

Tartu Ülikool  
Loodus- ja täppisteaduste valdkond  
Ökoloogia ja maateaduste instituut  
Geoloogia osakond

Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogias (12 EAP)

**Metaanivoogude heterogeensus taastatud jääksool ja seda mõjutavad tegurid**  
**Kirke Kasak**

Juhendajad:  
professor Kuno Kasak, PhD  
Isaac Okiti, MSc

Tartu 2025

## **Metaanivoogude heterogeensus taastatud jääksool ja seda mõjutavad tegurid**

Kuivendatud turbaalade taastamine võib väheneda süsihappegaasi (CO<sub>2</sub>) ja diämmastikoksiidi (N<sub>2</sub>O) vooge ning põlenguriski, kuid suurendada metaani (CH<sub>4</sub>) lendumist. Käesoleva töö eesmärk oli hinnata taastatud veetasemega jääksoo CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude seoseid erinevate keskkonnaparameetritega ja võrrelda nende gaaside ajalis-ruumilist varieeruvust ühe aasta jooksul. CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogudel olid sarnased hooajalised mustrid, näidates olulist erinevust vegetatsiooniperioodi ja puhkeperioodi vahel. Kui CO<sub>2</sub> voogudel esinesid nii vegetatsiooniperioodil kui terve aasta tulemustes olulised negatiivsed seosed redokspotentsiaali ja veesügavusega ning positiivsed seosed pH taseme ja elektrijuhtivusega (EC), siis CH<sub>4</sub> oli tugevaim seos veesügavusega.

Märksõnad: taastatud jääksoo, metaan, kasvuhoonegaasid, keskkonnaparameetrid

CERCS kood: T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll

## **Heterogeneity of Methane Fluxes in Rewetted Peatlands and Their Environmental Drivers**

Rewetting of drained peatlands can reduce carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions as well as fire risk but may increase methane (CH<sub>4</sub>) emissions. The aim of this study was to assess the relationships between CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes and various environmental parameters in a rewetted cutover peatland over the course of one year, and to examine the temporal and spatial variability of these greenhouse gas fluxes throughout the year. CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes exhibited similar seasonal patterns, with significant differences between the growing and dormant seasons. However, the fluxes were driven by different environmental factors, especially during the growing season. For CO<sub>2</sub>, the most significant relationships over both the growing season and the full year were negative correlations with redox potential and water depth, and positive correlations with pH and electrical conductivity (EC). For CH<sub>4</sub>, the strongest relationship was observed with water depth.

Keywords: rewetted cutaway peatland, methane, greenhouse gases, environmental parameters

CERCS: T270 Environmental technology and pollution control

# Sisukord

<b>SISSEJUHATUS</b> .....	<b>4</b>
<b>1. TEOREETILINE TAUST</b> .....	<b>5</b>
1.1. Soode teke ja klassifikatsioon .....	5
1.2. Jääksood .....	6
1.2.1. Jääksoodega seotud keskkonnaprobleemid .....	8
1.2.2. Jääksoodede korrastamine süsiniku sidumiseks .....	9
1.3. CH <sub>4</sub> teke ja lendumine .....	11
1.4. Seosed CH <sub>4</sub> ja CO <sub>2</sub> voogude ning keskkonnaparameetrite vahel .....	13
<b>2. MATERJAL JA METOODIKA</b> .....	<b>15</b>
2.1. Uuringuala kirjeldus .....	15
2.2. Mõõtmismetoodika .....	16
2.2.1. Gaasivoogude mõõtmine .....	19
2.2.2. Vee parameetrite mõõtmine .....	20
2.2.3. Mullaproovide kogumine .....	20
2.3. Andmete analüüs .....	20
2.3.2. Statistilised meetodid .....	21
<b>3. TULEMUSED</b> .....	<b>22</b>
3.1. CH <sub>4</sub> ja CO <sub>2</sub> voogude seosed vee parameetritega .....	22
3.2. CH <sub>4</sub> ja CO <sub>2</sub> voogude heterogeensus .....	25
3.3. Mulla parameetrite seos vegetatsiooniperioodi CH <sub>4</sub> ja CO <sub>2</sub> voogudega .....	31
<b>4. ARUTELU</b> .....	<b>33</b>
<b>KOKKUVÕTE</b> .....	<b>39</b>
<b>Summary</b> .....	<b>40</b>
<b>Tänuavaldused</b> .....	<b>42</b>
<b>KASUTATUD KIRJANDUS</b> .....	<b>43</b>

## SISSEJUHATUS

Kuigi turbaalad katavad vaid 3% maismaa pinnast (Xu *et al.* 2018; Vitt, Short 2020; Mander *et al.* 2025) on need olulised looduslikud süsinikusidujad talletades kuni kolmandiku maismaa mullasüsinikust (Dargie *et al.* 2017; Rafat *et al.* 2021). ÜRO keskkonnaprogrammi [UNEP] (2022) järgi on 46,4% Euroopa turbaaladest inimtegevuse tagajärjel kahjustunud. Eestis katavad jääksood ehk endised turbakaevandusalad umbes 9800 ha (Lode *et al.* 2015). Turbakaevandamine põhjustab elurikkuse vähenemist (Paal 2011<sup>d</sup>) ning võib avaldada negatiivset mõju ümbritsevatele aladele (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>). Lisaks suurendab soode muutmine jääksodeks alalt eralduvate kasvuhoonegaaside hulka (Leifeld, Menichetti 2018; Kahlori *et al.* 2024; Mander *et al.* 2025).

Veetaseme tõstmist peetakse üheks olulisimaks meetodiks jääksode kasvuhoonegaaside voogude vähendamisel (IPCC 2013; Günther *et al.* 2020; Kahlori *et al.* 2024). Meetodi peamine kasutegur seisneb CO<sub>2</sub> sidumise ja säilitamise olulises suurenemises (Leifeld, Menichetti 2017; Günther *et al.* 2020) ning põlenguriskide märkimisväärses vähendamises, mis ületavad potentsiaalsete suurenenud CH<sub>4</sub> voogude negatiivse mõju (Günther *et al.* 2020). Eelnevad uuringud on näidanud, et turbaalade kasvuhoonegaaside vooge mõjutavad lisaks veetasemele ka teised keskkonnategurid, näiteks vee temperatuur, pH ja taimkate (Abdalla *et al.* 2016; Yang *et al.* 2025).

Käesolevas bakalaureusetöös uuritakse pimekambri meetodil mõõdetud CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude heterogeensust Ess-soo taastatud jääksool. Uurimisaeg on 2021. aastal suletud kraavidega tõstetud veetaset, et taastada looduslähedane veerežiim, mille tulemusel on kujunenud erineva üleujutusasteme ja taimkattega alad. Töö keskendub CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude seostele vee füüsikalise-keemiliste omaduste ja mulla parameetritega ning hindab voogude hooajalist ja ruumilist varieeruvust 2024. aasta jooksul.

Töö eesmärkideks on:

1. Analüüsida CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude seoseid erinevate vee ja mulla parameetritega;
2. Analüüsida CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> omavahelisi seoseid ja hooajalisi mustreid.

Töö hüpoteesid:

1. CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogudel esineb selge erinevus vegetatsiooniperioodi ja puhkeperioodi vahel;
2. CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> vood on mõjutatud vee sügavusest.

# 1. TEOREETILINE TAUST

## 1.1. Soode teke ja klassifikatsioon

Ajalooliselt on Eestis sõna soo olnud kasutusel kõigi põllumajanduseks sobimatute liigniiskete alade kohta (Masing 1988). Aja jooksul on mõiste korduvalt täpsustunud ning eelmise sajandi lõpus määratleti Eestis sood kui märgala, kus ladestunud turbakihi paksus on üle 30 cm ning selle ladestumine ei ole lõppenud (Masing 1988). Joosten ja Clarke (2002<sup>b</sup>) defineerisid mõistet soo sarnaselt, lisades täpsustuse, et neil aladel peab olema lisaks üle 30 cm turbakihi ka orgaanilise aine sisaldus üle 30%.

Kuigi turbaalad katavad vaid 3% maismaa pinnast (Xu *et al.* 2018; Vitt, Short 2020; Mander *et al.* 2025) on neil oluline roll vee- ja süsinikuringest (Joosten, Clarke 2002<sup>a</sup>). Sood moodustavad 50 kuni 70% märgaladest (Joosten, Clarke 2002<sup>a</sup>) ning talletavad umbes 10% mageveest (Vitt, Short 2020). Kuna moodustunud turvas koosneb suures osas süsinikurikkast taimsest materjalist, mis laguneb hapnikuvaeses keskkonnas aeglaselt (Masing 1988; Finlayson, Milton 2018; Mander *et al.* 2025), on turbaalad süsiniku sidujad, sisaldades hinnanguliselt 21 protsenti (Leifeld, Menichetti 2018) kuni kolmandiku (Dargie *et al.* 2017; Rafat *et al.* 2021) kogu maismaa mullasüsinikust. Mander *et al.* (2025) andmetel on parasvöötme oodest eralduvad kasvuhoonegaasid küll suure varieeruvusega, kuid üldiselt toimivad need alad CO<sub>2</sub> sidujatena (10–1000 kg CO<sub>2</sub>-C ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), olles samal ajal ka mõõdukad CH<sub>4</sub> (10–500 kg CH<sub>4</sub>-C ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) ja nõrgad N<sub>2</sub>O allikad (< 1,0 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>).

Suurem osa maailma turbaaladid paiknevad polaar- ja parasvöötmes (Mander *et al.* 2025), kus jahe kliima pärsib turba lagunemist (Paal 2013) Enamik maailma turbaaladest asub Aasias (38,4%) ja Põhja-Ameerikas (31,6%) (Xu *et al.* 2018). Euroopas, mille turbaalade hulk moodustab 12,5% (Xu *et al.* 2018), leidub neid sobiva merelise kliima tõttu kõige rohkem põhja- ja loodeosa okas- ja segametsade vööndites (Paal 2013), sealjuures üle poole aladest paikneb Soomes või Rootsis (Montarella *et al.* 2006). Lisaks leidub laialdaselt soid ka niiskemates lähisekvatoriaalsetes piirkondades, kus suur sademete hulk või takistatud äravool piirab hapniku ligipääsu ja seeläbi aeglustab lagunemist (Evans *et al.* 2021).

Eesti sood tekivad peamiselt kahel viisil – mineraalmaa soostumisel või veekogude kinnikasvamisel. Järvede kinnikasvamine toimub kas kalda poolt, mille korral kattub veekogu

vaikselt õõtsikuga, või põhjast. Enamasti toimuvad need protsessid samaaegselt ja teineteist toetaval. Kui järve pinnakihilt settib alumistesse kihtidesse orgaanilist ainet, mis toetab põhjas oleva järvemudakihi kasvu, väheneb ka veesügavus, väheneb ka veesügavus, mis koos kasvava mudakihi loob soodsad tingimused põhjakinnituvate veetaimede kasvuks. Mineraalmaa soostumine toimub aegamisi vettpidavale gleihorisondile või nõrgkivile vee kogunemisel koosluse arenemisel (Paal 2013).

Soid on kategoriseeritud erinevate tunnuste nagu alusel nagu arengustaadium, veerežiim ja troofsus ning taimestik (Joosten, Clarke 2002<sup>b</sup>; Paal 2011<sup>a</sup>, Lindsay 2016). Levinuim arengustaadiumitel põhinev klassifikatsioon pärineb 20. algusest C. Weberi töödest (1902, 1907 *cit.* Paal 2011<sup>b</sup>; 1907 *cit.* Lindsay 2016), kus sood jaotati madalsoodeks, siirdesoodeks ja kõrgsoodeks. Eestis võeti sarnane jaotus kasutusele 1940.–1950. aastatel (Masing 1998). Toitelisuse alusel eristasid Von Post ja Granlund (1926 *cit.* Lindsay 2016) soid ombotroofseteks ehk sademetoitelisteks ja minerotroofseteks ehk põhjavee- ja sademetoitelisteks, sealjuures minerotroofsed sood jagunevad omakorda nõgudes paiknevateks topogeenseteks ning voolava vee poolt toituvateks soligeenseteks soodeks. Eestis kasutatakse sarnast liigitust Masingu (1975 *cit.* Paal 2013) alusel, kuid selle erinevusega, et minerotroofsete soode alamtüübina eristatakse ka limnogeenseid soid. Limnogeensete soode hulka kuuluvad õõtsiksood, mis on kujunenud veekogude kinnikasvamisel, ning lammisood, mida iseloomustavad perioodilised üleujutused (Masing 1975 *cit.* Paal 2013).

## 1.2. Jääksood

Soode kuivendamisest on jälgi Euroopas alatest hilis-keskajast olles ajalooliselt kasutusel peamiselt põllumajandusliku maa saamiseks (Gearey *et al.* 2010; Gross 2023). Järgnevatel sajanditel lisandus soode kuivendamine metsamaade saamiseks ning turba kaevandamiseks energiaallikana kui aianduses kasutamiseks (Paal 2011<sup>c</sup>; Joosten, Clarke 2002<sup>a</sup>). Euroopas hoogustus kuivendamine 20. sajandil koos elektri veepumpade (Evans *et al.* 2021) ja tõhusamate kaevandamismeetodite kasutuselevõtu ning suurenenud vajaduse järgi turba kaevandamise järele (Orru *et al.* 2011). Inimtegevuse tõttu on alates 18. sajandi algusest globaalselt kadunud 16-23% sisemaistest märgaladest, mis peamiselt mõõdetud põllumaadeks (Fluet-Chouinard *et al.* 2023).

ÜRO keskkonnaprogrammi [UNEP] (2022) aruande järgi on asub kõige rohkem inimtegevusest mõjutatud soid Euroopas, kus 46,4% turbaaladest on degradeerunud.

Jääksoodeks loetakse selliseid kuivendatud turbaalaid, kus on kaevandatud ning mis on edasiseks kaevandamiseks ammendunud või kus kaevandamist enam ei toimu ega ole planeeritud (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>). Lode *et al.* (2015) aruande järgi on Eesti aladel pärast kaevandamise lõppu maha jäetud ligi 9800 ha ulatuses jääksoid.

Jääksoid saab klassifitseerida nii kaevandamisviisi (Ilomets 2011) ja jääklasundi omaduste järgi (Lode 2011; Lode *et al.* 2015). Kaevandamisviisi järgi võib Ilomets (2011) järgi eristada Eestis kolme tüüpi jääksoid: 1) vanemad (üle 50 aasta tagasi) labidaga kaevatud tükkurbakarjäärid, 2) bageriga kaevandatud turbakarjäärid ning 3) freesturbaväljad.

Kõige edukamalt on ise taastumas labidaga kaevatud turbaalad, mille puhul on looduslik veerežiim ja taimkate kraavide kinnikasvamise tõttu hakanud taastuma ning jätkuva taastumise soodustamiseks piisaks tavaliselt veetaseme tõstmisest ja veerežiimi parandamiseks puurinde eemaldamisest. Bageritega kaevandatud aladel muudavad taastamise keerukamaks erinevad pinnakõrgused, mistõttu vajavad need sobiva veerežiimi loomiseks taastamisel funktsionaalseks märgalaks lisauuringuid ja hoolikat planeerimist. (Ilomets 2011)

Freesväljade taastamisel kasutatakse Ilometsa (2011) andmetel Eestis peamiselt Lääne-Euroopa ja Kanada meetodit. Lääne-Euroopa meetodis soovitakse taimkatte taastekkeks sobivad tingimused luua võimalikult ühtlase ja stabiilse veerežiimi tagamisega, mis võib pikema põuaperioodiga aladel nagu Eesti osutada keerukaks (Ilomets 2011). Kanada meetodis keskendutakse taimestiku aktiivsele taastumisele ning sellele sobivate niiskustingimuste loomisele (Ilomets 2011; Karofeld 2011). Kanada meetodi puhul toetatakse taastumist lisaks veetaseme tõstmisele ka põhu lisamisega, mistõttu on meetod vähem tundlik veetaseme kõikumiste suhtes (Ilomets 2011; Karofeld 2011).

### 1.2.1. Jääsoodega seotud keskkonnaprobleemid

Looduslike soode kuivendamise ja turba kaevandamisega kaasneb sealsete elupaikade hävinemine ja mitmekesisuse langus (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>) Samuti suureneb nendelt aladelt eralduvate kasvuhoonegaaside hulk (Leifeld, Menichetti 2018; Kahlori *et al.* 2024; Mander *et al.* 2025), suurendavad kliimamuutustega seotud põlengu- ja üleujutusrisk (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>; Evans *et al.* 2021) ning lenduvad turbaosakesed võivad mõjutada ümbritsevate alade seisundit (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>).

Looduslikes soodes pärsib hapnikuvaene keskkond mikroorganismide elutegevust, mille tulemusel laguneb orgaaniline aine väga aeglaselt (Kim *et al.* 2020), mis muudab need alad süsiniku- ja lämmastikusidujateks (Leifeld, Menichetti 2018). Kuivendamise tõttu satub turvas õhurikkasse keskkonda, mis kiirendab turba lagunemist kuni kümme korda võrreldes ajaga, mis kulus selle moodustumiseks (Joosten *et al.* 2016), ning alad muudetakse nii CO<sub>2</sub> kui ka N<sub>2</sub>O allikateks (Mander *et al.* 2025). Kuivendatud turbaalade kasvuhoonegaaside heite kogumõju on hinnanguliselt keskmiselt 1,91 x 10<sup>9</sup> t CO<sub>2</sub> ekvivalenti aastas (Leifeld, Menichetti 2018; UNEP 2022). Kuigi kuivendatud turbaalad katavad vaid umbes 0,3% maismaast (Kahlori *et al.* 2024) emiteerivad need 3–5% kogu inimtekkeliste globaalsete kasvuhoonegaaside heitkogusest (Kahlori *et al.* 2024). Eestis lendub Paal *et al.* (2011<sup>b</sup>) hinnangul turba mineraliseerumisel 4 x 10<sup>5</sup> t CO<sub>2</sub> aastas.

Valitsustevaheline Kliimamuutuste Paneeli [IPCC] kasvuhoonegaaside riiklike inventuuride lisadokumendi (2013) andmetel suureneb kuivendatud turbaaladel kuni 50% võrra lahustunud süsiniku, eriti lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC), kandumine kraavidesse, mis tõstab sealsetid CH voogusid (Gan *et al.* 2024; Mander *et al.* 2025). Jääsoodes võivad sulamisveega levivad või tuulega lenduvad turbaosakesed mõjutada lähedalolevate alade elustikku muutes veekogude toitainete sisaldust ja pH taset happelisemaks ning varjutades maismaa taimi ja veelustikku (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>)

Kuigi turvas on suure orgaanikasisalduse tõttu väga hästi süttiv materjal, takistab looduslikes tingimustes kõrge niiskusesisaldus tavaliselt selle isesüttimist (Rein, Huang 2021). Samas süttinud turvas võib madala leegiga hõõguda edasi ka niisketes tingimustes ja on väga raskesti kustutatav (Rein, Huang 2021). Wade *et al.* (1980) katses saavutati turba isesüttimine, kui selle niiskussisaldus oli 65% või vähem. Erinevad uuringud on näidanud, et juba süttinud turvas võib

levimisel süüdata märgatavalt niiskemat turvast, mille vedelikusisaldus on 150% (Wade *et al.* 1980) kuni üle 250% (Huang, Rein 2014). Seetõttu kaasneb kuivendamisega turbaaladel tuleohu märgatav suurenemine (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>; Huang, Rein 2015; Evans *et al.* 2021) ja mida võimendab põuaperioodide intensiivistumine (Granath *et al.* 2016). Kuivendatud turbaaladel võivad ühe põlenguga eralduda väga suured kogused kasvuhoonegaase (Huang, Rein 2014). Näiteks Põhja-Carolinas toimunud Pains Bay rannikuäärse turbaala tulekahjus vabanes  $5,5 \cdot 10^6$  t süsinikku (Mickler 2021). Lisaks on näidatud, et madal veetase suurendab kuivendatud turbaaladel märkimisväärselt põlemisülgavust (Granath *et al.* 2016).

