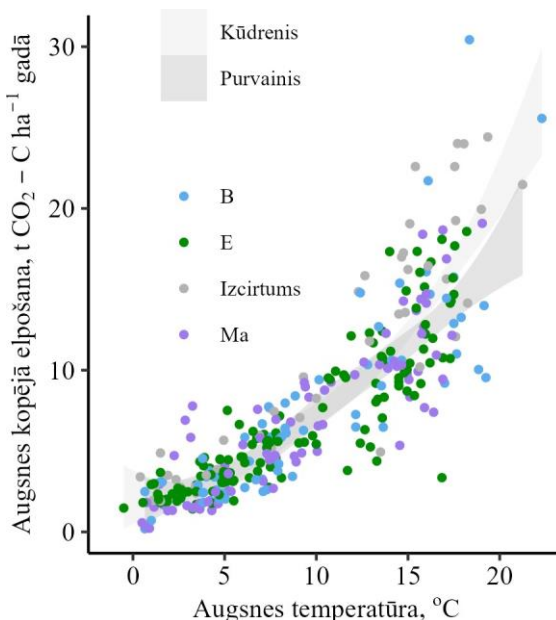
3.18. att. **Sakarība starp augsnes temperatūras un elpošanas mērījumu rezultātiem**

Lapkoku parauglaukumos novērtētais vidējais augsnes elpošanas temperatūras jūtīgums ($Q_{10} = 4,1 \pm 0,7$) ir augstāks, salīdzinot ar egļu ($Q_{10} = 3,2 \pm 0,3$) un izcirtumu ($Q_{10} = 3,9 \pm 0,7$) parauglaukumiem. Tomēr, vērtējot *Rkop* un *Ta* sakarības ticamības intervālu diapazonu, novērojams, ka izcirtumos pieaugoša *Ta* veicina straujāku *Rkop* palielināšanos nekā mežaudzēs (3.19. att.). Tas norāda, ka Q_{10} parametrs ne vienmēr pielietojams veiksmīgai *Rkop* reakcijas uz *Ta* salīdzināšanai dažādās platībās. Novērojums ir saskaņā ar iepriekš izdarīto secinājumu, ka izcirtumos augsnes *Rkop* ir lielāka nekā mežaudzēs, papildus norādot, ka

pieaugošo emisiju iemesls nav meža vainaga apēnojuma trūkuma veicināta augsnes sasilšana. To apstiprina rezultāti, ka regresijas vienādojumi, kas raksturo augsnes temperatūru mežaudzēs un izcirtumos atkarībā no atmosfēras temperatūras, nav būtiski atšķirīgi. Salīdzinot *Rkop* un *Ta* sakarības ticamības intervālus MAAT sadalījumā, novērojams, ka līdz aptuveni 15 °C temperatūrā *Rkop* reakcija uz *Ta* izmaiņām ievērojami neatšķiras, bet temperatūrai turpinot pieaugt, straujāks *Rkop* pieaugums novērojams kūdrenos (3.20. att.). Visdrīzāk lielākas *Rkop* emisijas izcirtumos veicina mašinizētas mežizstrādes radītie augsnes bojājumi (James & Harrison, 2016) un ciršanas atlieku sadalīšanās (Jandl et al., 2007).



3.19. att. Sakarība starp *Ta* un *Rkop* atkarībā no valdošās koku sugas



3.20. att. Sakarība starp *Ta* un *Rkop* atkarībā no MAAT režīma

Pētījumā iegūtie empīriskie dati norāda, ka *Rkop* izcirtumos var būt lielāka nekā mežaudzēs visā pētījumā vērtētajā augsnes temperatūras diapazonā. *Ta* palielinoties no 0 līdz 20 °C, *Rkop* CO₂ emisiju izcirtumos un mežaudzēs starpība palielinās no vidēji 1,5 līdz 15,6 t CO₂-C ha⁻¹ gadā. Atbilstoši novērotajai *Ta* un CO₂ emisiju mērījumu rezultātu sakarībai (3.18. att.), augsnei esot temperatūrā, kas atbilst LVĢMC noteiktajai gada vidējās gaisa temperatūras klimatiskā standarta normai Latvijā (7°C), tās *Rkop* radītās prognozējamās CO₂ emisijas izcirtumos un mežaudzēs ir attiecīgi 4,9 un 3,7 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (starpība 1,2 t C ha⁻¹ gadā) ar vidējo kvadrātisko kļūdu attiecīgi ± 3,67 un ± 2,4 t CO₂-C ha⁻¹ gadā. *Rkop* prognozēšanas atkarībā no augsnes hidroloģiskā režīma un VKS eksponenciāla vienādojuma (3.1) *a* un *b* koeficientu vērtības apkopotas 3.4. tabulā, bet koeficienti katram pētījuma parauglaukumam apkopoti 2. pielikumā.

$$Rkop = a \cdot e^{b \cdot Ta}, \text{ kur} \quad (3.1)$$

Rkop – augsnes kopējā elpošana, t CO₂-C ha⁻¹ gadā;
a, *b* – eksponenciāla vienādojuma koeficienti;
e – matemātiska konstante = 2,71828;
Ta – augsnes temperatūra 5 cm dziļumā, °C.

Rkop atkarībā no Ta aprēķina vienādojumu kopsavilkums

MAAT	VKS	Mērījumu diapazons		Vienādojuma koeficienti		Vienādojuma raksturojums	
		Ta, °C	Rkop, t CO ₂ -C ha ⁻¹ gadā	a	b	RMSE	Q ₁₀
Kūdrenis	B	0.0 līdz 22.3	1.78 līdz 30.43	1.828	0.130	3.42	3.67
	E	-0.6 līdz 18.2	1.30 līdz 18.58	1.939	0.118	1.92	3.25
	Ma	0.5 līdz 16.9	0.38 līdz 14.4	0.992	0.165	1.88	4.76
	Izcirtums	-1.3 līdz 19.0	0.16 līdz 24.01	1.803	0.140	3.61	4.06
Purvainis	B	0.7 līdz 19.3	0.20 līdz 15.76	1.444	0.127	2.31	3.56
	E	1.4 līdz 17.4	1.93 līdz 14.28	1.803	0.124	0.94	3.46
	Ma	0.7 līdz 19.1	0.23 līdz 19.08	1.463	0.142	2.41	4.14
	Izcirtums	1.1 līdz 21.3	1.94 līdz 24.42	2.270	0.124	3.29	3.46

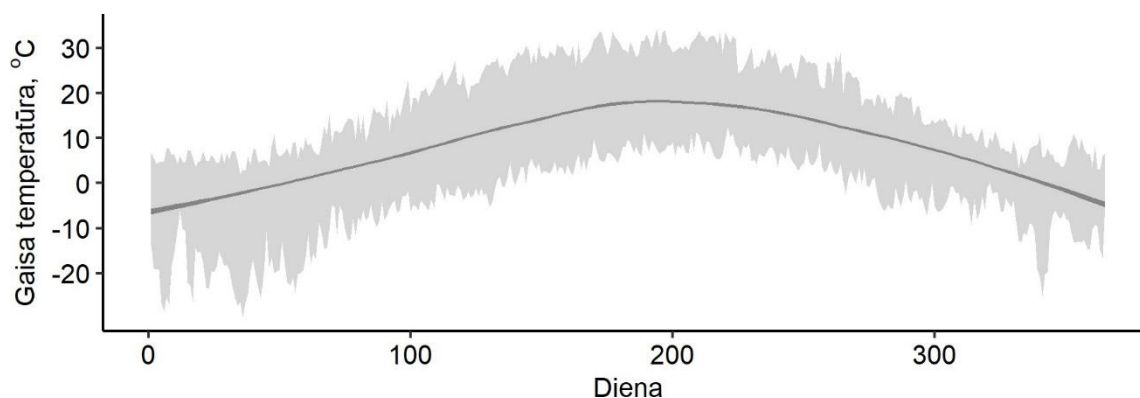
Dažādu pētījuma objektu grupām (VKS un MAAT) nav būtiskas ($p = 0,1567$) ietekmes uz augsnes un Ta sakarību. Pētījumā iegūto Ta un atmosfēras temperatūras mērījumu rezultātu sakarība ($R^2 = 0,87$) izsakāma ar lineāru vienādojumu (3.2), kas pielietots, lai prognozētu Ta , izmantojot LVĢMC datus par ik stundas vidējo gaisa temperatūru meteoroloģiskajās stacijās < 30 km attālumā no pētījuma objektiem.

$$Ta = 0,7131Tg + 1,7433, \text{ kur} \quad (3.2)$$

Ta – augsnes temperatūra 5 cm dziļumā, °C;

Tg – atmosfēras temperatūra, °C.

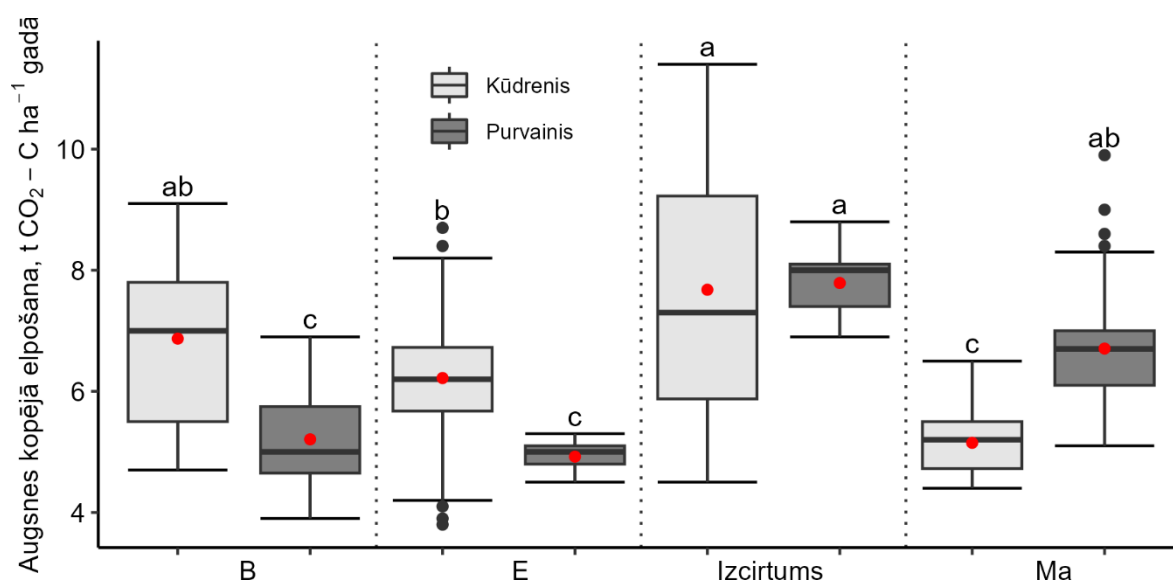
Meteoroloģisko staciju Latvijas klimatu raksturojoši dati par gaisa temperatūru laika periodā no 2012. līdz 2021. gadam, kas izmantoti EF izstrādāšanā, atspoguļoti 3.21. attēlā. Šajā periodā dienas vidējā gaisa temperatūra bijusi robežās no -7,3 līdz +21,4°C. Savukārt, dienas minimālā un maksimālā temperatūra – robežās no -29,6 līdz +34,3°C. Lai novērtētu ikgadējās gaisa temperatūras mainības dinamikas ietekmi, ikgadējās $Rkop$ CO₂ emisijas aprēķinātas katram gadam minētajā laika periodā, izmantojot katram pētījuma parauglaukumam raksturīgus 3.1. vienādojuma koeficientus (2. pielikums).



3.21. att. **Dienas minimālā, maksimālā un vidējā temperatūra 2012.–2021. gadā**

Laika periodā novērtētā ikgadējā $Rkop$ ir no 4,5 līdz 11,4 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (vidēji $7,70 \pm 0,53$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā) izcirtumos, savukārt, mežaudzēs no 3,8 līdz 9,9 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (vidēji $6,14 \pm 0,15$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā). Tādējādi, ne tikai pētījuma gadā, bet arī Latvijas

klimatiskajiem apstākļiem novērtētās raksturīgās ikgadējās vidējās *Rkop* emisijas izcirtumos ir būtiski ($p < 0,05$) lielākās kā mežaudzēs. Pētījuma mežaudzēs novērtēts gada kopējās *Rkop* emisijas mežaudzēs ir līdzīgas boreālos mežos novērtētajām *Rkop* emisijām ($2,73 \pm 0,55$ līdz $5,18 \pm 1,09$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā) citos pētījumos (Von Arnold et al., 2005b; Klemedtsson et al., 2010). Lai gan tika konstatēts, ka *Rkop* mērījumu vidējās vērtības parauglaukumos ar dažādu VKS un MAAT būtiski neatšķiras, ikgadējo emisiju aprēķina rezultāti norāda, ka MAAT un VKS ir būtiska ietekme uz vidējām ikgadējām *Rkop* CO₂ emisijām 10 gadu laikā (3.22. att.). Savukārt, kūdreņu un purvaiņu izcirtumos ikgadējās vidējās augsnes elpošanas emisijas būtiski neatšķiras. Tomēr šāda secinājuma izdarīšana veicama piesardzīgi, jo izcirtums purvaiņos pārstāvēts ar vienu parauglaukumu. Modelēšanā pielietotie dati norāda, ka ikgadējās gaisa temperatūras mainība individuālos parauglaukumos gada kumulatīvās *Rkop* emisijas var ietekmēt no 0,3 līdz 3,3 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (vidēji 1,6 t CO₂-C ha⁻¹ gadā). Kas norāda, ka prognozējot augsnes emisijas valsts mērogā un ilgtermiņā, ir svarīgi ņemt vērā vēsturisko un prognozējamo gaisa temperatūras dinamiku. Lai gan šajā pētījumā netika konstatēt būtiska GŪ līmeņa un MAAT ietekme uz CO₂ emisijām, analogiski modelējot emisijas, var būt svarīgi ņemt vērā nokrišņu ietekmi uz GŪ līmeņa variāciju vai gada vidējo GŪ līmeni. Līdzšinējo pētījumos ir novērots, ka GŪ līmeņa iekļaušana augsnes CO₂ emisiju prognozes modelī var uzlabot tā prognozēs spējas (Silvola et al., 1996), nereti tas modeli būtiski neuzlabo (Ojanen et al., 2012), un lielākoties augsnes CO₂ emisijas var pietiekami labi prognozēt atkarībā no augsnes temperatūras mainības.



3.22. att. Ikgadējās augsne kopējās elpošanas variācija

Mazākās ikgadējās vidējās CO₂ emisijas kūdreņos novērtētās audzēs ar VKS melnalksnis ($5,16 \pm 0,27$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā), bet lielākās emisijas audzēs ar VKS bērzs ($6,87 \pm 0,49$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā). Savukārt, purvaiņos mazākās ikgadējās emisijas novērtētās audzēs ar VKS egle ($4,94 \pm 0,16$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā), bet augstākās – ar VKS melnalksnis ($6,71 \pm 0,31$ t CO₂-C ha⁻¹ gadā). Atbilstoši temperatūras variācijai laika periodā kopš 2012. līdz 2021. gadam, individuālos parauglaukumos modelēto ikgadējo *Rkop* CO₂ emisiju variācijas koeficients ir no 1,2 līdz 13,4 % (vidēji 8,2 %). Tomēr, pētījuma gadā un 10 gadu vidējās aprēķinātās ikgadējās *Rkop* emisijas būtiski neatšķiras (3.5. tab.), kas skaidrojams ar to, ka gaisa temperatūras dinamika pētījuma gadā ir bijusi klimata reprezentatīva. Ar šādu pieeju novērtētajām ikgadējām *Rkop* CO₂ emisijām ir salīdzinoši maza nenoteiktība, salīdzinājumam, Somijas Nacionālā SEG inventarizācijā tiek pielietots CO₂ EF ar nenoteiktību 150 % (Statistics Finland, 2014).

Ikgadējo augsnes elpošanas emisiju novērtējuma kopsavilkums

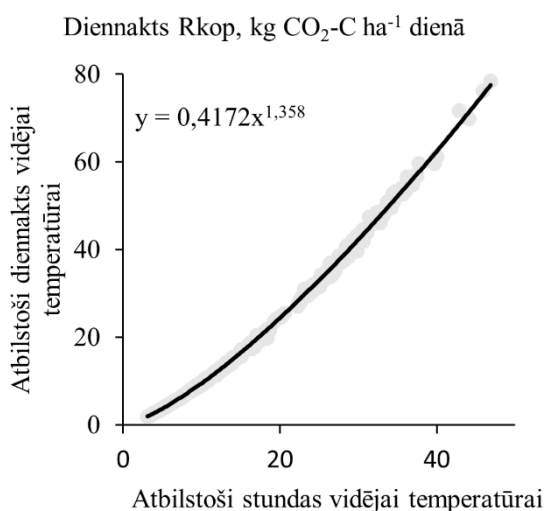
MAAT	Pētījuma objekts	Kopējā elpošana, t CO ₂ -C ha ⁻¹ gadā		Piemērotais heterotrofās elpošanas īpatsvars, %	Heterotrofā elpošana, t CO ₂ -C ha ⁻¹ gadā	
		Pētījuma gads	Klimata dati ¹		Pētījuma gads	Klimata dati
Kūdrenis	B	6.92 ± 1.58	6.87 ± 0.49	58 ± 4	4.00 ± 0.68	3.97 ± 0.21
	E	6.27 ± 0.52	6.22 ± 0.19	60 ± 1	3.72 ± 0.23	3.7 ± 0.08
	Ma	5.1 ± 0.16	5.16 ± 0.27	63 ± 1	3.21 ± 0.07	3.23 ± 0.12
	Izcirtums	7.63 ± 2.19	7.68 ± 0.66	57 ± 4	4.28 ± 0.9	4.3 ± 0.27
Purvainis	B	5.27 ± 1.05	5.21 ± 0.31	63 ± 3	3.28 ± 0.47	3.25 ± 0.14
	E	5.1	4.94 ± 0.16	63	3.2	3.14 ± 0.07
	Ma	6.64 ± 0.69	6.71 ± 0.31	59 ± 2	3.89 ± 0.29	3.91 ± 0.13
	Izcirtums	7.9	7.8 ± 0.4	56	4.4	4.37 ± 0.16

¹ gaisa temperatūru laika periodā no 2012. līdz 2021. gadam.

