

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Geograafia osakond

Magistritöö geoinformaatikas ja kartograafias (30 EAP)

**Eesti niiduökosüsteemide metaanivoogude modelleerimine
kambrimõõtmiste põhjal**

Christina Kangro

Juhendajad: MSc Ilona Tamm
prof Kuno Kasak

Tartu 2026

Annotatsioon

Eesti niiduökosüsteemide metaanivoogude modelleerimine kambrimõõtmiste põhjal

Käesoleva magistritöö eesmärk oli analüüsida CH₄ voogude seoseid vee-, mulla- ja topograafiliste parameetritega erinevatel niidutüüpidel ning võrrelda kahte meetodit Eesti niitude summaarsete CH₄ voogude hindamiseks. Töö põhines kambrimõõtmistel kuuel Eesti niidualal 2025. aasta juulis, augustis ja septembris. Tulemused näitasid, et CH₄ vooge kujundas eeskätt niiskusežiim. Märgadel niitudel domineerisid positiivsed CH₄ vood, kuivadel niitudel aga valdavalt nullilähedased või negatiivsed vood. Kõige tugevam seos ilmnes CH₄ voo ja mullaniiskuse vahel. Topograafilistest tuletistest seostus TWI positiivselt nii mullaniiskuse kui ka CH₄ voogudega, kuid TWI-põhiste kuu mudelite seletusvõime jäi tagasihoidlikuks ($R^2 = 0,162-0,227$). Lihtsama märg/kuiv meetodi põhjal oli Eesti niitude juuli-septembri summaarne CH₄ voog 1970,5 t CH₄, samas kui TWI-põhine ruumiline mudel andis hinnanguks 1811,6 t CH₄ ehk ligikaudu 8% väiksema väärtuse. Tulemused näitavad, et märgade ja kuivade niitude eristamine on Eesti niitude CH₄ voogude hindamisel oluline ning geoinformaatilised meetodid võimaldavad siduda punkt mõõtmised suuremate ruumiliste mustritega.

Märksõnad: rohumaa, metaan, kasvuhoonegaasid, keskkonnaparameetrid, topograafiline niiskusindeks, ruumiline modelleerimine

CERCS kood: P510 – Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia

Abstract

Modeling methane fluxes in Estonian grassland ecosystems based on chamber measurements

The aim of this Master's thesis was to analyse the relationships between CH₄ fluxes and hydrological, soil and topographic parameters across different grassland types and to compare two methods for estimating cumulative CH₄ fluxes from Estonian grasslands. The study was based on chamber measurements conducted at six Estonian grassland sites in July, August and September 2025. The results showed that CH₄ fluxes were primarily controlled by moisture regime. Wet grasslands were characterised by predominantly positive CH₄ fluxes, whereas dry grasslands showed mostly near-zero or negative fluxes. The strongest relationship was observed between CH₄ flux and soil moisture. Among topographic derivatives, TWI was positively associated with both soil moisture and CH₄ fluxes, although the explanatory power of the monthly TWI-based models remained modest ($R^2 = 0.162-0.227$). Based on the simpler wet/dry upscaling approach, the cumulative CH₄ flux from Estonian grasslands during July-September was estimated at 1,970.5 t CH₄, while the continuous TWI-based spatial model produced an estimate of 1,811.6 t CH₄, approximately 8% lower. The results demonstrate that distinguishing between wet and dry grasslands is essential for estimating CH₄ fluxes in Estonian grasslands, and that geoinformatics-based approaches make it possible to link point measurements with broader spatial patterns.

Keywords: grassland, methane, greenhouse gases, environmental parameters, topographic wetness index, spatial modelling

CERCS code: P510 – Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology

SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	5
1. TEOREETILINE ÜLEVAADE.....	7
1.1 Pärandniitude tähtsus ja seisund Eestis.....	7
1.2 Peamised pärandniitude tüübid Eestis.....	9
1.3 Niitude süsinikuringe.....	10
1.4 Metaanivoogude inventeerimine.....	12
1.5 Metaanivoogude mõõtmine.....	14
1.6 Kasvuhoonegaaside punktmõõtmiste kasutamine ökosüsteemi tasandil voogude hindamiseks.....	15
2. ANDMED JA METOODIKA.....	17
2.1 Uurimisalade ja katse iseloomustus.....	17
2.2 Andmete kogumine välitöödel.....	19
2.2.1 Gaasivoogude mõõtmine.....	19
2.2.2 Vee- ja mullaparametrite mõõtmine.....	20
2.3 Andmete analüüs.....	21
2.3.2 Statistilised analüüsid.....	21
2.4 Klassipõhine CH ₄ voogude mudel.....	21
3. TULEMUSED.....	24
3.1 Mõõtmistulemused.....	24
3.1.1 Keskkonnatingimused.....	24
3.1.2 Metaanivood uurimisaladelt.....	25
3.2 Metaani ja keskkonnaparametrite vahelised seosed.....	27
3.2.1 Mullaparametrid.....	27
3.2.2 Märjade ja kuivade niitude emissioonifaktorid.....	29
3.3 Metaanivood eesti niiduökosüsteemidest.....	31
3.4 Topograafilite tuletiste põhine CH ₄ voogude mudel.....	33
4. ARUTELU.....	37
KOKKUVÕTE.....	42
Summary.....	44
Tänuavaldused.....	46
KASUTATUD KIRJANDUS.....	47

SISSEJUHATUS

Pärandniidud ehk poollooduslikud rohumaad on Eesti ühed loodusväärtuslikumad ökosüsteemid, mille kujunemine ja püsimine on seotud pikaajalise mõõduka inimtegevuse, eeskätt niitmise ja karjatamisega (Helm et al., 2024). Need kooslused on tuntud suure liigirikkuse, kõrge looduskaitse väärtuse ning kultuurmaastiku olulise osana, kuid viimase sajandi jooksul on nende pindala Eestis ja Euroopas oluliselt vähenenud (Keskkonnaamet, 2021; Prangel et al., 2023; Gorris et al., 2025). Põllumajanduse intensiivistumine, kuivendamine, metsastumine ja traditsioonilise majandamise lakkamine on viinud selleni, et suur osa pärandniitudest on kadunud või halvas seisundis (Kukk & Sammul, 2006 cit. Keskkonnaamet, 2021). Seetõttu on nende alade kaitse ja hooldamine oluline nii elurikkuse säilitamise, maastikulise sidususe kui ka ökosüsteemiteenuste seisukohalt.

Lisaks looduskaitsele tähtsusele osalevad niidud aktiivselt ka süsinikuringes. Nende süsinikubilanss sõltub süsiniku sidumise ja vabastamise tasakaalust ning seda kujundavad muu hulgas mullastik, niiskusrežiim, temperatuur ja majandamispraktikad (Bahn et al., 2009; Tang et al., 2020; Fatichi et al., 2019; Wang et al., 2023; Helm et al., 2024).. Niitude süsinikuringe oluline osa on ka metaan, mille vood sõltuvad metaani tootmise ja oksüdatsiooni tasakaalust mullas (Segers, 1998; Praeg et al., 2014; Li et al., 2023; Dang et al., 2026). Eriti oluline on seejuures veerežiim: hästi õhustatud mullad toimivad sagedamini atmosfäärse CH₄ sidujana, samas kui püsivalt märjad või üleujutatud mullad võivad kujuneda CH₄ allikaks (Segers, 1998; Praeg et al., 2014; Shah et al., 2024; Lindenberger et al., 2026). Seetõttu võivad erinevad niidutüübid ja kasvukohatingimused põhjustada suuri erinevusi nende rollis kasvuhoonegaaside bilansis.

CH₄ voogude täpne hindamine on oluline, kuna metaan on üks peamisi kliimamuutust kujundavaid kasvuhoonegaase ning selle heitmete arvestamine on vajalik nii riikliku aruandluse kui ka kliimaeesmärkide täitmise seisukohalt (Forster et al., 2021; Shan et al., 2025). Rohumaad kuuluvad maakasutuse, maakasutuse muutuse ja metsanduse ehk LULUCF sektori alla, kuid rohumaade metaaniheite käsitlemine on Eesti inventuuris praegu meetodiliselt kitsas ning ei kajasta niitude tegelikku metaanibilanssi (Kliimaministeerium, 2022; Mulla ja Maahõive koostööprojekt, 2024). See tähendab, et niitude CH₄ voogude paremaks mõistmiseks ja realistlikumaks hindamiseks on vaja Eesti

tingimustes kogutud mõõtmisandmeid, mis arvestaksid niidutüüpide ja niiskusrežiimide erinevusi.

Töö eesmärgid:

1. Analüüsida CH_4 voogude seoseid vee ja mulla parameetritega ning topograafiliste tuletisega erinevatel niidutüüpidel.
2. Välja arendada ja võrrelda kahte erinevat meetodit summaarsete CH_4 voogude arvutamiseks Eesti niitudelt.

Autori panus seisnes välitöödel osalemises pigem assistendi rollis ning andmete analüüsimises. Välitööde käigus tutvus autor CH_4 mõõtmiste protsessiga, kuid ei osalenud kõigil rohumade välitöödel. Käesoleva töö põhiosa moodustas olemasolevate gaasivooandmete põhjal statistiline andmeanalüüs, ruumiline modelleerimine ning tulemuste tõlgendamine. Lõputöö koostamisel kasutati tehisintellektil põhinevaid tööriistu (ChatGPT-4 Open AI) piiratud ulatuses töö struktuuri täpsustamiseks, sõnastuse parandamiseks, tõlkeabi saamiseks ning R-koodiga seotud tehniliste probleemide lahendamise toetamiseks. Töö sisuline analüüs, tulemuste tõlgendamine ja lõplik tekst on autori koostatud.

1. TEOREETILINE ÜLEVAADE

1.1 Pärandniitude tähtsus ja seisund Eestis

Pärandniidud ehk poollooduslikud kooslused on suure loodusväärtusega rohumaad, mille kujunemine on seotud pikaajalise inimtegevuse ja looduslike protsesside koosmõjuga. Nende taimkate on looduslik, kuid koosluste püsimine sõltub järjepidevast niitmise või karjatamisest (Helm *et al.*, 2024). Erinevalt kultuurrohumaadest ei ole pärandniite küntud, väetatud ega külvatud, mistõttu on seal säilinud looduslik rohukamar ja liigirikas taimestik. Nende teke ja säilimine on seotud traditsioonilise maakasutusega, kus inimtegevus piirdus peamiselt biomassi eemaldamisega ning suuremaid ümberkujundusi ei tehtud (Talvi & Talvi, 2012).

Pärandniidud on kujunenud sajanditepikkuse niitmise ja karjatamise tulemusel ning nende püsimine sõltub ka tänapäeval mõõdukast majandamisest. Kui niitmine või karjatamine lakkab, hakkavad need kooslused võsastuma, roostuma või metsastuma ning neile iseloomulik liigiline koosseis muutub (Kasari-Toussaint *et al.*, 2026; Keskkonnaamet, 2021). Seetõttu ei ole pärandniidud üksnes ajaloolise maakasutuse jäljed maastikus, vaid aktiivset hooldust vajavad ökosüsteemid, mille loodusväärtus säilib ainult sobiva majandamise korral.

Eestis esineb mitmeid pärandniitude tüüpe, sealhulgas loopealsed, aruniidud, soostunud niidud, lamminiidud, puisniidud, puiskarjamaad ja rannaniidud (Helm *et al.*, 2024). Vaatamata ökoloogilistele erinevustele ühendab neid kooslusi sõltuvus traditsioonilisest majandamisest ning kõrge loodusväärtus. Kõik need elupaigad kuuluvad Euroopa Liidu tasandil kaitstavate elupaikade hulka, kuna nende pindala ja liigirikkus on kogu Euroopas tugeva surve all (Keskkonnaamet, 2021). Pärandniidud on ühed liigirikkamad kooslused Eestis ja Euroopas, pakkudes elupaika arvukatele taimedele, tolmeldajatele ja teistele liigirühmadele ning kandes olulist rolli ka kultuuripärandi ja maastikulise mitmekesisuse säilitamisel (Prangel *et al.*, 2023; Gorris *et al.*, 2025).

Ajalooliselt olid niidukooslused Eestis väga laialt levinud. Hinnanguliselt moodustasid need kunagi kuni 40% Eesti territooriumist, kuid 20. sajandi teisel poolel toimunud põllumajanduse intensiivistumine, kuivendamine ja metsastamine põhjustasid nende ulatusliku kadumise (Kukk & Sammul, 2006 *cit.* Keskkonnaamet, 2021). Kui 1950. aastatel oli pärandniite veel ligikaudu 1,1 miljonit hektarit, siis tänapäeval on neid hinnanguliselt alles

umbes 130 000-136 000 hektarit, millest suurem osa paikneb kaitsealadel (Laasimer, 1965 *cit.* Keskkonnaamet, 2021; Helm & Toussaint, 2020; Helm *et al.*, 2024). Samas ei piisa üksnes säilinud pindala teadmisest, kuna oluline on ka nende seisund. 2023. aasta seisuga oli hoolduses vaid ligikaudu 41 000 hektarit pärandniite ning suurepärases või heas seisundis hinnati olevat umbes 60 800 hektarit (Helm *et al.*, 2024). See näitab, et lisaks pindala vähenemisele on oluline probleem ka säilinud niitude ebapiisav hooldus ja seisundi halvenemine.

Pärandniitude levik Eestis on piirkonniti ebaühtlane. Kõige rohkem on neid säilinud Lääne-Eestis, samas kui Kesk- ja Ida-Eestis on need muutunud väga haruldaseks. See muudab oluliseks mitte ainult üksikute alade kaitse, vaid ka elupaikade piisava pindala ja sidususe säilitamise. Pärandniitude elustiku püsimiseks ei piisa üksnes kaitsealadest kui looduskaitse tuumikaladest, vaid vajalik on toimiv elupaigavõrgustik ka väljaspool kaitstavaid alasid (Keskkonnaamet, 2021). Seetõttu on pärandniitude taastamine ja hooldamine oluline nii säilinud koosluste seisundi parandamiseks kui ka maastiku ökoloogilise sidususe suurendamiseks.

Eesti olukord peegeldab laiemat Euroopa trendi. Euroopa tasandil on poollooduslikud rohumaad üks kõige ohustatumaid elupaigatüüpe ning hinnanguliselt on viimase sajandi jooksul kadunud ligikaudu 90% nende algsest pindalast, peamiselt põllumajanduse intensiivistumise, maade hülgamise ja linnastumise tõttu (Kasari-Toussaint *et al.*, 2026). Poollooduslike alade muutmine intensiivsema kasutusega aladeks ei põhjusta üksnes elurikkuse vähenemist, vaid toob kaasa ka mulla ja taimkatte häiringuid, mis võivad osutada pöördumatuks (Malek, 2024). Seetõttu on nende alade säilitamine ja taastamine kujunenud oluliseks eesmärgiks ka Euroopa Liidu looduskaitsepoliitikas. Samas sõltub paljude selliste alade hooldamine suurel määral toetustest, mistõttu on nende pikaajaliseks säilitamiseks oluline, et säiliks sobivaid majandamispraktikaid toetavad meetmed (Kasari-Toussaint *et al.*, 2026).