### **1.2.2. Jääksoode korrastamine süsiniku sidumiseks**

Inimtegevusest mõjutatud turbaalade potentsiaalsest mõjust süsiniku voogude suurendajana hakati rääkima 1980.–1990. aastatel (Armentano, Menges 1986; Heathwaite 1993). Mander *et al.* (2023) järgi on jääksoode taastamine veerežiimi tõstmine ja taimkatte suunamine eesmärgiga taastada ökosüsteemi seisund, mis sarnaneb võimalikult palju kuivenduse-eelsele olukorrale. IPCC (2013) tõi oma juhendis jääksoode taastamise peamise eesmärgina välja süsinikuheite vähendamise, suurendades nii jääkturba mineraliseerumisel lenduvat CO<sub>2</sub> sidumist, aga ka vähendades lahustunud kujul väljavoolavat süsinikku hulka ning minimeerides turbapõlengute riski.

Andersen *et al.* (2017) analüüsisid ajavahemikul 1993–2015 Lääne-Euroopas läbi viidud 80 erinevat tüüpi soode taastamiseks läbi viidud projekti. Uuringus selgus, et kõige sagedasemini kasutatud taastamismeetoditeks olid veetaseme tõstmine kraavide sulgemise kaudu ning puude eemaldamine – mõlemat rakendati üle 57% projektidest. Taimkatte taastamisel eeldati valdavalt looduslikku vegetatsiooni taastumist – sihipärast alade taastaimestamist kasutati alla 15% projektidest. Projektides, kus taas taimestamist rakendati, eelistati doonorturbasamblaga katmist või rakendati sihipärast taastamist liikidel, mis ei taastunud iseneslikult. (Andersen *et al.* 2017)

Lisaks mainitud meetoditele kasutatakse erinevatel aladel ebasobivate taimede eemaldamist (Andersen *et al.* 2017), karjatamist (Andersen *et al.* 2017), topograafia muutmist (Paal, Lode 2011; Andersen *et al.* 2017; Gonzales, Rochefort 2019), ja taimkatte toetamiseks fosforvætise (Paal, Lode 2011; Gonzales, Rochefort 2019) ja kaaliumvætise kasutamist, lupjamist ja põhuga katmist (Paal, Lode 2011; Andersen *et al.* 2017).

Veetaseme tõstmist kraavide sulgemise või vee väljapumpamise lõpetamisega (IPCC 2013) peetakse üheks oluliseimaks meetodiks jääksoode kasvuhoonegaaside voogude vähendamisel (IPCC 2013; Günther *et al.* 2020; Kalhori *et al.* 2024). Meetodi peamine kasutegur seisneb CO<sub>2</sub> sidumise ja säilitamise olulises suurenemises (Leifeld, Menichetti 2017; Günther *et al.* 2020) ning põlenguriskide märkimisväärses vähendamises (IPCC 2013), mis ületab potentsiaalsete suurenenud CH<sub>4</sub> voogude negatiivse mõju (Günther *et al.* 2020). Günther *et al.* (2020) mudelanalüüs näitas, et parima tulemuse kiirem veerežiimi taastamine, kuna pärast veetaseme tõstmist peatus CO<sub>2</sub> kiirgusmõju enam ei suurenenud, vaid hakkas vaikselt vähenema. Samuti näitas Liu *et al.* (2020) uuring, et veetaseme tõstmine kõigil Euroopa kuivendatud turbaaladel enne 2050 võiks kumulatiivselt vähendada N<sub>2</sub>O-N voogusid 70%.

Kuigi veerežiimi taastamise järel võib lahustunud orgaanilise süsiniku väljakanne ajutiselt suurenedada, viitavad IPCC (2013) ja Wilson *et al.* (2022) andmed, et taastunud aladel võivad DOC ja CH<sub>4</sub> tasemed aja jooksul langeda looduslike märgaladega sarnasele tasemele. Taastumise kiirus sõltub aga oluliselt keskkonnateguritest, mistõttu võib see võtta aega paarist aastast (Wilson *et al.* 2022) kuni üle kümne aasta (Kalhori *et al.* 2024).

Euroopa Liidu looduse taastamise määrus (*Nature Restoration Regulation*), mis jõustus 18. augustil 2024, sätestab liikmesriikidele siduvad eesmärgid turbaalade taastamiseks. Seaduse kohaselt peavad liikmesriigid taastama vähemalt 30% kuivendatud põllumajanduslikus kasutuses olevatest turbaaladest aastaks 2030, 40% aastaks 2040 ja 50% aastaks 2050. Neist taastatud aladel tuleb 2030. aastaks neljandikus ja 2050. aastaks kolmandikus veerežiim taastada. (Euroopa Parlament ja Euroopa Liidu Nõukogu 2024) Tõstetud veega jääksoodel võib suunata olenevalt ala omadustest arengut looduslikuks sooks, madalaks pinnaveekoguks või soometsaks või võtta ala kasutusele märgalaviljeluseks kasutatava alana (Mander *et al.* 2023).

Korrastamine suunaga sooks on ökoloogiliselt kõige soositum soode taastamise viis (Wilson *et al.* 2022). Eestis viiakse seda läbi eelkõige kõrg-, siirde- ja madalsoodena, aga ka madalaveeliste märgaladena taastamisel, eeldades õõtsiksoo suunalist taassoostumist (Lode *et al.* 2015). Taastatava ala eeldatav soola tüüp sõltub nii vesilahuse pH tasemest kui ka jääklasundi ülemise kihi päritolust ja paksusest ning nõuab arenguks erinevat veetaset (Lode *et al.* 2015). Metoodilise juhendi „Korrastatavate jääksoode valiku ja korrastamise tulemuste hindamine“ (Paal *et al.* 2015) kohaselt sobib siirde- ja rabasuunaliseks taastumiseks eelistatult ala, kus on säilinud vähemalt 20

cm paksune siirde- või kõrgsooturba jääklasund, mille vesilahuse pH on alla 5,5 ning kus on võimalik hoida vegetatsiooniperioodil veetaseme ühtlaselt vähem kui 30 cm pinnasest. Madalsooturba jääklasundi puhul, mille pindmise kihi ja kraavivee pH ületab 5,5, soovitatakse ala taastada madalsoona, säilitades veetaseme mitte sügavamal kui 20 cm ega kõrgemal kui 20 cm üle maapinna. Nõgusa reljeefiga aladel võib alternatiivina kujundada madalaveelise märgala (Lode 2011).

Jääksoode taastaimestumine oleneb pindmise jääklasundi omadustes ning ümbritsevate alade taimkatte koosseisust (Paal *et al.* 2011<sup>a</sup>). Kuna pindmiste kihtide koorimisega eemaldatakse pinnasest looduslik seemnepank (Gorhan, Rochefort 2002) on looduslik taimestumine kaevandatud freesturbaaladel reeglina aeglane (Paal *et al.* 2011<sup>a</sup>; Allan *et al.* 2023). Allan *et al.* (2023) metaanalüüs, mis hõlmas 275 parasvöötmes paikneva ala taastamistehnikaid käsitlevaid uuringuid, näitas, et aktiivne taimestiku taastamine võimaldas häiringueelse taimkatte taastumist spetsialistliikide puhul 20–25 aastaga ning turbasammalde puhul 30–35 aastaga, samas kui ainult veetaseme tõstmisel kulus taimkatte taastumiseks 45–55 aastat. Kuigi üldiselt taastub turbasammal aeglaselt (Allan *et al.* 2023), mis on osaliselt tingitud soontaimedest suurema tundlikkusega veetaseme kõikumiste suhtes (Price 1996), näitas Kanadas turbasambla kihiga taastatud turbaalal tehtud uuring, et 5–10 aastat pärast taastamist taastus 70% jääklasundile vastava taimkattekoosluse suunas (Gonzales, Rochefort 2019). Turbasamblaga taastamisel võib olla piiranguks sobivate doonorilade nappus kuna säilinud looduslikud turbaalad on võetud kaitse alla (Andersen *et al.* 2017).

### **1.3. CH<sub>4</sub> teke ja lendumine**

CH<sub>4</sub> on IPCC (2013) järgi CO<sub>2</sub> järel kõige rohkem kliimamuutusi põhjustav kasvuhoonegaas. Kuigi CH<sub>4</sub> püsib atmosfääris keskmiselt 12 aastat, olles lühema elueaga kui CO<sub>2</sub>, on selle globaalne soojenemispotentsiaal saja aasta jooksul viimasest 28–34 korda suurem (IPCC 2021). Aastane ülalt-alla meetodil (inglise keeles *top-down method*) leitud globaalne CH<sub>4</sub> heide jäi aastatel 2008–2018 vahemikku 5,5–5,9 x 10<sup>8</sup> t, millest 5–10% tekib soodes (Blodau 2002).

Looduslikult tekib CH<sub>4</sub> metanogeneesi tagajärjel, mis on reeglina anaeroobsetest tingimustes toimuv hingamisprotsess, mida viivad läbi arhede domeeni kuuluvad mikroorganismid, mis kasutavad elektroniaktseptorina CO<sub>2</sub> ning mille lõppsaadusena tekivad CH<sub>4</sub> ja vesi. Aeroobses

hingamises toimib lõppaktseptorina hapnik, samas kui anaeroobsetes tingimustes täidavad seda rolli tavaliselt nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ), sulfaat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), raud (III) ( $\text{Fe}^{3+}$ ) ja  $\text{CO}_2$ . Kuna teised ühendid annavad energiatootmisel termodünaamiliselt soodsamaid redoksreaktsioone kui metanogenees, toimub  $\text{CH}_4$  tootmine tavaliselt alles siis, kui kõik teised elektronaktseptorid on keskkonnas ammendunud. (Lyu *et al.* 2018; Conrad 2020)

Kuivendamine mõjutab mikroorganismide kooslust keskkonna muutumise kaudu (Andersen *et al.* 2010), sealhulgas väheneb oluliselt anaeroobseid tingimusi eelistavate metanogeensete arhede hulk ja liigirikkus (Urbanova, Barta 2020). Urbanová ja Bárta (2020) uuring näitas, et isegi pärast kaevandamata sooala veerežiimi taastamist jääb  $\text{CH}_4$  tootmine algselt madalale tasemele ning metanogeensete mikroorganismide liigirikkus võib taastuda alles 7–16 aasta jooksul. Sarnast taastumisdünaamikat täheldati ka Reumer *et al.* (2018) uuringus, kus alles 15 aastat pärast endise freesturbavälja taastamise algust oli metanogeensete arhede koosluste arvukus märgatavalt taastunud.

$\text{CH}_4$  lendumine turbaaladel toimub peamiselt kolmel viisil: difusiooni teel, vabanenud gaasimullide kaudu ning taimede kaudu, mis võivad toimuda paralleelselt (Whalen 2005; Lai 2009; Walter, Heimann 2000). Kui gaasimullide kui ka taimede kaudu jõuab  $\text{CH}_4$  anaeroobsest veekihist enamasti otse atmosfääri, siis difusiooni kaudu lendumist vähendavad pinnase aeroobses kihis olevad metanotroofid (Lai 2009; Walter, Heimann 2000). Bellisario *et al.* (1999) uuringus tarbisid metanotroofid erinevate soode pinnases ära 4 kuni 58 mikrogrammi iga grammi pinnase kohta päevas, Roger (2001) tõi oma töös välja, et metanotroofid võivad ära kasutada 60 kuni üle 90 protsendi aeroobsesse kihti jõudvast  $\text{CH}_4$ . Pinnasesse kogunenud gaasimullide järsk vabanemine on peamiselt tingitud muutustest atmosfäärirõhus (Strack *et al.* 2005). Mitmetes töödes (Joabsson, Christensen 2001; Frenzel, Rudolph 1998; Laanbroek 2010), leiti, et soontaimed võivad mängida kesket rolli märgalade  $\text{CH}_4$  voogudes, toetades seda peamiselt kahel viisil. Esiteks transpordivad soontaimed  $\text{CH}_4$  juurtest ja risoomidest atmosfääri, möödudes pinnase aeroobsest kihist ning vältides metanotroofset oksüdatsiooni (Frenzel, Rudolph 1997; Joabsson, Christensen 2001). Teiseks toetavad taimed juureksuaatide abil ka metanogeensete mikroorganismide kasvu (Waldo *et al.* 2021).  $\text{CH}_4$  aktiivne vabanemine taimede kaudu toimub eelkõige selliste soontaimede kaudu, kellel on hästi arenenud aerenhüümne kostruktuur nagu tarnad (*Carex* sp.) ja villpead (*Eriophorum* sp.), (Joabsson, Christensen 2001). Green ja Baird (2012) poolt läbi viidud katses leiti, et aladel, kus kasvas tupp-villpea (*E. vaginatum*), olid  $\text{CH}_4$

vood märkimisväärselt suuremad ning taime maa-aluse biomassi ja CH<sub>4</sub> voo vahel oli tugev positiivne seos ( $R^2 = 0,93$ ), sealjuures kui taime varred lõigati ära allpool veepiiri, vähenes CH<sub>4</sub> emissioon keskmiselt 56%, samas kui veepinnast kõrgemal lõikamine ei mõjutanud emissiooni oluliselt. Ka Treat *et al.* (2015) tulemused kinnitasid, et hästi arenenud aerenhüümkoega taimeliigid mõjutavad CH<sub>4</sub> emissioone oluliselt – pinnastel, millel domineerisid graminoidid ja rohttaimed, oli CH<sub>4</sub> tootmine üle viie korra suurem võrreldes aladega, kus valdavaks oli puurinne.

#### **1.4. Seosed CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude ning keskkonnaparameetrite vahel**

Turbaalade CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> vood on kompleksed, nende toimimist võivad mõjutada mitu omavahel seotud füüsikalis-keemilist või bioloogilised tegurit (Abdalla *et al.* 2016).

Keskmine veesamba sügavus on üks peamisi tegureid, mis mõlema gaasi voogusid reguleerib (Evans *et al.* 2021; Mander *et al.* 2025). Moore ja Knowles (1989) katse näitas, et CO<sub>2</sub> tase suurenes lineaarselt veetaseme alanemisega samal ajal kui CH<sub>4</sub> vood kasvasid logaritmiliselt. Kuigi pikaajaliselt võivad veetaseme tõus ja CH<sub>4</sub> voogude tõus olla selgelt seotud, võivad lühiajalistes mõjudes esineda rohkem muutlikkust (Brown *et al.* 2014). Fechner-Levy ja Hemond (1996) töid oma töös välja, et kuna veetaseme langus vähendab hüdraulilist rõhku, suurendab see gaasi kujul olevate CH<sub>4</sub> mullide vabanemist. Samuti võib nii CH<sub>4</sub> (Moore, Dalva 1993; Knorr *et al.* 2008) kui ka CO<sub>2</sub> (Moore, Dalva 1993) puhul näha veesamba muutuste korral hüstereesi esinemist. Kui Moore ja Dalva (1993) töid oma töös välja et see oli tugevam CH<sub>4</sub> puhul veetaseme languse korral, mil vabanes poorvees olev CH<sub>4</sub>, siis teised autorid on rõhutanud selle olulisust veetaseme tõusu korral kuna metanogeneesi tootmine ja CH<sub>4</sub> transport ei jõua kohe järgi (Knorr *et al.* 2008) või taastub koosluse muutumise tõttu teistsugusel määral (Conrad 2020). Mõlema gaasi puhul toimub lühiajalisi kõikumisi ka stabiilse veetaseme puhul, mis on ilmselt seotud toitainete kättesaadavusega ja muutustega populatsioonis (Moore, Dalva 1993).

Lisaks sellele, et temperatuur on seotud veetasemega turbas (Moore, Dalva 1993), võib temperatuuri mõju CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> lendumisele olla seotud ka taimkatte esinemisega (Windén *et al.* 2012). Kuigi üldiselt soodustab sobilike niiskustingimuste olemasolul soojem temperatuur mõlema gaasi tootmist, kuna soodustab metanogeensete (Updegraff *et al.* 2001) kui ka metanotroofsete mikroorganismide elutegevust (Windén *et al.* 2012), siis CH<sub>4</sub> puhul sõltub suurem lendumine rohkem taimkatte esinemisest ja tüübist (Updegraff *et al.* 2001). Erinevad

juureeritised võivad toetada nii metanotroofide kui ka metanogeensete mikroorganismide kasvu (Girkin *et al.* 2018; Waldo *et al.* 2021), samuti toetavad erinevad soontaimed CH<sub>4</sub> lendumist transpordi lihtsustamisega (Joabsson, Christensen 2001).

CO<sub>2</sub> lendumise ja sidumise tasakaal sõltub fotosünteesi ja ökosüsteemi hingamise omavahelisest suhtest (Flanagan, Syed 2010). Kui fotosünteesi viivad läbi autotroofid (peamiselt taimed), siis turbaala ökosüsteemi hingamises osalevad nii autotroofid (peamiselt taimed) kui ka heterotroofid (peamiselt bakterid, seened ja arhed) (Rankin *et al.* 2022). Looduslikel turbaaladel on maksimaalne fotosüntees ja ökosüsteemi hindamine on tihedalt seotud, kus ökosüsteemi hingamine moodustab umbes 1/3 fotosünteesist (Bubier *et al.* 1998) Kuigi looduslikel aladel on ökosüsteemi hingamine olla suuremas osas olla autotroofset päritolu (Juszczak *et al.* 2012), siis pärast kuivendamist võib selle osakaal langeda alla 10% (Rankin *et al.* 2022).

## 2. MATERJAL JA METOODIKA

### 2.1. Uuringuala kirjeldus

Ess-soo raba asub Võru maakonnas Antsla vallas Ruhingu külas. Looduslikult on Ess-soo limnogeenset päritolu raba (Lode *et al.* 2015; Rewet 2024), mis on Ain Kulli andmetel (4.02.2025) tüübilt puis-peenar-älvesraba ja puis-mättaraba üksikute jäänukjärvedega ning laugastega. Kuna eelmisel sajandi teisel poolel kaevandati Ess-soos turvast, moodustab suurema osa alast jääksoo (Lode *et al.* 2015). Jääksoo (242,8 ha) jaguneb turbakogumisviiside järgi kaheks: freesturbaväljaks (54,8 ha), mis paikneb ala kirdeosas, ja alaks, kust on paiguti kaevandatud labidaturvast (Lode *et al.* 2015). Viimases suurem osa kuulub 2010. aastal loodud Ess-soo Maastikukaitseala (212 ha) koosseisu (Riigi Teataja 2010).

Lode *et al.* (2015) aruande järgi on endisel freesturbalal säilinud keskmiselt kahe meetri paksusega vähelagunenud rabaturbakiht ja keskmiselt poole meetri paksusega hästilagunenud madalsoo turbakiht. Ess-soo freesturbaväli koosneb neljast suuremast blokist ja on jaotatud erinevate taastamisviisidega aladeks. Antud töös uuritaval alal asub turbaväljade edelabloki kõige kagupoolsemas osas ja piirneb lõunast Ess-soo rabaaladega (Joonis 1). Uuritaval alal on veetase tõstetud paisude sulgemise kaudu 2021. aastal ja oodatakse vegetatsiooni taastumist madalaveelise järvena. Taimkate on mahajäetud üle freesturbaalal hõre, uuritaval Edelapoolses plokis moodustub taimkate peamiselt tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*), kanarbik (*Calluna vulgaris*), jõhvikas (*Oxycoccus* sp.), sinikas (*Vaccinium uliginosum*), raba-karusammal (*Polytrichum strictum*), sookask (*Betula pubescens*), harilik mänd (*Pinus sylvestris*), kukemari (*Empetrum nigrum*) ja mustikas (*Vaccinium myrtillus*) (Lode *et al.* 2015), valge nokkhein (*Rhynchospora alba*) ja läikviljaline luga (*Juncus articulatus*).