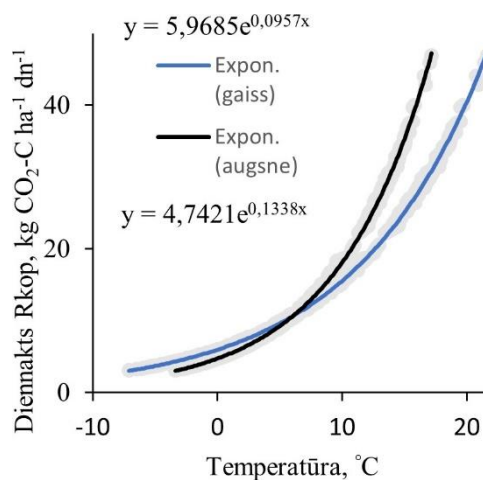
Atbilstoši 2.7. vienādojumam, *Rhet* aprēķinā pieņemts, ka tās īpatsvars kopējā elpošanā individuālos pētījuma parauglaukumos ir no 52 līdz 66 % (vidēji 60 ± 3 %). Novērtētā augsnes *Rhet* var būt pārvērtēta, jo 2.7. vienādojums izstrādāts izmantojot datus, kas iegūti pētījumos, kuros vērtēts *Rhet* īpatsvars augsnes elpošanā (heterotrofās un zemē esošās biomasas autotrofās elpošanas summa), savukārt, šajā pētījumā augsnes *Rkop* mērījumi ietver arī zemesdzemes veģetācijas virszemes daļas autotrofo elpošanu. Tomēr bez empīriskiem datiem šāds pieņēmums nav ne apstiprināms, ne noraidāms. Līdzšinējo pētījumu rezultātu apkopojums norāda, ka *Rhet* īpatsvars augsnes elpošanā boreālos skujkoku mežos var būt no 36 % līdz 103 % (vidēji 73 ± 18 %). Savukārt, nesen veiktā pētījumā novērtēts, ka apmežotas kūdraugsnes Skotijā *Rhet* ir 1,15 ± 0,16 t CO₂-C ha⁻¹ gadā, jeb 40 % augsnes *Rkop* (Hermans et al., 2022). Hermans et al. (2022) gan norāda, ka Skotijā veiktajā pētījumā C zudumi var būt nepietiekami novērtēti. Ar pielietoto pieeju, promocijas darba pētījumā rezultātā aprēķinātā kūdreņu augsnes vidējā ikgadējā *Rhet* 3,80 ± 0,44 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (no 2,9 līdz 4,4 t CO₂-C ha⁻¹ gadā pētījuma mežaudzēs) iekļaujas *Rhet* diapazonā, kas novērtēts citos pētījumos reģionā. *Rhet* ar tiešām mērījumu metodēm visplašāk pētīta Somijas mežos ar sekojošiem *Rhet* rezultātiem: 1,85 ± 0,09 līdz 4,26 ± 0,26 t CO₂-C ha⁻¹ gadā no hidromeliorētas organiskās augsnes ar dažādu auglību (Minkkinen et al., 2007); 1,46 līdz 6,70 t CO₂-C ha⁻¹ gadā no hidromeliorētas kūdraugsnes (Ojanen et al., 2010); 2,07 līdz 5,39 t CO₂-C ha⁻¹ gadā no apmežotas aramzemes organiskās augsnes un 2,76 līdz 4,79 t CO₂-C ha⁻¹ gadā no kūdraugsnes rekultivētā kūdras izstrādes laukā (Mäkiranta et al., 2007). Citā pētījumā, kas aptver reģionu no Igaunijas līdz Somijai, novērtēts ka hidromeliorētas meža kūdraugsnes *Rhet* ir no 2,48 līdz 5,15 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (Minkkinen et al., 2007).

Interpolācijas pieejas izvēlei var būt ievērojama ietekme ikgadējās augsnes elpošanas aprēķina rezultātu. Diennakts vidējā temperatūra var nebūt reprezentatīva diennakts kopējo *Rkop* emisiju aprēķināšanai. Novērtēts, ka interpolējot diennakts *Rkop* atbilstoši datiem par diennakts vidējo gaisa temperatūru, var tikt aprēķinātas lielākas gada kopējās emisijas nekā interpolējot un summējot augsnes elpošanas emisijas atbilstoši diennakts katras stundas vidējai gaisa temperatūrai. *Rkop* aprēķinot pēc diennakts vidējās gaisa temperatūras, atbilstoši pētījumā iegūtajam empīriskajam materiālam, *Rkop* var tik pārvērtēta par līdz 32 kg CO₂-C ha⁻¹ diennaktī (vidēji par 4 ± 7 kg CO₂-C ha⁻¹ diennaktī), tādējādi potenciāli pārvērtējot ikgadējo kumulatīvo *Rkop* par vidēji 1,50 t CO₂-C ha⁻¹ gadā. Pieņemot, ka izmantojot ik stundas vidējo gaisa temperatūru iespējams pareizāk novērtēt ikgadējo *Rkop*, iespējams izstrādāt regresijas vienādojumus ar ietvertu kļūdas korekciju (3.23. att.). Piemērs ar vienādojumiem, kas ļauj

aprēķināt diennakts kopējās R_{kop} emisijas atkarībā no diennakts vidējās T_a vai gaisa temperatūras redzams 3.24. attēlā.



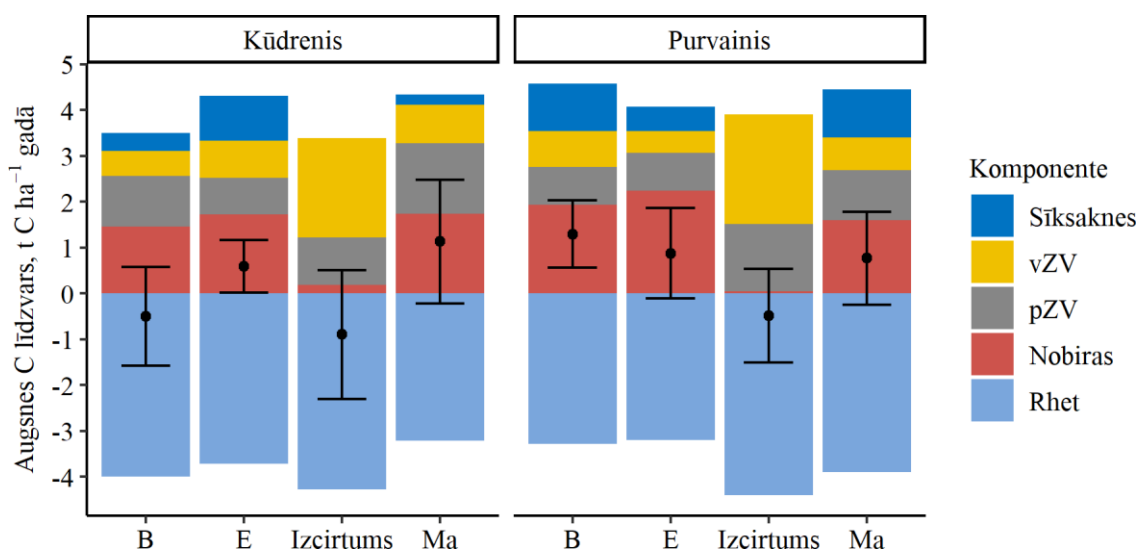
3.23. att. Interpolācijas pieejas ietekme uz R_{kop} aprēķina rezultātu



3.24. att. Dienakts R_{kop} un dienas vidējās temperatūras sakarība

3.2.4. Augšnes neto CO₂ emisijas

Atbilstoši pētījumā ievāktajam empīriskajam materiālam, izmēģinājumu periodā augsne bija neto CO₂ avots purvaini (0,49 ± 1,02 t CO₂-C ha⁻¹ gadā) un kūdreņu (0,89 ± 0,99 t CO₂-C ha⁻¹ gadā) izcirtumos, kā arī bērzu kūdreņos (0,50 ± 1,08 t CO₂-C ha⁻¹ gadā). Augšne purvaini un kūdreņu lapkoku audzēs nodrošināja neto CO₂ piesaisti vidēji attiecīgi 0,32 ± 0,93 t CO₂-C ha⁻¹ gadā un 0,94 ± 1,38 t CO₂-C ha⁻¹ gadā, bet egļu audzēs neto piesaisti attiecīgi 0,88 ± 1,01 t CO₂-C ha⁻¹ gadā un 0,60 ± 0,74 t CO₂-C ha⁻¹ gadā (3.25. att. un 3.6. tab.).



3.25. att. Augšnes C līdzsvars pētījuma objektos monitoringa gadā

Ikgadējā augsnes oglekļa ienese un emisijas, t CO₂-C ha⁻¹ gadā

Komponente	Kūdreņis				Purvainis			
	B	E	Ma	Izc.	B	E	Ma	Izc.
Nobiras	1.5 ± 0.5	1.7 ± 0.5	1.7 ± 0.0	0.2 ± 0.2	1.9 ± 0.2	2.3 ± 0.2	1.6 ± 0.9	0.1 ± 0.1
vZV	0.5 ± 0.5	0.8 ± 0.2	0.8 ± 0.4	2.2 ± 0.3	0.8 ± 0.8	0.5 ± 0.5	0.7 ± 0.2	2.4 ± 0.3
pZV	1.1 ± 0.4	0.79 ± 0.19	1.5 ± 0.4	1.0 ± 0.2	0.8 ± 0.8	0.8 ± 0.5	1.1 ± 0.5	1.5 ± 0.3
Sīksaknes	0.4 ± 0.2	1.0 ± 0.4	0.2 ± 0.1	-	1.0 ± 0.6	0.5 ± 0.0	1.1 ± 0.9	-
<i>Rhet</i>	-4.0 ± 0.7	-3.7 ± 0.2	-3.2 ± 0.1	-4.3 ± 0.9	-3.3 ± 0.5	-3.2 ± 0.7	-3.9 ± 0.3	-4.4 ± 0.9
Kopā	-0.5 ± 0.6	0.6 ± 0.3	1.1 ± 0.2	-0.9 ± 0.7	1.3 ± 0.5	0.9 ± 0.5	0.6 ± 0.6	-0.5 ± 0.6
	(± 1.1) ¹	(± 0.7) ¹	(± 0.6) ¹	(± 1.0) ¹	(± 1.4) ¹	(± 1.0) ¹	(± 1.5) ¹	(± 1.0) ¹

¹ apvienotā nenoteiktība.

Mežaudzēs ZV un nobirām ir vienlīdz nozīmīga loma augsnes ikgadējās C oglekļa ieneses nodrošināšanā. ZV un vainaga nobiras mežaudzēs ar dažādu VKS pētījuma gadā nodrošināja vidēji attiecīgi 1,72 ± 0,33 t C ha⁻¹ gadā un 1,79 ± 0,25 t C ha⁻¹ gadā jeb attiecīgi 41 ± 8 % un 43 ± 6 % no pētījumā novērtētās kopējās augsnes C ieneses. Vidējās augsnes C ieneses ar nobirām atkarībā VKS un MAAT nenoteiktība ir vidēji 43 ± 26 %. Vidējās novērtētās vZV un pZV biomasas mežaudzēs atkarībā no VKS un MAAT nenoteiktība ir attiecīgi 64±35 % un 49±24 %, savukārt, izcirtumos attiecīgi 10 % un 20 %.

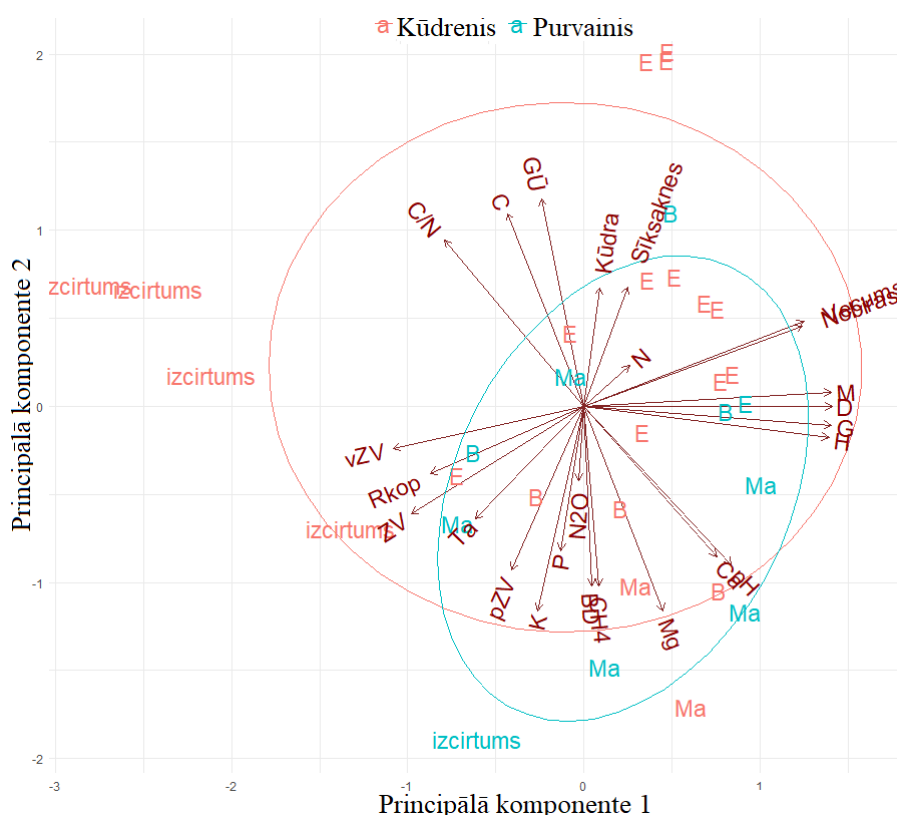
Sīksaknes mežaudzēs nodrošināja C ienesi vidēji 0,71 ± 0,34 t C ha⁻¹ gadā, jeb 16 ± 7 % no kopējās novērtētās augsnes C ieneses. Novērtētās vidējās augsnes C ieneses ar sīksaknēm VKS un MAAT sadalījumā nenoteiktība ir salīdzinoši neliela, vidēji 23 ± 19 %. Izcirtumos augsnes C ieneses ar sīksaknēm un nobirām iztrūkums tiecās tikt kompensēts ar lielāku zemeszemes veģetācijas biomasu. Mežaudzēs kopējā novērtētā augsnes C ienese ar ZV bija vidēji 3,47 ± 0,54 t C ha⁻¹ gadā, bet izcirtumos ZV nodrošināja augsnes C ienesi vidēji 6,92 ± 0,96 t C ha⁻¹ gadā. Attiecīgi, izcirtumos novērtētā ZV biomasu bija aptuveni 2 reizes lielāka nekā mežaudzēs. Novērtētās vidējās zemeszemes biomasas nenoteiktība mežaudzēs ir ievērojami lielākā kā izcirtumos.

Lai gan *Rhet* ietekme uz augsnes neto C līdzsvara novērtējumu un attiecīgi tā nenoteiktību ir aptuveni tik pat nozīmīga kā visiem novērtētajiem augsnes C ieneses avotiem kopā, *Rhet* ar vidējo nenoteiktību 13 ± 7 % nav galvenais nenoteiktības avots. Turpmākajos pētījumos, lai samazinātu C ieneses ar zemeszemes veģetāciju rezultātu nenoteiktību, ieteicams palielināt mērījumu atkārtojumu skaitu un biomasas novērtējuma augsnes laukumu parauglaukumos.

Pētījuma novērtējums – augsne mežaudzēs ir neto C piesaistītāja – ir saskaņā ar iepriekšējā Latvijā veiktā pētījuma rezultātiem par augsnes C uzkrājuma izmaiņām kūdreņos (Lupikis & Lazdins, 2017). Tas skaidrojams ar biomasas atmiruma radītu augsnes C ienesi, kas pilnībā spēj kompensēt ikgadējos augsnes elpošanas radītos C zudumus. Pētījumā augsne izcirtumos novērtēta kā CO₂ emisiju avots, jo, salīdzinot ar mežaudzēm, tajās augsnes elpošanas radītās CO₂ emisijas bija lielākas, bet ikgadējā C ienese mazākā. Lai gan C ienese ar zemeszemes veģetāciju izcirtumos (vidēji 3,55 ± 0,37 t C ha⁻¹ gadā) bija ievērojami lielāka nekā mežos (1,65 ± 0,37 t C ha⁻¹ gadā), tā nespēja pilnībā kompensēt par vidēji 0,8 t CO₂-C ha⁻¹ gadā lielākas augsnes CO₂ emisijas un C ieneses ar vainaga nobirām (mežaudzēs vidēji 1,8 ± 0,5 t C ha⁻¹ gadā) un koku sīksaknēm trūkumu (mežaudzēs vidēji 0,71 ± 0,37 t C ha⁻¹ gadā).

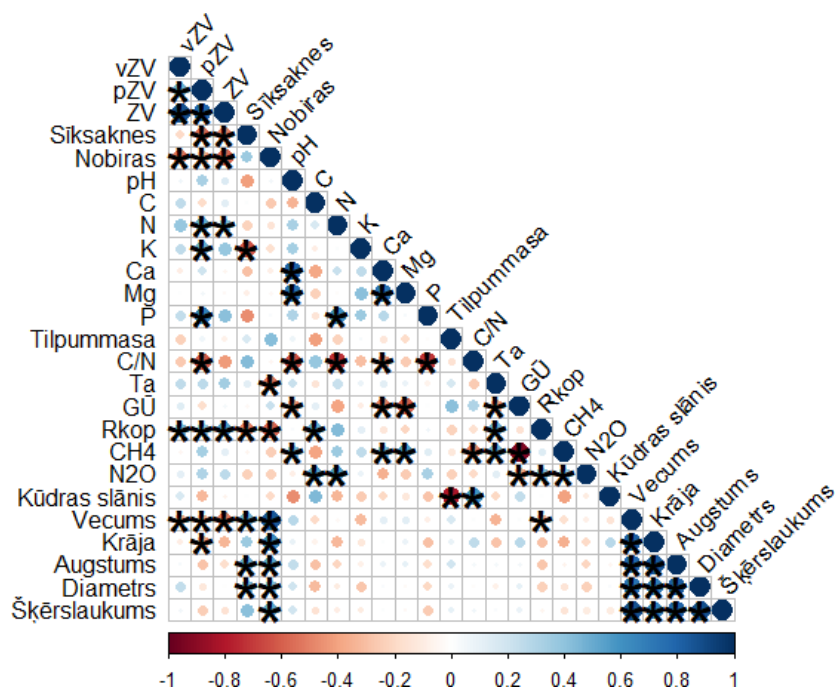
3.2.5. SEG emisiju ietekmējošo faktoru kopsavilkums

Atbilstoši pētījuma mērījumu parauglaukumos vidējo vērtību principālo komponentu analīzes (PCA) rezultātiem (3.26. att.), zemāks vidējais GŪ līmenis sasitās ar lielāku C koncentrāciju un C/N attiecību augsnes virskārtā, tomēr korelācijas analīze uz būtisku sakarību starp GŪ un augsnes C koncentrāciju nenorāda (Spīrmēna korelācijas analīzes rezultāti 3.27. att., bet Pīrsona korelācijas analīzes rezultāti 3. pielikumā). Savukārt, Pīrsona korelācijas analīze rāda, ka zemāks GŪ palielina C/N attiecību ($r = 0,5$; $p < 0,05$). Lielāka augsnes C koncentrācija tipiski var būt skaidrojama ar paaugstinātu augsnes C oglekļa ienesi ar nobirām uzlabotu augšanas apstākļu ietekmē, tomēr pētījuma datus korelācija starp C koncentrāciju un nobiru biomasu nav konstatēta. PCA norādītā tiešā sakarība starp C/N attiecību un GŪ līmeņa dziļumu norāda, ka ilgstoši zema GŪ līmeņa ietekmē, kūdras mineralizācijas pakāpe ir augstāka, bet mineralizācijas aktivitāte zemāka. Tas atspoguļojas augsnes SEG emisiju negatīvā korelācijā ar GŪ līmeņa dziļumu. Būtiska negatīva korelācija ir ar CH₄ ($\rho = -0,9$; $p < 0,05$) un N₂O ($\rho = -0,4$; $p < 0,05$), zemāka GŪ līmeņa ietekme visvairāk ietekmē CH₄ emisiju samazināšanos un piesaistes palielināšanos (3.26. att.).



3.26. att. Mērījumu rezultātu vidējo vērtību principālo komponentu analīze

M, D, G, H, vecums – mežaudzes raksturlielumi, attiecīgi, krāja, caurmērs, šķērslaukums, augstums, vecums; pH, Ca, Mg, K, P, C, N, C/N, BD – augsnes raksturlielumi, attiecīgi – vides reakcija, kalcija, magnija, kālija, fosfora, oglekļa un slāpekļa saturs, C un N attiecība; kūdra – kūdras slāņa biezums; sīksaknes, ZV, vZV, pZV, nobiras – ikgadējā C ienese augsnē ar, attiecīgi – sīksaknēm, zemsedzes veģetāciju kopā, virszemes zemsedzes veģetāciju, zemsedzes veģetācijas saknēm, nobirām. Rkop, CH₄, N₂O – gada augsnes CO₂, CH₄ un N₂O emisijas; GŪ – gada vidējais gruntsūdens līmeņa dziļums, Ta – gada vidējā augsnes temperatūra.