Sarnased trendid iseloomustavad rohumaad ka globaalselt. Rohumaad on üle maailma ohustatud, mis mõjutab nende võimet toetada elurikkust, ökosüsteemiteenuseid ja inimeste heaolu (Bardgett *et al.*, 2021; Gigante *et al.*, 2024). Kuigi rohumaad moodustavad ühe olulisema globaalse elurikkuse kandja, on neid sageli alahinnatud nii looduskaitstes kui ka kestliku arengu poliitikates. Samas pakuvad rohumaad laia valikut materiaalseid ja mitterateriaalseid hüvesid, alates toidutootmisest ja veevarude reguleerimisest kuni

tolmendamise, kultuuriteenuste ja kliimamuutuste leevendamiseni (Bardgett *et al.*, 2021; Lindborg *et al.*, 2023). Seetõttu on pärandniitude säilitamine oluline mitte ainult looduskaitsest, vaid ka laiemast sotsiaal-ökoloogilisest vaatenurgast.

1.2 Peamised pärandniitude tüübid Eestis

Paali (1997) Eesti taimkatte kasvukohatüüpide käsitlese järgi võib rohumaad üldistatult jaotada kuivaks ja niiskeks rohumaaks. Niiske rohumaad hõlmab niite soomuldadel ja soostunud muldadel, kuiv rohumaad aga enamasti parasniisketel ja kuivadel muldadel levivaid niite (Paal, 1997). Kuivemates ja parasniisketes kasvukohtades esinevad loopealsed, aruniidud, puisniidud ja puiskarjamaad. Loopealsed ehk alvarid on õhukesemullalised lubjarikkad niidud, mille levik on seotud paase aluspõhjaga ning mis on Eestis iseloomulikud eeskätt Lääne-Eestile ja saartele (Helm, 2011). Aruniidud levivad kuivadel või parasniisketel mineraalmuldadel, kus veerežiim on hea ja puuduvad sellised eritegurid nagu üleujutused või soolade ladestumine. Enamasti on need kujunenud metsade harvendamise või raie järel niitmise ja karjatamise tulemusel, osaliselt ka mahajäetud põldude asemele (Mesipuu, 2020). Puisniidud ja puiskarjamaad on hõreda puistuga poollooduslikud kooslused: puisniit on regulaarselt niidetav rohumaad, mida iseloomustavad niidukamar, suhteliselt tasane maapinnareljeef ja väga kõrge liigirikkus; puiskarjamaad on aga karjatatav kooslus, mis erineb puisniidust sageli ebatasasema pinnase, varieeruvama puurinde ja karjatamisest kujunenud struktuuri poolest (Roosaluste, 2019).

Niiskemates kasvukohtades esinevad soostunud niidud, lamminiidud ja rannaniidud. Soostunud niidud paiknevad ajuti või püsivalt liigniisketel muldadel ning on tavaliselt kujunenud soostunud metsade harvendamise ja järgneva majandamise tulemusel (Mesipuu, 2020). Lamminiidud asuvad jõgede, ojade ja mõnikord ka järvede lammidel, kus nende kujunemist mõjutavad üleujutused ja tulvaveega kaasnev settematerjal, mis aitab säilitada muldade kõrget toitainesisaldust (Metsoja, 2020). Rannaniidud paiknevad madalatel üleujutatavatel rannaladel ning neid iseloomustavad soolalembene ja võõndunud taimestik ning mere mõju koos niitmise või karjatamisega (Lotman & Rannap, 2020). Vaatamata ökoloogilistele erinevustele ühendab kõiki neid niidutüpe sõltuvus traditsioonilisest majandamisest ning suur loodusväärtus, mis väljendub eelkõige kõrges liigirikkuses ja mitmekesistes ökosüsteemiteenustes (Keskkonnaamet, 2021).

1.3 Niitude süsinikuringe

Niitude süsinikuringe põhineb süsiniku sidumise ja vabastamise tasakaalul. Süsinik jõuab niidu ökosüsteemi fotosünteesi kaudu, mida väljendab brutoprimaarproduktioon, mille käigus taimed seovad atmosfäärist süsinikdioksiidi (CO_2) ja talletavad selle orgaanilisse ainesse (Bahn et al., 2009; Tang et al., 2020). Osa seotud süsinikust kandub mulda juurekasvu, juureeritiste, varise ja surnud taimse materjali kaudu, kus see osaleb orgaanilise aine lagundamises, mulla orgaanilise süsiniku kujunemises, mineralisatsioonis ja toitainete ringes (Faticchi et al., 2019; Wang et al., 2023). Süsiniku vabanemist atmosfääri väljendab ökosüsteemi hingamine, mis hõlmab taimede maapealsete ja maa-aluste osade ning mullaorganismide hingamist (Tang et al., 2020; Yang et al., 2022). Mullahingamine on selle oluline osa ning koosneb nii juurte ja risosfääri autotroofsest hingamisest kui ka mikroorganismide heterotroofsest hingamisest orgaanilise aine lagundamisel (Bahn et al., 2009; Xu & Shang, 2016). Nende protsesside koosmõju väljendab ökosüsteemi netovahetus (*net ecosystem exchange*, NEE): kui fotosüntees ületab hingamise, on NEE negatiivne ja niit toimib süsiniku sidujana, võimaldades süsinikku biomassi ja mulda talletada; kui hingamine ületab fotosünteesi, on NEE positiivne ja niit toimib süsinikuallikana (Tang et al., 2020; Bardgett et al., 2008).

Niitude süsinikubilanss ei ole kõigis kasvukohtades ühesugune, vaid sõltub tugevalt mullastikust, niiskusrežiimist, temperatuurist ja majandamisest. Rohumaad talletavad hinnanguliselt 25-34% maismaa süsinikuvaredest ning suur osa sellest paikneb maa all juurebiomassis ja mulla orgaanilise süsinikuna (Liu et al., 2023; Bai & Cotrufo, 2022). Euroopa parasvöötme rohumaade süsiniku sidumise potentsiaal varieerub vahemikus -4,5 kuni 40 g C m⁻² aastas (Jones, 2010). Seda varieeruvust mõjutavad mullastiku omadused, ökosüsteemi seisund, veerežiim ja majandamispraktikad (Helm et al., 2024). Liu et al. (2023) järgi võib mullatüüp määrata rohumaade süsinikubilansi isegi enam kui taimestik, sest jämedama tekstuuriga mullad seovad vähem orgaanilist süsinikku, samas kui veerežiim reguleerib mikroobse lagundamise kiirust. Mineraalmuldadel võivad niidud toimida suhteliselt stabiilsete süsinikusidujatena, kui taimkate ja niiskusrežiim püsivad soodsad. Orgaanilistel ja turvasmuldadel muudab aga kuivendamine hüdroloogilisi tingimusi, suurendades hapniku juurdepääsu ja kiirendades orgaanilise aine lagunemist, mis tõstab CO_2 emissiooni ning võib muuta süsteemi süsinikuallikaks (Liu et al., 2023). Ka majandamisvõtted, nagu karjatamine, niitmine ja põletamine, muudavad taimkatet, maa-alust

biomassi ja mikroobseid protsesse ning mõjutavad seeläbi nii süsinikuvaru kui ka hingamisintensiivsust (Li et al., 2013; Li et al., 2024). Seega sõltub niitude roll süsiniku siduja või allikana sellest, kuidas kohalikes tingimustes kujuneb tasakaal fotosünteesi, hingamise ja orgaanilise aine lagunemise vahel (Bardgett et al., 2008; Helm et al., 2024).

Lisaks süsinikdioksiidile on niitude süsinikuringe osa ka metaan (CH_4). Kui CO_2 on seotud nii taimkatte kui ka mulla protsessidega, siis CH_4 tuleneb niitudel nii karjatatavate loomade heitest kui ka mullaprotsessidest (Soussana et al., 2004). Üldiselt toimivad hästi õhustatud rohumuamullad atmosfäärse CH_4 sidujana tänu metanotroofsetele bakteritele, samas kui veega küllastunud või tihenunud mullad võivad luua anaeroobsed tingimused, kus metanogeensed mikroorganismid toodavad CH_4 (Segers, 1998; Praeg et al., 2014; Li et al., 2023; Dang et al., 2026). Seetõttu määrab niitude CH_4 netovoo suuresti tasakaal CH_4 tootmise ja oksüdatsiooni vahel (Segers, 1998; van den Pol-van Dasselaar et al., 1998). Anaeroobsetes tingimustes domineerib metanogenees, hapnikurikkamates mullakihtides aga CH_4 oksüdatsioon metanotroofsete mikroorganismide toimetel (Segers, 1998).

CH_4 voogude kujunemisel on eriti oluline veerežiim. Pinnalähedasema veetasemega ja püsivalt märgades tingimustes on CH_4 teke tavaliselt suurem, kuna hapniku kättesaadavus väheneb ja metanogeneesiks soodsad anaeroobsed tingimused püsivad kauem (Praeg et al., 2014; Dang et al., 2026). Shah et al. (2024) põhjal suureneb CH_4 teke märjemates mullatingimustes, mistõttu võib eeldada, et ka märgadel muldadel paiknevad niidud toimivad sagedamini CH_4 allikatena (Lindenberger et al., 2026). Samal ajal mõjutavad mullaniiskus ja temperatuur ka CH_4 oksüdatsiooni: CH_4 sidumine on piiratud nii väga madala kui ka väga kõrge mullaniiskuse korral ning samuti madalatel temperatuuridel (van den Pol-van Dasselaar et al., 1998; Luo et al., 2013). Soomuldade puhul mõjutab veetase kogu süsinikubilanssi laiemalt: kuivemates tingimustes suureneb CO_2 emissioon turba mineraliseerumise tõttu, märjemates tingimustes aga CH_4 emissioon metanogeneesi tõttu (Edwards et al., 2025; Gong et al., 2026). Kuivendamisega seotud veetaseme alanemine ja taimkatte muutus mõjutavad ühtlasi turbamulla füüsikalisi ja biokeemilisi omadusi, soodustades orgaanilise süsiniku ärakannet vooluveega, samal ajal võib pinnase CH_4 emissioon väheneda, kuid suurenda kuivenduskraavides (Gilet et al., 2025). Seda seost võivad siiski muuta ka teised keskkonnategurid, näiteks soolsus, mis võib pärssida metanogeneesi ja soodustada anaeroobset CH_4 oksüdatsiooni (Poffenbarger et al., 2011; Qu et al., 2023). Olulist rolli mängivad ka mullatüüp ja majandamine. Savimullad võivad olla vastuvõtlikumad

tihenemisele ja anaeroobsete tingimuste kujunemisele, mis võib soodustada CH₄ teket, samas kui parema õhustatusega liivased ja liivsavimullad vähendavad CH₄ tootmise riski (Filipiak et al., 2023; Rafalska et al., 2023). Karjatamine, niitmine, kuivendamine ja väetamine muudavad mulla struktuuri, taimkatet ja mikroobikooslusi ning mõjutavad seeläbi nii CH₄ emissioone kui ka sidumist (Helm et al., 2024). Näiteks võib karjatamine vähendada CH₄ sidumist 18-42%, kuna loomade tallamine tihendab mulda ja piirab CH₄ oksüdatsiooniks vajalike gaaside difusiooni (Li et al., 2023). Li jt (2020) rõhutavad, et karjatamise mõju ei ole siiski ühesuunaline, vaid sõltub selle intensiivsusest: kerge ja mõõdukas karjatamine võivad metanotroofide aktiivsust soodustada, samas kui tugev karjatamine vähendab nende arvukust ja mitmekesisust. Seejuures on CH₄ oksüdatsiooni seisukohalt olulised ka mulla füüsikalised ja keemilised omadused, näiteks lasuvustihedus ning mulla süsiniku- ja lämmastiksisaldus, kuna need mõjutavad aktiivsete metanotroofide arvukust ja koosseisu (Li et al., 2020). Seega kujundavad niitude CH₄ vooge koosmõjus mullastik, niiskusrežiim, temperatuur ja majandamispraktikad (Li et al., 2020; Helm et al., 2024).

1.4 Metaanivoogude inventeerimine

CH₄ voogude inventeerimine on oluline, kuna CH₄ on üks peamisi kliimamuutust kujundavaid kasvuhoonegaase ning selle heitmete täpne hindamine on vajalik nii riikliku aruandluse kui ka kliimaeesmärkide täitmise seisukohalt. IPCC andmetel on CH₄ globaalne soojendav potentsiaal ligikaudu 30 korda suurem kui süsihappegaasil (Forster et al., 2021). Seetõttu on CH₄ kliimamuutuste leevendamise seisukohalt oluline sihtmärk, sest ka suhteliselt väikesed muutused selle heitmetes võivad märgatavalt kiirendada globaalset soojenemist (Shan et al., 2025).

Viimastel aastakümnetel on Maa pinnatemperatuur oluliselt tõusnud ning perioodil 2011-2020 oli see võrreldes ajavahemikuga 1850-1900 keskmiselt 1,09 °C kõrgem (IPCC, 2021). Inimtekkelise globaalse soojenemise peamiseks põhjuseks on kasvuhoonegaaside kontsentratsiooni suurenemine atmosfääris, mis põhjustab hinnanguliselt 90% täheldatud soojenemisest. Selline soojenemine võib suurendada kasvuhoonegaaside emissioone maismaaökosüsteemidest, muuta seniseid süsiniku sidujaid emissiooniallikateks ning mõjutada mulla mikroobseid protsesse, sealhulgas süsinikuringet ning CH₄ oksüdatsiooni (Rafalska et al., 2023). CH₄ tähtsust rõhutab ka asjaolu, et selle keskmine kontsentratsioon

atmosfääris ulatub 2025. aasta novembri seisuga ligikaudu 1945,85 ppb-ni ehk osakest miljardi kohta (NOAA), mis on umbes 2,6 korda kõrgem kui tööstuseelsel ajastul registreeritud tase, ligikaudu 722 ppb (WMO, 2019). Sealjuures on hinnatud, et umbes 60% ülemaailmsetest CH₄ emissioonidest on inimtekkelise päritoluga, samas kui ligikaudu 40% pärineb looduslikest allikatest (Saunois *et al.*, 2020).

Euroopa Keskkonna ja kliimapoliitika raamistikus käsitletakse CH₄ koos süsinikdioksiidi ja dilämmastikoksiidiga ühe peamise kasvuhoonegaasina, mille heidet tuleb süsteemselt seirata ja vähendada. LULUCF määrus hõlmab otseselt neid kolme kasvuhoonegaasi ning seab maakasutussektorile siduvad arvestus- ja aruandlusreeglid (European Parliament & Council of the European Union, 2018). CH₄ emissioonide hindamine toetab lisaks ka rahvusvaheliste ja Euroopa Liidu kliimaeesmärkide täitmist. Euroopa kliimaseadus sätestab eesmärgina saavutada Euroopa Liidus kliimanetraalsus 2050. aastaks ning vähendada 2030. aastaks netokasvuhoonegaaside heidet vähemalt 55% võrreldes 1990. aastaga (European Parliament & Council of the European Union, 2021). Nende eesmärkide saavutamine eeldab lisaks fossiilsete heidete vähendamisele ka seda, et maakasutussektoris hoitakse ja suurendatakse süsiniku sidumist ning piiratakse lisaks süsinikdioksiidile muid kasvuhoonegaaside emissioone (Kliimaministeerium, 2019).