Säilinud vähelagunenud turbakihi paksuse, hüdroloogilise seisundi ning lõuna pool paikneva raba liigibaasiga ühenduse tõttu võib Lode *et al.* (2015) hinnangul kogu alal oodata aeglast rabasuunalist taastumist.



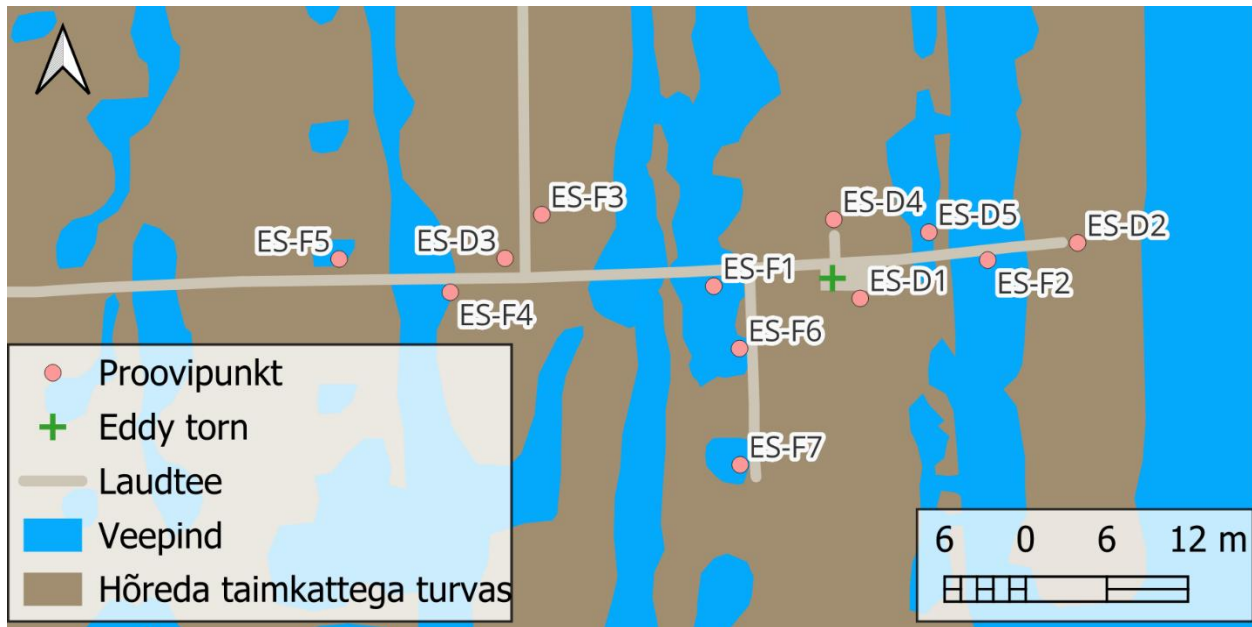
**Joonis 3.** Ess-soo taastatud jääksoo katseala. A – asukoht Eesti suhtes, B – asukoht Ess-soo freesturbaväljadel (punane katkendjoon – freesturbavälja piirid, roosad punktid – proovipunktid), C – katseala augustis, D – katseala oktoobris, E – katseala detsembris. Kaardid on kujundatud programmis QGIS (versioon 3.40.5) Maa-ameti aluskaardile.

## 2.2. Mõõtmismetoodika

Käesoleva töö jaoks mõõdeti katsealal gaasivoogusid ühe kalendriaasta (2024) jooksul kahe nädalase intervalliga. Lisaks gaasivoogudele mõõdeti võimalusel mõõtmispunktide juures vee

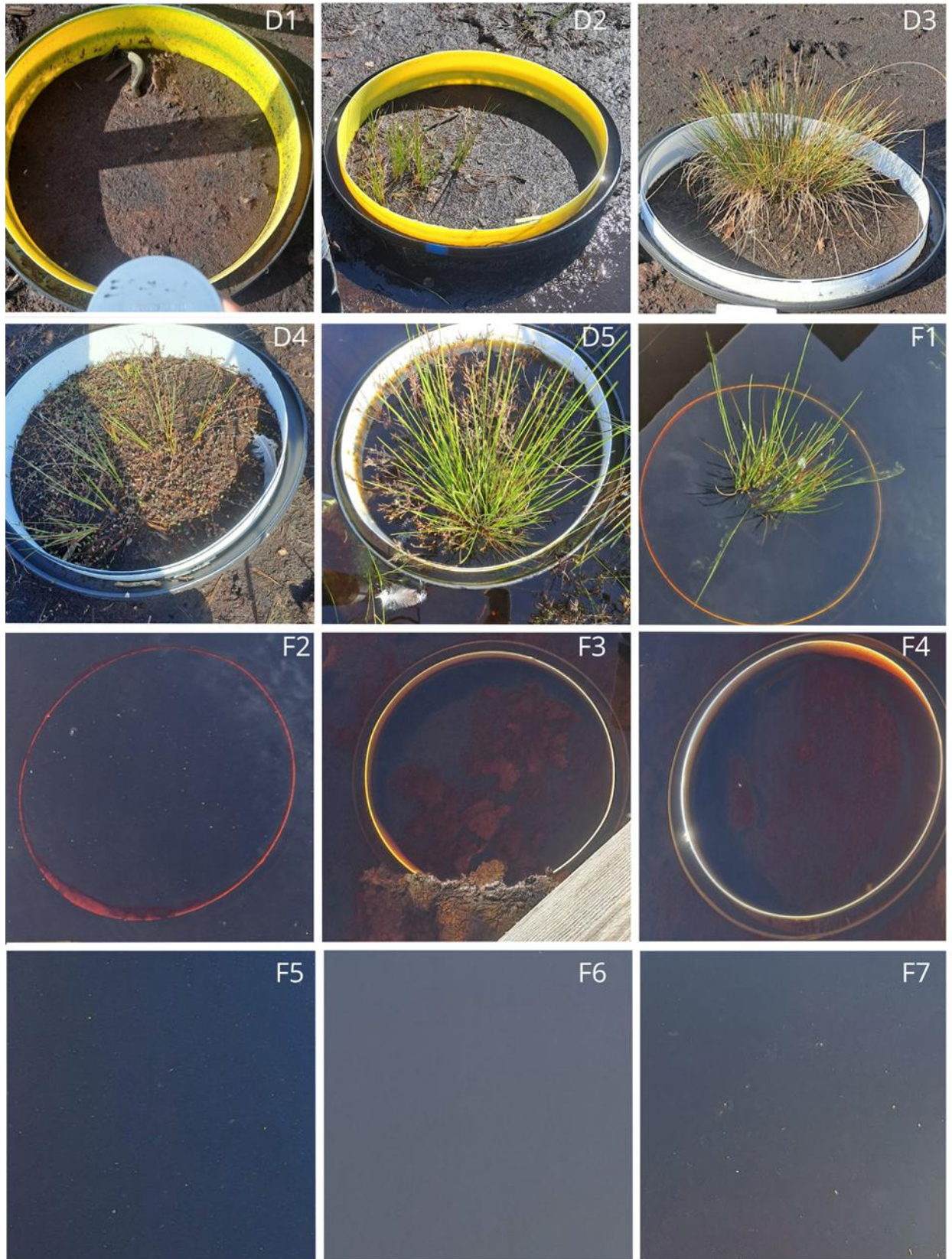
füüsikalisi-keemilisi näitajaid ja vee sügavus. Samuti koguti vegetatsiooniperioodi lõpus ühel korral mullaproove.

Alale on laudtee äärde paigutatud kaksteist mõõtmispunkti, mis on jaotatud vastavalt veetaseme tingimustele kahte gruppi: F (märg, *flooded*), mis on suurema osa aastast üleujutatud ja D (kuiv, *dry*), mis paiknevad perioodiliselt kuivemates kohtades (joonis 2).



**Joonis 2.** Proovipunktide paigutus alal. Punktid on jaotatud vastavalt veetaseme tingimustele kaheks grupiks: F (märg, *flooded*), mis on suurema osa aastast üleujutatud ja D (kuiv, *dry*), mis paiknevad perioodiliselt kuivemates kohtades. Kaart on kujundatud programmis QGIS (versioon 3.40.5) Maa-ameti aluskaardile.

Kui punktidest kuus – ES-D1, ES-D2, ES-F1, ES-F2, ES-F3, ES-F4 – olid olemas terve aasta, siis ülejäänud kuus mõõtmispunkti – ES-D3, ES-D4, ES-D5, ES-F5, ES-F6, ES-F7 – lisandusid juunis (joonis 3).



**Joonis 3.** Proovipunktid augustis. Tähisted veetaseme järgi F – märg, *flooded*; D – kuiv, *dry*.

### 2.2.1. Gaasivoogude mõõtmine

Gaasivoogude mõõtmiseks kasutati 0,065 m<sup>3</sup> ruumalaga läbipaistvat kambrit, mis kaeti pimekambri loomiseks valgust mitteläbilaskva kattega. Kambris on sisseehitatud ventilaator, et soodustada selle sees õhu segunemist ning termomeeter kambrisisesse temperatuuri mõõtmiseks. Gaasivoogude mõõtmiseks kasutati 0,0196 m<sup>2</sup> pindalaga rõngaid, millele asetati kamber tihedalt ja ettevaatlikult vältimaks mõõtetulemuste moonutamist. Kui madalama veetasemega aladel olid rõngad statsionaarselt paigaldatud pinnasesse, siis sügavama veega aladel kasutati ujuvat polüstüreenist rõngast, mis kinnitati piesomeetri külge (joonis 4). Pimekambriga CH<sub>4</sub> ja ökosüsteemi hingamise CO<sub>2</sub> voogude mõõtmiseks ühendati kamber voolikute abil LI-7810 gaasianalüsaatoriga (LI-COR Biosciences, Nebraska, USA), millega teostati CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> mõõtmisi igas punktis viie minuti jooksul.

LI-7810 CH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O Trace Gas Analyzer on kaasaskantav gaasianalüsaator, mis on mõeldud samaaegselt CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> ja veeauru mõõtmiseks. Seade kasutab väga madalate gaasikontsentratsioonide mõõtmiseks mõeldud OF-CEAS optilist laserspektroskoopiat ning mõõdab CH<sub>4</sub> kontsentratsioone vahemikus 0–100 ppm ja CO<sub>2</sub> 0–10 000 ppm. (LI-COR Biosciences 2025)



**Joonis 4.** Mõõtmine statsionaarsel rõngal augustis (vasakul) ja ujuva rõngaga oktoobris (paremal).

### **2.2.2 Vee parameetrite mõõtmine**

Proovipunktides mõõdeti YSI ProDSS (YSI, Yellow Springs, OH, USA) analüsaatori abil vee erinevaid füüsikaliskeemilisi parameetreid nagu temperatuur, lahustunud hapnikku (DO) kontsentratsioon, elektrijuhtivus (EC), pH tase ja oksüdatsiooni-reduktsioonipotentsiaal (ORP).

Mõõtmise teostamiseks viidi andur proovipunktis asuva piesomeetri kaudu vette. Mõõtmine sooritati, kui parameetrite näidud olid stabiliseerinud. Vee sügavuse määramine toimus volditava mõõdulatiga. Häiringute minimeerimiseks, teostati mõõtmisi pärast gaasproovide kogumist. Talvisel ajal mõõdeti veeproove päevadel, mil jääkate oli piisavalt õhuke, et seda sai metallist tokiga purustada.

### **2.2.3. Mullaproovide kogumine**

Mullaproove koguti ühel korral vegetatsiooniperioodi lõpus (22. oktoobril). Mullaproovide kogumiseks võeti pärast mõõtmisi igast proovipunktist üks kuni kaks peotäit turbamulda, mis pandi eraldi grip kottidesse, asetati külmakasti ning viidi paari tunni jooksul laborisse .

Üldsüsiniku (C), üldlämmastiku (N) ning vees lahustunud orgaanilise (DOC) ja anorgaanilise (DIC), üldsüsiniku (DC) ning lahustunud üldlämmastiku (DN) sisaldus määrati toorproovi 1:10 vesiekstraktist (filtreeritud 0,45 µm), kasutades elementanalüsaatorit CHN (Vario MACRO cube, Elementar Analysensysteme GmbH, Saksamaa), vastavalt standarditele EVS-EN 1484 ja EVS-EN 12260, tulemused esitati proovi kuivainesisalduse kohta (105 °C).

### **2.3. Andmete analüüs**

Andmeanalüüs viidi läbi kvantitatiivsete meetoditega, kasutades programme RStudio (versioon 2024.12.1) ja Microsoft Excel (Office 365). Autor osales välitöödel gaasivoogude ja veeparameetrite mõõtmisel ning mullaproovide kogumisel. Lisaks viis ta läbi andmeanalüüsi.

Graafikute ja analüüside teostamisel kaustati RStudio pakette corrplot (v0.95; Wei, Simko 2024) dplyr (v1.1.4; Wickham *et al.* 2023), fields (v16.3.1; Nychka *et al.* 2021), GGally (v2.2.1; Schloerke *et al.* 2024), ggplot2 (v3.3.3; Wickham 2016), Hmisc (v5.2-3; Harrell 2025), infer

(v1.0.8; Couch *et al.* 2025), lubridate (v1.9.4; Spinu *et al.* 2024), mgcv (v1.9-3; Wood 2025), patchwork (v1.3.0; Pedersen 2024) ja rlang (v1.1.6; Henry, Wickham 2025).

### 2.3.1. Statistilised meetodid

Lineaarset regressiooni koos determinatsioonikordaja ja p-väärtuse leidmisega kasutati kahel korral. Esmalt kasutati neid toorandmetes kontsentratsioonimuutuse tõusu kaudu pinnalt toimuva gaasivoo tugevuse ja usaldusväärsuse hindamiseks. Igast mõõtettsükli lõpust võeti sobiv ajavahemik (1–3 minutit), et kõrvaldada mõõtmise käigus toimunud võimalikud häiringud ning säilitada piisav andmepunktide hulk. Valitud andmepunktide põhjal leiti lisaks CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> kontsentratsioonimuutuste tõusule ka iga mõõtettsükli kohta determinatsioonikordaja R<sup>2</sup> ja p-väärtus hindamaks regressioonimudeli sobivust ja statistilist olulisust. Edasiseks analüüsimiseks võeti andmed, mille determinatsioonikordaja R<sup>2</sup> oli vähemalt 0,9 ja tulemus oli statistiliselt oluline (p < 0,05) Hiljem kasutati lineaarset regressiooni koos determinatsioonikordaja ja p-väärtuse leidmisega ka CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude võrdlemisel mullanäitajatega.

Spearmani ehk astakorrelatsiooni kasutati mittelineaarsete seoste hindamiseks erinevate keskkonnategurite ning CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> voogude vahel. Korrelatsioonikordajate arvutamisel hinnati paralleelselt statistiliselt oluliste väärtuste leidmiseks ka p-väärtusi. Tulemus esitati korrelatsioonimaatriksina. Igas Spearmani korrelatsioonis oli üle 90 andmepaari.

CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> aastaste voogude muutlikkuse visualiseerimiseks rakendati voogude silumiseks üldistatud aditiivset mudelit [GAM] (inglise keeles *Generalized additive model*), mis võimaldab siluda mittelinearset trende ajas ning näitab, kuidas vood muutuvad hooajaliselt (Hastie 2024).

Visuaalseks voogude jaotuse ja varieeruvuse võrdluseks nii erinevate mõõtepunktide vahel kui ka vegetatsiooniperioodi ja vegetatsiooniperioodivälise aja vahel kasutati karpdiagramme (inglise keeles *box plot*), mis võimaldavad hinnata nii erinevate punktide mediaanväärtusi kui ka kvartiilide jaotust.

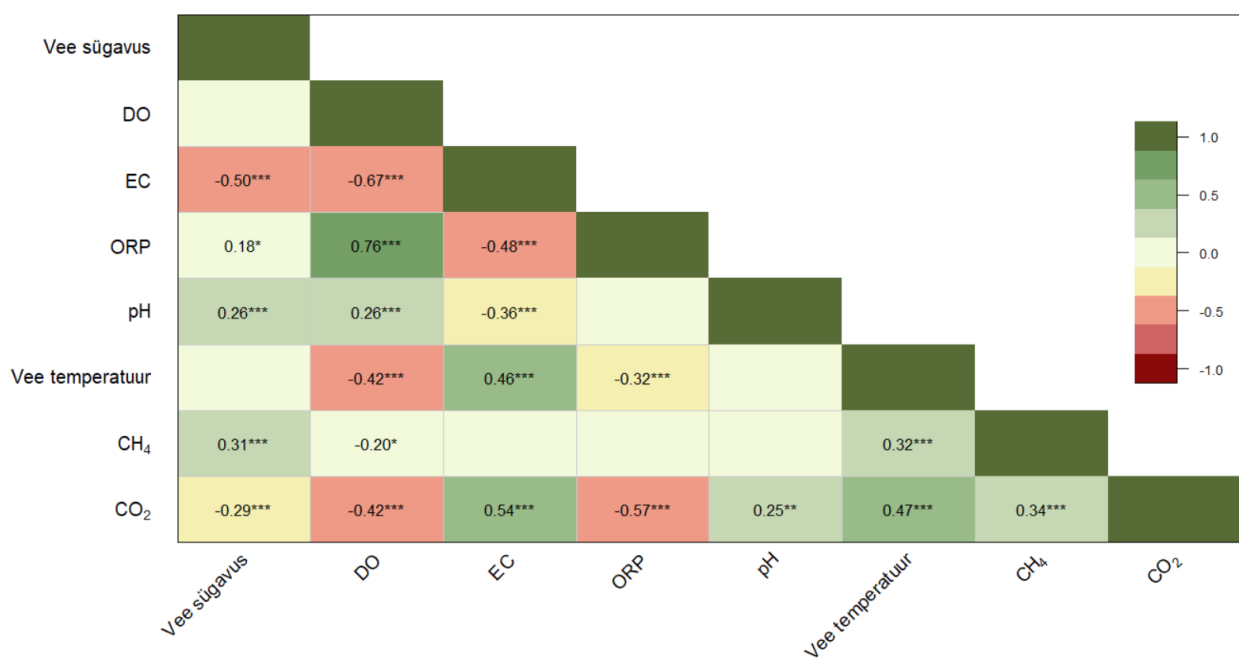
Permutatsiooniteste kasutati erinevuse hindamiseks vegetatsiooniperioodi ja vegetatsioonivälise perioodi vahel. Permutatsioonide arvuks valiti 10 000 tagamaks piisav simulatsioonide hulk usaldusväärse p-väärtuse leidmiseks.

### 3. TULEMUSED

Käesolevasse peatükki on koondatud analüüsid, mis on tehtud 2024. aastal Ess-soo taastatud jääksoos mõõdetud CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude, vee parameetrite ja kogutud mullaproovide väärtuste põhjal.