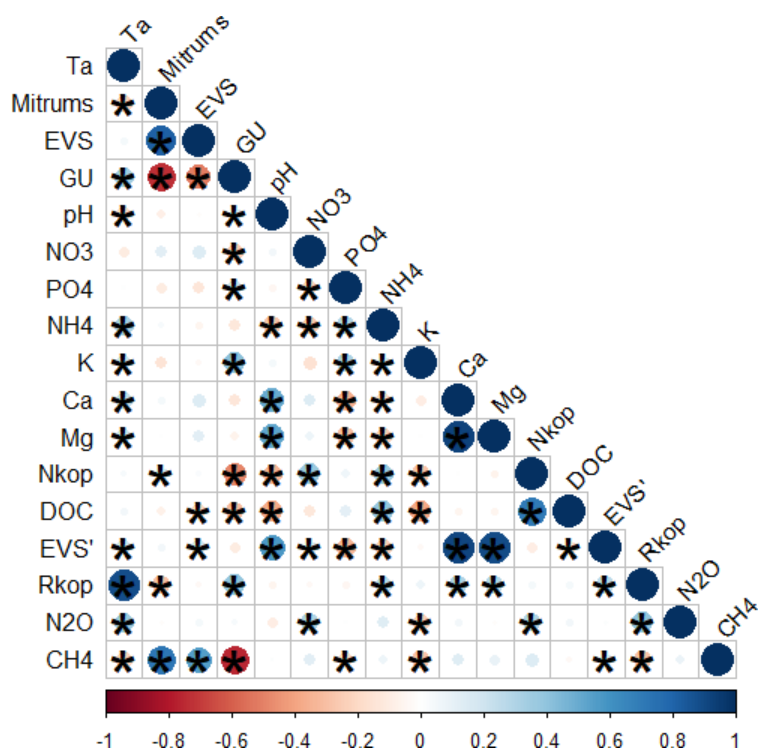
3.27. att. Mērījumu rezultātu vidējo vērtību Spīrmena korelācija
Atšifrējumi atbilstoši 3.26. att. skaidrojumiem.

Atbilstoši PCA, zemāks vidējais GŪ līmenis, kā arī biežāks kūdras slānis, norāda arī uz lielāku ikgadējo koku sīksakņu produkciju un attiecīgi arī to atmirumu. Kā arī sīksakņu produkcijai ir negatīva sakarība ar pZV biomasu un augsnes auglības rādītājiem – K, Ca, Mg un P koncentrāciju. Korelācijas analīze apstiprina, ka sīksakņu atmirumam ir būtiska negatīva korelācija ar pZV ($\rho = -0,6$; $p < 0,05$) un K koncentrāciju augsnē (Spīrmena un Pīrsona korelācijas koeficients $-0,6$; $p < 0,05$). Kas ir saskaņā ar novērojumu līdzšinējā pētījumā (Lehtonen et al., 2016), ka barības vielu pieejamības trūkumu koki tiecas kompensēt ar lielāku sīksakņu biomasu. Tajā pašā laikā PCA norāda, ka minētajiem augsnes auglības rādītājiem ir tieša sakarība ar augsnes emisijām, kas visizteiktāk ietekmē CH₄ emisijas, bet vismazāk augsnes elpošanu, jeb CO₂ emisijas. Augsnes auglības un tās SEG emisiju sakarības apstiprina arī Spīrmena korelācijas analīze. Proti, CH₄ emisijām ir būtiska korelācija ar augsnes Ca ($r = 0,5$; $p < 0,05$) un Mg ($r = 0,6$; $p < 0,05$) koncentrāciju, savukārt, N₂O emisijām ir būtiska korelācija ar C ($r = 0,5$; $p < 0,05$) un N ($r = 0,6$; $p < 0,05$) koncentrāciju, bet Rkop būtiska korelācija konstatēt ar augsnes C koncentrāciju ($r = 0,5$; $p < 0,05$). Zīmīgi, ka gan uz barības vielu pieejamību, gan augstākām augsnes CH₄ emisijām lielākas augsnes pH vērtības ietekmē norāda gan PCA, gan korelācijas analīze. Zināms, ka augsnes skābums ietekmē metanogēnu un metanofīlu populāciju (Serrano-Silva et al., 2014). Turklāt, lielāku makroelementu K, Ca, Mg, kā arī P pieejamība atspoguļojas arī lielākā pZV biomasā (3.26. att.). pZV biomasai ir būtiska korelācija ar N un K ($r = 0,5$; $p < 0,05$), kā arī P ($r = 0,7$; $p < 0,05$) koncentrāciju un C/N attiecību ($r = -0,6$; $p < 0,05$) augsnē. PCA norāda arī uz to, ka no vērtētajiem mežaudzes raksturlielumiem, visciešākā sakarība ar ikgadējo vainaga nobiru biomasu ir mežaudzes vecumam. To apstiprina arī korelācijas analīze, lielākais korelācijas koeficients ($r = 0,8$; $p < 0,05$) konstatēts sakarībai ar mežaudzes vecumu. Atbilstoši korelācijas analīzei, mežaudzes raksturlielumi nekorelē ar SEG emisijām, bet PCA norāda, ka mežaudzes vecumam ir apgriezta sakarība ar Rkop. Proti, augsnes elpošana tiecas samazināties, turpinoties mežaudzes attīstībai, pieaugot tās vecumam (3.26. att.). Tas daļēji skaidrojams mežaudzes vecuma būtisku negatīvu Pīrsona korelāciju ar pZV ($r = -0,4$; $p < 0,05$) un vZV ($r = -0,6$; $p < 0,05$). Gan PCA, gan Pīrsona korelācijas analīze ($r = 0,7$; $p < 0,05$) norāda, ka no zemsedzes veģetācijas komponentēm, lielākā ietekme uz autotrofo elpošanu ir tās virszemes biomasai.

Pētījuma ikmēneša mērījumu rezultātu PCA (4. pielikums) norāda, ka *Rkop* ietekmē *Ta*, augsnes ūdens EVS kā arī Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācija. Tomēr atbilstoši korelācijas analīzes rezultātiem (3.28. att.), *Rkop* cieša korelācija no šiem parametriem ir tikai ar *Ta*. *Rkop* ir būtiska ($p < 0,05$) pozitīva korelācija ar *Ta* ($r = 0,9$) un GŪ dziļumu ($r = 0,4$), kā arī augsnes ūdens NH_4^+ ($r = 0,3$), Ca^{2+} ($r = 0,3$), Mg^{2+} ($r = 0,3$) jonu koncentrāciju un EVS ($r = 0,3$), bet negatīva korelācija ar augsnes mitrumu ($r = -0,3$).

Atbilstoši PCA analīzes rezultātiem augsnes CH_4 un N_2O emisijas, kā arī augsnes mitrums, GŪ, EVS un augsnes ūdens NO_3^- un Nkop koncentrācija ir savstarpēji saistīti parametri. Tomēr korelācijas analīze norāda, ka pētījumā konstatēta tikai vāja korelācija starp N_2O emisijām un ietekmējošiem faktoriem. N_2O emisiju mērījumu rezultāti būtiski ($p < 0,05$) korelē ar *Ta*, augsnes ūdens NO_3^- , un Nkop koncentrāciju, Spīrmena korelācijas koeficienti attiecīgi 0,4; 0,3; un 0,3.

Arī CH_4 emisijām ar augsnes ūdens mērījumu rezultātiem ir vāja korelācija. CH_4 emisijas prognozējamās ar GŪ dziļumu, augsnes mitrumu un EVS, kas ir savstarpēji saistīti parametri. CH_4 mērījumu rezultāti būtiski ($p < 0,05$) korelē ar GŪ dziļumu ($r = 0,6$), augsnes mitrumu ($r = 0,7$) un EVS ($r = 0,6$), savukārt, no augsnes ūdens ķīmiskā sastāva parametriem lielākais korelācijas koeficients ($r = -0,3$) ir ar K^+ koncentrāciju.



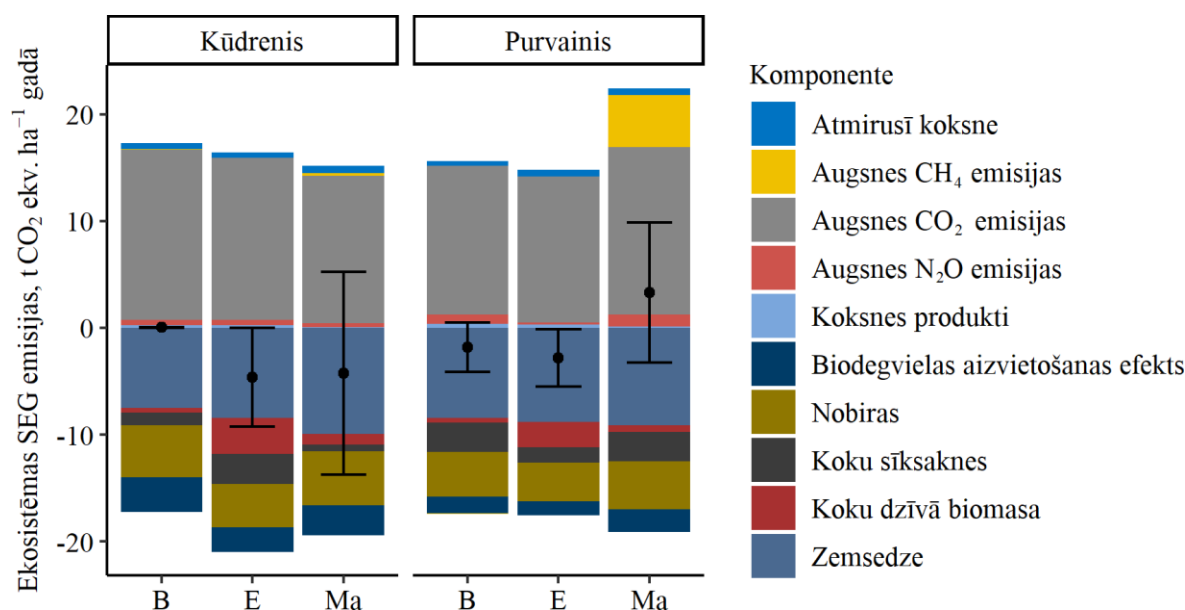
3.28. att. Ikmēneša mērījumu rezultātu Spīrmena korelācija

Ta, mitrums, EVS – augsnes parametri, attiecīgi – temperatūra, mitrums, elektrovadītspēja;
 GU – attālums no augsnes virskārtas līdz gruntsūdens līmenim; pH, NO_3 , PO_4 , NH_4 , Ca, Mg, Nkop, DOC,
 EVS' – augsnes ūdens parametri, attiecīgi – vides reakcija, nitrātjonu, fosfātjonu, amonija jonu, kālija, kalcija,
 magnija kopējā slāpekļa un izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija un elektrovadītspēja;
 Rkop, N_2O , CH_4 – augsnes CO_2 , CH_4 un N_2O emisijas.

3.3. Meža ekosistēmas SEG emisijas

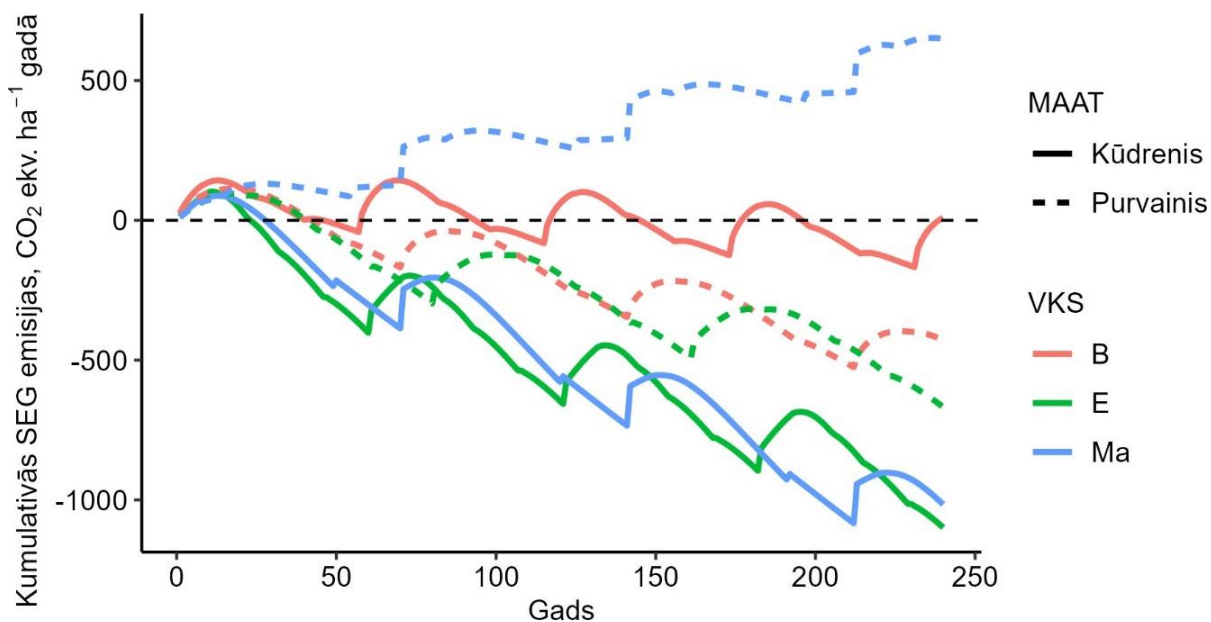
Šīs apakšnodaļas tekstā uzrādīto vidējo vērtību nenoteiktība ir 240 gadu periodā novērtēto ikgadējo SEG emisiju standartnovirze. Atsevišķu komponentu ietekme uz meža ekosistēmas neto SEG emisijām uzrādīta 5. pielikumā. Gan 5. pielikumā, gan 3.29. attēlā uzrādīta nenoteiktība atbilstoši pētījumā iegūto empīrisko datu ticamības intervālam procentuāli no ekosistēmas SEG emisiju vai C piesaistes vidējās vērtības.

Mežu ar dabiski mitru augsni un VKS B un E novērtētā ikgadējā vidējā SEG piesaiste ir attiecīgi $1,8 \pm 7,57$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā un $2,8 \pm 8,3$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā, savukārt, novērtētās ikgadējās vidējās Ma mežu ar dabiski mitru augsni SEG emisijas ir $3,3 \pm 13,6$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā. Ma meži novērtēti kā neto SEG emisiju avots galvenokārt pētījumā iegūto augsnes CH₄ emisiju empīrisko datu ietekmē (3.1. tabula). Empīriskie dati nosaka, ka Ma mežu dabiski mitras augsnes ikgadējās CH₄ emisijas ir vidēji $4,4 \pm 3,1$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā, kamēr citās pētījuma objektu grupās ikgadējās novērtētās CH₄ emisijas ir salīdzinoši nenozīmīgas (3.29. att.). Lai gan ekstrēmas augsnes CH₄ emisijas tika konstatētas vienā no pieciem parauglaukumiem, kas ierīkoti Ma mežaudzēs ar dabiski mitru augsni, šādu emisiju varbūtība mežos ar dabiski mitru augsni sastopamība nav ignorējama. Kūdreņu ar VKS E un Ma novērtētā ikgadējā vidējā SEG piesaiste ir attiecīgi $4,6 \pm 12,8$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā un $4,2 \pm 17,7$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā. Novērtēts, ka B kūdreņi tiecas būt klimatneitrāli, to vidējās ikgadējās SEG emisijas ir $0,0 \pm 11,5$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā.



3.29. att. Meža ekosistēmas ikgadējās vidējās SEG emisijas

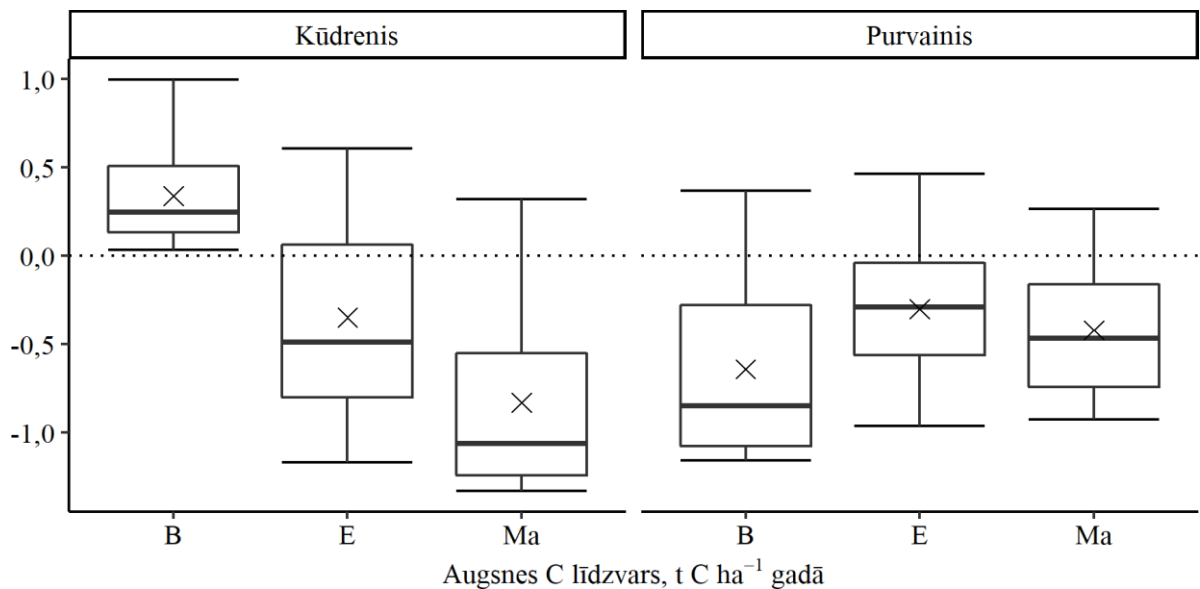
Ikgadējo SEG emisiju dinamikas kumulatīvā ietekme uz meža ekosistēmas SEG emisijām ilgtermiņā redzama 3.30. attēlā. Pētījumā iegūtie rezultāti norāda, ka meža ekosistēma visu pētījuma objektu grupu sadalījumā (izņemot Ma purvainus) ilgtermiņā vidēji ir neto SEG emisiju piesaistītāja.



3.30. att. Meža ekosistēmas kumulatīvās SEG emisijas ilgtermiņā

Tomēr, interpretējot novērtētās vidējās ikgadējās vai ilgtermiņa kumulatīvās ekosistēmas SEG emisijas vai to piesaisti, jāņem vērā nenoteiktība. Īpaši piesardzīgi interpretējams Ma un B kūdreņu ilgtermiņa kumulatīvo emisiju atspoguļojums 3.30. attēlā. Ņemot vērā empīrisko datu nenoteiktību, ilgtermiņā Ma mežs ikgadēji vidēji var būt gan SEG emisiju avots, gan piesaistītājs (3.29. att.), bet B kūdreņu klimatneitralitātes rezultāts iegūts, aprēķinā izmantojot empīriskos datus ar apvienoto nenoteiktību 134 %. Purvaiņu ar VKS E un B kumulatīvo SEG emisiju tendences norāda, ka arī B kūdreņu klimatneitralitātes novērtējums var būt neto SEG emisiju aprēķina komponentu nenoteiktības kumulatīvā ietekme. Individuālu neto SEG emisiju aprēķina komponentēm ir ievērojama nenoteiktība (5. pielikums). Arī aprēķina pieņēmumiem par mežaudžu augšanas gaitu un saimnieciskās darbības intensitāti var būt nozīmīga ietekme uz iegūto meža ekosistēmas neto SEG emisiju aprēķina rezultātu.