LULUCF sektor on kliimapoliitikas oluline, kuna selles hinnatakse lisaks kasvuhoonegaaside heitele ka süsiniku sidumist. Sektor hõlmab muu hulgas metsamaad, põllumaad, rohumaad ja märgalasid ning arvestab süsinikuvaru muutusi biomassis, surnud orgaanilises aines ja mullas (Kliimaministeerium, 2022). Eesti kliimapoliitikas on LULUCF sektoril oluline roll, kuna see on ainus sektor, mis võib toimida ka kasvuhoonegaaside sidujana. Kuigi 2022. aastal oli sektor tervikuna netoheitja, olid metsamaa, puittoodete ja rohumaa kategooriad netosidujad, samal ajal kui suurimad netoheitjad olid märgalad ja põllumaa. Rohumaa pindala oli Eestis 2022. aastal 275,99 tuhat hektarit ning selle netotulemus ulatus -171,97 kt CO₂ ekvivalendini, mis viitab rohumaa rollile süsiniku sidujana. Samas on LULUCF-sektoris rohumaaade metaaniheite käsitus praegu metoodiliselt kitsas, CH₄ arvestatakse vaid kuivendatud turvasmuldade ja põlengute korral, mistõttu rohumaaade tegelik metaanibilanss ei kajastu riiklikus inventuuris. (Mulla ja Maahõive koostööprojekt, 2024).

CH₄ emissioonide hindamise vajadust suurendab ka asjaolu, et Euroopa Liidu heitmete vähendamise kohustused on aja jooksul karmistunud. Määrusega (EL) 2023/857 tõsteti ESR-sektorite ELi tasandi eesmärk vähendada kasvuhoonegaaside heidet 2030. aastaks 40%

võrreldes 2005. aastaga ning Eesti riiklikuks eesmärgiks määrati 24% vähendamine võrreldes 2005. aastaga. Kuigi LULUCF ja ESR on eri õigusraamistikud, on mõlemad osa laiemast kliimapoliitilisest tervikust, kus maakasutuse ja põllumajandusega seotud heited ning sidumine peavad toetama kliimaneutraalsuse saavutamist. (European Parliament & Council of the European Union, 2023).

1.5 Metaanivoogude mõõtmine

Kasvuhoonegaaside vooge maapinna ja atmosfääri vahel saab mõõta nii lokaalselt kambrimeetodil kui ka ökosüsteemi tasemel turbulentse kovariatsiooni ehk *eddy covariance* meetodil (Collier et al., 2014; Baldocchi, 2020; Bansal et al., 2023). Need meetodid erinevad nii ruumilise ja ajalise ulatuse, tehnilise keerukuse kui ka rakendatavuse poolest ning täiendavad teineteist sõltuvalt uurimisküsimusest (Hendriks et al., 2010; Morin, 2019). Kambrimeetod on üks sagedamini kasutatavaid lähenemisi kasvuhoonegaaside voogude mõõtmiseks mulla ja atmosfääri vahel ning seda on laialdaselt rakendatud ka CH₄ voogude uurimisel (Collier et al., 2014; Bansal et al., 2023; Morin, 2019). Staatileine kambrimeetod põhineb gaaside kogunemisel suletud kambri õhuruumi, kus uuritava gaasi kontsentratsiooni muutust mõõdetakse kindla ajavahemiku jooksul (Collier et al., 2014). Mõõtmise käigus asetatakse kambr eelnevalt mulda paigaldatud rõngale, et moodustuks võimalikult õhukindel süsteem, ning gaasi kontsentratsioon määratakse kas korduvate proovivõttude või pidevmõõtmise teel (Bansal et al., 2023). Ajas toimuvate kontsentratsioonimuutuste põhjal arvutatakse gaasivoog, võttes arvesse kambri geomeetrilisi parameetreid, mõõteintervalli, õhurõhku ja temperatuuri (Bansal et al., 2023). Kambrimeetodi peamine eelis on selle suhteline lihtsus, paindlikkus ja logistiline teostatavus. Võrreldes mikrometeoroloogiliste meetoditega on see odavam, ei vaja tingimata püsivat elektrivarustust ning võimaldab teha mõõtmisi samaaegselt mitmes punktis, mistõttu sobib see hästi väikeste katsealade ja ruumilise varieeruvuse uurimiseks (Collier et al., 2014). Meetodi väike ruumiline ulatus võimaldab seostada mõõdetud CH₄ vooge otseselt konkreetsete keskkonnatingimustega, näiteks mulla niiskuse, temperatuuri või taimkatte omadustega (Vargas et al., 2011). Samas on kambrimeetodil ka olulisi piiranguid: mõõtmised tehakse väikesel pindalal ja lühikese ajavahemiku jooksul, mistõttu võivad tulemused olla tugevalt mõjutatud ruumilisest ja ajalisest varieeruvusest ning nende üldistamisel suuremale alale või pikemale ajaperioodile

tuleb olla ettevaatlik (Vargas et al., 2011; Campioli et al., 2016). Manuaalsete mõõtmiste puhul on täiendavaks piiranguks asjaolu, et proovivõtt toimub sageli päevasel ajal, mistõttu ei pruugi tulemused täielikult kajastada voogude ööpäevast dünaamikat (Bansal et al., 2023). Samuti võivad mõõtmistulemusi mõjutada kambri paigaldusest tingitud häiringud, õhuleke või rõhumuutused kambri sees, mistõttu on oluline tagada tehniliselt korrektne mõõteprotokoll (Bansal et al., 2023; Carter et al., 2022).

1.6 Kasvuhoonegaaside punktmõõtmiste kasutamine ökosüsteemi tasandil voogude hindamiseks

Ökosüsteemi või maastikutasandi gaasivoogude hindamiseks tuleb punktmõõtmised ajaliselt ja ruumiliselt viia suuremale skaalale. See on vajalik nii aastaste kumulatiivsete voogude leidmiseks, regionaalsete süsinikubilansside koostamiseks kui ka mudelite arendamiseks ja valideerimiseks (Yang et al., 2019; Bansal et al., 2023). Selline üldistamine on aga seotud märkimisväärse määramatusega, sest kasvuhoonegaasivood on ruumis ja ajas väga muutlikud ning sõltuvad tugevalt keskkonnateguritest, nagu mulla niiskus, temperatuur, veetase, reljeef ja taimkate (Vargas et al., 2011; Sundqvist et al., 2015). Seetõttu ei anna lihtsad lineaarsed ekstrapolatsioonid sageli piisavalt täpseid hinnanguid, vaid voogude üldistamisel tuleb arvesse võtta nende kujunemist mõjutavaid keskkonnatingimusi (Vargas et al., 2011; Bansal et al., 2023).

Ajalisel jämeskaleerimisel on oluline, et mõõtmised esindaksid võimalikult hästi kogu hooajalist dünaamikat. Yang et al. (2019) näitasid, et ka mittepidevate kambrimõõtmiste põhjal on võimalik hinnata aastast kumulatiivset voogu, eriti juhul, kui mõõtmised langevad biogeokeemiliselt aktiivsesse perioodi, näiteks kasvuperioodi. Samas võivad hõredad ja ebaregulaarsed mõõtmised anda kallutatud tulemusi, kui need ei kajasta piisavalt hästi voogude hooajalist või lühiajalist varieeruvust (Yang et al., 2019; Morin, 2019; Vargas et al., 2011). Ruumilisel jämeskaleerimisel kasutatakse sageli empiirilisi mudeleid, mis seovad punktmõõtmised keskkonnamuutujatega. Näiteks võivad CH_4 vood olla seotud mulla niiskuse, temperatuuri, veetaseme, taimkatte või topograafiaga ning nende tunnuste ruumilise jaotuse abil saab hinnata vooge ka mõõtmata aladel (Sundqvist et al., 2015; Bansal et al., 2023). Sundqvist et al. (2015) näitasid, et kambrimõõtmistel põhinevat CH_4 voogu on

võimalik edukalt suuremale skaalale viia, kui kasutada lisaks välitööandmetele ka kõrglahutuslikke ruumandmeid, näiteks LiDAR-il põhinevat digitaalset kõrgusmudelit.

Üldistamise täpsuse parandamiseks on oluline arvestada maastiku sisemist heterogeensust. Schrier-Uijl et al. (2010) leidsid, et kambrimõõtmiste põhjal saadud CO₂ ja CH₄ vood vastasid märksa paremini turbulentsete kovariatsioonide meetodil saadud tulemustele siis, kui üldistamisel eristati erinevaid maastikuelemente, näiteks põllupinda, kraaviservi ja muid funktsionaalselt erinevaid alasid. See näitab, et punktmõõtmisi saab usaldusväärsemalt suuremale skaalale viia juhul, kui maastik kihistatakse ökoloogiliselt või hüdrooloogiliselt erinevateks üksusteks, mitte ei käsitleta kogu ala ühtlase tervikuna (Schrier-Uijl et al., 2010; Sundqvist et al., 2015). Punktmõõtmiste jämeskaleerimisel kasutatakse lisaks lihtsamatele regressioonidele üha enam ka keerukamaid andmepõhiseid ja protsessipõhiseid mudeleid. Andmepõhised mudelid, sealhulgas masinõppemeetodid, võimaldavad siduda voogusid suure hulga keskkonnatunnustega ning kirjeldada mittelineaarseid seoseid ja vastastikmõjusid, kuid nende rakendatavus võib olla piiratud, kui lähteandmed ei ole piisavalt esinduslikud või mudelid kalduvad ületreenimisele (Bansal et al., 2023; Reyes-Muñoz et al., 2025). Protsessipõhised mudelid püüavad seevastu kirjeldada CH₄ tekke, oksüdatsiooni, hüdroloogia ja orgaanilise aine lagunemise mehhanisme ning sobivad paremini olukordadesse, kus on vaja prognoosida vooge ka mõõtmata tingimustes, kuigi nende kasutamine eeldab rohkelt parameetreid ja head protsessiteadmist (Bansal et al., 2023). Praktikas peetakse üha perspektiivikamaks lähenemisi, mis ühendavad välitööandmed, kaugseire ja mudelid ühtsesse raamistikku (Wong, 2018; Bansal et al., 2023).

2. ANDMED JA METOODIKA

2.1 Uurimisalade ja katse iseloomustus

Töö jaoks koguti andmed 2025. aasta juulist septembrini kuult püsialalt eri tüüpi Eesti pärandniitudelt: soostunud niidult, rannaniidult, loopealselt, puisniidult, aruniidult ja lamminiidult. Alad valiti nii, et need esindaksid erinevaid mullatüüpe, niiskustingimusi ja majandamisviise erinevatest Eesti paikadest. Välja valitud uurimisalad olid tüüpilised vastavatele niidutüüpidele. Alade paiknemine kaardil on kujutatud Joonisel 1.

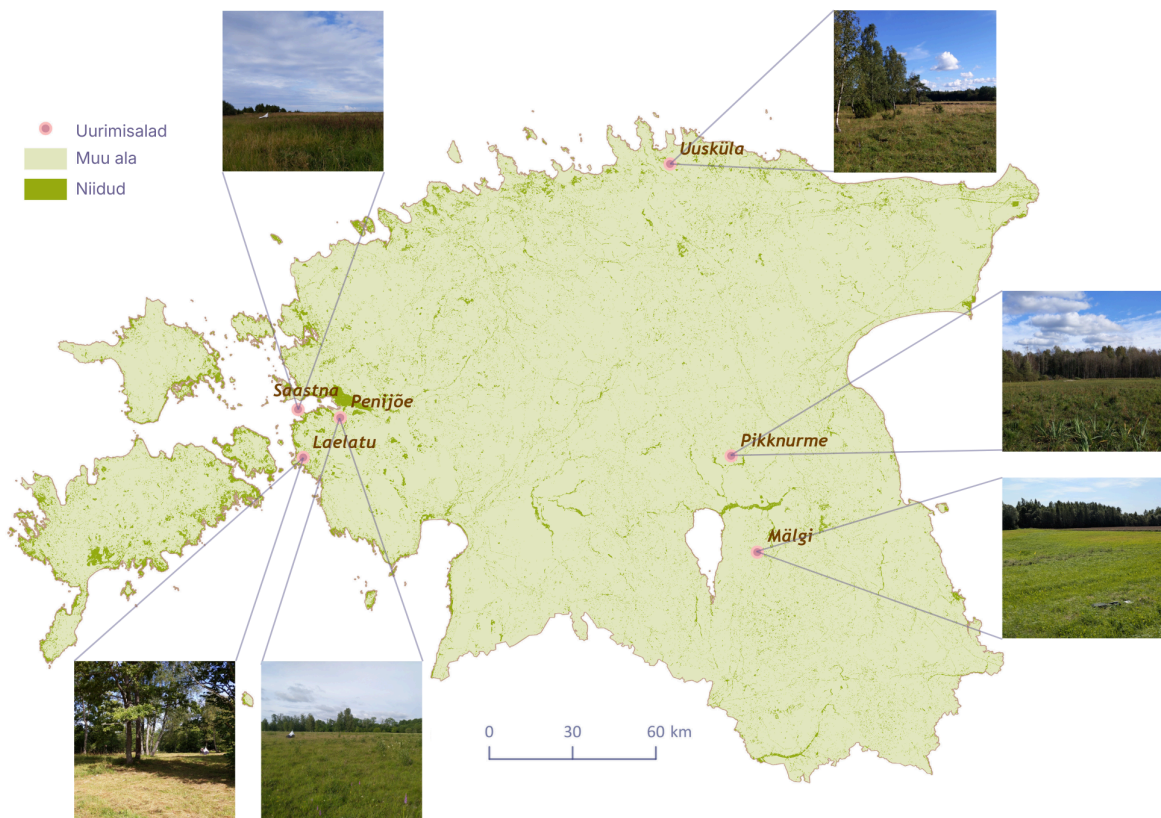
Lääne-Eestis Matsalu rahvuspargis paiknesid Penijõe ja Saastna püsialad (tabel 1). Penijõe ala asus liigirikkal liigniiskel soostunud niidul rähksel gleimullal. Maa- ja Ruumiameti katastriandmete põhjal oli seal 6. aprilli 2024 seisuga looduslikku rohumaad 1 093 062 m², mida karjatatakse veiste ja hobustega. Saastna ala asus liigniiskel rannaniidul, kus mullatüüp oli ranniku gleimuld ja mille taimkate oli kohastunud sooldunud kasvukohaga. Saastna loodusliku rohuma pindala oli Maa ja Ruumiameti katastriandmete põhjal 27 279 m² ja seda karjatatakse veiste ja lammastega. Lääne-Eestis Puhtu-Laelatu looduskaitsealal paiknes Laelatu püsiala, mis esindas parasniisket puisniitu gleistunud rähkmullal, mida niideti kord suve jooksul. Seda ala iseloomustas liigirikas niidutaimestik hajusalt paiknevate puudega. Katastri loodusliku rohuma pindala oli 89 432 m². Põhja-Eestis Lahemaa rahvuspargis paiknev Uusküla püsiala asus kuival loopealsel õhukesel paepealsel mullal. Tegemist oli veistega karjatatava alvariga, mille taimkate oli iseloomulik Põhja-Eesti loopealsetele. Kinnistul oli looduslikku rohumaad katastriandmete alusel 38 077 m². Lõuna-Eestis paiknesid Mälgi ja Pikknurme püsialad. Mälgi kuiv aruniit asus leetunud või leetjal mullal ning tegu oli liigivaesema aruniiduga, mida niideti kord suve jooksul. Pikknurme ala oli liigniiske lamminiit lammi gleimullal Alam-Pedja looduskaitsealal, mille katastri loodusliku rohuma pindala oli 119 167 m² (Maa- ja Ruumiamet, 6. aprill 2024 seisuga).