#### 3.1. CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude seosed vee parameetritega

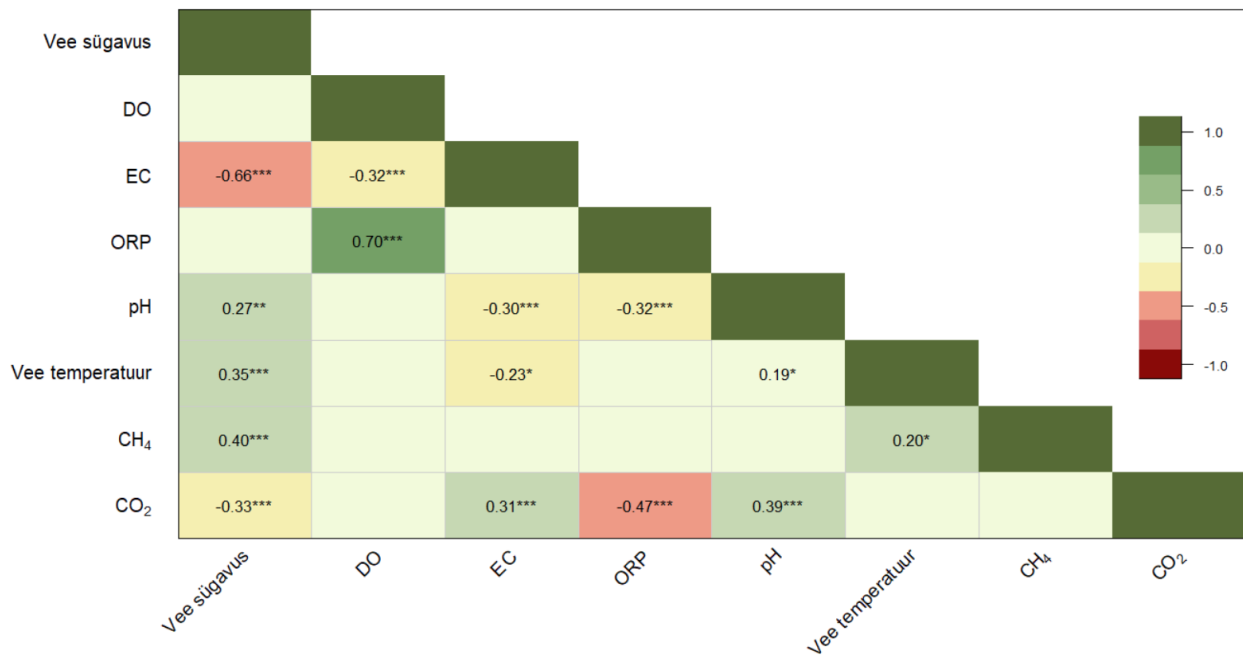
Spearmani korrelatsioonianalüüs viidi läbi kahes osas: esimeses vaadeldi seoseid terve aasta andmete vahel, teises uuriti ainult vegetatsiooniperioodil (mai – oktoober) esinevaid seoseid. Mõlemas analüüsis vaadeldi CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude ja erinevate vee parameetrite nagu temperatuur, sügavus, DO, ORP, pH ja EC vahel. Analüüsis kasutati vaid seosed, mille p-väärtus oli alla olulisuse nivoo  $\alpha = 0,05$ .



**Joonis 5.** Korrelatsioonimaatriks kogu aasta gaasivoogude ja vee parameetrite mõõtmistulemuste vahel. Maatriksis on näidatud vaid statistiliselt olulised korrelatsioonid, mille väärtused on esitatud ruudu sees koos olulisuse tähistega: \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ . Värviskaala tähistab korrelatsiooni tugevust ja suunda (roheline – positiivne, punane – negatiivne). Lühendid: DO – lahustunud hapniku kontsentratsioon, EC – vee elektrijuhtivus, ORP – vee oksüdatsioonireduktsioonipotentsiaal, CH<sub>4</sub> – metaan, CO<sub>2</sub> – süsihappegaas.

Kogu aasta mõõtmistulemuste põhjal tehtud korrelatsioonimaatriksis (joonis 5) oli CH<sub>4</sub> voogude puhul mõõdukas positiivne korrelatsioon vee sügavuse ( $r_s = 0,31$ ;  $p < 0,001$ ), vee temperatuuri ( $r_s$

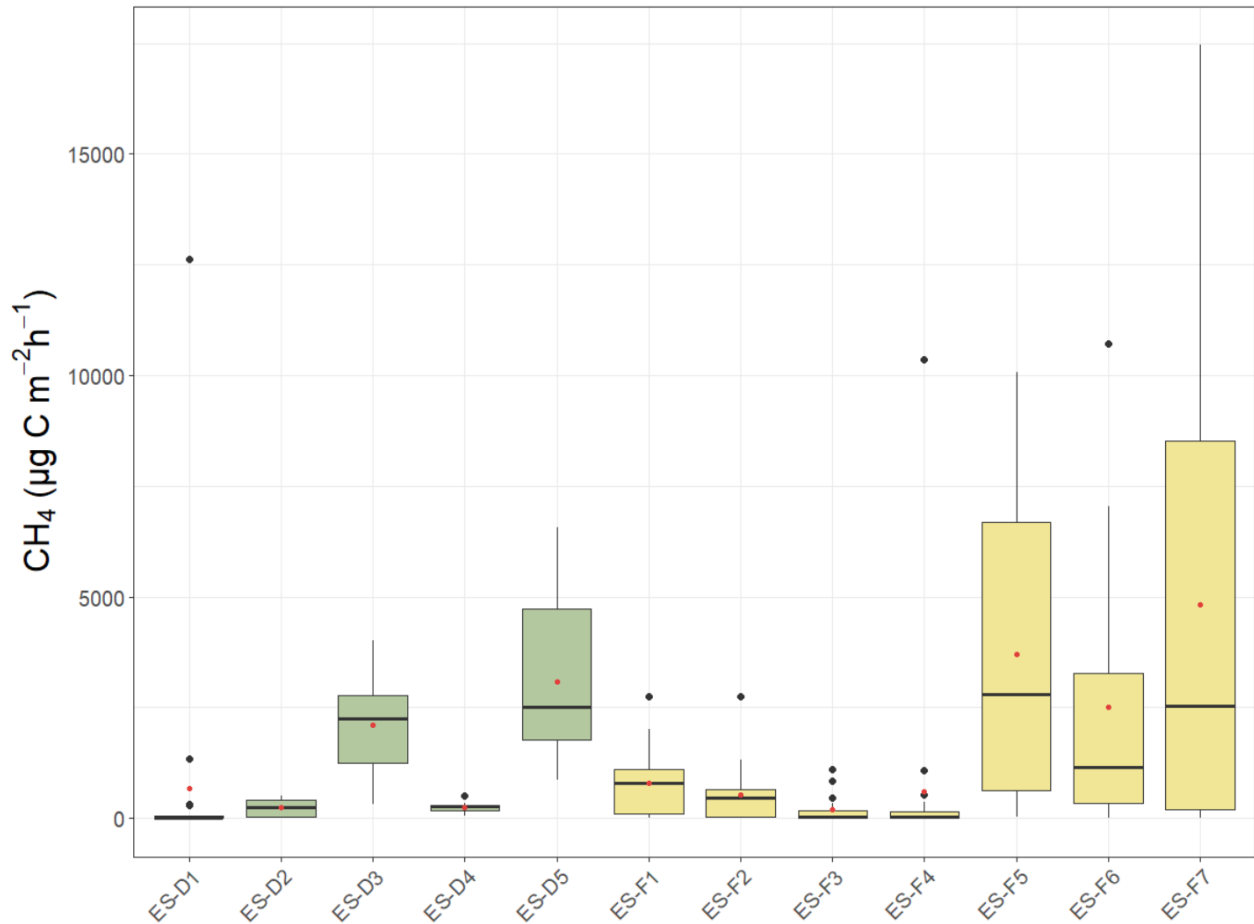
= 0,32;  $p < 0,001$ ) ja CO<sub>2</sub> voogudega ( $r_s = 0,34$ ;  $p < 0,001$ ). ning väga nõrk negatiivne korrelatsioon lahustunud hapnikuga vees ( $r_s = -0,20$ ;  $p < 0,05$ ). CO<sub>2</sub> voogude puhul ilmnesid lisaks CH<sub>4</sub> voogudele tugev positiivne korrelatsioon elektrijuhtivuse ( $r_s = 0,54$ ;  $p < 0,001$ ) ja mõõdukas korrelatsioon elektrijuhtivusega ( $r_s = 0,47$ ;  $p < 0,001$ ) ning tugev negatiivne korrelatsioon oksüdatsiooni-reduktsioonipotentsiaali ( $r_s = -0,57$ ;  $p < 0,001$ ) ja mõõdukas lahustunud hapniku hulga ( $r_s = -0,42$ ;  $p < 0,001$ ). Lisaks esinesid nõrk positiivne seos pH tasemega ( $\rho = 0,24$ ;  $p < 0,01$ ) ning negatiivne seos veesügavusega ( $\rho = -0,29$ ;  $p < 0,01$ ).



**Joonis 6.** Korrelatsioonimaatriks vegetatsiooniperioodi tulemuste vahel. Maatriksis on näidatud vaid statistiliselt olulised korrelatsioonid, mille väärtused on esitatud ruudu sees koos olulisuse tähistega: \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ . Värviskaala tähistab korrelatsiooni tugevust ja suunda (roheline – positiivne, punane – negatiivne). Lühendid: DO – lahustunud hapniku kontsentratsioon, EC – vee elektrijuhtivus, ORP – vee oksüdatsiooni-reduktsioonipotentsiaal, CH<sub>4</sub> – metaan, CO<sub>2</sub> – süsihappegaas.

Vegetatsiooniperioodil tehtud põhjal läbi viidud korrelatsioonianalüüsi tulemused (joonis 6) erinesid osaliselt terve aasta põhjal tehtud analüüsi tulemustest. CH<sub>4</sub> voogude puhul püsis mõõdukas positiivne korrelatsioon vee sügavusega ( $r_s = 0,40$ ;  $p < 0,001$ ), samas oli seos vee temperatuuriga nõrgem ( $r_s = 0,20$ ;  $p < 0,05$ ) ning seosed CO<sub>2</sub> voogude ja lahustunud hapnikuga ei ületanud vegetatsiooniperioodil olulisuse nivood. CO<sub>2</sub> voogudel esines vegetatsiooniperioodil küll mõõdukas positiivne korrelatsioon elektrijuhtivusega ( $r_s = 0,31$ ;  $p < 0,001$ ) ning mõõdukas negatiivne seos oksüdatsiooni-reduktsioonipotentsiaaliga ( $r_s = -0,47$ ;  $p < 0,001$ ), kuid mõlemad seosed olid nõrgemad kui kogu aasta andmete põhjal. Samas esines vegetatsiooniperioodil tugevam positiivne korrelatsioon vee pH taseme ( $r_s = 0,39$ ;  $p < 0,001$ ) ja negatiivne seos vee sügavusega ( $r_s = -0,33$ ;  $p < 0,001$ ), kuid puudus statistiliselt oluline seos lahustunud hapniku hulgaga.

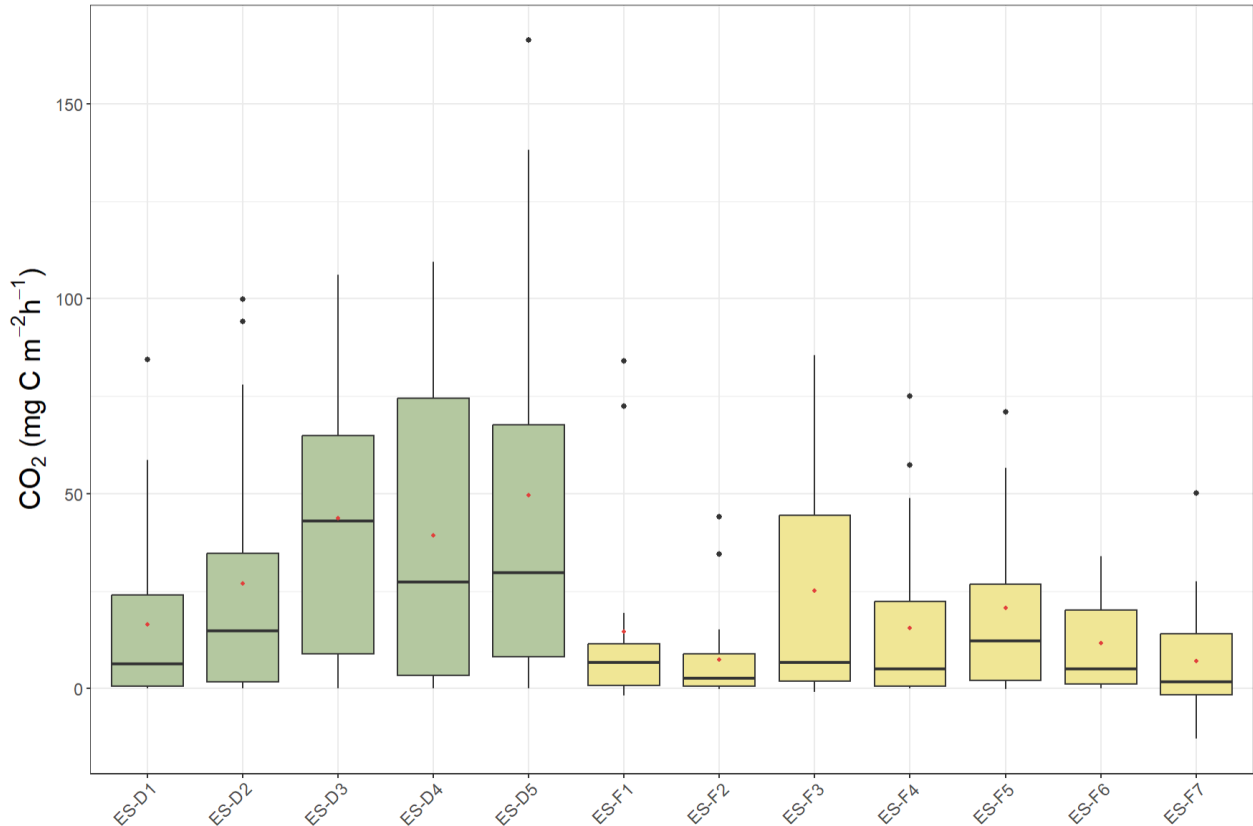
### 3.2. CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude heterogeensus



**Joonis 7.** Aastaste metaanivoogude (CH<sub>4</sub>) jaotus erinevates proovipunktides. Karpdiagramm näitab CH<sub>4</sub> voogude varieeruvust kuivematel (ES-D1 kuni ES-D5, roheline kast) ja üleujutatud (ES-F1 kuni ES-F7, kollane kast) proovialadel. Kastide sees olevad must jooned tähistavad iga prooviala mediaani, punased täpid aritmeetilist keskmist. Kasti kõrgus esindab alumist ja ülemist kvartiili ning vurrud ulatuvad maksimaalselt 1,5-kordse interkvartiilvahemiku kaugusele. Vurrudest väljapoole jäävad mustad punktid tähistavad äärmuslikemaid tulemusi.

Aasta lõikes esinesid kõige kõrgemad CH<sub>4</sub> vood püsivalt üleujutatud proovikohtades ES-F5 ja ES-F7, kus lisaks suuremale mediaanväärtusele ja keskmisele oli ka suurim varieeruvus (joonis 7). (aritmeetilised keskmised vastavalt 5427,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja 7301,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtused 3248,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja 3018,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), veidi madalamad, kuid samuti keskmisest kõrgemad vood olid püsivalt üleujutatud proovialadest ka punktis ES-F6 (keskmise 2502,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtus 1151,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Perioodiliselt kuivema ala punktides olid kõrgeimad väärtused proovikohtades ES-D3 ja ES-D5 (aritmeetilised keskmised vastavalt 2114,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja 3077,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ning mediaanväärtused 2240,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja 2499,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), mille

puhul tõstis keskmist väiksem varieeruvus ja suurem minimaalne väärtus võrreldes eelpool toodud üleujutatud punktidega. Kui proovikohtades ES-F1 ja ES-F2 olid vood mõõdukad ja varieeruvus väike (aritmeetilised keskmised  $786,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$  ja  $536,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ; mediaanväärtused  $796,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$  ja  $460,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), siis punktide ES-D1, ES-D2, ES-D4, ES-F3 ja ES-F4 puhul jäid vood üldiselt madalamaks (aritmeetilised keskmised  $182,0\text{--}683,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ; mediaanväärtused  $4,6\text{--}266,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ).

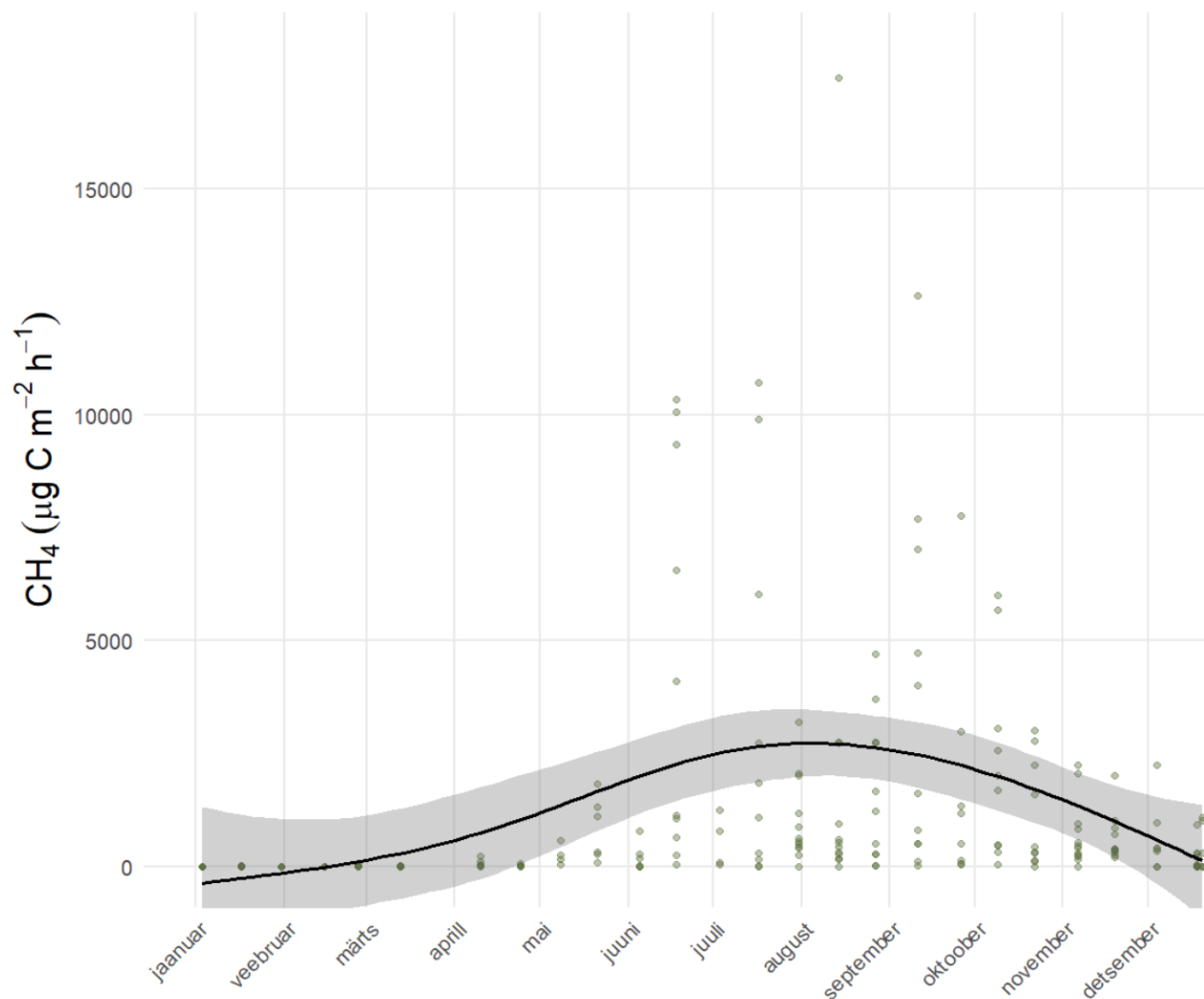


**Joonis 8.** Aastaste süsihappegaasivoogude ( $\text{CO}_2$ ) jaotus erinevates proovipunktides. Karpdiagramm näitab  $\text{CH}_4$  voogude varieeruvust kuivematel (ES-D1 kuni ES-D5, roheline kast) ja üleujutatud (ES-F1 kuni ES-F7, kollane kast) proovialadel. Kastide sees olevad mustad jooned tähistavad iga prooviaala mediaani, punased täpid aritmeetilist keskmist. Kasti kõrgus esindab alumist ja ülemist kvartiili ning vurrud ulatuvad maksimaalselt 1,5-kordse interkvartiilvahemiku kaugusele. Vurrudest väljapoole jäävad mustad punktid tähistavad äärmuslikemaid tulemusi.