Ņemot vērā ikgadējo augsnes C uzkrājuma izmaiņu dinamiku meža apsaimniekošanas laikā ilgtermiņā, kas aprēķināta atbilstoši pētījumā iegūtajiem empīriskajiem datiem, kūdreņu un purvaiņu augsne ikgadēji piesaista vidēji attiecīgi $0,28 \pm 0,66 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā un $0,42 \pm 0,43 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā. Purvaiņos ar VKS B, E un Ma augsne ikgadēji piesaista vidēji $0,64 \pm 0,51 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā; $0,30 \pm 0,33 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā un $0,33 \pm 0,33 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā, bet kūdreņu augsne attiecīgi $-0,34 \pm 0,26 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā; $0,35 \pm 0,54 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā un $0,86 \pm 0,53 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā (3.31. att.). Meža apsaimniekošanas cikla laikā ikgadēji augsnes C uzkrājums var gan palielināties, gan samazināties. Pētījumā ievāktie dati norāda, ka to nosaka mežaudzes attīstības stadija. Periodā ar izcirtumu, meža augsne zaudē C, bet mežaudzei attīstoties tā kļūst par C piesaistītāju. Augsnes C uzkrājuma palielināšanos galvenokārt nosaka augsnes C ienese ar vainaga nobīrām un sīksaknēm, kas tiecas palielināties līdz ar pieaugošu mežaudzes vecumu.

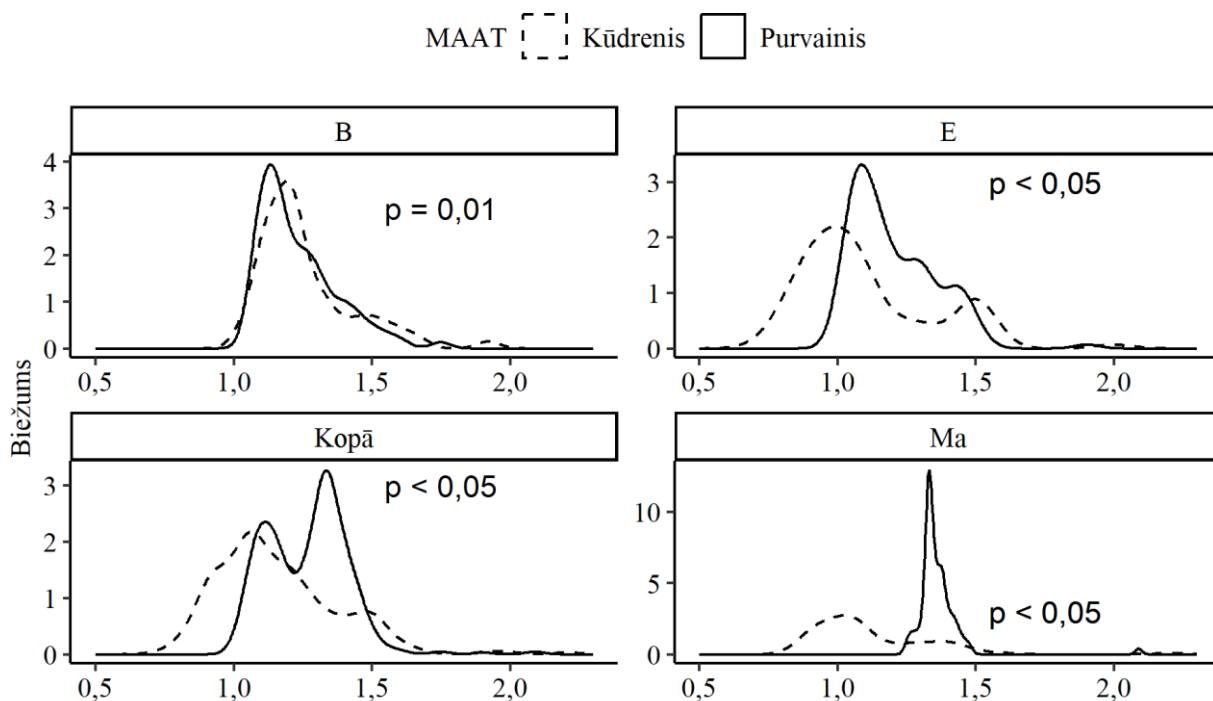


3.31. att. Ikgadējās augsnes C piesaistes (negatīvas vērtības) variācija ilgtermiņā

Lai gan pētījumā Somijā ir novērtēts, ka ikgadējās augsnes CO₂ emisijas palielinās līdz ar augsnes auglību no 3,8 līdz 12,10 t C ha⁻¹ gadā (Ojanen et al., 2010), kas var noteikt, ka augsne ir neto CO₂ avots, promocijas darba pētījuma rezultāti norāda, ka auglīgas organiskas meža augsnes var būt neto CO₂ piesaistītājas. Tas ir saskaņā ar virkni līdzšinējo pētījumu rezultātu, kuri norāda, ka boreālos mežos pēc auglīgas organiskās augsnes hidromeliorācijas to C uzkrājums var ne tikai nemainīties, bet arī pieaugt (Meyer et al., 2013; Varik et al., 2015). Būtisks aspekts, kas var ietekmēt dažādu pētījumu secinājumus ir augsnes C uzkrājuma dinamikas novērtēšana pielietotā metodika, kas var ņemt vai neņemt vērā dažādas augsnes C ieneses komponentes (Ojanen et al., 2012). SEG emisiju avots ar potenciāli nozīmīgu ietekmi uz emisijām, kas lielākoties līdzšinējos pētījumos nav ņemts vērā, ir stumbru emisijas (Schindler et al., 2020). Šis emisiju avots var būt īpaši svarīgs pētījumos, kas vērtē SEG emisijas platībās ar augstu GŪ līmeni, piemēram, lai nepārvērtētu dabiskā GŪ līmeņa atjaunošanas pozitīvo ietekmi uz SEG emisiju samazināšanu. Līdzīgi, ja pētījuma mērķis ir vērtēt meža apsaimniekošanas paņēmiena ietekmi uz klimatu, lai nepieņemtu maldīgus secinājumus, svarīgi ir vērtēt apsaimniekošanas scenārija ietekmi uz SEG emisijām ekosistēmas līmenī, tās salīdzinot ar references vai alternatīviem scenārijiem. Novirzes pētījumu rezultātos var ieviest arī SEG emisiju vai C ieneses komponentu novērtēšanas paņēmiena izvēle un iegūto datu nenoteiktība. Piemēram, tipiski vislielākā nenoteiktība līdzšinējos pētījumos ir augsnes C iesei ar sakņu biomasu (Neumann et al., 2020). Zviedrijā ar promocijas pētījumam analogisku metodi (augšņu CO₂ emisiju un C ieneses summas novērtējums) noteikts, ka hidromeliorētas organiskas augsnes ir CO₂ emisiju 2,29 t C ha⁻¹ gadā avots (Von Arnold et al., 2005), bet Somijā ar augsnes inventarizācijas metodi noteikts, ka šādas augsnes ikgadēji piesaista 0,20 līdz 0,25 t C ha⁻¹ gadā (Minkkinen et al., 2002). Promocijas pētījuma rezultāti parāda, ka nozīmīga loma aprēķina rezultātam var būt arī meža zemes izcirtuma statusā iekļaušana meža zemes augsnes C uzkrājuma izmaiņu novērtējumā. Visbiežāk līdzšinējos pētījumos kā ikgadējās augsnes C uzkrājuma izmaiņas ir uzdots rezultāts, kas atspoguļo C līdzsvaru monitoringa periodā, nevis atspoguļo vidējo ikgadējo meža augsnes C līdzsvaru.

Atbilstoši pētījumā ievāktajiem empīriskajiem datiem un meža ekosistēmas SEG emisiju aprēķinu metodikai (2.3.3. apakšnodaļa), 240 gadu meža zemes apsaimniekošanas cikla laikā purvainu ekosistēma piesaista vidēji $0,2 \pm 9,7$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā, bet kūdreņu ekosistēma piesaista vidēji $2,9 \pm 14,4$ t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā. Tādējādi, rezultāti norāda, ka meži ar hidromeliorētu augsni var nodrošināt lielāku ieguldījumu klimata pārmaiņu mazināšanā. Meža apsaimniekošanas cikla laikā novērtētas ikgadējās ekosistēmas SEG emisijas variē no

–15 līdz 141 t CO₂ ekv. ha⁻¹ gadā un emisiju datu izkliede neatbilst normālam sadalījumam. Krasu emisiju pieaugumu nosaka pieņēmums par koksnes oglekļa, kas nemaina krātuvi uz atmirušo koksni vai koksnes produktiem, tūlītēju oksidēšanos mežizstrādes īstenošanas gadā. Tādēļ vidējo ikgadējo meža ekosistēmas SEG emisiju novērtējums interpretējams piesardzīgi. Kūdreņu un purvainu ekosistēmu ikgadējo SEG emisiju vērtību izkliede ir būtiski atšķirīga (3.32. att.).



Ikgadējās meža ekosistēmas emisijas, t CO₂ ekv. gadā (logaritmiski transformēti dati)

3.32. att. Meža apsaimniekošanas cikla ikgadējo SEG emisiju vērtību izkliede

Šī pētījuma rezultātus iespējams pilnveidot, veicot ekstensīvus pētījumus ilgākā termiņā, tajā skaitā novērtējot *Rhet* un *Rkop* attiecību Latvijas apstākļos vai veicot *Rhet* mērījumu tiešā veidā, kā arī novērtējot CH₄ emisiju neviendabību laikā un telpā. Potenciāli lietderīgi ir veikt vienlaicīgus *Rhet* un *Rkop* mērījumus, lai iespējotu līdzšinēji iegūto *Rkop* rezultātu pārrēķinu un tos validētu ar tiešo mērījumu *Rhet* rezultātiem. Pilnveidojamas spējas kvantificēt dažādu C ieneses komponentu lomu augsnes C līdzsvarā atkarībā no mainīgiem klimatiskiem apstākļiem, meža attīstības gaitas un saimnieciskās darbības. CH₄ emisiju prognozēšanas Latvijas mērogā iespējošanai, jātiecas apzināt ikgadējā vidējā GŪ līmeņa dinamiku mežos.

SECINĀJUMI

1. Egļu audzēs konstatēta lineāra sakarība starp šķērslaukumu un ikgadējo C ienesi augsnē ($r = 0,9$). Bērzu un melnalkšņu audzēs, šķērslaukumam sasniedzot aptuveni $10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, ikgadējā C ienese augsnē strauji palielinās līdz apjomam kāds egļu audzēs prognozējams ar šķērslaukumu $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Tādējādi lapu koku audzes ar mazāku šķērslaukumu var nodrošināt lielāku C ienesi augsnē nekā egļu audzes un apsaimniekotos mežos potenciāli sniegt lielāku ieguldījumu augsnes C uzkrājuma saglabāšanā.
2. Zemsedzei ir nozīmīga loma augsnes C uzkrājuma saglabāšanā izcirtumos, jo zemsedzes ikgadējā C ienese augsnē potenciāli var kompensēt C ieneses trūkumu ar vainaga nobirām un koku sīksaknēm. Novērtētā C ienese augsnē ar zemsedzi analizētajos izcirtumos bija būtiski lielākā nekā mežaudzēs ($p < 0,05$), attiecīgi $3,3 \pm 0,5$ un $1,7 \pm 0,3 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā. Arī zemsedzes biomasas un audzes vecuma sakarība ($r = -0,6$) norāda, ka zemsedzes biomasa izcirtumos ir vidēji divas reizes lielāka nekā 80 gadus vecās audzēs.
3. Nav konstatēta būtiska audžu vecuma, caurmēra un krājas ietekme uz ikgadējo koku sīksakņu atmirumu (vidēji $1,5 \pm 0,8 \text{ t ha}^{-1}$ gadā).
4. Analizējot sakarību starp gada kopējām augsnes CH_4 emisijām un vidējo gruntsūdens līmeni ($r = -0,6$) noskaidrots, ka augsne ir CH_4 emisiju avots, ja vidējais gruntsūdens līmenis ir augstāk par 30 cm. Lai gan gruntsūdens līmeņa un augsnes CH_4 emisiju mērījumu sakarības purvaiņos un kūdreņos ir līdzīgas, ievērojami paaugstinātu emisiju sastopamības varbūtība purvaiņos nosaka, ka emisiju prognozēšanā ir svarīgi novērtēt arī faktisko hidromeliorācijas sistēmas funkcionalitāti.
5. Konstatēta vidēji cieša sakarība ($r = -0,4$) starp gruntsūdens līmeņa mērījumu vidējām vērtībām un gada kopējām augsnes N_2O emisijām. Gada kopējās augsnes N_2O emisijas kūdreņos (vidēji $1,1 \pm 0,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ gadā) un purvaiņos (vidēji $2,6 \pm 0,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ gadā) ir būtiski atšķirīgas ($p < 0,01$).
6. Novērtētās, Latvijas klimatiskajiem apstākļiem raksturīgās, ikgadējās augsnes kopējās elpošanas CO_2 emisijas analizētajos izcirtumos (vidēji $7,7 \pm 0,5 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā) ir lielākas ($p < 0,05$) nekā mežaudzēs (vidēji $6,1 \pm 0,2 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā). Nav konstatēta būtiska hidromeliorācijas vai valdošās koku sugas ietekme uz augsnes kopējās elpošanas CO_2 emisijām.
7. Oglekļa uzkrājuma zudumi eitrofu purvaiņu un kūdreņu izcirtumu augsnē (vidēji $0,7 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā) meža apsaimniekošanas cikla laikā tiek kompensēti ar C piesaisti audzēs (vidēji $0,6 \text{ t C ha}^{-1}$ gadā).
8. Meži ar hidromeliorētu augsni var nodrošināt lielāku ieguldījumu klimata pārmaiņu mazināšanā, jo intensīvi apsaimniekotu eitrofu kūdreņu un purvaiņu ekosistēma piesaista, attiecīgi, vidēji $2,9$ un $0,2 \text{ t CO}_2$ ekv. gadā.

REKOMENDĀCIJAS

1. Auglīgas organiskās augsnes ikgadējās oglekļa ieneses aprēķināšanai ieteicams izmantot sekojošos pētījuma rezultātus:
 - a regresijas vienādojumus, kas raksturo lapkoku vai egļu meža vainaga nobiru oglekļa ienesi atkarībā no mežaudzes šķērslaukuma;
 - b zemsedzes veģetācijas biomasas oglekļa ieneses koeficientus atkarībā MAAT izcirtumos un mežos ar valdošo koku sugu bērzs, melnalksnis un egle;
 - c ikgadējā koku sīksakņu biomasas atmiruma koeficientus lapkoku un egļu mežos atkarībā no MAAT.Augsnes C ieneses prognozēšanas spēju pilnveidošanai un prognožu rezultātu nenoteiktības novērtēšanai Latvijas mēroga aprēķiniem nepieciešami ekstensīvi ilgtermiņa pētījumi par augsnes oglekļa ienesi ar vainaga nobirām (to frakciju sadalījumā), koku sīksaknēm un zemsedzi un tās variāciju atkarībā no ikgadēji mainīgiem meteoroloģiskiem apstākļiem. Jāņem vērā, ka koku sīksakņu un zemsedzes veģetācijas biomasas paraugu ņemšana trīs līdz četros atkārtojumos katrā parauglaukumā rada lielu rezultāta nenoteiktību.
2. Augsnes N₂O emisiju aprēķināšanai pielietojami pētījumā izstrādātie emisiju aprēķina faktori. CH₄ emisijas ieteicams aprēķināt, izmantojot regresijas vienādojumu, kas raksturo emisijas atkarībā no vidējā gruntsūdens līmeņa platībā un ņem vērā arī ekstrēmo emisiju sastopamības varbūtību. Lai izvairītos no CH₄ emisiju pārvērtēšanas ziemas periodā, augsnes temperatūra –5 °C pielietojama kā robežvērtība, kuru pārsniedzot, emisijas pieņemamas kā nebūtiskas. CH₄ emisiju aprēķina rezultāta nenoteiktība strauji pieaug, ja vidējais gruntsūdens līmenis platībā ir seklāk par 30 cm, tādēļ nenoteiktības mazināšanai plašāki pētījumi turpināmi platībās ar vidējo gruntsūdens līmeņa dziļumu 0 līdz 30 cm.
3. Ikgadējās gaisa temperatūras mainība gada kumulatīvās augsnes kopējās elpošanas CO₂ emisijas var ietekmēt par vidēji ± 1,6 t C ha⁻¹ gadā, tādēļ, prognozējot augsnes emisijas valsts mērogā un ilgtermiņā, jāņem vērā reģionālo un ikgadējo gaisa temperatūru mainība. Gada kumulatīvo augsnes elpošanas emisiju aprēķinā svarīgi izvēlēties korektu interpolācijas pieeju. Ieteicams emisijas interpolēt atkarībā no stundas vidējās gaisa temperatūras, jo gada kopējo augsnes elpošanu aprēķinot pēc diennakts vidējās gaisa temperatūras, tā var potenciāli tikt pārvērtētā par vidēji 1,50 t C ha⁻¹ gadā. Analogiski, prognozējot CH₄ emisijas, izvērtējama ikgadējo meteoroloģisko apstākļu ietekme uz ikgadējo vidējo gruntsūdens līmeni.
4. Ikgadējo meža ekosistēmas kopumā vai atsevišķi meža augsnes SEG emisijas un CO₂ piesaisti nosaka mežaudzes attīstības stadija, saimnieciskā darbība un meteoroloģiskie apstākļi. Šie un saistītie SEG emisiju ietekmējošie faktori jāņem vērā, novērtējot un salīdzinot mežu SEG emisijas dažādos to apsaimniekošanas scenārijos.

PATEICĪBAS

Promocijas darbs izstrādāts, analizējot Meža nozares kompetences centra pētījumu virziena “Meža kapitālvērtības palielināšana un mežsaimniecība” ietvaros īstenotā pētījumā “Modelēšanas instrumentu un rekomendāciju izstrādāšana siltumnīcefekta gāzu (SEG) emisiju mazināšanai mežaudzēs uz auglīgām organiskām augsnēm” un pētījumā iegūtus datus. Iegūtā datu kopa papildināta ar pētījumā „Siltumnīcefekta gāzu (SEG) emisijas no koku stumbra virsmas ietekmējošo faktoru izpēte lapkoku audzēs ar meliorētām un pārmitrām augsnēm” (Latvijas Zinātnes padomes programmas "Fundamentālie un lietīšķie pētījumu projekti" vienošanās Nr. Izp-2021/1-0137) iegūtiem datiem. Promocijas darbs īstenots ar ESF projekta Nr. 8.2.2.0/20.I/001 “LLU pāreja uz jauno doktorantūras finansēšanas modeli” atbalstu.