Töös kasutatavate andmete kogumise perioodi (juuli-september 2025. aasta) ilmastikutingimused erinesid osaliselt tavapärasest. Kui 2025. aasta suve keskmine õhutemperatuur Eestis tervikuna oli normilähedane (16,4 °C), siis juuli oli normist 1,4 °C soojem ning selle viimane kolmandik koguni 3 °C võrra tavapärasest kõrgema õhutemperatuuriga. Suvi oli samas ka väga sajune, kuna Eesti keskmine sademete summa ulatus 299 mm-ni ehk 137%-ni normist. Septembril iseloomustas seevastu normist soojem ja

kuivem ilm: kuu keskmine õhutemperatuur oli 14,7 °C ehk 2,5 °C normist kõrgem, samal ajal kui sajuhulk moodustas 45 mm ehk 78% normist (Andersson *et al.*, 2026).

Tabel 1. Kuue uurimisala asukoht, mullatüüp, niiskus, majandamisviis ja piirkond.

Ala nimi	Koordinaadid	Muld	Niiskus	Majandamine	Piirkond
Mälgi kuiv niit	58.258386, 26.352917	leetunud/leetjas	kuiv	niitmine	Lõuna-Eesti
Uusküla loopealne	59.51967, 25.88632	õhuke paepealne muld	kuiv	karjatamine	Põhja-Eesti
Laelatu puisniit	58.58489, 23.57007	gleistunud rähkmuld	paras	niitmine	Lääne-Eesti
Saastna rannaniit	58.73987, 23.53610	ranniku gleimuld	liigniiske	karjatamine	Lääne-Eesti
Pikknurme lamminiit	58.57194, 26.21252	lammi gleimuld	liigniiske	karjatamine	Lõuna-Eesti
Penijõe soostunud niit	58.71408, 23.79829	rähkne gleimuld	liigniiske	karjatamine	Lääne-Eesti



Joonis 1. Eesti niitude kaart koos uurimisalade (Penijõe soostunud niit, Saastna rannaniit, Uusküla loopealne, Laelatu puisniit, Mälg kuiv niit ja Pikknurme lamminiit) asukohtadega. Kaardi koostamisel kasutati ELME2 projekti raames loodud Eesti ökosüsteemide ulatuse baaskaardi rasterkihti, millest kuvati niitude kategooriad (Helm et al., 2023).

2.2 Andmete kogumine välitöödel

2.2.1 Gaasivoogude mõõtmine

Igal uurimisalal asus viis mõõtmispunkti, kus teostati mõõtmisi kord kuus 2025. aasta juulist kuni 2025. aasta septembrini. Mõõtepunktid valiti alal 10 m vahedega nii, et need esindaksid ala erinevaid niiskustingimusi ja taimestikku. Valitud punktidesse paigaldati suve alguses vähemalt 5 cm sügavusele maasse mõõterõngad gaasivoogude mõõtmise jaoks ning lisaks üks ühemeetrine PVC piesomeetritoru ala kohta veeparameetrite mõõtmiseks. Kokku teostati

niidualadel gaasivoogude mõõtmisi 30 mõõtepunktis ning kokku saadi kolme kuu kohta 90 mõõtmist.

CH₄ vooge mõõdeti staatilise kambermeetodiga. Mõõtmisteks asetati kamber maasse eelnevalt paigaldatud mõõterõngastele, tagades kambri ja rõnga tiheda ühenduse. Kasutati 40 cm kõrgust pimekambrit. Tavapärase kambri ruumala oli 0,0817 m³, kuid juulis kasutati Pikknurme uurimisalal üleujutuse tõttu ujuvrõngast, mille puhul oli koguruumala 0,094 m³. CH₄ voogu mõõdeti kaasaskantava gaasianalüsaatoriga LI-7810 (LI-COR, Lincoln, NE, USA), mis võimaldab määrata väga madalaid gaasikontsentratsioone suure tundlikkusega. Ühe mõõtmise kestus oli 3 minutit, mille eesmärk oli saada lineaarne CH₄ kontsentratsiooni muutus. Vajadusel, näiteks kui mõõtmise ajal tulid pinnasest CH₄ mullid, korraldati mõõtmist.

Gaasivood arvutati lineaarse kontsentratsiooni muutusena, mille puhul rakendati lineaarset regressiooni (Okiti et al., 2025). Analüüsis kasutati vooge, mille lineaarse mudeli p väärtus oli madalam kui 0,05 ja R² kõrgem kui 0,9. CH₄ vood arvutati keskkonnas R v4.4.1.

2.2.2 Vee- ja mullaparametrite mõõtmine

Mullaparametritest mõõdeti mullatemperatuuri (°C) profiilis 10, 20, 30 ja 40 cm sügavusel, kasutades temperatuurisensorit COMET SYSTEM (Rožnov pod Radhoštěm, Tšehhi) ning mulla niiskust (m³ m⁻³) ja mulla elektrijuhtivust (mS cm⁻¹) TEROS 12 mulla niiskuse sensoriga (METER Group, Pullman, WA, USA) mõõtepunktide vahetus läheduses. Juuli mullatemperatuuri andmed osaliselt puuduvad temperatuurisensori rikke tõttu. Samuti puuduvad sügavamate kihtide temperatuuri andmed, kui sensorit polnud võimalik vastavale sügavusele panna. Mulla niiskuse ja elektrijuhtivuse andmed puuduvad Pikknurme uurimisalalt juulis, kuna ala oli üleujutatud. Lisaks mõõdeti veega seotud keskkonnaparametreid juhul, kui veetase oli kõrgem kui -1 m maapinnast. Sellisel juhul määrati igal uurimisalal alati samas mõõtepunktis vee temperatuur (°C), lahustunud hapniku sisaldus (mg L⁻¹), elektrijuhtivus (µS cm⁻¹) ja pH, kasutades seadet YSI ProDSS (YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA). Veetaset (cm) mõõdeti piesomeetritorus mõõdulindiga maapinna suhtes. Negatiivne väärtus tähistas veetaset allpool maapinda, märgeni NA kasutati juhtudel, kus veetase paiknes rohkem kui 1 m sügavusel maapinnast. Kõik välitöödel mõõdetud andmed, märkmed ja pildid sisestati pilves asuvasse andmebaasi rakenduse MerginMaps abil, mille keskkond valmistati ette QGIS v3.34 abil.

2.3 Andmete analüüs

2.3.2 Statistilised analüüsid

Andmete esmane kontroll toimus programmis Microsoft Excel (Office 365), statistiline analüüs ja visualiseerimine viidi läbi programmis R v4.5.0. Analüüsides kasutati R pakette dplyr, ggplot2, purrr, tibble, lubridate, Hmisc, corrplot, FSA, ggpubr, patchwork, terra ja sf.

CH₄ voogude ja keskkonnamuutujate vaheliste seoste hindamiseks kasutati Spearmani järjestuskorrelatsiooni, kuna andmed ei olnud normaaljaotusega ning sisaldasid äärmusväärtusi. Korrelatsioonid arvutati nii CH₄ voo ja üksikute keskkonnamuutujate vahel kui ka valitud muutujate paariskorrelatsioonide maatriksina. Mitmekordse testimise mõju vähendamiseks korregeeriti p-väärtused Benjamini–Hochbergi meetodil.

Kuivade ja märgade niitude CH₄ voogude võrdlemiseks kasutati Wilcoxon'i astaksummatesti. Uurimisaladevaheliste erinevuste hindamiseks rakendati Kruskal–Wallise testi ning statistiliselt oluliste tulemuste korral Dunni post-hoc testi. Tulemuste visualiseerimiseks kasutati karpdiagramme, hajuvusdiagramme, korrelatsioonimaatrikseid, soojuskaarte ja tulpdiagramme.

2.4 Klassipõhine CH₄ voogude mudel

Kõigi Eesti niitude CH₄ voogude määramiseks kasutati kahte erinevat meetodit. Esimene viis põhineb niitude klassipõhistel emissioonifaktoritel ja teine viis topograafiliste tuletiste ja mõõtmisandmete omavahelistel seostel.

Klassipõhise CH₄ voogude mudeli jaoks tuli jaotada Eesti niidud sobivatesse klassidesse, kus CH₄ vood selgelt erinevad, ning leida iga klassi jaoks pindala ja emissioonifaktor. Kuna kuivades tingimustes domineerib CH₄ sidumine ja niisketes oludes CH₄ eritumine (Dang et al., 2026) jaotati niidutüübid kahte klassi: märjad niidud ja kuivad niidud. Jaotus tugines Eesti taimkatte kasvukohatüüpide käsitlesele, mille järgi võib rohumaad üldistatult eristada niisketeks ja kuivadeks rohumaadeks sõltuvalt kasvukohatingimustest ja mullastikust (Paal, 1997). Märgade niitude hulka arvati rannaniidud, sinihelmikaniidud, lamminiidud, soostunud niidud, servaniidud ja muud niisked rohumaad. Kuivade niitude hulka kuulusid loopealsed,

aruniidud, puisniidud, puiskarjamaad, kadastikud, nõmmeniidud ja muud kuivad rohumaad. Niitude pindalade määramiseks kasutati ELME2 projekti raames koostatud ökosüsteemide ulatuse baaskaardi niitude kategooriaid rasterkihina (versioon: juuli 2023). Tegemist on Eesti maismaaökosüsteemide kaardikihiga, mille täpsem metoodika ja kasutatud algandmestikud on kirjeldatud ELME2 lõpparuandes (Helm et al., 2023). Pindalad arvutati tarkvaras QGIS. Niidutüüpide väärtused koondati rasteri atribuuttabelisse, kus iga tüübi pikslite arvu põhjal arvutati pindala ruutmeetrites ja hektarites. Märgade ja kuivade niitude rühmitamiseks kasutati funktsiooni *Select by Expression*, millega valiti vastavatesse rühmadesse kuuluvad niidutüübid otse rasteri atribuuttabelist. Seejärel summeeriti valitud klasside pindalad tööriista *Field Statistics* abil. Selline töövoog võimaldas määrata märgade ja kuivade niitude kogupindala ilma rasterandmeid vektorvormi teisendamata. Uurimisalade asukohakaardi koostamine ja kujundamine viidi läbi programmis ArcGIS Pro (3.4.0). Valminud kaardile lisati uurimisalade fotod ning lõplik kujundus viimistleti Canva keskkonnas.

CH₄ emissioonifaktorite leidmiseks kasutati välitöödel kogutud andmeid. Uurimisalad jaotati märgadeks ja kuivadeks veetaseme sügavuse järgi. Penijõe, Pikknurme ja Saastna aladel olid veetasemed pidevalt kõrgemal kui -30 cm ning seega kuulusid märgade niitude hulka. Laelatu, Mälgi ja Uusküla kuivadel niitudel jäi veetase pidevalt sügavamale kui -100 cm. Emissioonifaktorid arvutati mõlemale rühmale iga kuu kohta, kus kolme ala kõikide CH₄ voogude kuu mediaan ühikutes nmol m⁻² s⁻¹ teisendati kuu summaarseks vooks ühikutes g CH₄ m⁻² kuu⁻¹. Märgade ja kuivade niitude igakuiste summaarsete CH₄ voogude leidmiseks korrutati vastavad pindalaühiku kohta arvutatud vood vastavate pindaladega. Igakuised summaarsed CH₄ vood liideti kokku, et saada kogu perioodi summaarsed vood.

2.5 Topograafiliste tuletiste põhine CH₄ voogude mudel

Keskkonnatingimuste varieeruvuse arvestamiseks kasutati teises mudelis LiDAR põhiste topograafiliste tuletiste ja mõõdetud mullaniiskuse ning CH₄ voogude vahelised seosed. Esiteks testiti topograafilise niiskuseindeksi (TWI), reljeefi karedust kirjeldava indeksi (TRI), nõlvakalde ja nende kombinatsioonide ning mullaniiskuse ja CH₄ voogude vahelisi seoseid korrelatsiooni- ja regressioonanalüüsi abil, et leida sobivaim muutuja edasiseks ruumiliseks modelleerimiseks. Mõõterõngaste koordinaatidele ekstraktiti topograafilised tuletised programmi QGIS abil. Seejärel koostati sobivaima muutuja, milleks oli TWI, ja logaritmitud

CH₄ voo vahel kuupõhised lineaarmudelid. Need rakendati niitudega maskitud TWI rastrile, et luua ruumis varieeruvad CH₄ voo hinnangulised kuupõhised rasterkihid. Terve uurimisperioodi raster saadi juuli, augusti ja septembrikuu rastrite summeerimisel ning niitude koguvoog arvutati R-is rastri piksliväärtuste summeerimise teel. Topograafilised tuletised saadi Tartu Ülikooli geograafia osakonna Maastikugeoinformaatika töörühma Geokuubi andmekogust *Estonia Topographic Variables 10m*, mis on tuletatud Maa-ameti digitaalsest kõrgusmudelist.

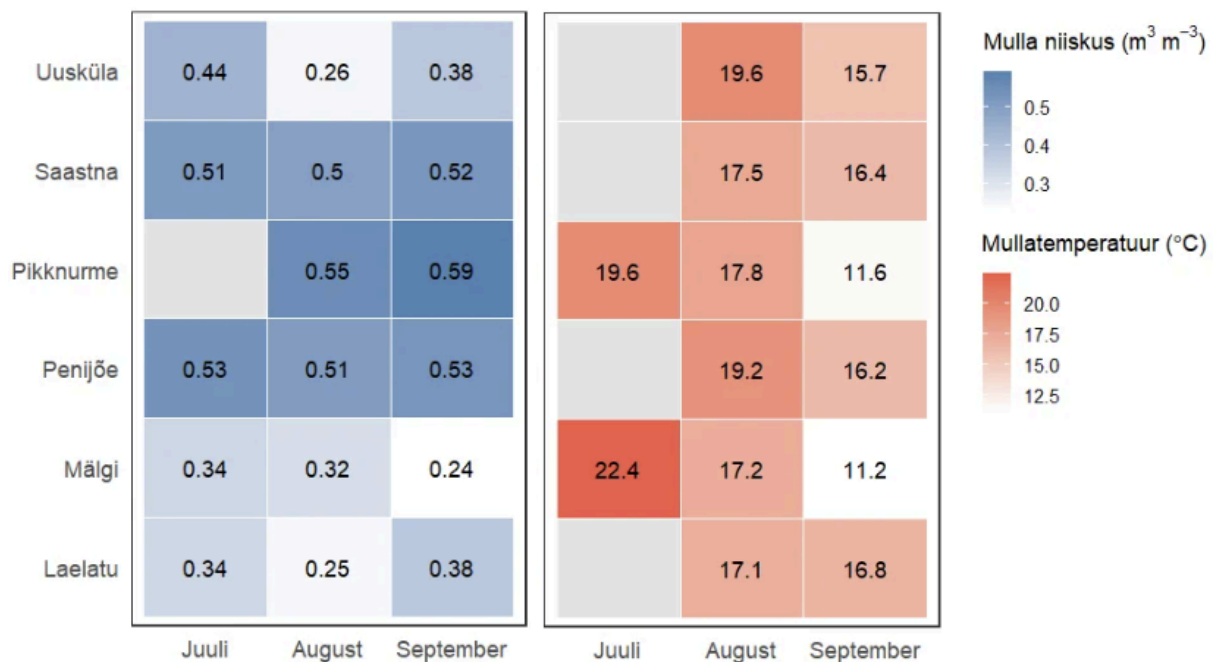
3. TULEMUSED

3.1 Mõõtmistulemused

3.1.1 Keskkonnatingimused

Keskkonnatingimused erinesid uurimisalade vahel märgatavalt ja selgelt eristusid märjad ja kuivad niidud. Mullaniiskus oli kogu mõõteperioodi vältel kõrgem Pikknurme, Penijõe ja Saastna niitudel, kus kuu keskmised väärtused jäid vahemikku 0,50-0,59 m³ m⁻³ (joonis 2). Pikknurme oli juulis üleujutatud seega tingimused vastasid maksimaalsele küllastumisele. Kõige kuivem kuu oli august, välja arvatud Mälgi puhul, kus september oli kõige kuivem. Laelatul, Mälgil ja Uuskülas olid mullaniiskuse väärtused valdavalt madalamad, eriti augustis, mil Laelatul ja Uuskülas olid kuu keskmised vastavalt 0,25 ja 0,26 m³ m⁻³.