Kui  $\text{CH}_4$  voogude puhul esinesid kõrgemaid vood pidevalt üleujutatud mõõtmispunktides, siis  $\text{CO}_2$  voogude puhul olid üldiselt kõrgemad tulemused proovialadel, mis on perioodiliselt kuivemates mõõtmispunktides ES-D3, ES-D4 ja ES-D5 (aritmeetilised keskmised  $39,4\text{--}49,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ; mediaanväärtused  $27,3\text{--}43,0 \text{ mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) (joonis 8). Kui ES-D4 iseloomustas madalam  $\text{CH}_4$  voog, siis ES-D3 ja ES-D5 olid ka perioodiliselt kuivemate alade kõige kõrgema  $\text{CH}_4$  vooga

proovipunktid. Madalamad CO<sub>2</sub> vood esinesid perioodiliselt kuivemate alade puhul punktides ES-D1 ja ES-D2 (aritmeetilised keskmised vastavalt 16,5 ja 27,0 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtused 6,3 ja 14,8 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), mida iseloomustasid ka madalamad CH<sub>4</sub> vood.

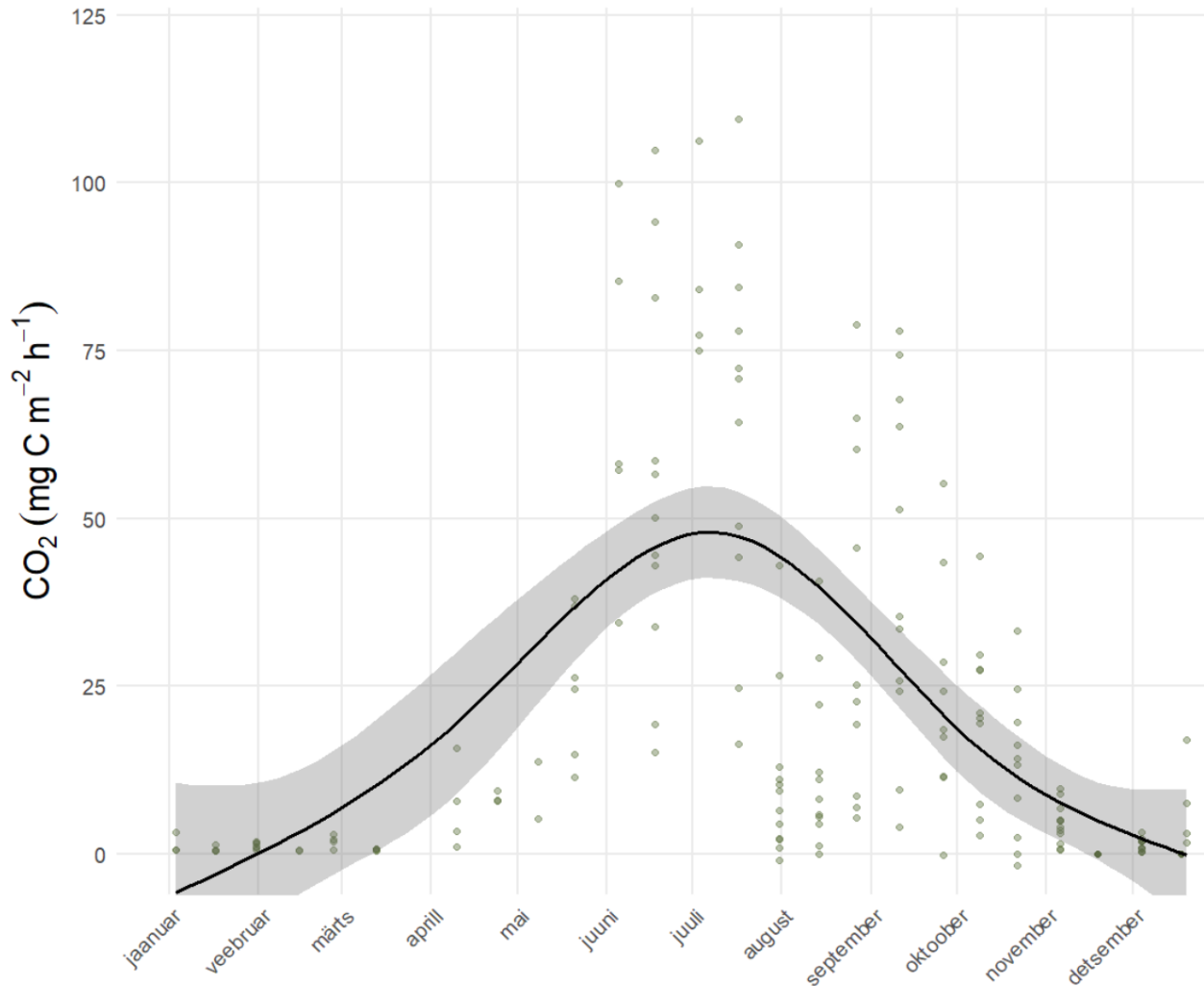
Püsivalt üleujutatud proovipunktides olid kõrgemad vood punktides ES-F3 (aritmeetiline keskmine 25,0 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtus 6,8 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ja ES-F5 (aritmeetiline keskmine 20,7 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtus 12,2 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Ülejäänud üleujutatud punktides jäid CO<sub>2</sub> vood madalamaks (aritmeetilised keskmised vahemikus 7,1–15,6 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtused 1,7–6,7 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>).



**Joonis 9.** Metaanivoogude (CH<sub>4</sub>) aastane dünaamika. Rohelised punktid tähistavad erinevaid CH<sub>4</sub> voogude aasta jooksul tehtud mõõtmisi kõigilt proovialadelt. Must joon esindab silutud hooajalist trendi, mis on saadud üldistatud aditiivse mudeli (GAM, *generalized additive model*) abil, hall varjutus tähistab 95% usaldusala.

CH<sub>4</sub> voogude aastases jaotuses on märgata selget erinevust kasvuperioodi ja ülejäänud aasta vahel (joonis 9). Kõrgeimad vood esinesid perioodil juunist septembrini, kus aritmeetilised keskmised väärtused jäid vahemikku 2653,0–3186,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, saavutades tipu augustis. Kuigi oktoobris oli voogude keskmine madalam (1667,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), olid varasügise mediaanväärtused võrreldes suvekuudega kõrgemad. Kui septembris ja oktoobris olid mediaanväärtused vastavalt 1184,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja 1042,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, siis suvekuudel jäid need vahemikku 571,0–796,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. See viitab voogude ühtlustumisele oktoobris, mida toetab ka maksimaalse väärtuse langus samas kuus, mis oli ligi kaks korda madalam (6007,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) võrreldes teiste kuudega, kus esinesid suuremad vood (10351,0–32062,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>).

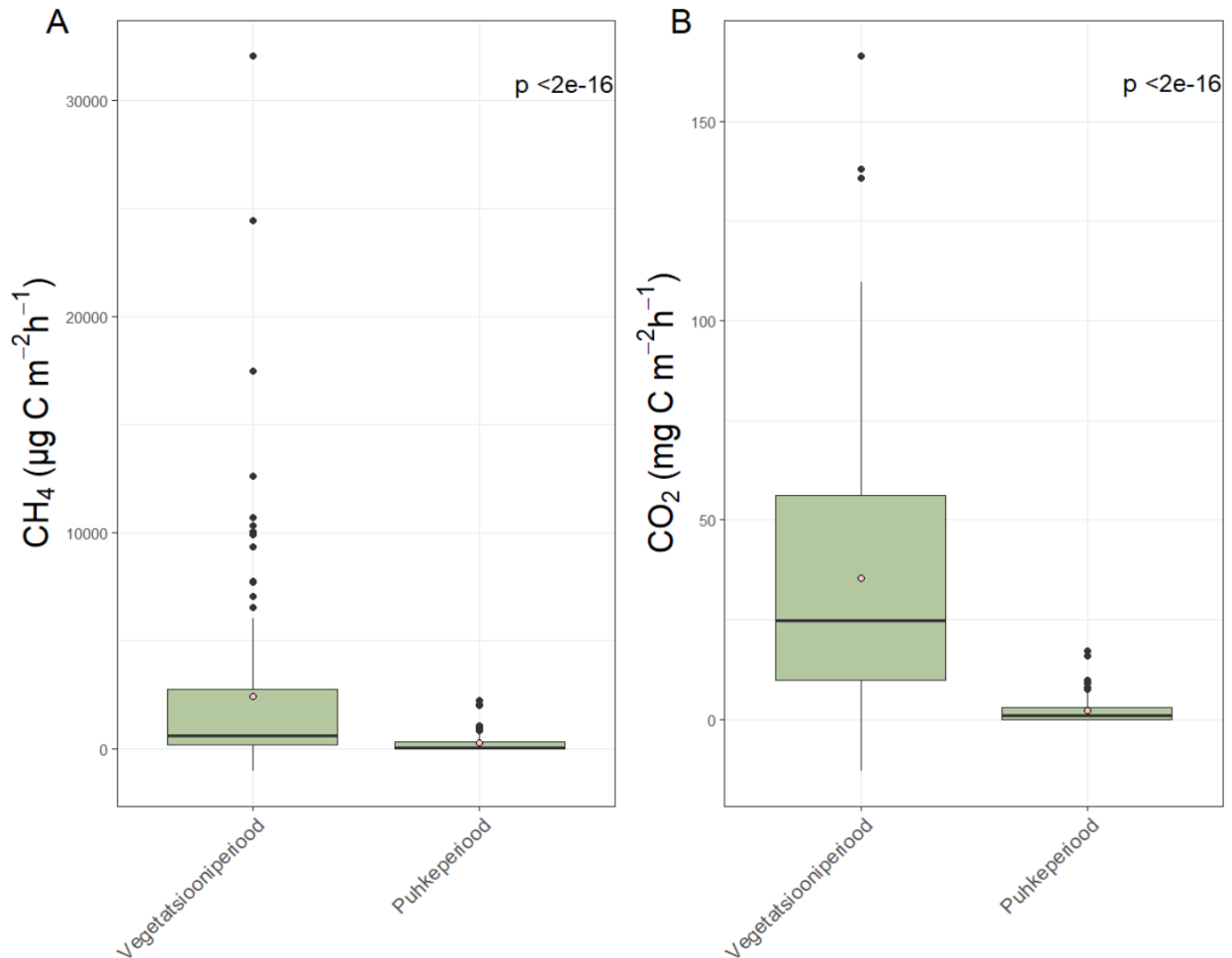
Vegetatsiooniperioodile eelnenud ajal (jaanuar – aprill) olid CH<sub>4</sub> vood madalamad ja väiksema varieeruvusega (aritmeetiline keskmine 4,1–55,1 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtus 0,8–23,6 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), millele järgnes järsk tõus mais (aritmeetiline keskmine 599,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, mediaanväärtus 311,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Sarnane tendents ilmnis ka vegetatsiooniperioodi lõpus, kus novembris (aritmeetiline keskmine 668,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaan 389,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ja detsembris (keskmine 359,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaan 130,0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) oli märgata järsku langust.



**Joonis 10** . Süsihappegaasivoogude (CO<sub>2</sub>) aastane dünaamika. Must joon esindab silutud hooajalist trendi, mis on saadud üldistatud aditiivse mudeli (GAM, *generalized additive model*) abil, hall varjutus tähistab 95% usaldusala.

CO<sub>2</sub> voogude aastases jaotuses (joonis 10) võib märgata selget erinevust vegetatsiooniperioodi ja ülejäänud aasta vahel. Kõrgeimad vood esinesid perioodil mai kuni september, mil aritmeetilised keskmised jäid vahemikku 21,4–63,3 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja mediaanväärtused vahemikku 11,2–57, 2 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, saavutades mõlema puhul tipud juunis. Kui CH<sub>4</sub> voogude puhul oli märgata tugevamate voogude korral suuri erinevusi keskmiste ja mediaanide vahel, siis CO<sub>2</sub> voogude puhul olid aritmeetilised keskmised ja mediaanväärtuste trendid omavahel üldiselt sarnasemad. Kui teistel kasvuperioodivälistel kuudel oli CO<sub>2</sub> vood üldiselt madalad (aritmeetilised keskmine alla 2,4 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtus alla 1,3 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), siis aprillis oli märgata järsku tõusu CO<sub>2</sub> voogude tugevuses (aritmeetilised keskmine 7,7 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; mediaanväärtus 7.9 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ). Kui CH<sub>4</sub>

voogude puhul algas järsk langus pärast kasvuperioodi novembris, siis CO<sub>2</sub> puhul saabus märgatav langus oktoobris (aritmeetilised keskmine 16,8 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja mediaanväärtus 17,8 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>).

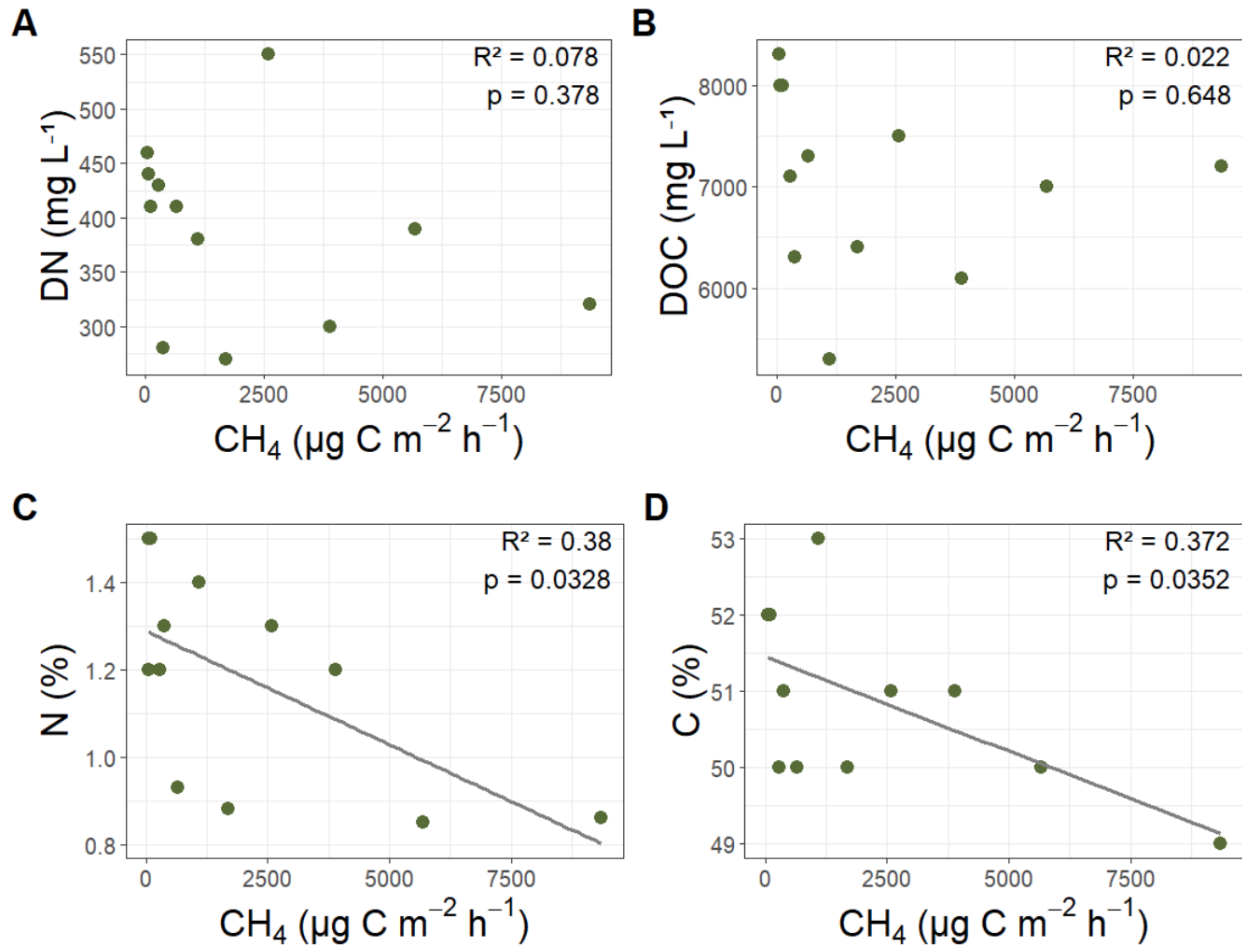


**Joonis 11.** Metaanivoogude (CH<sub>4</sub>) (paneel A) ja süsihappegaasi (CO<sub>2</sub>) voogude (paneel B) jaotus vegetatsiooniperioodil ja vegetatsiooniperioodi välisel ajal. Karbid näitavad gaasivoogude varieeruvust vaadeldavatel perioodidel. Kastide sees olevad must jooned tähistavad iga prooviaala mediaani, punased täpid aritmeetilist keskmist. Kasti kõrgus esindab alumist ja ülemist kvartiili ning vurrud ulatuvad maksimaalselt 1,5× interkvartiilvahemiku kaugusele. Vurrudest väljapoole jäävad mustad punktid tähistavad äärmuslikemaid tulemusi. Mõlema paneeli permutatsioonitesti tulemus on toodud üleval paremas nurgas.

Nii CH<sub>4</sub> kui CO<sub>2</sub> voogude puhul esines statistiliselt oluline erinevus vegetatsiooniperioodi (mai – oktoober) ja puhkeperioodi (november – aprill) vahel (p-väärtus < 2 × 10<sup>-16</sup>) (joonis 11).