INFORMĀCIJAS AVOTU SARAKSTS

1. Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., & Smith, P. (2016). Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, 2016 6(19), 7080–7102. DOI: 10.1002/ece3.2469
2. Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., & Augusto, L. (2015). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5, 1–10. DOI: 10.1038/srep15991
3. Ajani, J.I., Keith, H., Blakers, M., Mackey, B. G., & King, H. P. (2013). Comprehensive carbon stock and flow accounting: A national framework to support climate change mitigation policy. *Ecological Economics*, 89, 61–72. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2013.01.010
4. Alm, J., Schulman, L., Walden, J., Nykanen, H., Martikainen, P. J., & Silvola, J. (1999). Carbon Balance of a Boreal Bog during a Year with an Exceptionally Dry Summer. *Ecology*, 80(1), 161. DOI: 10.2307/176987
5. Alm, J., Shurpali, N.J., Minkkinen, K., Aro, L., Hytönen, J., Laurila, T., ... Laine, J. (2007). Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Finnish managed peatlands. *Boreal Environment Research*, 12(2), 191–209.
6. Alvarez, J. A., Villagra, P. E., Rossi, B. E., & Cesca, E. M. (2009). Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecology*, 205(2), 295–303. DOI: 10.1007/s11258-009-9618-z
7. Anav, A., Friedlingstein, P., Kidston, M., Bopp, L., Ciais, P., Cox, P., ... Zhu, Z. (2013). Evaluating the Land and Ocean Components of the Global Carbon Cycle in the CMIP5 Earth System Models. *Journal of Climate*, 26(18), 6801–6843. DOI: 10.1175/JCLI-D-12-00417.1
8. Ashwood, F., Watts, K., Park, K., Fuentes-Montemayor, E., Benham, S., & Vanguelova, E. I. (2019). Woodland restoration on agricultural land: long-term impacts on soil quality. *Restoration Ecology*, 27(6), 1381–1392. DOI: 10.1111/rec.13003
9. Askaer, L., Elberling, B., Friborg, T., Jørgensen, C. J., & Hansen, B. U. (2011). Plant-mediated CH₄ transport and C gas dynamics quantified in-situ in a Phalaris arundinacea-dominant wetland. *Plant and Soil*, 343(1–2), 287–301. DOI: 10.1007/s11104-011-0718-x
10. Askaer, L., Elberling, B., Glud, R. N., Köhl, M., Lauritsen, F. R., & Joensen, H. P. (2010). Soil heterogeneity effects on O₂ distribution and CH₄ emissions from wetlands: In situ and mesocosm studies with planar O₂ optodes and membrane inlet mass spectrometry. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(12), 2254–2265. DOI: 10.1016/j.soilbio.2010.08.026
11. Aubinet, M., Vesala, T., & Papale, D. (2012). Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis. Springer Science & Business Media, Dordrecht, The Netherlands, ISBN 978-94- 007-2350-4.
12. Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., & Ranger, J. (2015). Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 90(2), 444–466. DOI: 10.1111/brv.12119
13. Aurela, M., Laurila, T., & Tuovinen, J.-P. (2002). Annual CO₂ balance of a subarctic fen in northern Europe: Importance of the wintertime efflux. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107(D21), ACH 17-1-ACH 17-12. DOI: 10.1029/2002JD002055
14. Ball, T., Smith, K. A., & Moncrieff, J. B. (2007). Effect of stand age on greenhouse gas fluxes from a Sitka spruce [*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.] chronosequence on a peaty

- gley soil. *Global Change Biology*, 13(10), 2128–2142. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01427.x
15. Barba, J., Cueva, A., Bahn, M., Barron-Gafford, G. A., Bond-Lamberty, B., Hanson, P. J., ... Vargas, R. (2018). Comparing ecosystem and soil respiration: Review and key challenges of tower-based and soil measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 249, 434–443. DOI: 10.1016/J.AGRFORMET.2017.10.028
 16. Bárcena, T. G., Kiær, L. P., Vesterdal, L., Stefánsdóttir, H., Gundersen, P., & Sigurdsson, B. (2014b). Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta- analysis. *Global Change Biology*, 20, 2393–2405.
 17. Bārdule, A., Bārdulis, A., Polmanis, K., Krumšteds, L. L., Butlers, A., Stola, J., ... Lazdiņš, A. (2021a). Trends of Scots pine forest health and element flow changes in the ICP Forests monitoring sites in Latvia. *Baltic Forestry*, 27(2), 536. DOI: 10.46490/BF536
 18. Bārdule, A., Butlers, A., Lazdiņš, A., Līcīte, I., Zvirbulis, U., Putniņš, R., Jansons, A., Adamovičs, A., Razma, Ģ. (2021b). Evaluation of soil organic layers thickness and soil organic carbon stock in hemiboreal forests in Latvia. *Forests*, 12(7), 840. DOI: 10.3390/f12070840
 19. Bārdule, A., Liepiņš, J., Liepiņš, K., Stola, J., Butlers, A., & Lazdiņš, A. (2021c). Variation in carbon content among the major tree species in hemiboreal forests in latvia. *Forests*, 12(9). DOI: 10.3390/f12091292
 20. Bārdule, A., Petaja, G., Butlers, A., Purviņa, D., & Lazdiņš, A. (2021d). Estimation of litter input in hemi-boreal forests with drained organic soils for improvement of GHG inventories. *Baltic Forestry*, 27(2), 534. DOI: 10.46490/bf534
 21. Bārdulis, A., Lupiķis, A., & Stola, J. (2017). Carbon balance in forest mineral soils in Latvia modelled with Yasso07 soil carbon model. In: Proceedings of 23th International Scientific Conference “Research for Rural Development 2017”. Jelgava: LUA, Vol. 1, p. 28–34. DOI: 10.22616/rrd.23.2017.004
 22. Barthelmes, A., & Joosten, H. (2015). Peatlands and Climate in a Ramsar context. Peatlands and Climate in a Ramsar context. Copenhagen: Nordisk Ministerråd, pp. 245. DOI: 10.6027/tn2015-544
 23. Bellassen, V., & Luyssaert, S. (2014). Managing forests in uncertain times. *Nature*, 506, 153–155. DOI: 10.1038/506153a
 24. Bender, M., & Conrad, R. (1995). Effect of CH₄ concentrations and soil conditions on the induction of CH₄ oxidation activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(12), 1517–1527. DOI: 10.1016/0038-0717(95)00104-M
 25. Bērziņa, L., Degola, L., Grīnberga, L., Kreišmane, D., Lagzdiņš, A., Lazdiņš, A., Lēnerts, A., Lupiķis, A., Naglis-Liepa, K., Popuga, D., Rivža, P., & Sundārs, R. (2018). Siltumnīcefekta gāzu samazināšanas iespējas ar klimatam draudzīgu lauksaimniecību un mežsaimniecību Latvijā. Jelgava: LLU.
 26. Bhuiyan, R., Minkinen, K., Helmisaari, H. S., Ojanen, P., Penttilä, T., & Laiho, R. (2017). Estimating fine-root production by tree species and understorey functional groups in two contrasting peatland forests. *Plant and Soil*, 412(1–2), 299–316. DOI: 10.1007/s11104-016-3070-3
 27. Binkley, D. (2005). How Nitrogen-Fixing Trees Change Soil Carbon. In Binkley, D., & Menyailo, O. (Eds.), *Tree Species Effects on Soils: Implications for Global Change*. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 155–164.
 28. Byun, E., Rezanezhad, F., Fairbairn, L., Slowinski, S., Basiliko, N., Price, J. S., ... Van Cappellen, P. (2021). Temperature, moisture and freeze-thaw controls on CO₂ production in soil incubations from northern peatlands. *Scientific Reports*, 11(1), 1–15. DOI: 10.1038/s41598-021-02606-3

29. Boča, A., Van Miegroet, H., & Gruselle, M.-C. (2014). Forest Overstory Effect on Soil Organic Carbon Storage: A Meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 78(S1), S35–S47. DOI: 10.2136/sssaj2013.08.0332nafsc
30. Bohn, T. J., Podest, E., Schroeder, R., Pinto, N., McDonald, K. C., Glagolev, M., ... Lettenmaier, D. P. (2013). Modeling the large-scale effects of surface moisture heterogeneity on wetland carbon fluxes in the West Siberian Lowland. *Biogeosciences*, 10(10), 6559–6576. DOI: 10.5194/bg-10-6559-2013
31. Bond-Lamberty, B., & Thomson, A. (2010). A global database of soil respiration data. *Biogeosciences*, 7(6), 1915–1926. DOI: 10.5194/bg-7-1915-2010
32. Bond-Lamberty, B., Wang, C., & Gower, S. T. (2004). A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? *Global Change Biology*, 10(10), 1756–1766. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x
33. Borken, W., Xu, Y. J., Davidson, E. A., & Beese, F. (2002). Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Global Change Biology*, 8(12), 1205–1216. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2002.00547.x
34. Bowden, R. D., Deem, L., Plante, A. F., Peltre, C., Nadelhoffer, K., & Lajtha, K. (2014). Litter Input Controls on Soil Carbon in a Temperate Deciduous Forest. *Soil Science Society of America Journal*, 78(S1), S66–S75. DOI: 10.2136/sssaj2013.09.0413nafsc
35. Brændholt, A., Steenberg Larsen, K., Ibrom, A., & Pilegaard, K. (2017a). Overestimation of closed-chamber soil CO₂ effluxes at low atmospheric turbulence. *Biogeosciences*, 14(6), 1603–1616. DOI: 10.5194/bg-14-1603-2017
36. Brændholt, A., Larsen, K. S., Ibrom, A., & Pilegaard, K. (2017b). Overestimation of closed-chamber soil CO₂ effluxes at low atmospheric turbulence. *Biogeosciences*, 14(6), 1603–1616. DOI: 10.5194/bg-14-1603-2017
37. Brown, S., Lim, B., & Schlamadinger, B. (1998). Evaluating Approaches for Estimating Net Emissions of Carbon Dioxide from Forest Harvesting and Wood Products. Report of a IPCC meeting sponsored, Dakar, Senegal, 5–7 May, 1998. Retrieved from: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/mtdocs/pdffiles/dakar.pdf> and <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/mtdocs/dakar.htm>
38. Bušs, K. (1981). Meža ekoloģija un tipoloģija. Rīga: Zinātne.
39. Butlers, A., & Lazdiņš, A. (2020). Carbon stock in litter and soil in drained and naturally wet organic forest soils in Latvia. In: Proceedings 26th International Scientific Conference “Research for Rural Development 2020”, May 2020. Jelgava: LUA, Vol. 35, p. 47–54. DOI: 10.22616/rrd.26.2020.007
40. Canadell, J. G., Kirschbaum, M. U. F., Kurz, W. A., Sanz, M.-J., Schlamadinger, B., & Yamagata, Y. (2007). Factoring out natural and indirect human effects on terrestrial carbon sources and sinks. *Environmental Science & Policy*, 10(4), 370–384. DOI: 10.1016/J.ENVSCI.2007.01.009
41. Carey, E. V., Sala, A., Keane, R., & Callaway, R. M. (2001). Are old forests underestimated as global carbon sinks? *Global Change Biology*, 7(4), 339–344. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2001.00418.x
42. Comstedt, D., Boström, B., & Ekblad, A. (2011). Autotrophic and heterotrophic soil respiration in a Norway spruce forest: Estimating the root decomposition and soil moisture effects in a trenching experiment. *Biogeochemistry*, 104(1–3), 121–132. DOI: 10.1007/s10533-010-9491-9
43. Cools, N., & De Vos, B. 2016. Part X: Sampling and Analysis of Soil. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (Ed.), Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Eberswalde, Germany: Thünen Institute of Forest Ecosystems, p. 101–166. Retrieved from <https://www.icp->

- forests.org/pdf/manual/2016/ICP_Manual_2016_01_part10Annex.pdf
44. Couwenberg, J., & Fritz, C. (2012). Towards developing IPCC methane 'emission factors' for peatlands (organic soils). *Mires and Peat*, 10, 1–17.
 45. Covey, K. R., & Megonigal, J. P. (2019). Methane production and emissions in trees and forests. *New Phytologist*, 222(1), 35–51. DOI: 10.1111/nph.15624
 46. Cowie, A., Pingoud, K., & Schlamadinger, B. (2006) Stock changes or fluxes? Resolving terminological confusion in the debate on land-use change and forestry. *Climate Policy*, 6(2), 161–179. DOI: 10.1080/14693062.2006.9685593
 47. Craine, J. M., & Wedin, D. A. (2002). Determinants of growing season soil CO₂ flux in a Minnesota grassland. *Biogeochemistry*, 59, 303–313. DOI: 10.1023/A:1016019728665
 48. Cresto Aleina, F., Runkle, B. R. K., Brücher, T., Kleinen, T., & Brovkin, V. (2016). Upscaling methane emission hotspots in boreal peatlands. *Geoscientific Model Development*, 9(2), 915–926. DOI: 10.5194/gmd-9-915-2016
 49. Darenova, E., Pavelka, M., & Acosta, M. (2014). Diurnal deviations in the relationship between CO₂ efflux and temperature: A case study. *Catena*, 123, 263–269. DOI: 10.1016/j.catena.2014.08.008
 50. Davidson, E. A., Savage, K., Verchot, L. V., & Navarro, R. (2002). Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113(1–4), 21–37. DOI: 10.1016/S0168-1923(02)00100-4
 51. Davidson, E. A., & Janssens, I. A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165–173. DOI: 10.1038/nature04514
 52. Davidson, E. A., & Janssens, I. A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440(7081), 165–173. DOI: 10.1038/nature04514
 53. De Klein, C. A. M., & Harvey, M. (2012). Nitrous Oxide Chamber Methodology Guidelines. Global Reserch Alliance on Agricultural Greenhouse Gases.
 54. Denmead, O. T. (2008). Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil*, 309(1–2), 5–24. DOI: 10.1007/s11104-008-9599-z
 55. Dise, N. B. (1992). Winter fluxes of methane from Minnesota peatlands NANCY. *Biogeochemistry*, 17, 71–83. DOI: 10.1007/BF00002641
 56. Dise, N. B., Gorham, E., & Verry, E. S. (1993). Environmental factors controlling methane emissions from peatlands in northern Minnesota. *Journal of Geophysical Research*, 98(D6), 583–594. DOI: 10.1029/93jd00160
 57. Drösler, M. (2005). Trace Gas Exchange and Climatic Relevance of Bog Ecosystemss, southern Germany. Lehrstuhl für Vegetationsökologie. Doctoral Thesis, Technical University of Munich. Retrieved from <http://www.wzw.tum.de/vegoek/publikat/dissdipl.html>
 58. Dungait, J. A. J., Hopkins, D. W., Gregory, A. S., & Whitmore, A. P. (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18(6), 1781–1796. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x
 59. Eggleston, H., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (Eds.) (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japan: IGES.
 60. Ernfors, M., Rütting, T., & Klemedtsson, L. (2011). Increased nitrous oxide emissions from a drained organic forest soil after exclusion of ectomycorrhizal mycelia. *Plant and Soil*, 343(1–2), 161–170. DOI: 10.1007/s11104-010-0667-9

61. Ernfors, M., Von Arnold, K., Stendahl, J., Olsson, M., & Klemetsson, L. (2008). Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils – An up-scaling based on C:N ratios. *Biogeochemistry*, 89(1), 29–41. DOI: 10.1007/s10533-008-9190-y
62. Ettwig, K. F., Butler, M. K., Le Paslier, D., Pelletier, E., Mangenot, S., Kuypers, M. M. M., ... Strous, M. (2010). Nitrite-driven anaerobic methane oxidation by oxygenic bacteria. *Nature*, 464(7288), 543–548. DOI: 10.1038/nature08883
63. Fang, C., Moncrieff, J. B., Gholz, H. L., & Clark, K. L. (1998). Soil CO₂ efflux and its spatial variation in a Florida slash pine plantation. *Plant Soil*, 205, 135–146.
64. FAO. (2014). Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series, 9, 117 pp. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-i4029e.pdf>
65. FAO. (2015). Knowledge reference for national forest assessments. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-i4822e.pdf>
66. Fekete, I., Kotroczó, Z., Varga, C., Nagy, P. T., Várбірó, G., Bowden, R. D., ... Lajtha, K. (2014). Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a central-european deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 74, 106–114. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.03.006
67. Felipe-Lucia, M. R., Soliveres, S., Penone, C., Manning, P., van der Plas, F., Boch, S., ... Allan, E. (2018). Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature Communications*, 9(1), 4839. DOI: 10.1038/s41467-018-07082-4
68. Finér, L., & Laine, J. (2000). The ingrowth bag method in measuring root production on peatland sites. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15(1), 75–80.
69. Finér, L., Ohashi, M., Noguchi, K., & Hirano, Y. (2011). Fine root production and turnover in forest ecosystems in relation to stand and environmental characteristics. *Forest Ecology and Management*, 262(11), 2008–2023. DOI: 10.1016/J.FORECO.2011.08.042
70. Ford-Robertson, J. B. (2003). Implications of Harvested Wood Products Accounting – Analysis of issues raised by Parties to the UNFCCC and development of a Simple Decay approach. MAF Technical Paper No 2003/5. Wellington, New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry, 30 pp. Retrieved from: <http://www.maf.govt.nz/forestry/publications/index.htm>
71. Friedlingstein, P., Cox, P., Betts, R., Bopp, L., von Bloh, W., Brovkin, V., ... Zeng, N. (2006). Climate-Carbon Cycle Feedback Analysis: Results from the C⁴MIP Model Intercomparison. *Journal of Climate*, 19(14), 3337–3353. DOI: 10.1175/JCLI3800.1
72. Fritz, C., Pancotto, V. A., Elzenga, J. T. M., Visser, E. J. W., Grootjans, A. P., Pol, A., ... Smolders, A. J. P. (2011). Zero methane emission bogs: Extreme rhizosphere oxygenation by cushion plants in Patagonia. *New Phytologist*, 190(2), 398–408. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2010.03604.x
73. Fröberg, M., Hanson, P. J., Trumbore, S. E., Swanston, C. W., & Todd, D. E. (2009). Flux of carbon from 14C-enriched leaf litter throughout a forest soil mesocosm. *Geoderma*, 149(3), 181–188. DOI: 10.1016/j.geoderma.2008.11.029
74. Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., ... Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 4, 1340. DOI: 10.1038/ncomms2328
75. Ganjegunte, G. K., Condrón, L. M., Clinton, P. W., Davis, M. R., & Mahieu, N. (2004). Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. *Forest Ecology and Management*, 187(2–3), 197–211. DOI: 10.1016/S0378-1127(03)00332-3

76. Garcia, J. L., Patel, B. K. C., & Ollivier, B. (2000). Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea. *Anaerobe*, 6(4), 205–226. DOI: 10.1006/anae.2000.0345
77. Gauci, V., Gowing, D. J. G., Hornibrook, E. R. C., Davis, J. M., & Dise, N. B. (2010). Woody stem methane emission in mature wetland alder trees. *Atmospheric Environment*, 44(17), 2157–2160. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.02.034
78. Gaumont-Guay, D., Black, T. A., Barr, A. G., Griffis, T. J., Jassal, R. S., Krishnan, P., ... Nesic, Z. (2014). Eight years of forest-floor CO₂ exchange in a boreal black spruce forest: Spatial integration and long-term temporal trends. *Agricultural and Forest Meteorology*, 184, 25–35. DOI: 10.1016/j.agrformet.2013.08.010
79. Glaser, P. H., Chanton, J. P., Morin, P., Rosenberry, D. O., Siegel, D. I., Ruud, O., ... Reeve, A. S. (2004). Surface deformations as indicators of deep ebullition fluxes in a large northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1). DOI: 10.1029/2003gb002069
80. Global Monitoring Laboratory – Carbon Cycle Greenhouse Gases. (n.d.). Retrieved from <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/global.html> (9 November 2022)
81. Gobin, A., Campling, P., Janssen, L., Desmet, N., van Delden, H., Hurkens, J., ... Berman, S. (2011). Soil organic matter management across the EU – best practices, constraints and trade-offs. Final Report for the European Commission’s DG Environment. Retrieved from https://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/som/full_report.pdf
82. Gong, J., Kellomäki, S., Wang, K., Zhang, C., Shurpali, N., & Martikainen, P. J. (2013). Modeling CO₂ and CH₄ flux changes in pristine peatlands of Finland under changing climate conditions. *Ecological Modelling*, 263, 64–80. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.04.018
83. Gong, J., Wang, K., Kellomäki, S., Zhang, C., Martikainen, P. J., & Shurpali, N. (2012). Modeling water table changes in boreal peatlands of Finland under changing climate conditions. *Ecological Modelling*, 244, 65–78. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.06.031
84. Goulden, M. L., Mcmillan, A. M. S., Winston, G. C., Rocha, A. V., Manies, K. L., Harden, J. W., & Bond-Lamberty, B. P. (2011). Patterns of NPP, GPP, respiration, and NEP during boreal forest succession. *Global Change Biology*, 17(2), 855–871. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02274.x
85. Grossiord, C., Mareschal, L., & Epron, D. (2012). Transpiration alters the contribution of auto-trophic and heterotrophic components of soil CO₂ efflux. *New Phytologist*, 194, 647–653.
86. Guo, L. B., & Gifford, R. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345–360.
87. Hanson, P. J., Edwards, N. T., Garten, C. T., & Andrews, J. A. (2000). Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48(1), 115–146. DOI: 10.1023/A:1006244819642
88. Hanson, R. S., & Hanson, T. E. (1996). Methanotrophic bacteria. *Microbiological Reviews*, 60(2), 439–471. DOI: 10.1128/mmbr.60.2.439-471.1996
89. Hansson, K., Helmisaari, H.-S., Sah, S.P., & Lange, H. (2013). Fine root production and turnover of tree and understorey vegetation in Scots pine, silver birch and Norway spruce stands in SW Sweden. *Forest Ecology and Management*, 309, 58–65. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.01.022
90. Hargreaves, K. J., Milne, R., & Cannell, M. G. R. (2003). Carbon balance of afforested peatland in Scotland. *Forestry*, 76(3), 299–317. DOI: 10.1093/forestry/76.3.299
91. Havas, P., & Kubin, E. (1983). Structure, growth and organic matter content in the vegetation cover of an old spruce forest in northern Finland. *Annales Botanici Fennici*, 20, 115–149.