Mullatemperatuur 10 cm sügavusel langes juulist septembrini kõigil aladel, kus andmed olid olemas (joonis 2). Juulis oli kõrgeim keskmine temperatuur Mälgil (22,4 °C), samas kui augustis jäid väärtused enamasti vahemikku 17,1-19,6 °C. Septembriks langes temperatuur kõigil aladel, kusjuures madalaimad väärtused registreeriti Mälgil ja Pikknurmes (vastavalt 11,2 ja 11,6 °C).



Joonis 2. Uurimisalade keskmine mullaniiskus (m³ m⁻³) ja keskmine mullatemperatuur 10 cm sügavusel (°C) kuude (juuli, august, september) lõikes. Hall kast tähistab andmete puudumist.

Märgadel niitudel varieerus veetase nii ajaliselt kui ka alade vahel (tabel 2). Penijõel paiknes veetase kogu perioodi vältel maapinna lähedal, olles juulis -4 cm, augustis -7 cm ja septembris +1 cm. Pikknurmes oli juulis üleujutus, kus veetase oli +17,6 cm, ning veetase jäi ka järgmistel kuudel maapinnast kõrgemale, vastavalt +3 cm augustis ja +9 cm septembris. Saastnas jäi veetase kogu perioodi vältel sügavamale, olles vastavalt -19, -21 ja -12 cm. Märgade niitude mullavesi oli neutraalse kuni nõrgalt aluselise reaktsiooniga ning pH väärtused jäid vahemikku 6,95-7,71. Kõrgeim väärtus registreeriti Penijõel septembris (7,71) ja madalaim Saastnas augustis (6,95). Vee elektrijuhtivus oli Saastnas selgelt kõrgem kui Penijõel ja Pikknurmes, ulatudes 1503–4393 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (tabel 2). See viitab merevee mõjule ning eristab Saastnat rannaniiduna teistest, valdavalt mageveelistest märgadest niitudest.

Tabel 2. Märgade niitude (Penijõe, Pikknurme, Saastna) veetase (cm), pH ja elektrijuhtivus (mS cm^{-1}) kuude lõikes.

Kuu	Ala	Veetase (cm)	pH	Mullavee elektrijuhtivus ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
Juuli	Penijõe	-4	6,82	686
Juuli	Pikknurme	+17,6	7,05	379
Juuli	Saastna	-19	6,99	1503
August	Penijõe	-7	7,28	694
August	Pikknurme	+3	7,12	1007
August	Saastna	-21	6,95	4393
September	Penijõe	+1	7,71	636
September	Pikknurme	+9	7,04	899
September	Saastna	-12	7,19	4236

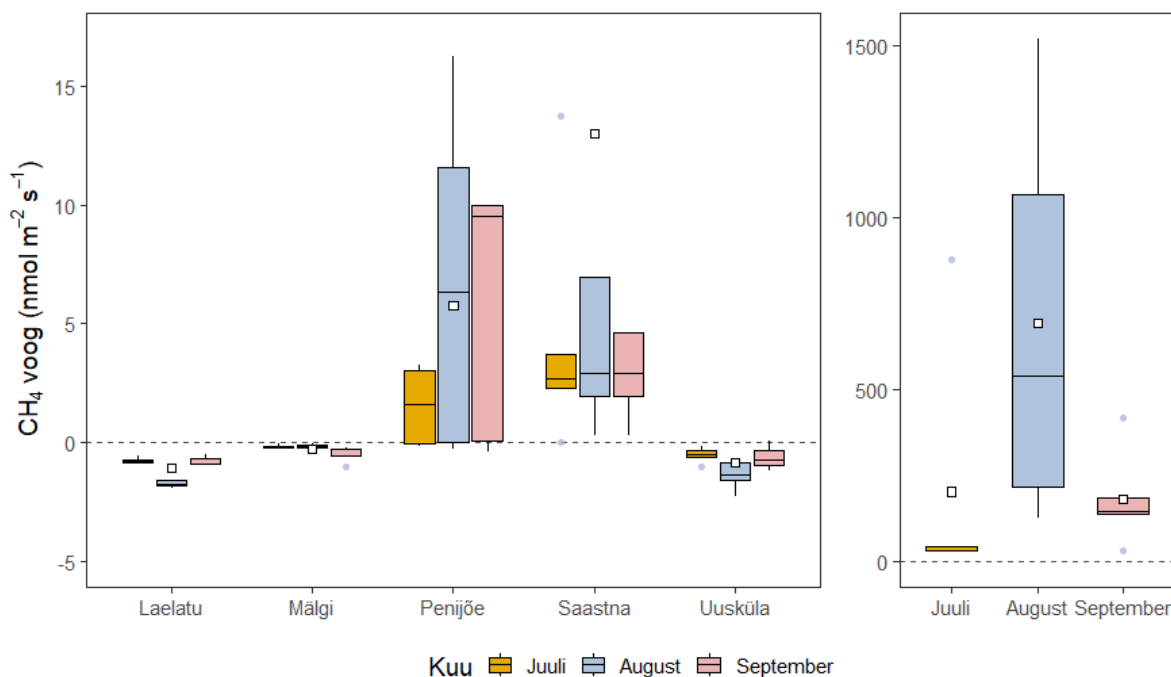
3.1.2 Metaanivood uurimisaladelt

CH_4 vood erinesid uurimisalade ja mõõteperioodide lõikes selgelt (joonis 3). Kõige tugevam CH_4 allikas oli kõigil kuudel Pikknurme ala, kus registreeriti ka kogu andmestiku suurimad

vood. Pikknurmes olid kuu keskmised CH_4 vood juulis 202, augustis 694 ja septembris 182 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ning ka alasisene varieeruvus oli seal suurim, eriti augustis, mil standardhälve oli 592 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (juulis 379 ja septembris 144 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Penijõe ja Saastna aladel olid CH_4 vood samuti valdavalt positiivsed, kuid jäid Pikknurmest märksa madalamaks. Penijõel suurenesid vood suve jooksul 1,53-lt 9,03 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ -ni, samas kui Saastnas olid need kõigil kuudel mõõdukalt positiivsed, jäädes vahemikku 4,49-17,8 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Seevastu Laelatu, Mälgi ja Uusküla aladel jäid CH_4 vood kõigil mõõteperioodidel nullilähedaseks või negatiivseks, mis viitab nende alade toimimisele nõrkade CH_4 sidujatena. Neist kõige tugevam sidumine ilmnes augustis Laelatul ja Uuskülas, kus kuu keskmised vood olid vastavalt -1,63 ja -1,36 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mälgi ala vood jäid kõigil kuudel väga nullilähedaseks (-0,19 kuni -0,48 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Võrreldes märjemate aladega oli nende kuivemate niitude alasisene varieeruvus väike.

Kruskal-Wallise test näitas, et uurimisalade vahelised erinevused CH_4 voogudes olid statistiliselt olulised kõigil mõõtekuudel: juulis ($\chi^2 = 26,2$; $p < 0,001$), augustis ($\chi^2 = 26,0$; $p < 0,001$) ja septembris ($\chi^2 = 23,0$; $p < 0,001$). Dunni post-hoc testi põhjal eristus Pikknurme kõigil kuudel statistiliselt oluliselt vähemalt osast madalama CH_4 vooga aladest, sealhulgas Laelatust, Mälgist ja Uuskülast. Lisaks erines Saastna mitmel juhul oluliselt Laelatust ja Uuskülast ning Penijõe juulis ja augustis Laelatust. Kokkuvõttes olid CH_4 vood tugevalt alaspetsiifilised ning suurim kontrast ilmnes väga kõrge vooga Pikknurme ja madala või negatiivse vooga kuivemate alade vahel.



Joonis 3. CH₄ voogude jaotus rohumaaudel suvekuude lõikes. Vasakpoolsel paneelil on esitatud Laelatu, Mälg, Penijõe, Saastna ja Uusküla alade CH₄ vood, parempoolsel paneelil eraldi Pikknurme ala, mille vood olid teistest uurimisaladest oluliselt suuremad. Karpvurrdiagrammid näitavad mediaani (horisontaalne joon), keskmist (valge ruut), alumist ja ülemist kvartiili (karp), 95% usaldusvahemikke (vurrud) ja kõrvalekalle (sinine täpp). Vasakpoolselt paneelilt jäid skaalalt välja kolm äärmuslikku väärtust (Penijõe 25,9 nmol m⁻² s⁻¹; Saastna 76,9 ja 74,2 nmol m⁻² s⁻¹), et parandada loetavust.

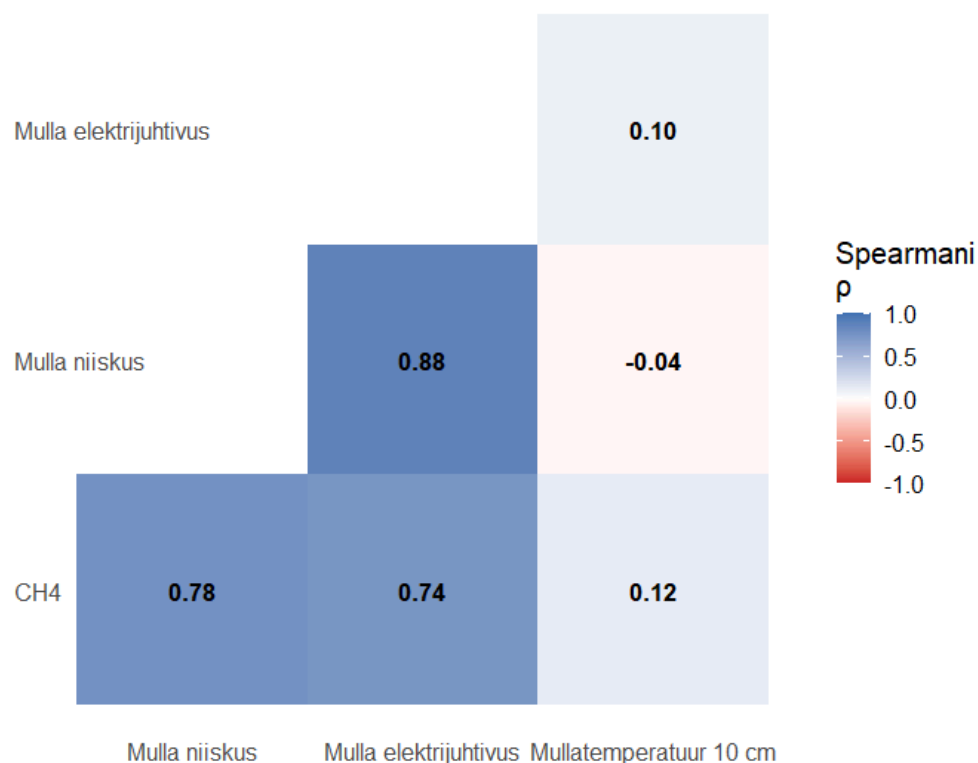
3.2 Metaani ja keskkonnaparametrite vahelised seosed

3.2.1 Mullaparametrid

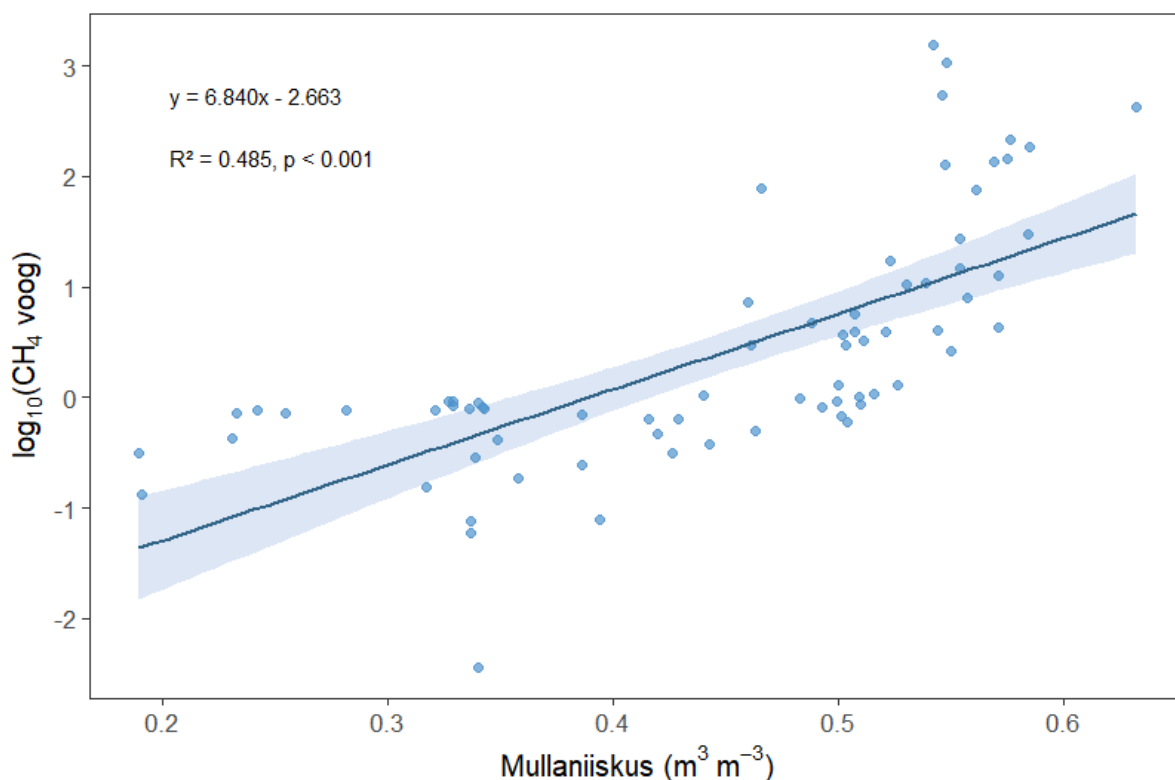
Spearmani paariskorrelatsioonide maatriks üle kõigi andmete näitas, et CH₄ vood olid kõige tugevamalt ja positiivsemalt seotud mullaniiskuse ning mulla elektrijuhtivusega (joonis 4). CH₄ voo ja mullaniiskuse vahel ilmnes tugev positiivne seos ($\rho = 0,78$; $p < 0,001$), mida illustreerib Joonis 5, samuti oli tugev positiivne seos CH₄ voo ja mulla elektrijuhtivuse vahel ($\rho = 0,74$; $p < 0,001$). See viitab sellele, et CH₄ emissioonid suurenesid niiskemates tingimustes ning olid seotud ka kõrgema mulla elektrijuhtivusega. Mulla temperatuur 10 cm

sügavusel seostus CH₄ voogudega vaid nõrgalt ega olnud statistiliselt oluline ($\rho = 0,12$; $p = 0,382$).