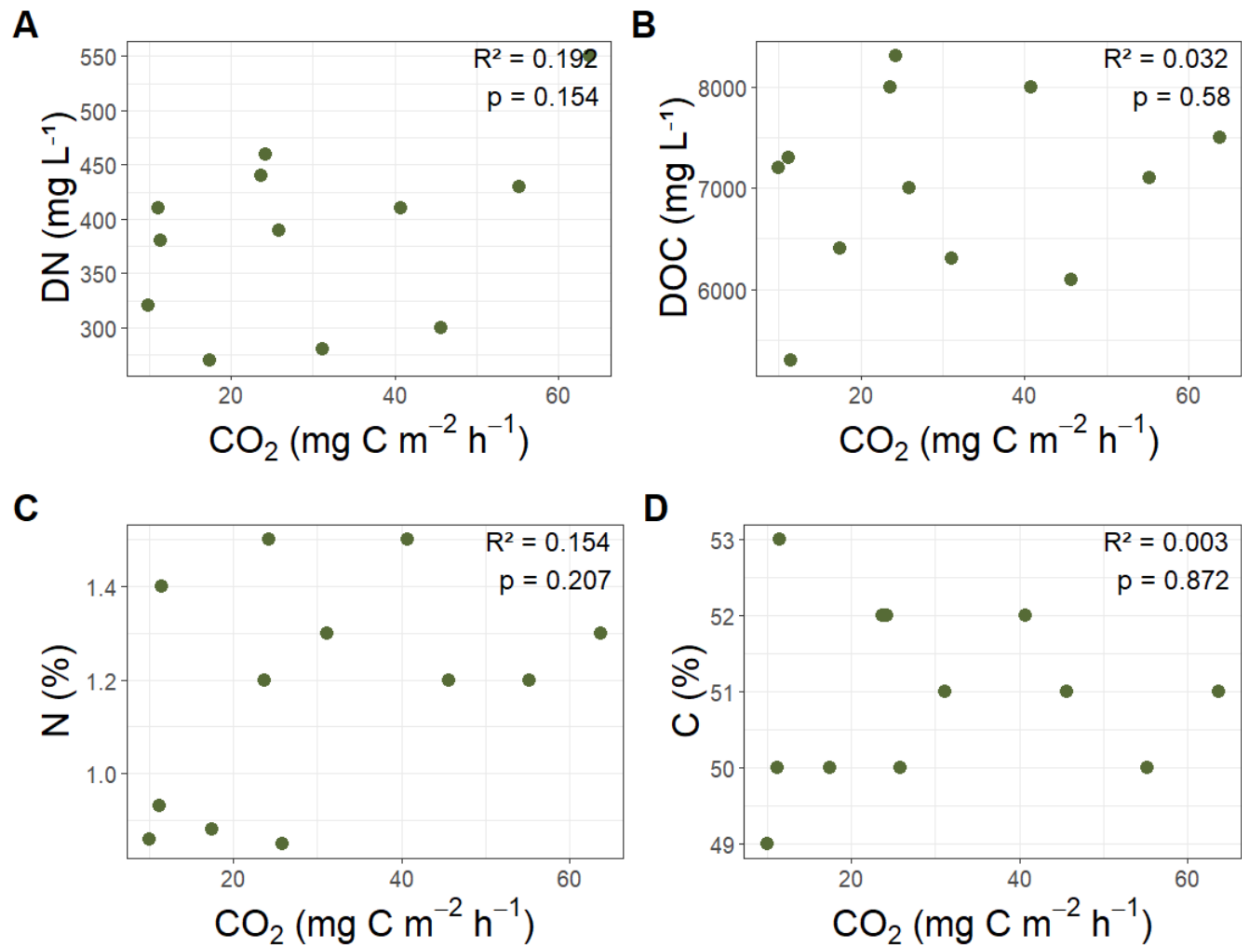
Aritmeetiline keskmine CH<sub>4</sub> voog vegetatsiooniperioodil ulatus kuni 2465,9 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, samal ajal kui puhkeperioodil oli see vaid 278,8 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, CO<sub>2</sub> puhul olid vastavad väärtused 35,5 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja 2,3 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

### 3.3. Mulla parameetrite seos vegetatsiooniperioodi CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogudega



**Joonis 12.** Seosed Metaanivoogude (CH<sub>4</sub>) ja mulla parameetrite vahel (A – lahustunud lämmastik (DN), B – lahustunud orgaaniline süsinik (DOC), C – üldlämmastiku sisaldus (N), D – üldsüsiniku sisaldus (C)). Punktid tähistavad iga prooviaala vegetatsiooniperioodi mediaanväärtust erinevate näitajate korral. Iga paneeli paremas ülanurgas on esitatud lineaarse regressiooni determinatsioonikordaja ( $R^2$ ) ja p-väärtus. Paneelides, kus esines statistiliselt oluline seos (C ja D), on kujutatud lineaarne trendijoon

Vegetatsiooniperioodi (mai – oktoober) kõigi mõõtmispunktide CH<sub>4</sub> voogude mediaanväärtuste ja vegetatsiooniperioodi lõpus samadest punktidest võetud mullaproovide omaduste vahel ilmneseid mõned statistiliselt olulised seosed (joonis 12). Statistiliselt oluline mõõdukas negatiivne korrelatsioon esines CH<sub>4</sub> voogude mediaanväärtuste ja üldsüsiniku ( $R^2 = 0,38$ ;  $p = 0,033$ ) ning üldlämmastiku ( $R^2 = 0,37$ ;  $p = 0,0435$ ) sisalduse vahel pinnases. Lahustunud lämmastiku ja orgaanilise süsiniku kontsentratsioonid CH<sub>4</sub> voogudega olulist seost ei näidanud ( $R^2 < 0,079$ ;  $p > 0,377$ ).



**Joonis 13.** Seosed CO<sub>2</sub> voogude ja mulla parameetrite vahel (A – lahustunud lämmastik (DN), B – lahustunud orgaaniline süsinik (DOC), C – üldlämmastiku sisaldus (N), D – üldsüsiniku sisaldus (C)). Punktid tähistavad iga prooviala vegetatsiooniperioodi mediaanväärtust erinevate näitajate korral. Iga paneeli paremas ülanurgas on esitatud lineaarse regressiooni determinatsioonikordaja (R<sup>2</sup>) ja p-väärtus.

Vegetatsiooniperioodi kõigi mõõtmispunktide CH<sub>4</sub> voogude mediaanväärtuste ja vegetatsiooniperioodi lõpus samadest punktidest võetud mullaproovide omaduste vahel statistiliselt olulisi seoseid ei leitud (R<sup>2</sup> < 0,193; p > 0,153) (joonis 13).

## 4. ARUTELU

Kuna Ess-soo jääksoo taastamise üheks peamiseks eesmärgiks on ala muutmine taas süsinikku siduvaks ökosüsteemiks, uuriti käesolevas töös millised tegurid mõjutavad CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> vooge. Töö raames püstitati kaks hüpoteesi: 1) CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> vood erinevad oluliselt vegetatsiooniperioodil ning 2) mõlema gaasi vood on seotud veetasemega.

Katse tulemustes ilmnes, et aastaste pimekambri CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> voogude vahel esines statistiliselt oluline positiivne korrelatsioon ( $r_s = 0,34$ ;  $p < 0,001$ ) (joonis 5), kuid vegetatsiooniperioodil sellist seost ei täheldatud (joonis 6). Üheks võimalikuks seletuseks on, et mõlema gaasivoo aastane muutlikkus järgib sarnast hooajalist mustrit, mille tulemusel esineb aastase ajaskaala lõikes mõõdukas korrelatsioon, isegi kui lühemates ajavahemikes otsene seos puudub (Kalhori *et al.* 2024).

Üks töö algsetest hüpoteesidest, et CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> voogudel esineb selge erinevus vegetatsiooniperioodi ja puhkeperioodi vahel, leidis kinnitust. Joonistel 9 ja 10 on näha, kuidas mõlemad vood hakkavad kasvama kevadel, saavutavad kõrghooaja suvel ja hakkavad vähenema sügisel. Samuti on näha joonistel 9 ja 10, et nii CH<sub>4</sub> kui ka CO<sub>2</sub> vood olid vegetatsiooniperioodil oluliselt kõrgemad kui puhkeperioodil ( $p < 2 \times 10^{-16}$ ) (joonis 11). Kuigi voogude aastased kõikumised olid üldjoontes sarnased, ilmnes vegetatsiooniperioodi sees selge erinevus voogude ajastuses. Kui CO<sub>2</sub> vood olid tugevamad perioodil maist oktoobrini ning saavutasid oma maksimumi juba juunis, siis CH<sub>4</sub> vood olid kõrgemad juunist oktoobrini, tipnedes alles augustis.

McKenzie *et al.* (2013) uuringus, kus mõõdeti turbaalal CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogusid pimekambri meetodil leiti, et kuigi mõlema gaasi emissioonid olid suurimad suvel ja väikseimad talvel, erines nende hooajaline dünaamika vegetatsiooniperioodil kuna neid mõjutavad erinevad keskkonnategurid. Kalhori *et al.* (2024) ja Taillardat *et al.* (2024) leidsid, et CO<sub>2</sub> vood saavutavad maksimumi varem kui CH<sub>4</sub> puhul, kuna CO<sub>2</sub> hingamine on peamiselt seotud fotosünteesi ja pinnasehingamisega, mis reageerivad kiiresti valguse ja õhutemperatuuri muutustele, seevastu CH<sub>4</sub> vood sõltuvad sügavamates anaeroobsetes turbakihide temperatuurist, mille tõus toimub aeglasemalt.

Töö teiseks hüpoteesiks oli, et CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> vood on mõjutatud veesügavusest. Nii aasta lõikes (joonis 5) kui ka vegetatsiooniperioodil (joonis 6) oli veetasemel oluline seos nii CO<sub>2</sub> kui ka CH<sub>4</sub>

voogudega. Samuti ilmnes karpdiagrammidest (joonis 8), et CO<sub>2</sub> vood olid suuremad kuivemates proovipunktides. Kui CO<sub>2</sub> voogude puhul esines püsivalt mõõdukas negatiivne seos, mis tähendab, et madalama veetaseme puhul esinesid tugevamad CO<sub>2</sub> vood, siis CH<sub>4</sub> voogude puhul oli mõlemal juhul positiivne korrelatsioon veetasemega. Sarnaseid veetasemega seotud seoseid on käsitletud ka mitmetes teistes teadusuuringutes nii CO<sub>2</sub> (Chivers *et al.* 2009; Lenhart, Kolka 2023; Taillardat *et al.* 2024) kui ka CH<sub>4</sub> (Strack Waddington 2007; Strack *et al.* 2014; Lawson *et al.* 2024; Taillardat *et al.* 2025) voogude osas. Samas toodi mõnedes uuringutes välja, et madalama veetasemega periood kattus vegetatsiooniperioodi kõrgajaga, mis soodustab samuti CO<sub>2</sub> hingamist, mis võib olla mõnel juhul olulisemaks teguriks (Lenhart, Kolka 2023; Taillardat *et al.* 2024). Näiteks Ratcliffe *et al.* (2020) poolt kõdusoo ökosüsteemis tehtud mõõtmised ei näidanud seost madalama veetaseme ja suurenenud CO<sub>2</sub> hingamise vahel, küll aga tuvastati seos kõrgema temperatuuri ja intensiivistunud ökosüsteemi hingamise vahel.

Katses eristusid kolm kõrgema veetasemega proovipunkti (joonis 7), millest kaks näitasid märkimisväärselt kõrgemaid CH<sub>4</sub> emissioone. See viitab, et kõrge ja püsiv veetase soosib CH<sub>4</sub> produktsiooni, võrreldes aladega, kus veetase on madalam või ajas muutlikum, sest vähendab aeroobse kihi ulatust ja säilitab metanogeneesiks soodsad anaeroobsed tingimused (Sundh *et al.* 1994). Sarnast tendentsi pidevalt üleujutatud alade ja perioodiliselt kuivade alade vahel on täheldatud erinevates ökosüsteemides. Näiteks Treat *et al.* (2015) kirjeldasid seda mustrit igikeltsa aladel, samas kui Mitch *et al.* (2013) leidsid, et boreaalsetel ja troopilistel märgaladel olid suuremad CH<sub>4</sub> vood aladel, mis olid pidevalt või perioodiliselt üleujutatud.

Kui CO<sub>2</sub> voogudel oli aasta lõikes positiivne korrelatsioon ( $r_s = 0,47$ ;  $p < 0,001$ ) (joonis 5) vee temperatuuriga, siis vegetatsiooniperioodil oluline seos puudus (joonis 6). Sarnast sessoonset käiku ökosüsteemi hingamises näitas oma töös ka Helbig *et al.* (2019), kus võrreldi viie aasta jooksul siirde- ja kõrgsoo CO<sub>2</sub> voogude muutuste seost pinnasetemperatuuriga tuues välja, et väljaspool kasvuperioodi on üheks peamiseks ökosüsteemi hingamist piiravaks teguriks temperatuur, mis mõjutab bioloogilist aktiivsust. Kuigi temperatuuritõus soodustab ökosüsteemi hingamise suurenemist ka kasvuperioodil (Updegraff *et al.* 2001; Chivers *et al.* 2009; Helbig *et al.* 2019), võivad mõnede autorite hinnangul sel perioodil varieeruvust suurendada ka teised tegurid nagu veetaseme muutused ja koosluste dünaamika (Moore, Dalva 1993; Helbig *et al.* 2019).

Ka CH<sub>4</sub> voogudel ilmses aastase käigu analüüsis statistiliselt oluline, kuigi võrreldes CO<sub>2</sub> voogudega veidi nõrgem positiivne seos vee temperatuuriga ( $r_s = 0,31$ ;  $p < 0,001$ ) (joonis 5). Erinevalt CO<sub>2</sub> voogudest, mille puhul kasvuperioodil oluline seos puudus, püsis CH<sub>4</sub> voogude ja vee temperatuuri vahel ka sel perioodil statistiliselt oluline, kuigi nõrgem korrelatsioon ( $r_s = 0,20$ ;  $p < 0,05$ ) (joonis 6). Updegraff *et al.* (2001) uuringus, kus analüüsiti 54 turbalasundist võetud monoliidi madal- ja kõrgsoodest kolmel kasvuperioodil, leiti, et kuigi temperatuur oli seotud CH<sub>4</sub> voogudega, oli voogude varieeruvus pigem seotud teiste teguritega, nagu veesügavus ja koosluse tüüp, ning see varieeruvus oli oluliselt suurem kui CO<sub>2</sub> puhul. McDonald *et al.* (1998) täheldasid, et kasvuperioodil esines CH<sub>4</sub> voogude ja temperatuuri vahel lineaarne korrelatsioon ainult kõrgsoo üleujutatud aladel. Rinne *et al.* (2018) töid välja, et kasvuperioodi alguses stimuleerib temperatuuritõus küll metanogeenset aktiivsust, kuid paralleelselt taimedelt pärit substraadi hulga suurenemisega. Samuti toetas kevadiste CH<sub>4</sub> voogude järsku tõusu CH<sub>4</sub> sisaldavate mullide eraldumine jää sulamise järel (Rinne *et al.* 2018).

Vees lahustunud hapnik näitas terve aasta mõõtmises negatiivset mõõdukat ( $r_s = -0,42$ ;  $p < 0,001$ ) seost CO<sub>2</sub> ja nõrka seost ( $r_s = -0,20$ ;  $p < 0,05$ ) CH<sub>4</sub> (joonis 5), samas kui kasvuperioodil statistiliselt olulisi seoseid ei leitud (joonis 6). Mõõdetud lahustunud hapniku kontsentratsioon vees varieerus vahemikus 0,38 kuni 13,56 mg/L, keskmise väärtusega 3,7 mg/L ja mediaanväärtusega 2,3 mg/L. See viitab heterogeensetele, enamasti hapnikuvaestele tingimustele (Ali *et al.* , 2022), millele lisandusid aeg-ajalt hapnikurikkamad perioodid (DO > 8 mg/L) (Liu *et al.* 2022), mis võimaldavad perioodiliselt nii aeroobsete kui ka anaeroobsete mikroorganismide elutegevust. Tulemused viitavad, et perioodidel, mil CH<sub>4</sub> difusiooni roll CH<sub>4</sub> tootmisel on olulisem, mõjutavad metanotroopsed bakterid tõenäoliselt rohkem CH<sub>4</sub> emissioone (Sun *et al.* 2012), kuid CO<sub>2</sub> tootmises ei pruukinud aeroobsed protsessid olla domineerivad (Tokarz, Urban 2015).

Teiste radade tähtsust CO<sub>2</sub> tekkel toetab ka aastases käigus tugevalt ( $r_s = -0,57$ ;  $p > 0,001$ ) kui ka kasvuperioodil mõõdukalt ( $r_s = -0,47$ ;  $p > 0,001$ ) negatiivne seos CO<sub>2</sub> voogude ja redokspotentsiaali vahel. Ka redokspotentsiaali puhul oli näha suurt varieeruvust (3,93–499 mV) anaeroobsete ja aeroobsete keskkonna vahel, jäädes üldiselt siiski hapnikuvaeseks (mediaanväärtus 333,3 mV), mis soodustavad hapniku asemel teiste elektronakseptorite kasutamist (Tokarz, Urban 2015).

CO<sub>2</sub> voogude ja elektrijuhtivuse vahel esines aastaste andmete lõikes tugev positiivne korrelatsioon ( $r_s = 0,54$ ;  $p < 0,001$ ) ning kasvuperioodil mõõdukas positiivne korrelatsioon ( $r_s = 0,31$ ;  $p < 0,001$ ). Samuti esines elektrijuhtivuse ja veesügavuse vahel tugev negatiivne seos nii kogu aasta ( $r_s = -0,50$ ;  $p < 0,001$ ) kui ka vegetatsiooniperioodi ( $r_s = -0,31$ ;  $p < 0,001$ ) andmetes. Uuritava ala elektrijuhtivuse väärtused olid üldiselt madalad jäädes vahemikku 0,8–113  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ka Verla *et al.* (2021) uuringus, mis käsitles sarnase elektrijuhtivusega märgala mulla CO<sub>2</sub> emissioone ja erinevaid füüsikalisi-keemilisi tegureid, leiti mõõdukas positiivne seos elektrijuhtivuse ja CO<sub>2</sub> voogude vahel ( $r = 0,304$ ), mis viitab sellele, et mulla CO<sub>2</sub> vood võivad olla mitmete keskkonnategurite koosmõju tulemus. Kuigi katsetulemused viitasid samasuunalistele trendidele, tuleb arvestada võimalusega, et elektrijuhtivuse ja CO<sub>2</sub> voogude vaheline seos võib olla tingitud kaudsetest teguritest, nagu veetaseme langus, mis suurendab lahustunud ainete kontsentratsiooni (Hem 1985) ja võib soodustada CO<sub>2</sub> vabanemist atmosfääri (Kahlori *et al.* 2024).

Vee pH ja CO<sub>2</sub> voogude vahel esines nii statistiliselt oluline, kuid nõrk seos kogu aasta lõikes ( $r_s = 0,25$ ;  $p < 0,01$ ) (joonis 5) kui mõõdukas seos kasvuperioodil (joonis 6) ( $r_s = 0,39$ ;  $p < 0,001$ ), viidates võimalikule seosele pH tõusu ja suurenenud CO<sub>2</sub> voogude vahel. Ka teised autorid on leidnud positiivse seose sooladel vee pH ja CO<sub>2</sub> voogude vahel (Aerts, Caluwe 1999; Yang *et al.* 2025), sealjuures Yang *et al.* (2025) tõid välja, et soo kuivendamisel muutus pinnas aluseliseks, mis soodustas aeroobsete bakterite aktiivsust.

Joonistel 2 ja 7 ilmneb, et visuaalsel hinnangul on perioodiliselt kuivemal alal suuremate tuppvillpea katvusega ES-D3 ja ES-D5 suurimad CH<sub>4</sub> vood, samas kui samuti taimestatud, kuid peamiselt jõhvikaga kaetud ES-D4 puhul jäid vood madalamateks. Ka kirjanduses on leitud, et taimeliigid mõjutavad CH<sub>4</sub> emissioone erinevalt, sõltuvalt nende füsioloogilistest omadustest (Goud *et al.* 2022) ja kasvukeskkonnast (Frenzel, Rudolph 1998) ning graminoide, nagu tarnad või villpead, peetakse üldiselt märgaladel suuremateks CH<sub>4</sub> emiteerijateks (Bhullar *et al.* 2013; Frenzel, Rudolph 1998; Greenup *et al.* 2000; Marinier *et al.* 2004). Kindlasti tasuks taimkatte ja CH<sub>4</sub> voogude seoseid Ess-soos uurida, kui ala on rohkem taimestunud.