92. Helmisaari, H.-S., Derome, J., Nojd, P., & Kukkola, M. (2007). Fine root biomass in relation to site and stand characteristics in Norway spruce and Scots pine stands. *Tree Physiology*, 27(10), 1493–1504. DOI: 10.1093/treephys/27.10.1493
93. Hermans, R., Mckenzie, R., Andersen, R., Teh, Y. A., Cowie, N., & Subke, J. A. (2022). Net soil carbon balance in afforested peatlands and separating autotrophic and heterotrophic soil CO₂ effluxes. *Biogeosciences*, 19(2), 313–327. DOI: 10.5194/bg-19-313-2022
94. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., & Troxler, T. (Eds.) (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Switzerland: IPCC.
95. Högberg, P., Nordgren, A., Buchmann, N., Taylor, A. F. S., Ekblad, A., Hogberg, M. N., Nyberg, G., Ottosson-Lofvenius, M., & Read, D. J. (2001). Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature*, 411, 789–792.
96. Hoover, C. M. (2011). Management Impacts on Forest Floor and Soil Organic Carbon in Northern Temperate Forests of the US. *Carbon Balance and Management*, 6, 1–8. DOI: 10.1186/1750-0680-6-17
97. Hornibrook, E. R. C., Bowes, H. L., Culbert, A., & Gallego-Sala, A. V. (2009). Methanotrophy potential versus methane supply by pore water diffusion in peatlands. *Biogeosciences*, 6(8), 1491–1504. DOI: 10.5194/bg-6-1491-2009
98. Horz, H. P., Rich, V., Avrahami, S., & Bohannan, B. J. M. (2005). Methane-oxidizing bacteria in a California upland grassland soil: Diversity and response to simulated global change. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(5), 2642–2652. DOI: 10.1128/AEM.71.5.2642-2652.2005
99. Houghton, R. A. (2003). The Contemporary Carbon Cycle. In: Schlesinger W.H. (Ed.), *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, p. 473–513. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/08168-8
100. Huang, Z., Clinton, P. W., Baisden, W. T., & Davis, M. R. (2011). Long-term nitrogen additions increased surface soil carbon concentration in a forest plantation despite elevated decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2), 302–307. DOI: 10.1016/j.soilbio.2010.10.015
101. Hugelius, G., Tarnocai, C., Broll, G., Canadell, J. G., Kuhry, P., & Swanson, D. K. (2013). The northern circumpolar soil carbon database: Spatially distributed datasets of soil coverage and soil carbon storage in the northern permafrost regions. *Earth System Science Data*, 5(1), 3–13. DOI: 10.5194/essd-5-3-2013
102. Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Moilanen, M., & Laiho, R. (2015). Recycling of ash – For the good of the environment? *Forest Ecology and Management*, 348, 226–240. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.03.008
103. Hutchinson, G. L., & Livingston, G. P. (1993). Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. *ASA Special Publication (USA)*.
104. IPCC. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme; Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (Eds). Japan: IGES.
105. IPCC. (2014). 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol; Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., & Troxler, T. G. (Eds.) Switzerland:IPCC.
106. IPCC. (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., & Troxler, T. G. (Eds.) Switzerland: IPCC.
107. IPCC. (2018). Global warming of 1.5 °C, Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva. Retrieved from <https://www.ipcc.ch/sr15/>
108. IPCC. (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas

- Inventories. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., & Federici, S. (Eds.) Switzerland: IPCC.
109. Jagodzinski, A. M., Ziółkowski, J., Warnkowska, A., & Prais, H. (2016). Tree Age Effects on Fine Root Biomass and Morphology over Chronosequences of *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* and *Alnus glutinosa* Stands. *PLOS ONE*, 11(2), e0148668. DOI: 10.1371/journal.pone.0148668
 110. James, J., & Harrison, R. (2016). The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests*, 7(12), 308. DOI: 10.3390/f7120308
 111. Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., ... Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3–4), 253–268. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.09.003
 112. Jassal, R. S., Black, T. A., Novak, M. D., Gaumont-Guay, D., & Nesic, Z. (2008). Effect of soil water stress on soil respiration and its temperature sensitivity in an 18-year-old temperate Douglas-fir stand. *Global Change Biol*, 14, 1305–1318.
 113. Jauhiainen, J. (2019a). Report on the identified climate change mitigation targeted management practices on organic soils (A.1|3). Salaspils: Latvian State Forest Research Institute “Silava”. DOI: 10.13140/RG.2.2.11374.97608
 114. Jauhiainen, J. (2019b). Report on current situation – applied emission factors and projections of greenhouse gas emissions from organic soils (A.1|2). Salaspils: Latvian State Forest Research Institute “Silava”. DOI: 10.13140/RG.2.2.35701.93927
 115. Jauhiainen, J., Alm, J., Bjarnadottir, B., Callesen, I., Christiansen, J. R., Clarke, N., ... Laiho, R. (2019). Reviews and syntheses: Greenhouse gas exchange data from drained organic forest soils – A review of current approaches and recommendations for future research. *Biogeosciences*, 16(23), 4687–4703. DOI: 10.5194/bg-16-4687-2019
 116. Jobbagy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423. DOI: 10.2307/2641104
 117. Johnston, C. A., Groffman, P., Breshears, D. D., Cardon, Z. G., Currie, W., Emanuel, W., ... Wielopolski, L. (2004). Carbon cycling in soil. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 522–528. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0522:CCIS]2.0.CO;2
 118. Joosten, H. (2015). Peatlands, climate change mitigation and biodiversity conservation. Retrieved from <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:806688/FULLTEXT01.pdf> (2 January 2021)
 119. Kārklīņš, A. (2016). Organiskās augsnes seg emisiju aprēķina kontekstā [Organic soils in the context of green house gas inventory]. In: Zinātniski praktiskā konference “Līdzsvarota lauksaimniecība”, 25.–26. februāris, 2016, Jelgava, Latvija. Jelgava: LLU, 40.–44. lpp. Retrieved from http://llufb.llu.lv/conference/lidzsva_r_lauksaim/2016/Latvia-lidzsvarota-lauksaimnieciba2016-40-44.pdf
 120. Keith, H., Lindenmayer, D., MacKey, B., Blair, D., Carter, L., McBurney, L., ... Konishi-Nagano, T. (2014). Managing temperate forests for carbon storage: Impacts of logging versus forest protection on carbon stocks. *Ecosphere*, 5(6), 1–34. DOI: 10.1890/ES14-00051.1
 121. Kekkonen, H., Ojanen, H., Haakana, M., Latukka, A., & Regina, K. (2019). Mapping of cultivated organic soils for targeting greenhouse gas mitigation. *Carbon Management*, 10(2), 115–126. DOI: 10.1080/17583004.2018.1557990

122. Kenina, L., Jaunslaviete, I., Liepa, L., Zute, D., & Jansons, A. (2019). Carbon pools in old-growth Scots pine stands in hemiboreal Latvia. *Forests*, 10(10), 1–10. DOI: 10.3390/f10100911
123. Kettunen, A., Kaitala, V., Lehtinen, A., Lohila, A., Alm, J., Silvola, J., & Martikainen, P. J. (1999). Methane production and oxidation potentials in relation to water table fluctuations in two boreal mires. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(12), 1741–1749. DOI: 10.1016/S0038-0717(99)00093-0
124. Killingbeck, K. T. (1996). Nutrients in senesced leaves: Keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. *Ecology*, 77(6), 1716–1727. DOI: 10.2307/2265777
125. Kim, Y., Ueyama, M., Nakagawa, F., Tsunogai, U., Harazono, Y., & Tanaka, N. (2007). Assessment of winter fluxes of CO₂ and CH₄ in boreal forest soils of central Alaska estimated by the profile method and the chamber method: A diagnosis of methane emission and implications for the regional carbon budget. In: *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, Vol. 59, p. 223–233. DOI: 10.1111/j.1600-0889.2006.00233.x
126. Kip, N., Fritz, C., Langelaan, E. S., Pan, Y., Bodrossy, L., Pancotto, V., ... Op den Camp, H. J. M. (2012). Methanotrophic activity and diversity in different *Sphagnum magellanicum* dominated habitats in the southernmost peat bogs of Patagonia. *Biogeosciences*, 9(1), 47–55. DOI: 10.5194/bg-9-47-2012
127. Kip, N., Van Winden, J. F., Pan, Y., Bodrossy, L., Reichart, G. J., Smolders, A. J. P., ... Op den Camp, H. J. M. (2010). Global prevalence of methane oxidation by symbiotic bacteria in peat-moss ecosystems. *Nature Geoscience*, 3(9), 617–621. DOI: 10.1038/ngeo939
128. Klemetsson, L., Ernfors, M., Björk, R. G., Weslien, P., Rütting, T., Crill, P., & Sikström, U. (2010). Reduction of greenhouse gas emissions by wood ash application to a *Picea abies* (L.) Karst. forest on a drained organic soil. *European Journal of Soil Science*, 61(5), 734–744. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01279.x
129. Klemetsson, L., Von Arnold, K., Weslien, P., & Gundersen, P. (2005). Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*, 11(7), 1142–1147. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.00973.x
130. Knorr, K. H., & Blodau, C. (2009). Impact of experimental drought and rewetting on redox transformations and methanogenesis in mesocosms of a northern fen soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(6), 1187–1198. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.02.030
131. Knorr, M., Frey, S. D., & Curtis, P. S. (2005). Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis. *Ecology*, 86(12), 3252–3257. DOI: 10.1890/05-0150
132. Kolari, P., Kulmala, L., Pumpanen, J., Launiainen, S., Llvessniemi, H., Hari, P., & Nikinmaa, E. (2009). CO₂ exchange and component CO₂ fluxes of a boreal Scots pine forest. *Boreal Environment Research*, 14(4), 761–783.
133. Korkiakoski, M., Tuovinen, J. P., Aurela, M., Koskinen, M., Minkkinen, K., Ojanen, P., ... Lohila, A. (2017). Methane exchange at the peatland forest floor – Automatic chamber system exposes the dynamics of small fluxes. *Biogeosciences*, 14(7), 1947–1967. DOI: 10.5194/bg-14-1947-2017
134. Kouki, J., & Hokkanen, T. (1992). Long-term needle litterfall of a Scots pine *Pinus sylvestris* stand: relation to temperature factors. *Oecologia*, 89(2), 176–181. DOI: 10.1007/BF00317216
135. Kriiska, K., Frey, J., Asi, E., Kabral, N., Uri, V., Aosaar, J., ... Ostonen, I. (2019). Variation in annual carbon fluxes affecting the SOC pool in hemiboreal coniferous forests in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 433, 419–430. DOI: 10.1016/J.FORECO.2018.11.026

136. Kristensen, T., Næsset, E., Ohlson, M., Bolstad, P. V., & Kolka, R. (2015). Mapping above- and below-ground carbon pools in boreal forests: The case for airborne lidar. *PLoS ONE*, 10(10). DOI: 10.1371/journal.pone.0138450
137. Krug, J. H. A. (2018). Accounting of GHG emissions and removals from forest management: A long road from Kyoto to Paris. *Carbon Balance and Management*, 13(1), 1–11. DOI: 10.1186/s13021-017-0089-6
138. Kukumägi, M., Ostonen, I., Uri, V., Helmisaari, H. S., Kanal, A., Kull, O., & Lõhmus, K. (2017). Variation of soil respiration and its components in hemiboreal Norway spruce stands of different ages. *Plant and Soil*, 414(1–2), 265–280. DOI: 10.1007/s11104-016-3133-5
139. Kuzyakov, Y., & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, (163), 421–431.
140. Kuzyakov, Y., Friedel, J.K., & Stahr, K. (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11), 1485–1498. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00084-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00084-5)
141. Kēniņa, L., Elferts, D., Baders, E., & Jansons, A. (2018). Carbon pools in a hemiboreal over-mature Norway spruce stands. *Forests*, 9(7). DOI: 10.3390/f9070435
142. Kēniņa, L., Mača, S., Jaunslaviete, I., & Jansons, A. (2020). Carbon Pools in Old-Growth Scots Pine Stands on Organic Soils and Its Concentration in Deadwood: Cases Study in Latvia. In: Proceedings of International Conference “Rural Development 2019”, May 2019, Jelgava, Latvia. Jelgava: LUA, Vol. 1, p. 284–288. DOI: 10.15544/rd.2019.054
143. Kēniņa, L., Zute, D., Jaunslaviete, I., Samariks, V., & Jansons, Ā. (2022). Old-Growth Coniferous Stands on Fertile Drained Organic Soil: First Results of Tree Biomass and Deadwood Carbon Stocks in Hemiboreal Latvia. *Forests*, 13(2), 279. DOI: 10.3390/f13020279
144. Laanbroek, H. J. (2010). Methane emission from natural wetlands: Interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Annals of Botany*, 105(1), 141–153. DOI: 10.1093/aob/mcp201
145. Laganière, J., Angers, D. A., & Paré, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 16(1), 439–453. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x
146. Laganière, J., Paré, D., Thiffault, E., & Bernier, P. Y. (2017). Range and uncertainties in estimating delays in greenhouse gas mitigation potential of forest bioenergy sourced from Canadian forests. *GCB Bioenergy*, 9(2), 358–369. DOI: 10.1111/gcbb.12327
147. Lai, D. Y. F. (2009). Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review. *Pedosphere*, 19(4), 409–421. DOI: 10.1016/S1002-0160(09)00003-4
148. Laiho, R., Bhuiyan, R., Straková, P., Mäkiranta, P., Badorek, T., & Penttilä, T. (2014). Modified ingrowth core method plus infrared calibration models for estimating fine root production in peatlands. *Plant and Soil*, 385(1–2), 311–327. DOI: 10.1007/s11104-014-2225-3
149. 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(2). DOI: 10.1029/2002gb002015
150. Lajtha, K., Bowden, R. D., & Nadelhoffer, K. (2014). Litter and Root Manipulations Provide Insights into Soil Organic Matter Dynamics and Stability. *Soil Science Society of America Journal*, 78(S1), S261. DOI: 10.2136/sssaj2013.08.0370nafsc
151. Lajtha, K., Townsend, K. L., Kramer, M. G., Swanston, C., Bowden, R. D., & Nadelhoffer, K. (2014). Changes to particulate versus mineral-associated soil carbon after 50 years of litter manipulation in forest and prairie experimental ecosystems. *Biogeochemistry*, 119(1–3), 341–360. DOI: 10.1007/s10533-014-9970-5

152. Lakida, P., Nilsson, S., & Shvidenko, A. (1995). Estimation of Forest Phytomass for Selected Countries of the Former European USSR. Austria: International Institute for Applied Systems Analysis.
153. Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220(1–3), 242–258. DOI: 10.1016/J.FORECO.2005.08.015
154. Law, B. E., Sun, O. J., Campbell, J., Van Tuyl, S., & Thornton, P. E. (2003). Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology*, 9(4), 510–524. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00624.x
155. Lazdins, A., Butlers, A., & Ancans, R. (2022). Nitrous Oxide (N₂O) and Methane (CH₄) Fluxes From Tree Stems in Birch and Black Alder Stands – a Case Study in Forests With Deep Peat Soils. In: Proceedings of International Conference “Engineering for Rural Development”, February 2022, Jelgava, Latvia. Jelgava: LUA, Vol. 21, p. 754–759. DOI: 10.22616/ERDev.2022.21.TF229
156. Lazdiņš, A., & Lupiķis, A. (2014). Hidrotehniskās meliorācijas ietekme uz CO₂ emisijām mežaudzēs uz susinātām augsnēm. Pētījuma zinātniskais pārskats (Nr. 290514/S138). Salaspils: LVMI “Silava”.
157. Lazdiņš, A., Butlers, A., & Lupiķis, A. (2014). Case study of soil carbon stock changes in drained and afforested transitional bog. In: Book of Abstracts or Scientific Conference “Forest ecosystems and its management: towards understanding the complexity”. Salaspils: LSFRI “Silava”.
158. Lazdiņš, A., & Lupiķis, A. (2019). LIFE REstore project contribution to the greenhouse gas emission accounts in Latvia. In: Priede, A., & Gancone, A. (Eds.), Sustainable and responsible after-use of peat extraction areas. Riga: Baltijas Krasti, p. 21–52.
159. Lazdiņš, A., Lupiķis, A., & Okmanis, M. (2014). Soil carbon stock change due to drainage of a forest stand growing on a transitional bog. In: Finer, L., Karvinen, L., & Stupak, I. (Eds.), Extended abstracts of the CAR-ES network meeting in Finland 20–22 October 2014. Vantaa, Finland: Finnish Forest Research Institute, Vol. 316, p. 48–50.
160. Lazdiņš, A., & Lupiķis, A. (2019). LIFE Restoree project contribution to the greenhouse gas emission accounts in Latvia. In: Priede, A., & Gancone, A. (Eds.), Sustainable and responsible after-use of peat extraction areas. Riga: Baltijas krasti, p. 21–54.
161. Lehtonen, A., Palviainen, M., Ojanen, P., Kalliokoski, T., Nöjd, P., Kukkola, M., ... Helmisaari, H.-S. (2016). Modelling fine root biomass of boreal tree stands using site and stand variables. *Forest Ecology and Management*, 359, 361–369. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.06.023
162. Leifeld, J. (2018). Distribution of nitrous oxide emissions from managed organic soils under different land uses estimated by the peat C/N ratio to improve national GHG inventories. *Science of The Total Environment* 631–632: 23–26. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.328
163. Leppälä, M., Laine, A. M., & Tuittila, E. S. (2011). Winter carbon losses from a boreal mire succession sequence follow summertime patterns in carbon dynamics. *Suo*, 62(1), 1–11.
164. Leppälämmi-Kujansuu, J., Aro, L., Salemaa, M., Hansson, K., Kleja, D. B., & Helmisaari, H.-S. (2014). Fine root longevity and carbon input into soil from below- and aboveground litter in climatically contrasting forests. *Forest Ecology and Management*, 326, 79–90. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.039
165. Liao, W., Menge, D. N. L., Lichstein, J. W., & Ángeles-Pérez, G. (2017). Global climate change will increase the abundance of symbiotic nitrogen-fixing trees in much of North America. *Global Change Biology*, 23(11), 4777–4787. DOI: 10.1111/gcb.13716