Korrelatsioonimaatriks (joonis 4) näitas lisaks, et mullaniiskus ja elektrijuhtivus olid omavahel väga tugevalt seotud ($\rho = 0,88$; $p > 0,001$), mis viitab sellele, et need kaks muutujat peegeldavad suures osas sama hüdroloogilist gradienti. Samuti ilmneseid väga tugevad positiivsed seosed mullatemperatuuride vahel eri sügavustel ($\rho = 0,69$ kuni $0,96$), mis näitab, et eri sügavustel mõõdetud temperatuurid kirjeldasid suures osas sama keskkonnatingimuste varieeruvust ning ei andnud üksteisest täiesti sõltumatut lisainfot.



Joonis 4. Spearmani korrelatsioonimaatriks CH₄ voogude ja mullaparameetrite vahel kõigi uuritud alade põhjal. Värviskaala tähistab Spearmani korrelatsioonikordaja (ρ) väärtust vahemikus -1 kuni 1.



Joonis 5. CH_4 voo seos mullaniiskusega kõigil uuritud aladel. CH_4 voog on esitatud logaritmiliselt teisendatud kujul. Punktid tähistavad mõõtmistulemusi ning varjund 95% usaldusvahemikku.

3.2.2 Märgade ja kuivade niitude emissioonifaktorid

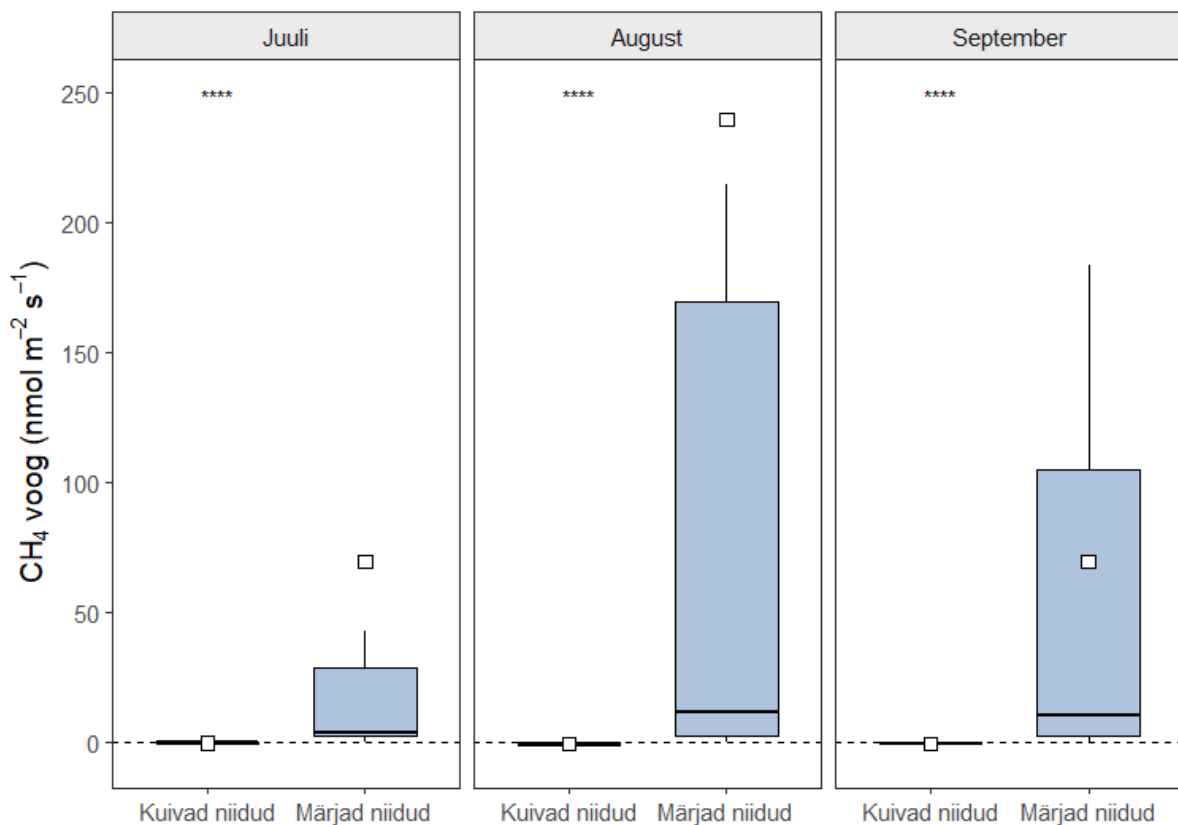
Märgade ja kuivade niitude vahel ilmnes kõigil kolmel mõõteperioodil selge erinevus CH_4 voogude suuruses (joonis 6). Kuivadel niitudel jäid CH_4 vood valdavalt nullilähedaseks või negatiivseks, samas kui märgadel niitudel domineerisid positiivsed vood ning esines üksikuid väga suuri emissioonisündmusi.

Juulis oli kuivade niitude keskmine CH_4 voog $-0,496 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ja mediaan $-0,498 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, samal ajal kui märgadel niitudel oli keskmine voog $69,2 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ja mediaan $3,27 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (tabel 3). Augustis oli kuivade niitude keskmine CH_4 voog $-1,05 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ja mediaan $-1,02 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, märgadel niitudel vastavalt $239 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ja $11,6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Septembris oli kuivade niitude keskmine CH_4 voog $-0,65 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ja mediaan $-0,69 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, märgadel niitudel aga $69,2 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ja $9,98 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Kuna CH_4 vood olid eriti

märgadel niitudel suure varieeruvusega ning sisaldasid üksikuid väga suuri emissioone, esitati tulemuste kirjeldamisel nii keskmised kui mediaanid. Kõige suurem märgade niitude rühmasisene varieeruvus ilmnis augustis, mil registreeriti ka kõrgeimad üksikväärtused.

Arvestades andmete tugevat asümeetrilisust ja äärmusväärtuste olemasolu, kasutati kuivade ja märgade niitude CH₄ voogude võrdlemiseks mitteparameetrilist Wilcoxon'i testi. Test näitas kõigil kuudel statistiliselt olulist erinevust kahe rühma vahel (juuli $p = 5,05 \times 10^{-6}$, august $p = 9,07 \times 10^{-6}$, september $p = 9,07 \times 10^{-6}$), mis viitab sellele, et märgade ja kuivade niitude CH₄ voogude jaotused erinesid kogu mõõteperioodi jooksul selgelt.

Täheldatud muster on kooskõlas ka korrelatsioonianalüüsi tulemustega, mille kohaselt mullaniiskus oli CH₄ voogude kõige tugevam ennustaja ($\rho = 0,781$; $p = 3,66 \times 10^{-16}$; $n = 73$). See viitab sellele, et märgade ja kuivade niitude erinevus CH₄ voogudes oli eeskätt seotud hüdroloogiliste tingimustega.



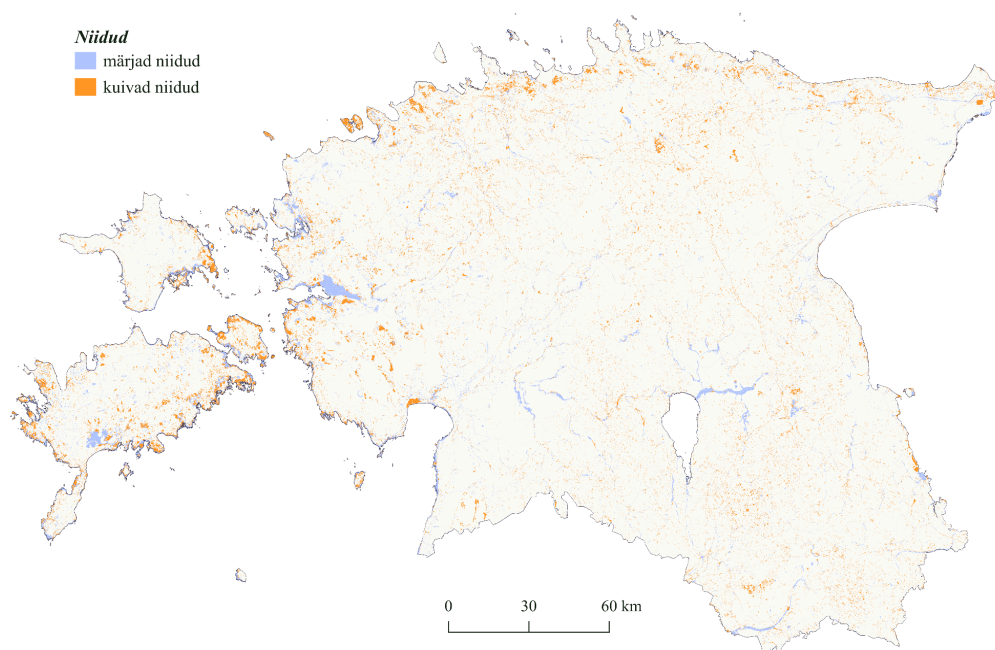
Joonis 6. CH₄ voogude jaotus kuivadel ja märgadel niitudel juulis, augustis ja septembris. Valge ruut tähistab keskmist ning tärnid Wilcoxon'i testi statistilist olulisust (**** = $p < 0,0001$). Jooniselt jäid loetavuse parandamiseks välja viis äärmuslikku väärtust märgade niitude puhul (Juuli: 880; August: 1520, 1070 ja 540; September: 420 nmol m⁻² s⁻¹).

Tabel 3. Kuivade ja märgade niitude CH₄ voogude (nmol m⁻² s⁻¹) keskmised, mediaanid ja standardhälbed ning Wilcoxon testi tulemused kuu lõikes.

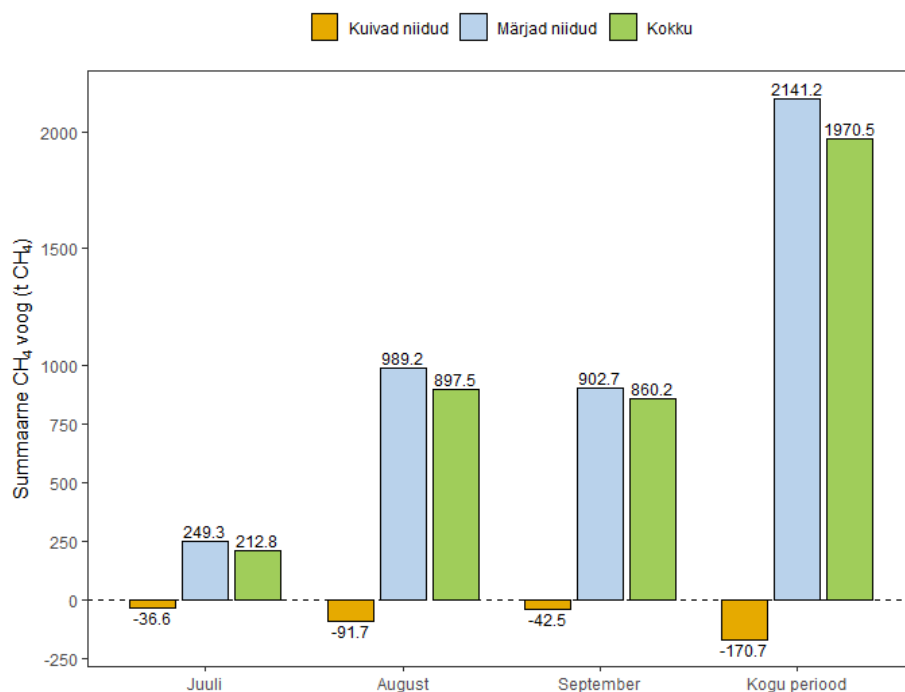
Kuu	Kuivad niidud (keskmine ± sd)	Kuivad niidud (mediaan)	Märjad niidud (keskmine ± sd)	Märjad niidud (mediaan)	Wilcoxon test p
Juuli	-0,50 ± 0,31	-0,50	69,2 ± 224,8	3,27	5,05 × 10 ⁻⁶
August	-1,05 ± 0,76	-1,02	239,4 ± 459,3	11,6	9,07 × 10 ⁻⁶
September	-0,64 ± 0,36	-0,69	69,2 ± 114,2	9,98	9,07 × 10 ⁻⁶

3.3 Metaanivood eesti niiduökosüsteemidest

Eestis on rasteranalüüsi põhjal 129 683 ha märgasid niite ja 157 274 ha kuivasid niite (joonis 7). Mõõdetud kuivade niitude mediaanvood kõigil uuritud kuudel näitasid nõrka sidumist, mis kajastus ka kuivade niitude summaarses CH₄ voos (joonis 8). Eesti kuivad niidud sidusid 2025. aasta mõõteperioodil juulis kokku 36,6 t CH₄, augustis 91,7 t CH₄ ja septembris 42,5 t CH₄, samal ajal kui märjad niidud emiteerisid vastavalt 249, 989 ja 903 t CH₄. Suurim summaarne emissioon ilmnes augustis. Kogu mõõteperioodi jooksul moodustas märgade niitude summaarne emissioon 2141 t CH₄, samas kui kuivade niitude summaarne sidumine oli -171 t CH₄. Pindalapõhised juuli-septembri CH₄ vood arvutati koguvoo jagamisel vastava niiduklassi pindalaga. Selle põhjal oli kogu Eesti niitude keskmine voog ligikaudu 0,69 g CH₄ m⁻², märgadel niitudel 1,65 g CH₄ m⁻² ja kuivadel niitudel -0,11 g CH₄ m⁻².



Joonis 7. Märgade ja kuivade niitude paiknemine Eestis. Kaardi koostamisel kasutati ELME2 projekti raames loodud Eesti ökosüsteemide ulatuse baaskaardi rasterkihti, millest kuvati niitude kategooriad (Helm et al., 2023).