Mullaproovides oli mõõdukas negatiivne korrelatsioon mulla üldsüsiniku ja üldlämmastiku sisalduse ja kasvuperioodi CH<sub>4</sub> emissiooni mediaanväärtuste vahel (joonis 12). Varasemates uuringutes on leitud CH<sub>4</sub> voogudel positiivseid seoseid nii turbamullas lahustunud orgaanilise

süsiniku kui ka lahustunud lämmastikuühendite (Aerts, Caluve 1999; Luo *et al.* 2022) ja üldlämmastikuga (Aerts, Caluve 1999). Sealjuures töid Aerts ja Galuve (1999) välja, et CH<sub>4</sub> on märgatavalt tundlikumad mullaviljakusele ja lämmastikusisaldusele kui CO<sub>2</sub>. Nykänen *et al.* (2002) töid välja, et lämmastiku lisamise mõju CH<sub>4</sub> tootmisele katsealal sõltus alal kasvavatest taimeliikidest. Eriti oli CH emissiooni suurenemine seotud lämmastiku lisamisele järgnenud tuppvillpeade arvukuse kasvuga (Nykänen *et al.* 2002). Yavitt *et al.* (1987) leidsid, et pinnapealsed kihid ei mänginud olulist rolli metanogeneesis, samas kui sügavamad kihid — kus valitsevad püsivalt anaeroobsed tingimused ja orgaaniline aine on mikroobidele kättesaadavamal kujul — mõjutasid oluliselt CH<sub>4</sub> tootmist. Kuna antud katse proovid olid võetud pigem pinna lähedalt ning ainult vegetatsiooniperioodi lõpus, tasuks ala mulla parameetrite seoste täiendavaks uurimiseks võtta proove ka sügavamalt ja erinevatel aegadel vegetatsiooniperioodi jooksul.

Katse tulemustest nähtub, et CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> vood märgaladel ei allu lihtsale, ühe lineaarse teguri põhisele seletusele, vaid kujunevad välja erinevate ajalis-ruumiliselt muutuvate tegurite koosmõjul. Kui mõlema gaasi vood järgnesid sarnasele hooajalisele muustrile ning olid aasta lõikes positiivselt seotud vee temperatuuriga, siis teiste keskkonnaparameetrite osas erinesid tulemused rohkem. Töös esitatud esimene hüpotees, et mõlema gaasi vood erinevad vegetatsiooniperioodil ja puhkeperioodil, leidis kinnitust: mõlema gaasi vood olid vegetatsiooniperioodil oluliselt kõrgemad ( $p < 2 \times 10^{-16}$ ). Teine hüpotees, et mõlema gaasi emissioonid on mõjutatud vee sügavusest, leidis samuti kinnitust. Mõlema gaasi puhul ilmnes mõõdukas korrelatsioon veetasemega, kuid mõju suund ja tugevus olid erinev. CH<sub>4</sub> vood suurenesid sügavama vee korral ning olid mõõdukas, kuid veidi tugevamas seoses veetasemega, samas kui CO<sub>2</sub> puhul esines puhul ilmnes samuti mõõdukas, kuid vastassuunaline seos – suuremad vood esinesid madalama veetasemega aladel. CO<sub>2</sub> vood olid lisaks seotud mitmete vee keemiliste parameetritega (pH, ORP, DO, EC), CH<sub>4</sub> puhul ilmnesid mõõdukad negatiivsed seosed mulla üldsüsiniku ja -lämmastikusisaldusega ning võimalik seos taimkatte tüübiga. Kuigi üldiselt oli uuring edukas, oleks soovitatav jätkata mõõtmisi ka järgmistel aastatel, et jälgida aastatevahelist muutlikkust ning hinnata, kuidas taastumisprotsess ja keskkonnategurite mõju ajas muutuvad. Mulla parameetrite ning CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude vaheliste seoste täpsemaks hindamiseks tasub järgmistel aastatel kaaluda mullaproovide võtmist erinevatel sügavustelt ja erinevatel aegadel vegetatsiooniperioodi jooksul. Samuti tasub tulevikus, kui ala on hilisematel aastatel ulatuslikumalt taimestunud, uurida seoseid

CH<sub>4</sub> voogude ja taimkatte vahel ning kaaluda ala taastumise kiirendamiseks taimkatte taastamist turbasamblaga.

## KOKKUVÕTE

Jääksoode taastamise üks peamisi eesmärke on vähendada ala süsinikuheidet, suurendades nii otseselt jääkturba mineraliseerumisel lenduva CO<sub>2</sub> sidumist, aga ka vähendades lahustunud orgaanilise süsiniku ärakannet ja minimeerides turbapõlengute riski (IPCC 2013).

Uuringu tulemused näitasid, et CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> vood märgaladel ei allu lihtsale, ühe lineaarse teguri põhisele seletusele, vaid kujunevad välja erinevate ajalis-ruumiliselt muutuvate tegurite koosmõjul. Kui voogude sesoonsed mustrid olid sarnased ning mõlema gaasi vooge mõjutas aasta lõikes positiivselt vee temperatuur, siis CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> voogude seosed teiste keskkonnaparameetritega erinesid omavahel rohkem. Kuigi nii CH<sub>4</sub> ka CO<sub>2</sub> voogudel oli mõõdukas seos vee sügavusega nii terve aasta tulemustes kui ka vegetatsiooniperioodil, olid nende mustrid vastassuunalised – CH<sub>4</sub> vood suurenesid sügavama vee korral, samas kui CO<sub>2</sub> vood olid suuremad madalama veetasemega aladel. Kui CO<sub>2</sub> voogudel olid mõõdukad kui tugevad seosed erinevate vee füüsikalise-keemiliste parameetritega (DO, EC, ORP, pH), siis CH<sub>4</sub> voogude puhul tulid välja mõõdukad negatiivsed seosed mulla parameetritega (N, C).

Uuringu tulemused näitasid, et taastatud jääksoodes on CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> vood ajalis-ruumiliselt varieeruvad, mis viitab nende sõltuvusele erinevatest keskkonnateguritest. Taimkatte mõju jäi käesolevas uuringus piiratud andmestiku tõttu ebaselgeks, kuid visuaalsed vaatlused näitasid, et CH<sub>4</sub> vood olid suuremad vaid neis taimkattega proovipunktides, kus esines rohkem tupp-villpead. Seega võiks tulevikus taastamisprojektides toetada taimkatte taastumist turbasamblaga, et suurendada CO<sub>2</sub> sidumist, eriti kuivematel aladel. Samuti on vajalik alal jätkata mitmekesisest seiret, et paremini mõista taastumise kulgu ja seda mõjutavaid tegureid.

# Heterogeneity of Methane Fluxes in Rewetted Peatlands and Their Environmental Drivers

Kirke Kasak

## Summary

Although peatlands cover only 3% of the land surface (Xu *et al.* 2018; Vitt, Short 2020; Mander *et al.* 2025), they are important natural carbon sinks, storing up to a third of terrestrial soil carbon (Dargie *et al.* 2017, Rafat *et al.* 2021). According to the United Nations Environment Programme (2022), 46.4% of European peatlands have been degraded by human activities. In Estonia, abandoned peat extraction areas – so-called cutaway peatlands – cover approximately 9,800 ha (Lode *et al.* 2015). In addition to biodiversity loss associated with peat extraction (Ilomets 2011) and the degradation of surrounding areas (Paal *et al.* 2011<sup>b</sup>), the transformation of peatlands into cutaway peatlands increases greenhouse gas emissions from these sites (Leifeld, Menichetti 2018; Kalhori *et al.* 2024; Mander *et al.* 2025).

Raising the water level is considered one of the most important methods for reducing greenhouse gas fluxes from cutaway peatlands (IPCC 2013; Günther *et al.* 2020; Kalhori *et al.* 2024). The main benefit of this approach lies in the significant increase in CO<sub>2</sub> sequestration and storage (Leifeld, Menichetti 2017; Günther *et al.* 2020) and in significant reduction in fire risks, which outweighs the negative impact of potentially increased CH<sub>4</sub> fluxes (Günther *et al.* 2020). Previous studies have shown that greenhouse gas fluxes in peatlands are influenced by other environmental factors in addition to water level, such as water temperature, pH and plant community composition (Abdalla *et al.* 2016).

Data were collected throughout 2024 every two weeks from 12 sampling plots established in the rewetted cutaway peatland experimental site of Ess-soo, where CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes were measured using the closed chamber method. Water parameters such as depth, temperature, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), pH and oxidation-reduction potential (ORP) were also measured at each point, where possible, and soil samples were collected once at the end of the growing season, from which the content of various soil parameters such as carbon (C), nitrogen (N), dissolved organic carbon (DOC), dissolved inorganic carbon (DIC), dissolved carbon (DC), and dissolved nitrogen (DN) was analyzed. Statistical analyses included Spearman correlation,

linear regression, permutation tests and generalized additive models (GAM), conducted using the RStudio software (version 2024.12.1).

The results of the experiment show that CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in peatlands cannot be explained by a single linear factor, but rather emerge from the combined influence of multiple temporally and spatially variable factors. While the seasonal patterns of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes were similar and both were influenced by water temperature over the course of the year, more notable differences emerged in relation to other environmental parameters. Although both CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes showed a moderate correlation with water depth in the full-year dataset as well as during the growing season, the patterns were opposite — CH<sub>4</sub> fluxes increased in areas with deeper water, whereas CO<sub>2</sub> fluxes were higher in areas with shallower water levels. Furthermore, CO<sub>2</sub> fluxes exhibited moderate to strong correlations with various physicochemical water parameters (DO, EC, ORP, pH), whereas CH<sub>4</sub> fluxes showed moderate negative correlations with some soil parameters (N, C).

## **Tänuavaldused**

Käesoleva töö autor soovib tänada oma juhendajaid, Kuno Kasakut ja Isaac Okitit, suure toetuse, töö käigus jagatud inspiratsiooni ning kaasamõtlemiss eest. Autor soovib tänada keskkonnatehnoloogia töörühma liikmeid, eriti Ilona Tamme, Mihkel Pindust ja Kadir Yildiz'i, kes toetasid väljaõppega katsealal ja heade nõuannetega lõputöö kirjutamise ajal. Autor soovib tänada oma abikaasat ja teisi pereliikmeid mõistva suhtumise ja toe eest töö kirjutamise ajal.

Käesoleva uurimistöo läbiviimist on toetanud Eesti Teadusagentuur (grant nr PSG714), Haridus- ja Teadusministeerium (Kestliku maakasutuse tippkeskus ehk FutureScapes (TK232) ning Euroopa Komisjon (REWET projekt, grant nr 101056804).

## KASUTATUD KIRJANDUS

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü. and Smith, P. 2016. Emissions of methane from northern peatlands: A review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, **6**(19), 7080–7102, <https://doi.org/10.1002/ece3.2469>.
- Aerts, R. and De Caluwe, H. 1999. Nitrogen Deposition Effects on Carbon Dioxide and Methane Emissions from Temperate Peatland Soils. *Oikos*, **84**(1), 44, <https://doi.org/10.2307/3546865>.
- Ali, B. A. and Mishra, A. 2022. Effects of dissolved oxygen concentration on freshwater fish: A review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **10**(4), 113–127, <https://doi.org/10.22271/fish.2022.v10.i4b.2693>.
- Allan, J. M., Guêné-Nanchen, M., Rochefort, L., Douglas, D. J. T. and Axmacher, J. C. 2024. Meta-analysis reveals that enhanced practices accelerate vegetation recovery during peatland restoration. *Restoration Ecology*, **32**(3), e14015, <https://doi.org/10.1111/rec.14015>.
- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S. and Anderson, P. 2017. An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, **25**(2), 271–282, <https://doi.org/10.1111/rec.12415>.
- Andersen, R., Grasset, L., Thormann, M. N., Rochefort, L. and Francez, A.-J. 2010. Changes in microbial community structure and function following Sphagnum peatland restoration. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**(2), 291–301, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.11.006>.
- Armentano, T. V. and Menges, E. S. 1986. Patterns of Change in the Carbon Balance of Organic Soil-Wetlands of the Temperate Zone. *The Journal of Ecology*, **74**(3), 755, <https://doi.org/10.2307/2260396>.
- Bhullar, G. S., Edwards, P. J. and Olde Venterink, H. 2014. Influence of Different Plant Species on Methane Emissions from Soil in a Restored Swiss Wetland. *PLoS ONE*, **9**(2), e89588, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089588>.
- Blodau, C. 2002. Carbon cycling in peatlands: A review of processes and controls. *Environmental Reviews*, **10**(2), 111–134, <https://doi.org/10.1139/a02-004>.
- Brown, M. G., Humphreys, E. R., Moore, T. R., Roulet, N. T. and Lafleur, P. M. 2014. Evidence for a nonmonotonic relationship between ecosystem-scale peatland methane emissions and water table depth. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **119**(5), 826–835, <https://doi.org/10.1002/2013JG002576>.
- Bueno De Mesquita, C. P., Wu, D. and Tringe, S. G. 2023. Methyl-Based Methanogenesis: An Ecological and Genomic Review. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, **87**(1), e00024-22, <https://doi.org/10.1128/mmb.00024-22>.
- Chivers, M. R., Turetsky, M. R., Waddington, J. M., Harden, J. W. and McGuire, A. D. 2009. Effects of Experimental Water Table and Temperature Manipulations on Ecosystem CO<sub>2</sub> Fluxes in an Alaskan Rich Fen. *Ecosystems*, **12**(8), 1329–1342, <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9292-y>.

- Conrad, R. 2020. Methane Production in Soil Environments—Anaerobic Biogeochemistry and Microbial Life between Flooding and Desiccation. *Microorganisms*, **8**(6), 881, <https://doi.org/10.3390/microorganisms8060881>.
- Couch, S. P., Bray, A. P., Ismay, C., Chasnovski, E., Baumer, B. S. and Çetinkaya-Rundel, M. 2025. infer: Tidy Statistical Inference. R package version 1.0.8, <https://CRAN.R-project.org/package=infer> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Dargie, G. C., Lewis, S. L., Lawson, I. T., Mitchard, E. T. A., Page, S. E., Bocko, Y. E. and Ifo, S. A. 2017. Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. *Nature*, **542**(7639), 86–90, <https://doi.org/10.1038/nature21048>.
- Demirel, B. and Scherer, P. 2008. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: A review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **7**(2), 173–190, <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>.
- Evans, C. D., Peacock, M., Baird, A. J., Artz, R. R. E., Burden, A., Callaghan, N., Chapman, P. J., Cooper, H. M., Coyle, M., Craig, E., Cumming, A., Dixon, S., Gauci, V., Grayson, R. P., Helfter, C., Heppell, C. M., Holden, J., Jones, D. L., Kaduk, J. and Morrison, R. 2021. Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, **593**(7860), 548–552, <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03523-1>.
- Fechner-Levy, E. J. and Hemond, H. F. 1996. Trapped methane volume and potential effects on methane ebullition in a northern peatland. *Limnology and Oceanography*, **41**(7), 1375–1383, <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.7.1375>.
- Finlayson, C. M. and Milton, G. R. 2018. Peatlands (Finlayson, C. M., Milton, G. R., Prentice, R. C. and Davidson, N. C. eds.). *The Wetland Book* (pp. 227–244). Springer Netherlands, [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3\\_202](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3_202).
- Flanagan, L. B. and Syed, K. H. 2011. Stimulation of both photosynthesis and respiration in response to warmer and drier conditions in a boreal peatland ecosystem: peatland carbon dioxide exchange. *Global Change Biology*, **17**(7), 2271–2287, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02378.x>.
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., Kaplan, J. O., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Minayeva, T., Hugelius, G., Joosten, H., Barthelmes, A., Prigent, C., Aires, F., Hoyt, A. M., Davidson, N., Finlayson, C. M., Lehner, B. and McIntyre, P. B. 2023. Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, **614**(7947), 281–286, <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>.
- Frenzel, P. and Rudolph, J. 1998. Methane emission from a wetland plant: the role of CH<sub>4</sub> oxidation in *Eriophorum*. *Plant and Soil*, **202**(1), 27–32, <https://doi.org/10.1023/A:1004348929219>.
- Gan, D., Zhang, Z., Li, H., Yu, D., Li, Z., Long, R., Niu, S., Zuo, H., Meng, X., Wang, J. and Ma, L. 2024. Ditch emissions partially offset global reductions in methane emissions from peatland drainage. *Communications Earth Environment*, **5**(1), 640, <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01818-5>.
- Gearey, B., Bermingham, N., Chapman, H., Charman, D., Fletcher, W., Fyfe, R. and Van de Noort, R. 2010. Peatlands and the historic environment. *Scientific Review, International Union for the Conservation of Nature, Edinburgh, UK*.

- Girkin, N. T., Turner, B. L., Ostle, N., Craigon, J. and Sjögersten, S. 2018. Root exudate analogues accelerate CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production in tropical peat. *Soil Biology and Biochemistry*, **117**, 48–55, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.008>.
- González, E. and Rochefort, L. 2019. Declaring success in Sphagnum peatland restoration: Identifying outcomes from readily measurable vegetation descriptors. *Mires and Peat*, **24**, 1–16, <https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.305>.
- Granath, G., Moore, P. A., Lukenbach, M. C. and Waddington, J. M. 2016. Mitigating wildfire carbon loss in managed northern peatlands through restoration. *Scientific Reports*, **6**(1), 28498, <https://doi.org/10.1038/srep28498>.
- Green, S. M. and Baird, A. J. 2012. A mesocosm study of the role of the sedge *Eriophorum angustifolium* in the efflux of methane—Including that due to episodic ebullition — from peatlands. *Plant and Soil*, **351**(1–2), 207–218, <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0945-1>.
- Greenup, A. L. 2000. The role of *Eriophorum vaginatum* in CH<sub>4</sub> flux from an ombrotrophic peatland. *Plant and Soil*, **227**(1/2), 265–272, <https://doi.org/10.1023/A:1026573727311>.
- Gross, M. 2023. Powerful peatlands. *Current Biology*, **33**(21), R1127–R1129, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.10.025>.
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F. and Couwenberg, J. 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, **11**(1), 1644, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>.
- Harrell, F. E. Jr. and Dupont, C. 2025. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 5.2-3, <https://cran.r-project.org/web/packages/Hmisc/index.html> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Hastie, T. 2024. Generalized Additive Models. R package version 1.22-5. CRAN, <https://cran.r-project.org/web/packages/gam/gam.pdf> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Hem, J. D. 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water *USGS Publications Warehouse*. (Report 2254; 3rd ed., Water Supply Paper), <https://doi.org/10.3133/wsp2254>.
- Henry, L. and Wickham, H. 2025. rlang: Functions for Base Types and Core R and 'Tidyverse' Features (R package version 1.1.6), <https://CRAN.R-project.org/package=rlang> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Heathwaite, A. L. 1993. Disappearing Peat-Regenerating Peat? The Impact of Climate Change on British Peatlands. *The Geographical Journal*, **159**(2), 203, <https://doi.org/10.2307/3451411>.
- Helbig, M., Humphreys, E. R. and Todd, A. 2019. Contrasting Temperature Sensitivity of CO<sub>2</sub> Exchange in Peatlands of the Hudson Bay Lowlands, Canada. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **124**(7), 2126–2143, <https://doi.org/10.1029/2019JG005090>.
- Horn, M. A., Matthies, C., Küsel, K., Schramm, A. and Drake, H. L. 2003. Hydrogenotrophic Methanogenesis by Moderately Acid-Tolerant Methanogens of a Methane-Emitting Acidic Peat. *Applied and Environmental Microbiology*, **69**(1), 74–83, <https://doi.org/10.1128/AEM.69.1.74-83.2003>.