166. Licite, I., & Lupikis, A. (2020). Impact of land use practices on greenhouse gas emissions from agriculture land on organic soils. In: Proceedings of International Conference “Engineering for Rural Development”, February 2020, Jelgava, Latvia. Jelgava: LUA, Vol. 19, p. 1823–1830. DOI: 10.22616/ERDev.2020.19.TF492
167. Liepa, I. (2018). Meža taksācija. Jelgava: LLU, 238 lpp.
168. Liepa, I., Miezīte, O., Luguza, S., Viesturs, Š., Straupe, I., Indriksons, A., ... Dubrovskis, D. (2014). Latvijas meža tipoloģija. Jelgava: LLU.
169. Liepiņš, J., & Liepiņš, K. (2017). Mean basic density and its axial variation in scots pine, Norway spruce and birch stems. In: Proceedings of International Conference “Research for Rural Development”, May 2017, Jelgava, Latvia. Jelgava: LUA, Vol. 1, p. 21–27. DOI: 10.22616/rrd.23.2017.003
170. Liepiņš, J., Ivanovs, J., Lazdiņš, A., Jansons, J., & Liepiņš, K. (2017). Mapping of basic density within european aspen stems in Latvia. *Silva Fennica*, 51(5), 7798 DOI: 10.14214/sf.7798
171. Liepiņš, J., Lazdiņš, A., & Liepiņš, K. (2018). Equations for estimating above- and belowground biomass of Norway spruce, Scots pine, birch spp. and European aspen in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33(1), 58–70. DOI: 10.1080/02827581.2017.1337923
172. Liepiņš, J., Liepiņš, K., & Lazdiņš, A. (2021). Equations for estimating the above- and belowground biomass of grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) and common alder (*Alnus glutinosa* L.) in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 36(5), 389–400. DOI: 10.1080/02827581.2021.1937696
173. Liepiņš, J. (2019). Kokaudžu biomasas noteikšanas metodikas izstrāde un oglekļa uzkrājuma aprēķini Latvijā. Promocijas darbs. Salaspils: LVMI “Silava, LLU.
174. Lin, K. C., Hamburg, S. P., Tang, S. L., Hsia, Y. J., & Lin, T. C. (2003). Typhoon effects on litterfall in a subtropical forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(11), 2184–2192. DOI: 10.1139/x03-154
175. Loftfield, N., Flessa, H., Augustin, J., & Beese, F. (1997). Automated Gas Chromatographic System for Rapid Analysis of the Atmospheric Trace Gases Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide. *Journal of Environment Quality*, 26(2), 560. DOI: 10.2134/jeq1997.00472425002600020030x
176. Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J. P., Penttilä, T., Ojanen, P., & Laurila, T. (2011). Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. *Biogeosciences*, 8(11), 3203–3218. DOI: 10.5194/bg-8-3203-2011
177. Luysaert, S., Inglima, I., Jung, M., Richardson, A. D., Reichstein, M., Papale, D., ... Janssens, I. A. (2007). CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology*, 13(12), 2509–2537. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01439.x
178. Luysaert, S., Schulze, E. D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., ... Grace, J. (2008). Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455(7210), 213–215. DOI: 10.1038/nature07276
179. Lundegardh, H. (1927). Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Science*, 23(6), 417–453. DOI: 10.1097/00010694-192706000-00001
180. Lundmark, T., Bergh, J., Nordin, A., Fahlvik, N., & Poudel, B. C. (2016). Comparison of carbon balances between continuous-cover and clear-cut forestry in Sweden. *Ambio*, 45(2), 203–213. DOI: 10.1007/s13280-015-0756-3
181. Lupikis, A., & Lazdiņš, A. (2015). Soil carbon balance on drained and afforested transitional bog in forest research station Vesetnieki in Latvia. *Geophysical Research Abstracts*, 17 (EGU2015-955, General Assembly 2015). Retrieved from <https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2015/EGU2015-955.pdf>

182. Lupiķis, A., & Lazdiņš, A. (2017). Soil carbon stock changes in transitional mire drained for forestry in Latvia: a case study. In: Proceedings of International Conference “Research for Rural Development”, May 2017, Jelgava, Latvia. Jelgava: LUA, Vol. 1, p. 55–61.
183. Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E. A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W. D., ... Vesterdal, L. (2020). Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118127
184. Mäkelä, A., Pulkkinen, M., & Mäkinen, H. (2016). Bridging empirical and carbon-balance based forest site productivity – Significance of below-ground allocation. *Forest Ecology and Management*, 372, 64–77. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.03.059
185. Mäkiranta, P., Hytönen, J., Aro, L., Maljanen, M., Pihlatie, M., Potila, H., ... Minkkinen, K. (2007). Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cutaway peatlands. *Boreal Environment Research*, 12(2), 159–175.
186. Mälkönen, E. (1974). Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Communicaciones Instituti Forestalis Fenniae*, 84, 1–87.
187. Mariko, S., Bekku, Y., & Koizumi, H. (1994). Efflux of carbon dioxide from snow-covered forest soils. *Ecological Research*, 9, 345–350.
188. Meyer, A., Tarvainen, L., Nouratpour, A., Björk, R. G., Ernfors, M., Grelle, A., ... Klemetsson, L. (2013). A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink. *Biogeosciences*, 10(11), 7739–7758. DOI: 10.5194/bg-10-7739-2013
189. Mickaël, H., Michaël, A., Fabrice, B., Pierre, M., & Thibaud, D. (2007). Soil detritivore macro-invertebrate assemblages throughout a managed beech rotation. *Annals of Forest Science*, 64, 219–228. DOI: 10.1051/forest:2006106
190. Ministry of Environmental Protection and Regional Development. (2019). Latvia’s National Inventory Report Submission under UNFCCC and the Kyoto protocol Common Reporting Formats (CRF) 1990–2017. Riga: Ministry of Environmental Protection and Regional Development of the Republic of Latvia, 511 pp. Retrieved from <https://unfccc.int/documents/194812>
191. Minkkinen, K., & Laine, J. (1998a). Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(2), 178–186. DOI: 10.1139/x97-206
192. Minkkinen, K., & Laine, J. (1998b). Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(9), 1267–1275. DOI: 10.1139/x98-104
193. Minkkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I., & Laine, J. (2002). Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900–2100 – The impact of forestry drainage. *Global Change Biology*, 8(8), 785–799. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2002.00504.x
194. Minkkinen, K., Laine, J., Shurpali, N. J., Mäkiranta, P., Alm, J., & Penttilä, T. (2007). Heterotrophic soil respiration in forestry-drained peatlands. *Boreal Environment Research*, 12(2), 115–126.
195. Minkkinen, K., Penttilä, T., & Laine, J. (2007). Tree stand volume as a scalar for methane fluxes in forestry-drained peatlands in Finland. *Boreal Environment Research*, 12(2), 127–132.
196. Moilanen, M., Hytönen, J., Hökkä, H., & Ahtikoski, A. (2015). Fertilization increased growth of scots pine and financial performance of forest management in a drained peatland in Finland. *Silva Fennica*, 49(3). DOI: 10.14214/sf.1301
197. Morillas, L., Gallardo, A., Portillo-Estrada, M., & Covelo, F. (2012). Nutritional status of *Quercus suber* populations under contrasting tree dieback. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 85(3), 369–378. DOI: 10.1093/forestry/cps035

198. Muukkonen, P., & Mäkipää, R. (2006). Empirical biomass models of understorey vegetation in boreal forests according to stand and site attributes. *Boreal Environment Research*, 11(5), 355–369.
199. Nachtergaele, F., Velthuisen, H. van, Verelst, L., Wiberg, D., Batjes, N., Dijkshoorn, K., ... Shi, X. (2012). Harmonized World Soil Database (version 1.2). FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria, p. 1–50. Retrieved from <http://www.fao.org/nr/water/docs/harm-world-soil-dbv7cv.Pdf>
200. Nave, L. E., Vance, E. D., Swanston, C. W., & Curtis, P. S. (2010). Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 259(5), 857–866. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.009
201. Neumann, M., Godbold, D. L., Hirano, Y., & Finér, L. (2020). Improving models of fine root carbon stocks and fluxes in European forests. *Journal of Ecology*, 108(2), 496–514. DOI: 10.1111/1365-2745.13328
202. Neumann, M., Ukonmaanaho, L., Johnson, J., Benham, S., Vesterdal, L., Novotný, R., ... Hasenauer, H. (2018). Quantifying Carbon and Nutrient Input From Litterfall in European Forests Using Field Observations and Modeling. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(5), 784–798. DOI: 10.1029/2017GB005825
203. Nilsson, M. C., & Wardle, D. A. (2005). Understorey vegetation as a forest ecosystem driver: Evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(8), 421–428. DOI: 10.1890/1540-9295(2005)003[0421:UVAAFE]2.0.CO;2
204. Nilsson, M., Sagerförs, J., Buffam, I., Laudon, H., Eriksson, T., Grelle, A., Klemetsson, L., Weslien, P. & Lindroth, A. (2008). Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – a significant sink after accounting for all C-fluxes. *Global Change Biology*, 14(10), 2317–2332. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01654.x
205. Noormets, A., & Nouvellon, Y. (2015). Introduction for special issue: Carbon, water and nutrient cycling in managed forests. *Forest Ecology and Management*, 355, 1–3. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.08.022
206. Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils – A review. *Geochemistry*, 76(3), 327–352. DOI: 10.1016/J.CHEMER.2016.04.002
207. Ojanen, P., Lehtonen, A., Heikkinen, J., Penttilä, T., & Minkkinen, K. (2014). Soil CO₂ balance and its uncertainty in forestry-drained peatlands in Finland. *Forest Ecology and Management*, 325, 60–73. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.049
208. Ojanen, P., Minkkinen, K., & Penttilä, T. (2013). The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management*, 289, 201–208. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.10.008
209. Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J., & Penttilä, T. (2010). Soil-atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 260(3), 411–421. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.04.036
210. Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J., & Penttilä, T. (2018). Corrigendum to “Soil-atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands” [For. Ecol. Manage., 260 (2010), 411–421 (S0378112710002409)]; DOI: 10.1016/j.foreco.2010.04.036). *Forest Ecology and Management*, 412, 95–96. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.01.020
211. Ojanen, P., Minkkinen, K., Lohila, A., Badorek, T., & Penttilä, T. (2012). Chamber measured soil respiration: A useful tool for estimating the carbon balance of peatland forest soils? *Forest Ecology and Management*, 277, 132–140. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.04.027

212. Ostonen, I., Lõhmus, K., & Pajuste, K. (2005). Fine root biomass, production and its proportion of NPP in a fertile middle-aged Norway spruce forest: Comparison of soil core and ingrowth core methods. *Forest Ecology and Management*, 212(1–3), 264–277.
213. Oulehle, F., Růžek, M., Tahovská, K., Bárta, J., & Myška, O. (2016). Carbon and Nitrogen Pools and Fluxes in Adjacent Mature Norway Spruce and European Beech Forests. *Forests*, 7(12), 282. DOI: 10.3390/f7110282
214. Palviainen, M., Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S., & Starr, M. (2005). Responses of ground vegetation species to clear-cutting in a boreal forest: Aboveground biomass and nutrient contents during the first 7 years. *Ecological Research*, 20(6), 652–660. DOI: 10.1007/s11284-005-0078-1
215. Paquel, K., Bowyer, C., Allen, B., Nesbit, M., Martineau, H., Lesschen, J. P., & Arets, E. (2017). Analysis of LULUCF actions in EU Member States as reported under Art. 10 of the LULUCF Decision. Final report. Directorate-General for Climate Action (European Commission), IEEP, 168 pp. DOI: 10.2834/571578
216. Pärn, J., Verhoeven, J. T. A., Butterbach-Bahl, K., Dise, N. B., Ullah, S., Aasa, A., ... Mander, Ü. (2018). Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots. *Nature Communications*, 9(1), 1–8. DOI: 10.1038/s41467-018-03540-1
217. Pavelka, M., Acosta, M., Kiese, R., Altimir, N., Brümmer, C., Crill, P., ... Kutsch, W. (2018). Standardisation of chamber technique for CO₂, N₂O and CH₄ fluxes measurements from terrestrial ecosystems. *International Agrophysics*, 32(4), 569–587. DOI: 10.1515/intag-2017-0045
218. Pavelka, M., Acosta, M., Marek, M. V., Kutsch, W., & Janous, D. (2007). Dependence of the Q₁₀ values on the depth of the soil temperature measuring point. *Plant and Soil*, 292(1–2), 171–179. DOI: 10.1007/s11104-007-9213-9
219. Pearce, D. M. E., & Clymo, R. S. (2001). Methane oxidation in a peatland core the ambient air. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(3), 709–720.
220. Pérez-Suárez, M., Arredondo-Moreno, J. T., Huber-Sannwald, E., & Vargas-Hernández, J. J. (2009). Production and quality of senesced and green litterfall in a pine-oak forest in central-northwest Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1307–1315. DOI: 10.1016/J.FORECO.2009.06.031
221. Petrescu, A. M. R., Lohila, A., Tuovinen, J. P., Baldocchi, D. D., Desai, A. R., Roulet, N. T., ... Cescatti, A. (2015). The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(15), 4594–4599. DOI: 10.1073/pnas.1416267112
222. Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J., Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17, 2415–2427.
223. Pohjanmies, T., Triviño, M., Le Tortorec, E., Mazziotta, A., Snäll, T., & Mönkkönen, M. (2017). Impacts of forestry on boreal forests: An ecosystem services perspective. *Ambio*, 46(7), 743–755. DOI: 10.1007/s13280-017-0919-5
224. Portillo-Estrada, M., Korhonen, J. F. J., Pihlatie, M., Pumpanen, J., Frumau, A. K. F., Morillas, L., ... Niinemets, Ü. (2013). Inter- and intra-annual variations in canopy fine litterfall and carbon and nitrogen inputs to the forest floor in two European coniferous forests. *Annals of Forest Science*, 70(4), 367–379. DOI: 10.1007/s13595-013-0273-0
225. Poulton, P. R. (1996). The rothamsted long-term experiments: Are they still relevant? *Canadian Journal of Plant Science*, 76(4), 559–571. DOI: 10.4141/cjps96-103
226. Pukkala, T. (2017). Does management improve the carbon balance of forestry? *Forestry*, 90(1), 125–135. DOI: 10.1093/forestry/cpw043

227. Pussinen, A., Karjalainen, T., Kellomäki, S., & Mäkipää, R. (1997). Potential contribution of the forest sector to carbon sequestration in Finland. *Biomass and Bioenergy*, 13(6), 377–387. DOI: 10.1016/S0961-9534(97)10048-4
228. Qi, Y., Xu, M., & Wu, J. (2002). Temperature sensitivity of soil respiration and its effects on ecosystem carbon budget.pdf. *Ecological Modelling*, 153(1), 131–142. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00506-3
229. Raghoebarsing, A. A., Smolders, A. J. P., Schmid, M. C., Rijpstra, W. I. C., Wolters-Arts, M., Derksen, J., ... Strous, M. (2005). Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. *Nature*, 436(7054), 1153–1156. DOI: 10.1038/nature03802
230. Raich, J. W., & Schlesinger, W. H. (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44(2), 81–99. DOI: 10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x
231. Raich, J., & Potter, C. (1995). Global Patterns of Carbon Dioxide Emissions from Soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 9(1), 22–36. DOI: 10.1029/94GB02723
232. Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., ... Valentini, R. (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: Review and improved algorithm. *Global Change Biology*, 11(9), 1424–1439. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x
233. Reynolds, B. (2007). Implications of changing from grazed or semi-natural vegetation to forestry for carbon stores and fluxes in upland organo-mineral soils in the UK. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(1), 61–76. DOI: 10.5194/hess-11-61-2007
234. Reynolds, L. L., Lajtha, K., Bowden, R. D., Tfaily, M. M., Johnson, B. R., & Bridgman, S. D. (2018). The Path From Litter to Soil: Insights Into Soil C Cycling From Long-Term Input Manipulation and High-Resolution Mass Spectrometry. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(5), 1486–1497. DOI: 10.1002/2017JG004076
235. Repola, J. (2008). Biomass equations for birch in Finland. *Silva Fennica*, 42(4), 605–624. DOI: 10.14214/sf.236
236. Repola, J. (2009). Biomass equations for Scots pine and Norway spruce in Finland. *Silva Fennica*, 43(4), 625–647. DOI: 10.14214/sf.184
237. Ryan, M. G., Binkley, D., & Fownes, J. H. (1997). Age-Related Decline in Forest Productivity: Pattern and Process. *Advances in Ecological Research*, 27(C), 213–262. DOI: 10.1016/S0065-2504(08)60009-4
238. Roehm, C. L., & Roulet, N. T. (2003). Seasonal contribution of CO₂ fluxes in the annual C budget of a northern bog. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1), 1–9. DOI: 10.1029/2002GB001889
239. Ruehr, N. K., & Buchmann, N. (2009). Soil respiration fluxes in a temperate mixed forest: Seasonality and temperature sensitivities differ among microbial and root-rhizosphere respiration. *Tree Physiology*, 30(2), 165–176. DOI: 10.1093/treephys/tpp106
240. Rüter, S. (2011). Projection of net-emissions from harvested wood products in European countries : for the period 2013–2020. *VTI Publication*, 63.
241. Sachs, T., Giebels, M., Boike, J., Kutzbach, L. (2011). Environmental controls on CH₄ emission from polygonal tundra on the micro-site scale in the Lena River Delta, Siberia. *Global Change Biology*, 16(11), 3096–3110. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02232.x
242. Sampling, P. X. (2010). Part XIII Sampling and Analysis of Litterfall. *Chemical Analysis*.
243. Sander, B. O., & Wassmann, R. (2014). Common practices for manual greenhouse gas sampling in rice production: a literature study on sampling modalities of the closed chamber method. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 4(1), 1–13. DOI: 10.1080/20430779.2014.892807