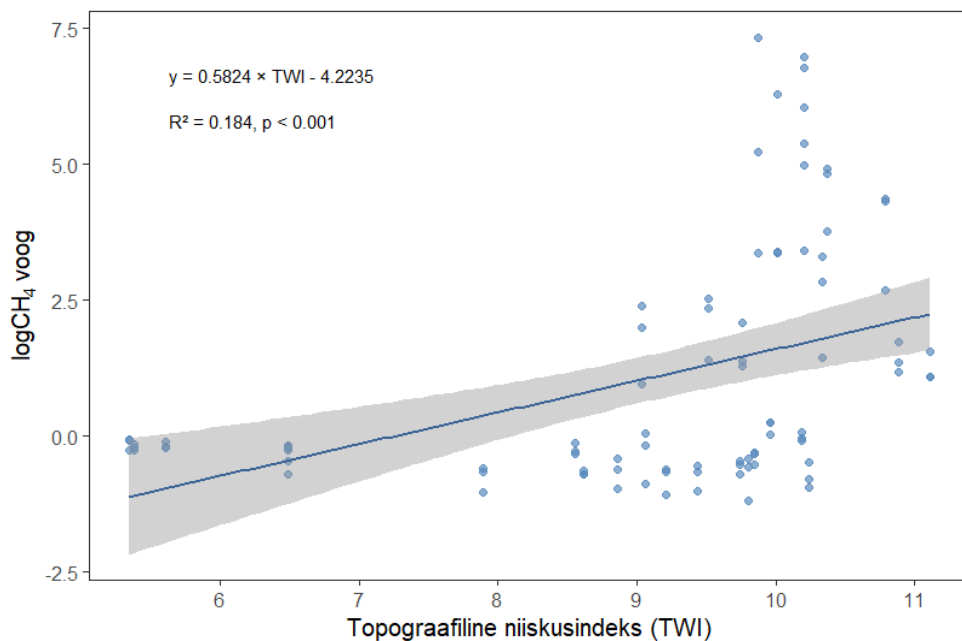


Joonis 8. Märgade ja kuivade niitude summaarne CH₄ voog (t CH₄ kuu⁻¹) kuude (juuli, august, september) lõikes. Summaarne CH₄ voog arvutati märgade ja kuivade niitude kuu mediaanvoogude ning vastavate pindalade põhjal.

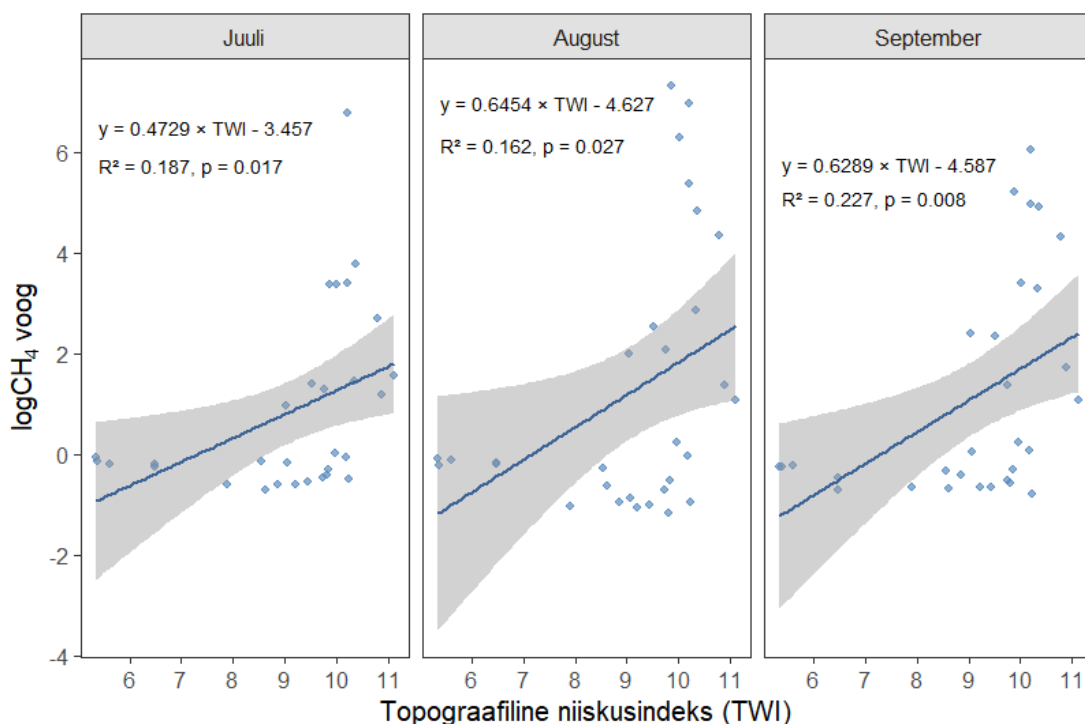
3.4 Topograafiliste tuletiste põhine CH₄ voogude mudel

Topograafiliste tuletiste analüüs näitas, et mõõdetud mullaniiskus ja CH₄ vood olid seotud maastiku reljeefsete omadustega. Rõnga keskmise mullaniiskuse põhjal ilmnes positiivne seos topograafilise niiskuseindeksi (TWI) ja mullaniiskuse vahel ($\rho = 0,672$; $p < 0,001$) (joonis 9), samas kui nõlv ($\rho = -0,688$; $p < 0,001$) ja reljeefi karedust kirjeldav indeks (TRI) ($\rho = -0,720$; $p < 0,001$) seostusid mullaniiskusega negatiivselt. See viitab sellele, et niiskemad mõõtepunktid paiknesid väiksema nõlva ja madalama reljeefse heterogeensusega aladel, kus vee akumulatsiooni potentsiaal oli suurem. Sarnane muster ilmnes ka CH₄ voogude puhul. Rõnga keskmine CH₄ voog seostus TWI-ga positiivselt ($\rho = 0,496$; $p = 0,005$), samas kui nõlva ($\rho = -0,464$; $p = 0,010$) ja TRI-ga ($\rho = -0,479$; $p = 0,007$) olid seosed negatiivsed. See näitab, et kõrgemad metaanivood esinesid valdavalt topograafiliselt niiskemates, laugemates ja väiksema mikroreljeefse varieeruvusega kohtades.

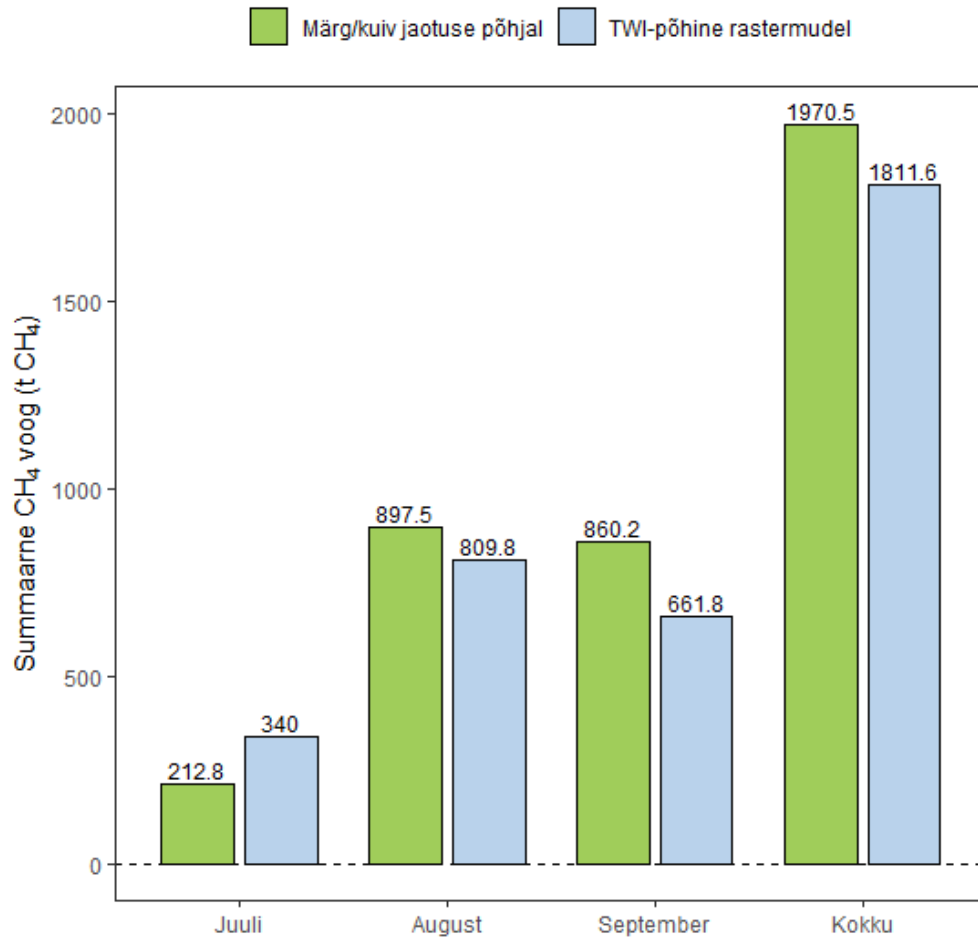
Topograafilise niiskuseindeksi ja logaritmiliselt teisendatud CH₄ voo vahel ilmnes igal mõõtekuul statistiliselt oluline positiivne seos ($R^2 = 0,16-0,23$; $p < 0,05$) (joonis 10). Kõrgem TWI oli seotud kõrgema logaritmitud CH₄ vooga, kuigi mudelite seletusvõime jäi tagasihoidlikuks. See viitab, et topograafiline niiskuspotsiaal selgitas osa CH₄ ruumilisest varieeruvusest, kuid mitte kogu voogude muutlikkust. Nende kuupõhiste mudelite põhjal koostati TWI-põhised CH₄ voo rasterid juuli, augusti ja septembri jaoks ning kogu mõõteperioodi raster saadi kuurasterite summeerimisel. TWI-põhine pidev ruumiline mudel andis juuli-septembri summaarseks CH₄ vooks 1811,6 t CH₄, mis oli ligikaudu 8 % väiksem kui märg/kuiv klassifikatsioonil põhinenud lihtsama jämeskaleerimise tulemus (1970,5 t CH₄) (joonis 11). Seega andsid mõlemad meetodid sama suurusjärgu hinnangu, kuid TWI-põhine lähenemine osutus mõnevõrra konservatiivsemaks ja võimaldas kirjeldada CH₄ voo ruumilist mustrit pideva gradiendina, tuues esile kõrgema emissioonipotentsiaaliga alad topograafiliselt niiskemates kohtades (joonis 12).



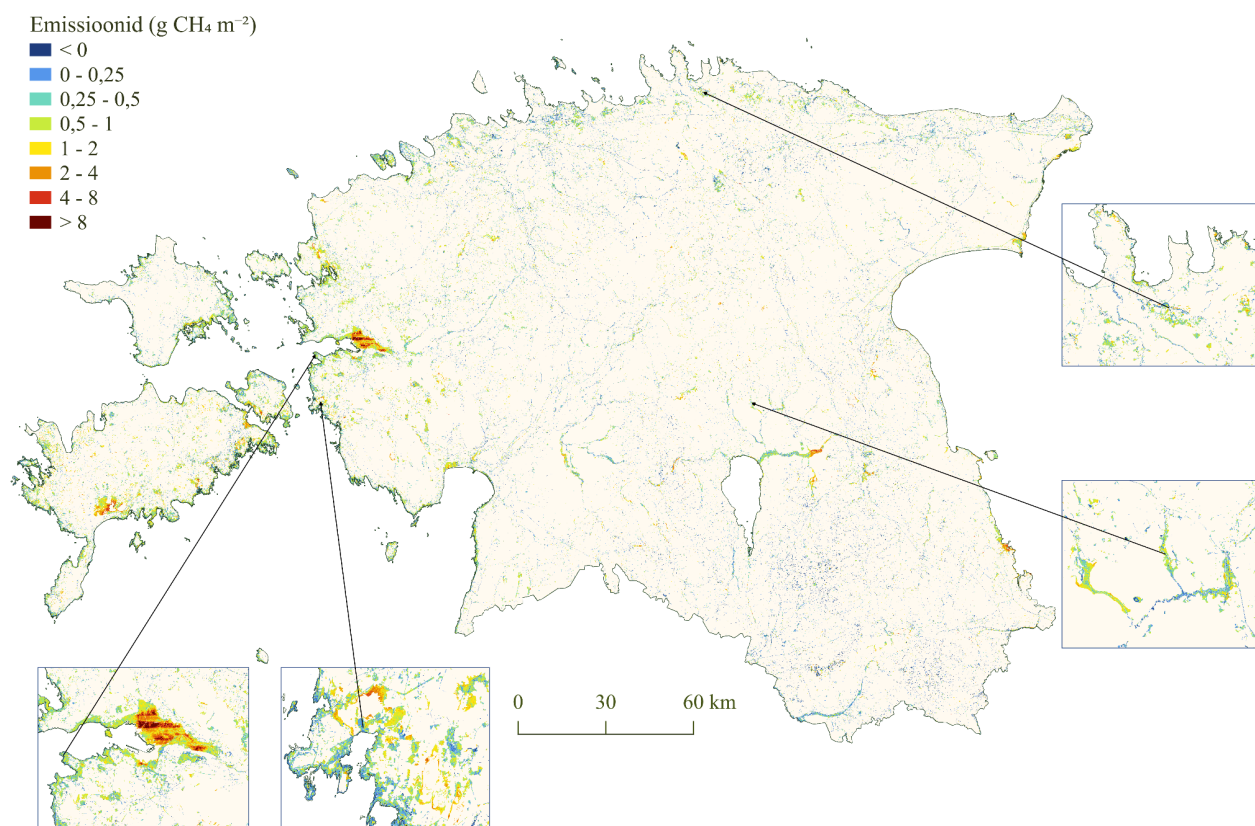
Joonis 9. CH₄ voo seos summeeritud kuude topograafilise niiskuseindeksiga (TWI). CH₄ voog on esitatud logaritmiliselt teisendatud kujul. Punktid tähistavad mõõtmistulemusi ning varjund 95% usaldusvahemikku.



Joonis 10. CH₄ voo (juuli-september) seos topograafilise niiskuseindeksiga (TWI). CH₄ voog on esitatud logaritmiliselt teisendatud kujul. Punktid tähistavad mõõtmistulemusi ning varjund 95% usaldusvahemikku. Joonisele on lisatud iga kuu lineaarmudeli võrrand.



Joonis 11. Summaarse CH₄ voo võrdlus kahe ruumilise analüüsi meetodi vahel juulis, augustis, septembris ja kogu mõõteperioodil. Lihtsam mudel põhineb märgade ja kuivade niitude klassifikatsioonil ning rühmade mediaanvoogudel, TWI-põhine rastermudel aga topograafilisel niiskusesindeksil põhinevatel kuupõhistel lineaarsetel mudelitel.



Joonis 12. Juuli-septembri summaarne CH₄ voog Eesti niitudel TWI-põhise rastermodeli alusel. Kaart koostati niitudega maskitud topograafilise niiskuseindeksi (TWI) rasteri ja kuupõhiste TWI-logCH₄ lineaarmudelite põhjal. Väärtused on esitatud ühikus g CH₄ m⁻² kogu mõõteperioodi kohta. Nullist väiksemad (<0) väärtused viitavad metaani sidumisele ja nullist suuremad emissioonile. Topograafilised tuletised saadi Tartu Ülikooli geograafia osakonna Maastikugeoinformaatika töörühma Geokuubi andmekogust *Estonia Topographic Variables 10m*.

4. ARUTELU

Käesoleva töö peamised tulemused näitasid, et Eesti niitude CH_4 vooge kujundasid eeskätt hüdroloogilised tingimused. Märghadel niitudel domineerisid positiivsed CH_4 vood, kuivadel niitudel aga nullilähedased või negatiivsed vood. Kõige tugevam seos ilmnis CH_4 voo ja mullaniiskuse vahel, samas kui mullatemperatuur ei osutunud käesolevas andmestikus oluliseks seletavaks teguriks, tõenäoliselt lühikese mõõteperioodi tõttu (Luo et al., 2013). Lisaks näitas ruumiline analüüs, et kuigi kuivade niitude kogupindala oli suurem kui märghadel niitudel, kujundasid piirkondlikku CH_4 bilanssi peamiselt märjad niidud. See toetab käsitlust, mille järgi niitude CH_4 bilanssi määrab eeskätt tasakaal anaeroobse metanogeneesi ja aeroobse CH_4 oksüdatsiooni vahel ning selle tasakaalu peamine kujundaja on veerežiim (Segers, 1998; van den Pol-van Dasselaar et al., 1998; Praeg et al., 2014).