- Huang, X. and Rein, G. 2014. Smouldering combustion of peat in wildfires: Inverse modelling of the drying and the thermal and oxidative decomposition kinetics. *Combustion and Flame*, **161**(6), 1633–1644, <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2013.12.013>.
- Huang, X. and Rein, G. 2015. Computational study of critical moisture and depth of burn in peat fires. *International Journal of Wildland Fire*, **24**(6), 798, <https://doi.org/10.1071/WF14178>.
- Iloomets, M. 2011. Kogemusi Eestist (Paal, J., koost.). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 141–149.
- Joabsson, A. and Christensen, T. R. 2001. Methane emissions from wetlands and their relationship with vascular plants: An Arctic example. *Global Change Biology*, **7**(8), 919–932, <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2001.00044.x>.
- Joosten, H. and Clarke, D. 2002<sup>a</sup>. Introduction. *Wise use of mires and peatlands*. International mire conservation group and international peat society, 304, pp. 18–23.
- Joosten, H. and Clarke, D. 2002<sup>b</sup>. Mires and peatlands. *Wise use of mires and peatlands*. International mire conservation group and international peat society, 304, pp. 24–44.
- Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J. and Smith, P. 2016. The role of peatlands in climate regulation (Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. and Stoneman, R., eds.). *Peatland Restoration and Ecosystem Services* (1st ed., pp. 63–76). Cambridge University Press, <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.005>.
- Kalhari, A., Wille, C., Gottschalk, P., Li, Z., Hashemi, J., Kemper, K. and Sachs, T. 2024. Temporally dynamic carbon dioxide and methane emission factors for rewetted peatlands. *Communications Earth Environment*, **5**(1), 62, <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01226-9>.
- Karofeld, E. 2011. Kogemusi maailmast (Paal, J., koost.). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 120–122.
- Kim, J., Rochefort, L., Hogue-Hugron, S., Alqulaiti, Z., Dunn, C., Pouliot, R., Jones, T. G., Freeman, C. and Kang, H. 2021. Water Table Fluctuation in Peatlands Facilitates Fungal Proliferation, Impedes Sphagnum Growth and Accelerates Decomposition. *Frontiers in Earth Science*, **8**, 579329, <https://doi.org/10.3389/feart.2020.579329>.
- Knorr, K.-H., Glaser, B. and Blodau, C. 2008. Fluxes and <sup>13</sup>C isotopic composition of dissolved carbon and pathways of methanogenesis in a fen soil exposed to experimental drought. *Biogeosciences*, **5**(5), 1457–1473, <https://doi.org/10.5194/bg-5-1457-2008>.
- Krüger, M., Eller, G., Conrad, R. and Frenzel, P. 2002. Seasonal variation in pathways of CH<sub>4</sub> production and in CH<sub>4</sub> oxidation in rice fields determined by stable carbon isotopes and specific inhibitors. *Global Change Biology*, **8**(3), 265–280, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00476.x>.
- 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, <https://doi.org/10.1093/aob/mcp201>.

- Lai, D. Y. F. 2009. Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review. *Pedosphere*, **19**(4), 409–421, [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)00003-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)00003-4).
- Leifeld, J. and Menichetti, L. 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, **9**(1), 1071, <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>.
- LI-COR Biosciences. 2025. LI-7810 CH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O Trace Gas Analyzer. Lincoln, Nebraska, USA: LI-COR Biosciences, <https://www.licor.com/env/products/trace-gas/LI-7810> (viimati vaadatud 24.05.2025)
- Liu, Y. and Whitman, W. B. 2008. Metabolic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of the Methanogenic Archaea. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1125**(1), 171–189, <https://doi.org/10.1196/annals.1419.019>.
- Liu, H., Wrage-Mönnig, N. and Lennartz, B. 2020. Rewetting strategies to reduce nitrous oxide emissions from European peatlands. *Communications Earth Environment*, **1**(1), 17, <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00017-2>.
- Liu, S., He, G., Fang, H., Xu, S. and Bai, S. 2022. Effects of dissolved oxygen on the decomposers and decomposition of plant litter in lake ecosystem. *Journal of Cleaner Production*, **372**, 133837, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133837>.
- Lindsay, R. 2016. Peatland classification (Finlayson, C. M., Milton, G. R., Prentice, R. C. and Davidson, N. C., eds.). *The Wetland Book: I: Structure and Function, Management, and Methods* (pp. 1–14). Springer, [https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8\\_341-1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8_341-1).
- Lode, E. 2011. Jääksoode tüübid ja arengusuunad (Paal, J., koost.). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 48–53.
- Lode, E., Sepp, K., Truus, L., Ilomets, M., Pajula, R. 2015. Korrastatavate jääksoode valik. Tallinna Ülikool, Ökoloogia Instituut, <https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Aruanne%20korrastatavad%20j%C3%A4%C3%A4ksood.pdf> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Lourenco, M., Fitchett, J. M. and Woodborne, S. 2023. Peat definitions: A critical review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, **47**(4), 506–520, <https://doi.org/10.1177/03091333221118353>.
- Luo, L., Yu, J., Zhu, L., Gikas, P., He, Y., Xiao, Y., Deng, S., Zhang, Y., Zhang, S., Zhou, W. and Deng, O. (2022). Nitrogen addition may promote soil organic carbon storage and CO<sub>2</sub> emission but reduce dissolved organic carbon in Zoige peatland. *Journal of Environmental Management*, **324**, 116376, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116376>.
- Lyu, Z., Shao, N., Akinyemi, T. and Whitman, W. B. 2018. Methanogenesis. *Current Biology*, **28**(13), R727–R732, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.05.021>.
- Mander, Ü., Espenberg, M., Melling, L. and Kull, A. 2023. Peatland restoration pathways to mitigate greenhouse gas emissions and retain peat carbon. *Biogeochemistry*, **167**(4), 523–543, <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01103-1>.
- Mander, Ü., Öpik, M. and Espenberg, M. 2025. Global peatland greenhouse gas dynamics: State of the art, processes, and perspectives. *New Phytologist*, **246**(1), 94–102, <https://doi.org/10.1111/nph.20436>.

- Marinier, M., Glatzel, S. and Moore, T. R. 2004. The role of cotton-grass (*Eriophorum vaginatum*) in the exchange of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> at two restored peatlands, eastern Canada. *Écoscience*, **11**(2), 141–149, <https://doi.org/10.1080/11956860.2004.11682818>.
- Masing, V. 1975. Mire typology of the Estonian S.S.R. (L. Laasimer, ed.). *Some aspects of botanical research in the Estonian S.S.R.* Academy of Sciences of the Estonian S.S.R., Tartu, pp. 123-138.
- Masing, V. 1988. Soode mõiste, levik ja väärtus (Valk, U, koost.), *Eesti sood*. Valgus, lk 7-21.
- Mckenzie, J. M., Siegel, D. I. and Rosenberry, D. O. 2013. Improving Conceptual Models of Water and Carbon Transfer Through Peat (Baird, A. J., Belyea, L. R., Comas, X., Reeve, A. S. and Slater, L. D. eds.). *Geophysical Monograph Series* (pp. 265–275). American Geophysical Union, <https://doi.org/10.1029/2008GM000821>.
- Mickler, R. A. 2021. Carbon emissions from a temperate coastal peatland wildfire: Contributions from natural plant communities and organic soils. *Carbon Balance and Management*, **16**(1), 26, <https://doi.org/10.1186/s13021-021-00189-0>.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., Jørgensen, S. E. and Brix, H. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, **28**(4), 583–597, <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>.
- Montanarella, L., Jones, R. J. A. and Hiederer, R. 2006. The distribution of peatland in Europe. *Mires and Peat*, **1**(1), Article 1, <http://www.mires-and-peat.net/pages/volumes/map01/map0101.php> (viimati vaadatud 12.05.2025).
- Moore, T. R. and Knowles, R. 1989. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Canadian Journal of Soil Science*, **69**(1), 33–38, <https://doi.org/10.4141/cjss89-004>.
- Moore, T. R. and Dalva, M. 1993. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *Journal of Soil Science*, **44**(4), 651–664, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb02330.x>.
- Nychka, D., Furrer, R., Paige, J. and Sain, S. 2021. fields: Tools for spatial data. R package version 16.3.1, <https://github.com/dnychka/fieldsRPackage> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Nykänen, H., Vasander, H., Huttunen, J. T. and Martikainen, P. J. 2002. Effect of experimental nitrogen load on methane and nitrous oxide fluxes on ombrotrophic boreal peatland. *Plant and Soil*, **242**(1), 147–155, <https://doi.org/10.1023/a:1019658428402>.
- Orru, M., Paal, J., Niitlaan, E. 2011. Turba kaevandamine (Paal, J. (koost.)). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 28–34.
- Paal, J. 2011<sup>a</sup>. Kuidas sood tekivad? (Paal, J., koost.)). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 10–14.
- Paal, J. 2011<sup>b</sup>. Milliseid soid meil esineb? (Paal, J., koost.)). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 14–18.
- Paal, J. 2011<sup>c</sup>. Sissejuhatus (Paal, J., koost.)). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 6–7.

- Paal, J. 2011<sup>d</sup>. Soode kuivendamine Eestis (Paal, J., koost.). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 21–22.
- Paal, J., Lode, E. 2011. Meetmed jääksoode taimestumise kiirendamiseks (Paal, J., koost.). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 67.
- Paal, J., Leiner, E., Paal, T., Triisberg, T. 2011<sup>a</sup>. Frees-jääksoode taimestumine (Paal, J., koost.). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 57–67.
- Paal, J., Lode, E., Triisberg, T. 2011<sup>b</sup>. Jääksoo ja turba jääklasund (Paal, J., koost.). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu, lk 43–48.
- Paal, J. (2013). Eesti märgalad (Paal, J., Leibak, E., koost.). *Eesti soode seisund ja kaitstus*. Tartu, lk 31–46.
- Paal, J., Ilomets, M., Karofeld, E., Truus, L., Leibak, E., Lode, E., Pajula, R., Pikka, J., Kull, A. 2014. Korrastatavate jääksoode valik ja korrastamise tulemuste hindamine: metoodiline juhend. Tallinna Ülikool, Ökoloogia Instituut. [https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/jaaksoode\\_hindamise\\_metoodika\\_140516\\_loplik.pdf](https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/jaaksoode_hindamise_metoodika_140516_loplik.pdf) (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Pedersen, T. L. 2024. Patchwork. R package version 1.3.0, <https://patchwork.data-imaginist.com> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Rewet. 2024. OL4 – Estonia, <https://www.rewet-he.eu/open-labs/ol4-estonia> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Schloerke, B., Cook, D., Larmarange, J., Briatte, F., Marbach, M., Thoen, E., Elberg, A., Crowley, J., Toomet, O., Hofmann, H. and Wickham, H. 2024. GGally: Extension to 'ggplot2'. R package version 2.2.1, <https://CRAN.R-project.org/package=GGally> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Spinu, V., Grolemond, G. and Wickham, H. 2024. lubridate: Make Dealing with Dates a Little Easier. R package version 1.9.4, <https://CRAN.R-project.org/package=lubridate> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Price, J. S. 1996. Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, québec. *Hydrological Processes*, **10**(10), 1263–1272, [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199610\)10:10<1263::AID-HYP458>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199610)10:10<1263::AID-HYP458>3.0.CO;2-1).
- Rafat, A., Rezaeehad, F., Quinton, W. L., Humphreys, E. R., Webster, K. and Van Cappellen, P. 2021. Non-growing season carbon emissions in a northern peatland are projected to increase under global warming. *Communications Earth Environment*, **2**(1), 111, <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00184-w>.
- Ratcliffe, J. L., Campbell, D. I., Schipper, L. A., Wall, A. M. and Clarkson, B. R. 2020. Recovery of the CO<sub>2</sub> sink in a remnant peatland following water table lowering. *Science of The Total Environment*, **718**, 134613, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134613>.
- Rein, G. and Huang, X. 2021. Smouldering wildfires in peatlands, forests and the arctic: Challenges and perspectives. *Current Opinion in Environmental Science Health*, **24**, 100296, <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100296>.

- Reumer, M., Harnisz, M., Lee, H. J., Reim, A., Grunert, O., Putkinen, A., Fritze, H., Bodelier, P. L. E. and Ho, A. 2018. Impact of Peat Mining and Restoration on Methane Turnover Potential and Methane-Cycling Microorganisms in a Northern Bog. *Applied and Environmental Microbiology*, **84**(3), e02218-17, <https://doi.org/10.1128/AEM.02218-17>.
- Riigi Teataja. 2010. Ess-soo maastikukaitseala kohaliku omavalitsuse tasandil kaitse alla võtmise ja Ess-soo maastikukaitseala kaitse-eeskiri, <https://www.riigiteataja.ee/akt/428122023032> (viimati vaadatud 11.05.2025).
- Rinne, J., Tuittila, E., Peltola, O., Li, X., Raivonen, M., Alekseychik, P., Haapanala, S., Pihlatie, M., Aurela, M., Mammarella, I. and Vesala, T. 2018. Temporal Variation of Ecosystem Scale Methane Emission From a Boreal Fen in Relation to Temperature, Water Table Position, and Carbon Dioxide Fluxes. *Global Biogeochemical Cycles*, **32**(7), 1087–1106, <https://doi.org/10.1029/2017GB005747>.
- Strack, M., Kellner, E. and Waddington, J. M. 2005. Dynamics of biogenic gas bubbles in peat and their effects on peatland biogeochemistry. *Global Biogeochemical Cycles*, **19**(1), 2004GB002330, <https://doi.org/10.1029/2004GB002330>.
- Strack, M. and Waddington, J. M. 2007. Response of peatland carbon dioxide and methane fluxes to a water table drawdown experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, **21**(1), 2006GB002715., <https://doi.org/10.1029/2006GB002715>.
- Strack, M., Keith, A. M. and Xu, B. 2014. Growing season carbon dioxide and methane exchange at a restored peatland on the Western Boreal Plain. *Ecological Engineering*, **64**, 231–239., <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.013>.
- Sun, X., Song, C., Guo, Y., Wang, X., Yang, G., Li, Y., Mao, R. and Lu, Y. 2012. Effect of plants on methane emissions from a temperate marsh in different seasons. *Atmospheric Environment*, **60**, 277–282, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.051>.
- Sundh, I., Nilsson, M., Granberg, G. and Svensson, B. H. 1994. Depth distribution of microbial production and oxidation of methane in northern boreal peatlands. *Microbial Ecology*, **27**(3), <https://doi.org/10.1007/BF00182409>.
- Zalman, C. A., Meade, N., Chanton, J., Kostka, J. E., Bridgham, S. D. and Keller, J. K. 2018. Methylophilic methanogenesis in Sphagnum-dominated peatland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **118**, 156–160, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.025>.
- Taillardat, P., Linkhorst, A., Deblois, C. P., Prijac, A., Gandois, L., Tremblay, A. and Garneau, M. 2024. A Carbon Source in a Carbon Sink: Carbon Dioxide and Methane Dynamics in Open-Water Peatland Pools. *Global Biogeochemical Cycles*, **38**(4), e2023GB007909, <https://doi.org/10.1029/2023GB007909>.
- Taillardat, P., Moore, J., Sasmito, S., Evans, C. D., Alfina, T., Lok, S., Bandla, A., Cahya, M., Deshmukh, C. S., Dubey, R. K., Kurnianto, S., Swarup, S., Tarigan, S., Taufik, M., Lupascu, M. and Taylor, D. 2025. Methane and Carbon Dioxide Production and Emission Pathways in the Belowground and Draining Water Bodies of a Tropical Peatland Plantation Forest. *Geophysical Research Letters*, **52**(4), e2024GL112903, <https://doi.org/10.1029/2024GL112903>.
- Treat, C. C., Natali, S. M., Ernakovich, J., Iversen, C. M., Lupascu, M., McGuire, A. D., Norby, R. J., Roy Chowdhury, T., Richter, A., Šantrůčková, H., Schädel, C., Schuur, E. A. G.,

- Sloan, V. L., Turetsky, M. R. and Waldrop, M. P. 2015. A pan-Arctic synthesis of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> production from anoxic soil incubations. *Global Change Biology*, **21**(7), 2787–2803, <https://doi.org/10.1111/gcb.12875>.
- United Nations Environment Programme. 2022. Global Peatlands Assessment: The State of the World's Peatlands. Nairobi: UNEP, <https://www.unep.org/resources/global-peatlands-assessment-2022> (viimati vaadatud 10.05.2025).
- Updegraff, K., Bridgham, S. D., Pastor, J., Weishampel, P. and Harth, C. 2001. Response of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from peatlands to warming and water table manipulation. *Ecological Applications*, **11**(2), 311–326, [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0311:ROCACE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0311:ROCACE]2.0.CO;2).
- Urbanová, Z. and Bárta, J. 2020. Recovery of methanogenic community and its activity in long-term drained peatlands after rewetting. *Ecological Engineering*, **150**, 105852, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105852>.
- Van Winden, J. F., Reichart, G.-J., McNamara, N. P., Benthien, A. and Sinninghe, J. S. 2012. Temperature-Induced Increase in Methane Release from Peat Bogs: A Mesocosm Experiment. *PLoS ONE*, **7**(6), e39614, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039614>.
- Verla, A. W., Olumba, J. A. and Evelyn, V. 2021. Relationship between carbon dioxide emissions and physicochemical properties of wetland soil at Oguta Lake, Imo State, Nigeria. *Sch Int J Chem Mater Sci*, **4**(5), 54–65.
- Vitt, D. H. and Short, P. 2020. Peatlands (Wang, Y., ed.), *Wetlands and habitats* (2nd ed., pp. 1–10). CRC Press.
- Von Post L. and Granlund E. 1926. Södra Sveriges torvtillgångar I [Peat Resources of Southern Sweden]. *Sveriges Geologiska Undersökning. Avhandlingar, Series C* **335**: 1–127.
- Wade, D., Ewel, J. and Hofstetter, R. 1980. *Fire In South Florida Ecosystems* (SE-GTR-17; p. SE-GTR-17). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, <https://doi.org/10.2737/SE-GTR-17>.
- Walter, B. P. and Heimann, M. 2000. A process-based, climate-sensitive model to derive methane emissions from natural wetlands: Application to five wetland sites, sensitivity to model parameters, and climate. *Global Biogeochemical Cycles*, **14**(3), 745–765, <https://doi.org/10.1029/1999GB001204>.
- Weber, C.A. 1902. Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoors von Augstumal im Memeldelta. Berlin: Verlagsbuchhandlung Paul Parey. [Vegetation and development of the raised bog of Augstumal in the Memel delta.] (Couwenberg, J. and Joosten, H. eds.). C.A. Weber and the Raised Bog of Augstumal. Tula: International Mire Conservation Group / PPE “Grif & K“.
- Weber, C.A. 1907. Die grundlegenden Begriffe der Moorkunde. [The fundamental concepts of mire science.]. *Zeitschrift für Moorkultur und Torfverwertung*, **5**, 285–289.
- Wei, T. and Simko, V. 2024. corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.95, <https://github.com/taiyun/corrplot> (viimati vaadatud 20.05.2025).

- Whalen, S. C. 2005. Biogeochemistry of Methane Exchange between Natural Wetlands and the Atmosphere. *Environmental Engineering Science*, **22**(1), 73–94, <https://doi.org/10.1089/ees.2005.22.73>.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer, <https://ggplot2.tidyverse.org> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K. and Vaughan, D. 2023. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4, <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Wilson, D., Mackin, F., Tuovinen, J., Moser, G., Farrell, C. and Renou-Wilson, F. 2022. Carbon and climate implications of rewetting a raised bog in Ireland. *Global Change Biology*, **28**(21), 6349–6365, <https://doi.org/10.1111/gcb.16359>.
- Wood, S. N. 2025. *mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation*. R package version 1.9-3, <https://CRAN.R-project.org/package=mgcv> (viimati vaadatud 20.05.2025).
- Xu, J., Morris, P. J., Liu, J. and Holden, J. 2018. PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *CATENA*, **160**, 134–140, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010>.
- Yang, T., Jiang, J., He, Q., Shi, F., Jiang, H., Wu, H. and He, C. 2025. Impact of drainage on peatland soil environments and greenhouse gas emissions in Northeast China. *Scientific Reports*, **15**(1), 8320, <https://doi.org/10.1038/s41598-025-92655-9>.

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Kirke Kasak,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Metaanivoogude heterogeensus taastatud turbaaladel ja seda mõjutavad tegurid“, mille juhendajad on Kuno Kasak ja Isaac Okiti, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Kirke Kasak*

**26.05.2025**