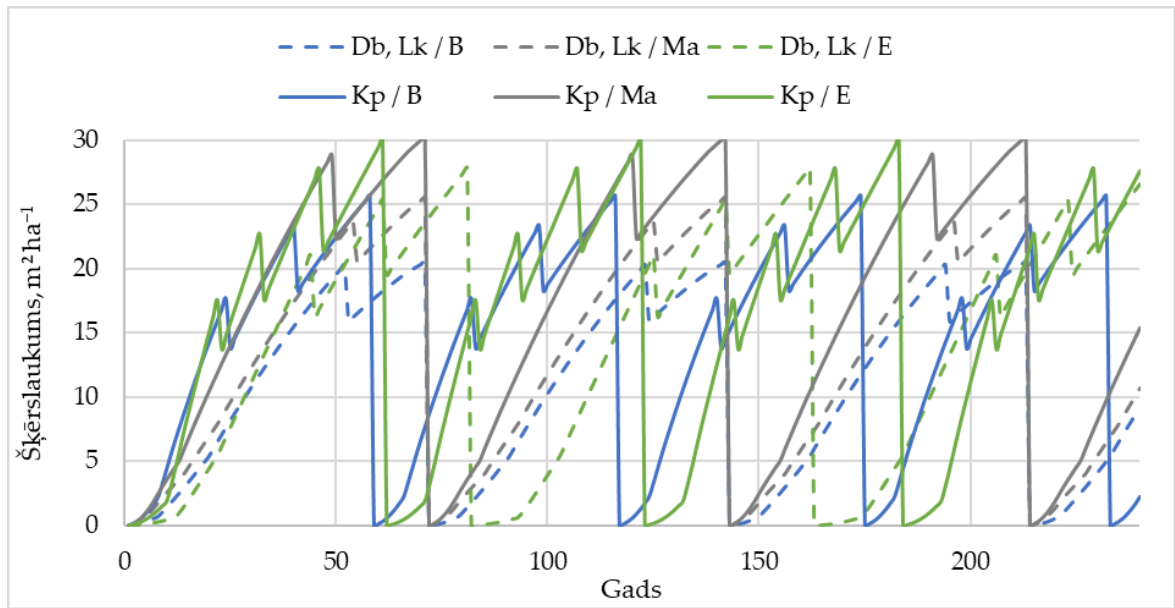
244. Sanford, R. L., Parton, W. J., Ojima, D. S., & Lodge, D. J. (1991). Hurricane Effects on Soil Organic Matter Dynamics and Forest Production in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico: Results of Simulation Modeling. *Biotropica*, 23(4), 364. DOI: 10.2307/2388253
245. Schindler, T., Mander, Ü., Machacova, K., Espenberg, M., Krasnov, D., Escuer-Gatius, J., ... Soosaar, K. (2020). Short-term flooding increases CH₄ and N₂O emissions from trees in a riparian forest soil-stem continuum. *Scientific Reports*, 10(1), 3204. DOI: 10.1038/s41598-020-60058-7
246. Seedre, M., Kopáček, J., Janda, P., Bače, R., & Svoboda, M. (2015). Carbon pools in a montane old-growth Norway spruce ecosystem in Bohemian Forest: Effects of stand age and elevation. *Forest Ecology and Management*, 346, 106–113. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.02.034
247. Segers, R. (1998). Methane production and methane consumption: A review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41(1), 23–51. DOI: 10.1023/A:1005929032764
248. Serrano-Silva, N., Sarria-Guzmán, Y., Dendooven, L., & Luna-Guido, M. (2014). Methanogenesis and Methanotrophy in Soil: A Review. *Pedosphere*, 24(3), 291–307. DOI: 10.1016/S1002-0160(14)60016-3
249. Shi, X., Thornton, P. E., Ricciuto, D. M., Hanson, P. J., Mao, J., Sebestyen, S. D., ... Bisht, G. (2015). Representing northern peatland microtopography and hydrology within the Community Land Model. *Biogeosciences*, 12(21), 6463–6477. DOI: 10.5194/bg-12-6463-2015
250. Silva Pedro, M., Rammer, W., & Seidl, R. (2015). Tree species diversity mitigates disturbance impacts on the forest carbon cycle. *Oecologia*, 177(3), 619–630. DOI: 10.1007/s00442-014-3150-0
251. Simola, H., Pitkänen, A., & Turunen, J. (2012). Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science*, 63(6), 798–807. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2012.01499.x
252. Skrebele, A., Lupkina, L., Cakars, I., Siņics, L., Lazdāne-Mihalko, J., Puļķe, A., ... Zusteniks, G. (2021). Latvia's National Inventory Report. Submission under UNFCCC and the Kyoto Protocol.
253. Smemo, K. A., & Yavitt, J. B. (2011). Anaerobic oxidation of methane: An underappreciated aspect of methane cycling in peatland ecosystems? *Biogeosciences*, 8(3), 779–793. DOI: 10.5194/bg-8-779-2011
254. Smith, P., & Fang, C. (2010). A warm response by soils. *Nature*, 464, 499–500. DOI: 10.1038/464499a
255. Soimakallio, S., Saikku, L., Valsta, L., & Pingoud, K. (2016). Climate Change Mitigation Challenge for Wood Utilization-The Case of Finland. *Environmental Science and Technology*, 50(10), 5127–5134. DOI: 10.1021/acs.est.6b00122
256. Statistics Finland. (2014). Greenhouse Gas Emissions in Finland 1990–2012. National Inventory Report under the UNFCCC and the Kyoto Protocol. Submission to the European Union, 470.
257. Steele, S. J., Gower, S. T., Vogel, J. G., & Norman, J. M. (1997). Root mass, net primary production and turnover in aspen, jack pine and black spruce forest in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *Tree Physiology*, 17(8–9): 557–587.
258. Stielstra, C. M., Lohse, K. A., Chorover, J., McIntosh, J. C., Barron-Gafford, G. A., Perdrial, J. N., ... Brooks, P. D. (2015). Climatic and landscape influences on soil moisture are primary determinants of soil carbon fluxes in seasonally snow-covered forest ecosystems. *Biogeochemistry*, 123(3), 447–465. DOI: 10.1007/s10533-015-0078-3
259. Stocker, T., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., ...

- Midgley, P. (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 5th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Retrieved from https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2017/09/WG1AR5_Frontmatter_FINAL.pdf
260. Strack, M., Waddington, J., Bourbonniere, R., Buckton, E., Skaw, K., Whittington, P., & Price, J. (2008). Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics. *Hydrological Processes*, 22(17), 3373–3385. DOI: 10.1002/hyp.6931
 261. Straková, P., Niemi, R. M., Freeman, C., Peltoniemi, K., Toberman, H., Heiskanen, I., ... Laiho, R. (2011). Litter type affects the activity of aerobic decomposers in a boreal peatland more than site nutrient and water table regimes. *Biogeosciences*, 8(9), 2741–2755. DOI: 10.5194/bg-8-2741-2011
 262. Straková, P., Anttila, J., Spetz, P., Kitunen, V., Tapanila, T., & Laiho, R. (2010). Litter quality and its response to water level drawdown in boreal peatlands at plant species and community level. *Plant and Soil*, 335(1), 501–520. DOI: 10.1007/s11104-010-0447-6
 263. Straková, P., Penttilä, T., Laine, J., & Laiho, R. (2012). Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above- and belowground plant litter decomposition: Consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands. *Global Change Biology*, 18(1), 322–335. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02503.x
 264. Subke, J. A., Inglima, I., & Cotrufo, M.F. (2006). Trends and methodological impacts in soil CO₂ efflux partitioning: A metaanalytical review. *Global Change Biology*, 12(6), 921–943. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01117.x
 265. Suzuki, S., Ishizuka, S., Kitamura, K., Yamanoi, K., & Nakai, Y. (2006). Continuous estimation of winter carbon dioxide efflux from the snow surface in a deciduous broadleaf forest. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 111(17), 1–9. DOI: 10.1029/2005JD006595
 266. Šēnhofa, S., Jaunslaviete, I., Šņepsts, G., Jansons, J., Liepa, L., & Jansons, A. (2020). Deadwood characteristics in mature and old-growth birch stands and their implications for carbon storage. *Forests*, 11(5), 536. DOI: 10.3390/F11050536
 267. Tang, J., Bolstad, P., & Martin, J. (2009). Soil carbon fluxes and stocks in a Great Lakes forest chronosequence. *Global Change Biology*, 15(1), 145–155. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01741.x
 268. Tian, H., Lu, C., Yang, J., Banger, K., Huntzinger, N., ... Zeng, N. (2015). Global patterns and controls of soil organic carbon dynamics as simulated by multiple terrestrial biosphere models: Current status and future directions. *Global Biogeochemical Cycles*, 29(6), 775–792. DOI: 10.1002/2014GB005021
 269. Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., ... Drösler, M. (2020). A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 105838. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105838
 270. Timmons, D. S., Buchholz, T., & Veeneman, C. H. (2016). Forest biomass energy: Assessing atmospheric carbon impacts by discounting future carbon flows. *GCB Bioenergy*, 8(3), 631–643. DOI: 10.1111/gcbb.12276
 271. Tuomi, M., Laiho, R., Repo, A., & Liski, J. (2011). Wood decomposition model for boreal forests. *Ecological Modelling*, 222(3), 709–718. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2010.10.025
 272. Ľupek, B., Mäkipää, R., Heikkinen, J., Peltoniemi, M., Ukonmaanaho, L., Hokkanen, T., ... Lehtonen, A. (2015). Foliar turnover rates in Finland – comparing estimates from needle-cohort and litterfall-biomass methods. *Boreal Environment Research*, 20(2), 283–304.
 273. Turner, J., Lambert, M., & Turner, S. (2017). Long term carbon and nutrient dynamics

- within two small radiata pine catchments. *Forest Ecology and Management*, 389, 1–14. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.12.008
274. Ukonmaanaho, L., Merilä, P., Nöjd, P., & Nieminen, T. M. (2008). Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environment Research*, 13(Suppl. B), 67–91.
275. UNFCCC. (2003). Estimation, Reporting and Accounting of Harvested Wood Products. Technical Paper, FCCC/TP/2003/7.
276. Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Soosaar, K., ... Karoles, K. (2017). Carbon budgets in fertile grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) stands of different ages. *Forest Ecology and Management*, 396, 55–67. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.04.004
277. Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., & Karoles, K. (2017). Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 399, 82–93. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.05.023
278. Vanags-Duka, M., Bārdule, A., Butlers, A., Upenieks, E. M., Lazdiņš, A., Purviņa, D., & Līcīte, I. (2022). GHG Emissions from Drainage Ditches in Peat Extraction Sites and Peatland Forests in Hemiboreal Latvia. *Land*, 11(12), 2233. DOI: 10.3390/land11122233
279. Van Winden, J. F., Reichart, G. J., McNamara, N. P., Benthien, A., & Damsté, J. S. S. (2012). Temperature-induced increase in methane release from peat bogs: A mesocosm experiment. *PLoS ONE*, 7(6), 4–8. DOI: 10.1371/journal.pone.0039614
280. Vanguelova, E. I., Crow, P., Benham, S., Pitman, R., Forster, J., Eaton, E. L., & Morison, J. I. L. (2019). Impact of Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) afforestation on the carbon stocks of peaty gley soils- A chronosequence study in the north of England. *Forestry*, 92(3), 242–252. DOI: 10.1093/forestry/cpz013
281. Varik, M., Kukumägi, M., Aosaar, J., Becker, H., Ostonen, I., Löhmus, K., & Uri, V. (2015). Carbon budgets in fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) chronosequence stands. *Ecological Engineering*, 77, 284–296. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.01.041
282. Vogt, K. A., Vogt, D. J., Palmiotto, P. A., Boon, P., O'Hara, J., & Asbjornsen, H. (1995). Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type and species. *Plant and Soil: An International Journal on Plant-Soil Relationships*, 187(2), 159–219. DOI: 10.1007/BF00017088
283. Von Arnold, K., Nilsson, M., Hånell, B., Weslien, P., & Klemedtsson, L. (2005). Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(6), 1059–1071. DOI: 10.1016/j.soilbio.2004.11.004
284. Von Arnold, K., Weslien, P., Nilsson, M., Svensson, B. H., & Klemedtsson, L. (2005). Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained coniferous forests on organic soils. *Forest Ecology and Management*, 210(1–3), 239–254. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.02.031
285. Von Arnold, K., Hånell, B., Stendahl, J., & Klemedtsson, L. (2005). Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20(5), 400–411. DOI: 10.1080/02827580500281975
286. Wang, X., Wang, C., & Bond-Lamberty, B. (2017). Quantifying and reducing the differences in forest CO₂-fluxes estimated by eddy covariance, biometric and chamber methods: A global synthesis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 247, 93–103. DOI: 10.1016/j.agrformet.2017.07.023

287. Warlo, H., von Wilpert, K., Lang, F., & Schack-Kirchner, H. (2019). Black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) on compacted skid trails: A trade-off between greenhouse gas fluxes and soil structure recovery? *Forests*, 10(9), 726. DOI: 10.3390/f10090726
288. Watson, A., Stephen, K. D., Nedwell, D. B., & Arah, J. R. M. (1997). Oxidation of methane in peat: Kinetics of CH₄ and O₂ removal and the role of plant roots. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(8), 1257–1267. DOI: 10.1016/S0038-0717(97)00016-3
289. Whalen, S. C. (2005). Natural Wetlands and the Atmosphere. *Environmental Engineering Science*, 22(1), 73–94. DOI: 10.1089/ees.2005.22.73
290. Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Luetzow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Liess, M., & Garcia-Franco, N. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils – a review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149–162.
291. Wilson, D., Blain, D., Cowenberg, J., Evans, C. D., Murdiyarso, D., Page, S. E., ... Tuittila, E.-S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 17(04), 1–28. DOI: 10.19189/MaP.2016.OMB.222
292. Winjum, J. K., Brown, S., & Schlamadinger, B. (1998) Forest harvests and wood products: Sources and sinks of atmospheric carbon dioxide. *Forest Science*, 44(2), 272–284.
293. Yamulki, S., Anderson, R., Peace, A., & Morison, J. I. L. (2013). Soil CO₂ CH₄ and N₂O fluxes from an afforested lowland raised peatbog in Scotland: Implications for drainage and restoration. *Biogeosciences*, 10(2), 1051–1065. DOI: 10.5194/bg-10-1051-2013
294. Yuste, J. C., Janssens, I. A., Carrara, A., Meiresonne, L., & Ceulemans, R. (2003). Interactive effects of temperature and precipitation on soil respiration in a temperate maritime pine forest. *Tree Physiology*, 23(18), 1263–1270. DOI: 10.1093/treephys/23.18.1263
295. Yuste, J. C., Janssens, I. A., Carrara, A., & Ceulemans, R. (2004). Annual Q₁₀ of soil respiration reflects plant phenological patterns as well as temperature sensitivity. *Global Change Biology*, 10, 161–169.
296. Zhou, G., Xu, S., Ciais, P., Manzoni, S., Fang, J., Yu, G., Tang, X., Zhou, P., ... Chen, X. (2019). Climate and litter C/N ratio constrain soil organic carbon accumulation. *National Science Review* 6(4): 746–757. DOI:10.1093/nsr/nwz045

PIELIKUMI

Pieņēmums par mežaudzes šķērslaukuma dinamiku atkarībā no mežaudzes tipa

Augsnes temperatūras un elpošanas emisiju sakarības pētījuma objektos raksturojošo vienādojumu parametri

MAAT	VKS	Parauglaukuma identifikators	Vienādojuma koeficienti		Vienādojuma raksturojums			
			<i>a</i>	<i>b</i>	R^2	Q_{10}	R_{10}	
Kūdrenis	B	Medņu_B_35	6.385	0.136	0.84	3.9	24.9	
		Poriešu_B_24	5.299	0.118	0.79	3.3	17.2	
		Sēņu_B_26	6.351	0.131	0.90	3.7	23.5	
	E	1P_E_42	7.059	0.105	0.76	2.9	20.2	
		2P_E_42	7.157	0.109	0.93	3.0	21.3	
		Arupīte_E_42	7.162	0.090	0.66	2.5	17.6	
		Krievupe_E_36	4.208	0.120	0.87	3.3	14.0	
		Meža_E_34	6.751	0.107	0.81	2.9	19.7	
		Ošina_E_21	6.083	0.132	0.88	3.7	22.8	
		Popāju_E_47	4.808	0.150	0.95	4.5	21.5	
		Silarāji_E_39	8.045	0.100	0.72	2.7	21.9	
		Tīreļi_1P_E50	6.240	0.113	0.89	3.1	19.3	
		Tīreļi_2P_E50	5.452	0.128	0.96	3.6	19.6	
		Vaļevas_E_70	7.647	0.108	0.90	2.9	22.5	
		Vaļokalna_E_2	6.201	0.135	0.98	3.9	23.9	
		izcirtums	1P_izc_29	6.125	0.146	0.77	4.3	26.4
			2P_Izc_29	3.044	0.163	0.72	5.1	15.5
	Apla_Izc_19		10.040	0.120	0.92	3.3	33.3	
	Rātabirzes_Izc_29		6.225	0.121	0.84	3.4	20.9	
	Ma	Siliņu_Ma_4	2.552	0.174	0.89	5.7	14.5	
Struņķu_Ma_25		4.179	0.133	0.81	3.8	15.8		
Purvainis	B	Ataugu_B_7	5.179	0.113	0.72	3.1	16.0	
		Caunas_B_K7	6.322	0.117	0.87	3.2	20.4	
		Oškalnu_B_15	2.963	0.153	0.63	4.6	13.7	
	E	Caunas_E_K10	7.121	0.087	0.94	2.4	17.0	
	izcirtums	Birzuļu_Izc_8	7.298	0.124	0.95	3.5	25.2	
		Andes_Ma_43	3.520	0.161	0.94	5.0	17.6	
	Ma	Briežu_Ma_1	3.223	0.173	0.88	5.6	18.2	
		Caunas_Ma_K9	3.938	0.151	0.89	4.5	17.8	
		Kāsīša_Ma_10	17.981	0.023	0.14	1.3	22.6	
		Rūsiņu_Ma_5	3.572	0.180	0.68	6.0	21.6	

Ikmēneša mērījumu rezultātu vērtību principālo komponentu analīze



Ikgadējā vidējā C piesaiste vai SEG emisijas 240 gadu meža zemes apsaimniekošanas cikla laikā, t CO₂ ekv. gadā

C krātuve / SEG emisijas	Purvainis			Kūdrēnis		
	B	Ma	E	B	Ma	E
Dzīvā biomasa	-0.4 (± 11 %)	-0.6 (± 14 %)	-2.4 (± 9 %)	-0.5 (± 11 %)	-1 (± 14 %)	-3.4 (± 9 %)
Nobiras	-4.1 (± 8 %)	-4.5 (± 57 %)	-3.6 (± 30 %)	-4.9 (± 35 %)	-5.1 (± 2 %)	-4.1 (± 30 %)
Koku sīksaknes	-2.8 (± 59 %)	-2.8 (± 85 %)	-1.4 (± 24 %)	-1.2 (± 49 %)	-0.6 (± 23 %)	-2.8 (± 36 %)
Sīkkrūmu virszemes biomasa	0 (± 97 %)	0 (± 97 %)	0 (± 53 %)	0 (± 97 %)	0 (± 97 %)	0 (± 53 %)
Sūnu virszemes biomasa	-0.1 (± 92 %)	-0.1 (± 92 %)	-0.4 (± 39 %)	-0.1 (± 92 %)	-0.1 (± 92 %)	-0.3 (± 39 %)
Sīkkrūmu un sūnu sakņu biomasa	-0.2 (± 0 %)	-0.2 (± 0 %)	-1 (± 0 %)	-0.2 (± 0 %)	-0.2 (± 0 %)	-0.9 (± 0 %)
Zālaugu virszemes biomasa	-4.5 (± 59 %)	-4.4 (± 21 %)	-3.7 (± 28 %)	-3.1 (± 87 %)	-4 (± 44 %)	-4.1 (± 28 %)
Zālaug sakņu biomasa	-3.6 (± 51 %)	-4.4 (± 44 %)	-3.7 (± 28 %)	-4.1 (± 38 %)	-5.6 (± 28 %)	-3.1 (± 28 %)
Atmirusī koksne	0.5 (± 11 %)	0.7 (± 14 %)	0.6 (± 9 %)	0.5 (± 11 %)	0.7 (± 14 %)	0.5 (± 9 %)
Koksnes produkti	0.3 (± 11 %)	0.1 (± 14 %)	0.3 (± 9 %)	0.3 (± 11 %)	0.1 (± 14 %)	0.2 (± 9 %)
Augsnes CO ₂ emisijas	13.9 (± 28 %)	15.7 (± 25 %)	13.6 (± 42 %)	15.9 (± 25 %)	13.8 (± 21 %)	15.2 (± 21 %)
Augsnes CH ₄ emisijas	0 (± 21 %)	4.8 (± 17 %)	0 (± 39 %)	0.1 (± 100 %)	0.3 (± 6 %)	0 (± 9 %)
Augsnes N ₂ O emisijas	0.9 (± 79 %)	1.1 (± 166 %)	0.2 (± 61 %)	0.5 (± 70 %)	0.4 (± 198 %)	0.5 (± 23 %)
Biodegvielas aizvietošanas efekts	-1.6 (± 84 %)	-2.1 (± 87 %)	-1.3 (± 36 %)	-3.2 (± 11 %)	-2.8 (± 97 %)	-2.3 (± 89 %)
Neto SEG emisijas	-1.8 (± 37 %)	3.3 (± 69 %)	-2.8 (± 29 %)	0 (± 30 %)	-4.2 (± 31 %)	-4.6 (± 22 %)
Apvienotā nenoteiktība	-1.8 (± 129 %)	3.3 (± 198 %)	-2.8 (± 96 %)	0 (± 134 %)	-4.2 (± 224 %)	-4.6 (± 100 %)

Nenoteiktība atbilstoši aprēķinā izmantoto empīrisko datu nenoteiktībai (ticamības intervāls).