Töö tulemused on kooskõlas varasemate uuringutega (Lindenberger et al., 2026), mille järgi hästi õhustatud rohumaamullad toimivad enamasti atmosfäärse CH_4 sidujana, samas kui püsivalt märjad või ajutiselt üleujutatud mullad võivad kujuneda CH_4 allikaks (Segers, 1998; Li et al., 2023). Kuigi käesoleva töö tulemused põhinevad riigiülesel hinnangul ning Lindenberger et al. (2026) käsitlevad üksikuid rohumaakooslusi, on mustrid sarnased: niiskemad ja üleujutustele avatud alad toimivad CH_4 allikatena, samas kui paremini õhustatud rohumaad võivad kujuneda CH_4 sidujaks. Käesolevas töös jäid Laelatu, Mälgi ja Uusküla CH_4 vood valdavalt nullilähedaseks või negatiivseks, mis viitab sellele, et nende alade mullad olid piisavalt õhustatud, et CH_4 oksüdatsioon saaks domineerida. Penijõe, Saastna ja eriti Pikknurme positiivsed vood seevastu osutavad tingimustele, kus hapniku kättesaadavus oli piiratud ning metanogenees tõenäoliselt aktiivsem. Selline kontrast sobitub hästi ka Paali (1997) kasvukohatüüpide käsitlusega, mille järgi võib niite üldistatult eristada kuivemateks ja niiskemateks kasvukohtadeks. Käesoleva töö tulemused näitavad, et see klassikaline ökoloogiline jaotus on rakendatav ka CH_4 voogude tõlgendamisel.

Tugev positiivne seos mullaniiskuse ja CH_4 voo vahel kinnitab samuti varasemaid uuringuid, mille järgi pinnalähedane veetase ja kõrge mullaniiskuse loovad CH_4 tekkeks soodsad anaeroobsed tingimused (Praeg et al., 2014; Dang et al., 2026). Samal ajal ei osutunud mullatemperatuur 10 cm sügavusel statistiliselt oluliseks seletavaks teguriks. See ei tähenda, et temperatuuril puuduks CH_4 tsüklis roll, vaid pigem seda, et käesolevas andmestikus oli niiskusežiimi mõju tugevam kui mõõteperioodi jooksul täheldatud temperatuuri erinevuste

mõju. Kuna analüüs põhines ainult sooja aastaaja mõõtmistel, jäi temperatuurivahemik suhteliselt kitsaks, mistõttu on tõenäoline, et pikema mõõteperioodi korral avalduks temperatuuri mõju selgemalt. Sarnast järeldust toetavad ka aastaringsete mõõtmistega tehtud uuringud, mis näitavad, et metaani oksüdatsiooni temperatuuritundlikkus avaldub eeskätt madalamatel temperatuuridel ning hooajalisus on oluline mustrite kujunemisel (Luo et al., 2013). Teooria põhjal mõjutavad nii metanogeneesi kui ka CH_4 oksüdatsiooni küll nii niiskus kui temperatuur, kuid väga märgades või väga kuivades tingimustes võib veerežiim osutada domineerivaks piirajaks (van den Pol-van Dasselaar et al., 1998). Seda toetab ka augustis ilmnenud muster, mil kuivadel niitudel oli CH_4 sidumine suurim ning märgadel niitudel samal ajal CH_4 emissioon kõrgeim. Kuivadel niitudel oli augustis mullaniiskus madalaim või üks madalamaid, mis viitab hästi õhustatud tingimustele ja CH_4 oksüdatsiooniks soodsale keskkonnale, samas kui märgadel niitudel püsisid mullad jätkuvalt väga niisked või üleujutatud, mis soodustas anaeroobsete tingimuste püsimist ja CH_4 emissiooni. Sarnane muster ilmnis ka varasemates uuringutes, kus parasniisked ja kuivemad niidualad toimisid CH_4 sidujatena, samas kui märgadel ja üleujutatud aladel esines CH_4 emissiooni (Helm et al., 2024).

Märgade niitude sees ilmnis samuti oluline heterogeensus. Pikknurme eristus teistest aladest kõige kõrgemate ja kõige varieeruvamate CH_4 voogudega, mis on hästi kooskõlas selle ala liigniiske lamminiidu iseloomu ning juulis registreeritud üleujutusega. Pikknurme püsivalt kõrge veetase viitab tingimustele, kus metanogenees võis toimuda pikema aja jooksul ja suuremas mullahorisondis. Penijõel oli veetase küll samuti maapinna lähedal, kuid CH_4 vood jäid märgatavalt väiksemaks kui Pikknurmes, mis viitab sellele, et lisaks veetasemele võisid olulist rolli mängida ka mullaomadused, taimkate või vee keemiline koostis. Saastna eristus omakorda kõrge vee elektrijuhtivuse poolest, mis viitab merevee mõjule ja kinnitab selle ala rannaniidulist iseloomu. See osutab, et ka märgade niitude sees ei ole tegemist ühetaolise rühmaga ning CH_4 vooge võivad lisaks niiskusrežiimile mõjutada ka hüdrokeemilised tingimused. Varasemad uuringud on näidanud, et suurem soolsus võib pärssida metanogeneesi ja soodustada anaeroobset metaani oksüdatsiooni, mistõttu võib mere mõju muuta CH_4 voogude suurust ja suunda ka siis, kui ala on hüdroloogiliselt märg (Poffenbarger et al., 2011; Qu et al., 2023).

Käesolevas töös kasutati ruumilisel analüüsil kuu keskmiste asemel mediaanvooge, et vähendada üksikute väga suurte emissioonisündmuste (üleujutused) mõju. See osutus

põhjendatuks, sest märgade niitude CH_4 vood olid tugevalt varieeruvad ning keskmised väärtused olid eriti tundlikud üksikute kõrgete mõõtmiste suhtes. Mediaani kasutamine annab seetõttu konservatiivsema hinnangu tüüpilisele CH_4 voole, ehkki võib samal ajal alahinnata episoodiliste kõrgete emissioonide kogumõju. Seetõttu tuleks saadud tulemust tõlgendada pigem tagasihoidliku hinnanguna mõõteperioodi tavapärasele tasemele kui absoluutse maksimaalse emissiooni hinnanguna.

Käesoleva töö klassipõhise CH_4 voo mudeli põhjal oli Eesti niitude juuli-septembri keskmine CH_4 voog ligikaudu $0,69 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$, märgadel niitudel ulatus see umbes $1,65 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ja kuivadel niitudel jäi kergelt negatiivseks ($-0,11 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$). Kolme kuu keskmise päevavoo kujul väljendatuna vastab see vastavalt umbes 7,5, 17,9 ja $-1,2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ p}^{-1}$. Need suurusjärgud on kooskõlas varasemate uuringutega. Lindenberger et al. (2026) leidsid, et sesoonselt üleujutataval mineraalmullal paikneval rohumaal oli aastane CH_4 voog $1,6 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ehk ligikaudu $2,13 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, samas kui degradeerunud turvasmullal $3,0 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ehk umbes $4,0 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Otter ja Scholes (2000) näitasid perioodiliselt üleujutatavas Lõuna-Aafrika savannis, et kuivemad savannid toimisid nõrkade CH_4 sidujatena ($-1,6$ kuni $1,68 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ p}^{-1}$), samas kui veega küllastunud aladel oli keskmine emissioon $69,4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ p}^{-1}$ ning üleujutatud aladel ulatusid vood $0,48\text{--}466,3 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ p}^{-1}$. Seega on käesolevas töös saadud kuivade niitude vood kirjandusega kooskõlas ning ka märgade niitude emissioonid ei tundu ebareaalselt kõrged, vaid jäävad samasse üldisesse suurusjärku teiste hüdroloogiliselt märgade rohusüsteemidega.

Töö üks oluline järeldus on see, et märgade ja kuivade niitude eristamine oli CH_4 voogude hindamisel vajalik ja sisuliselt põhjendatud. Kui kõiki niite oleks käsitletud ühe ühtse rühmana, oleks niidu tüüpide vaheline kontrast jäänud varju ning Eesti niitude CH_4 voogudest saadud üldistus oleks olnud palju ebatäpsem. Käesoleva töö tulemused osutavad, et selline kaheklassiline jaotus võimaldas saada realistlikuma hinnangu kogu niidukompleksi CH_4 bilansile. Samas tuleb rõhutada, et ka see lähenemine lihtsustab tegelikkust. Nii kuivade kui märgade niitude sees esines märkimisväärne aladevaheline varieeruvus. Sarnast vajadust niidutüüpide eristamiseks demonstreerib oma töös ka Lindenberger et al. (2026), kus üleujutustele avatud märg lamminiit ja kuivem, kuid kõrge põhjaveega karjatatav niit erinesid CH_4 emissioonide poolest järsult ning voogude peamiseks kujundajaks olid mullaniiskus ja hüdroloogilised häiringud (üleujutused).

Metoodika tugevuseks oli eri tüüpi Eesti pärandniitude kaasamine, mis võimaldas siduda CH₄ vood konkreetsete kasvukohatingimuste ja niiskusgradientidega. Samuti on tugevuseks see, et CH₄ vooge käsitleti mitte ainult mõõtepunktide tasemel, vaid seoti need ka laiemasse ruumilisse konteksti. Piirangutena tuleb siiski arvestada lühikest mõõteperioodi, mis hõlmas vaid juulit, augustit ja septembrit, ning mõningate keskkonnaparameetrite piiratud korduste arvu. Samuti ei hõlmanud ruumiline analüüs kogu aastat, mistõttu ei saa saadud tulemusi tõlgendada Eesti niitude aastase CH₄ bilansina, nagu näiteks Lindenberger et al. (2026) töös. Edaspidi oleks oluline laiendada mõõtmisi kogu vegetatsiooniperioodile ning võimalusel ka vegetatsioonivälisele ajale, et hinnata paremini hooajalist muutlikkust ja aastabilanssi. Samuti oleks soovitatav suurendada keskkonnaparameetrite korduste arvu ning käsitleda ruumilises jämeskaleerimises detailsemalt erinevaid niidutüüpe.

Topograafiliste tuletiste seos nii mullaniiskuse kui ka CH₄ voogudega näitab, et metaani ruumiline varieeruvus oli seotud mitte ainult lokaalselt mõõdetud keskkonnatingimustega, vaid ka maastiku reljeefsete omadustega. Eriti oluline oli topograafiline niiskusindeks (TWI), mis seostus positiivselt nii mullaniiskuse kui ka CH₄ voogudega. See viitab sellele, et vee kogunemise potentsiaaliga alad olid ka metaani tekkeks soodsamad (Lindenberger et al., 2026). Negatiivsed seosed nõlva ja TRI-iga viitavad omakorda sellele, et järsemad ja reljeefsemad kohad olid kuivemad ning vähem soodsad metanogeneesiks. Seega toetavad need tulemused arusaama, et topograafia mõjutab CH₄ vooge kaudselt hüdroloogilise režiimi kaudu.

Topograafiliste tuletiste põhise kaardianalüüsi (1811,6 t CH₄) ja klassipõhise kaardianalüüsi (1970,5 t CH₄) tulemuste võrdlus näitas, et mõlemad meetodid andsid juuli-septemberi CH₄ koguvoole sama suurusjärgu hinnangu. Topograafilise tuletise põhine mudel andis siiski mõnevõrra konservatiivsema väärtuse (ligikaudu 8% väiksema), mis on tõenäoliselt seotud asjaoluga, et lineaarne logaritmiline mudel silub ruumilist varieeruvust ega anna täielikult väga kõrgeid lokaalseid emissiooniväärtusi. See on kooskõlas ka mudelite tagasihoidliku seletusvõimega, mille põhjal selgitas TWI vaid osa CH₄ ruumilisest varieeruvusest. Samas näitab kahe meetodi suhteline kooskõla, et topograafilisel niiskuspotentsiaalil põhinev geoinformaatiline lähenemine annab Eesti niitude CH₄ ruumilisest mustrist realistliku lisahinnangu ning toetab lihtsama klassidepõhise analüüsi põhijäreldusi.

Kasvuhoonegaaside voogude ruumilisel analüüsil on seni palju tähelepanu pööratud veega seotud ökosüsteemidele, nagu märgalad, järved, vooluveekogud ja kuivenduskraavid, samas

kui niitude CH_4 voogude üldistamist suuremale skaalale on käsitletud märksa vähem (Peacock et al., 2021; Johnson et al., 2022; Rocher-Ros et al., 2023; Mander et al., 2025). Lihtsaim lähenemine põhineb sageli mõõtmistulemuste keskmiste kasutamisel emissiooniteguritena või nende rakendamisel laiematele klassidele, kuid selline meetod ei kirjelda piisavalt ruumilist heterogeensust. Seetõttu on viimastel aastatel üha enam kasutatud mudeleid, mis ühendavad kambrimõõtmised ruumiandmete ja kaugseireinfoga. Näiteks Johnson et al. (2022) ühendasid CH_4 mõõtmised ruumilise järvede pindala ja jaotuse infoga, et koostada globaalseid järvede emissioonihinnanguid, ning Kuhn et al. (2021) rõhutasid harmoniseeritud voogude andmestike tähtsust maakatteklassidega seotud alt-üles hinnangute jaoks. Sarnane loogika on kasutatav ka niitude puhul: mõõtmistulemuste klassipõhisele üldistamisele saab alternatiivina rakendada keskkonnamuutujatel ja ruumiandmetel põhinevat analüüsi, mis võimaldab paremini arvesse võtta maastiku heterogeensust ning annab realistlikuma hinnangu CH_4 voogude ruumilisele varieeruvusele.

KOKKUVÕTE

Käesoleva magistritöö eesmärk oli analüüsida CH_4 voogude seoseid vee-, mulla- ja topograafiliste parameetritega erinevatel niidutüüpidel ning töötada välja ja võrrelda kahte erinevat meetodit Eesti niitude suviste summaarse CH_4 voogude arvutamiseks. Töö tulemused näitasid, et CH_4 vooge kujundas eeskätt niiskusrežiim. Märgadel niitudel domineerisid positiivsed CH_4 vood, samas kui kuivadel niitudel jäid vood valdavalt nullilähedaseks või negatiivseks ehk toimus CH_4 sidumine. Kuivade ja märgade niitude rühmade võrdlus näitas, et kõigil mõõtekuudel erinesid nende CH_4 voogude jaotused statistiliselt oluliselt ning märgade niitude sees esines ka märksa suurem rühmasisene varieeruvus. Eesti niitude rasteranalüüsi põhjal eristati 129 683 ha märgasid ja 157 274 ha kuivasid niite. Märgade niitude summaarne emissioon mõõteperioodil, juuli-september, oli 2141 t CH_4 , samal ajal kui kuivade niitude summaarne sidumine oli -171 t CH_4 . Pindalapõhise hinnangu järgi vastas see kogu Eesti niitude keskmiselt ligikaudu 0,69 g CH_4 m⁻² suurusele voole, märgadel niitudel 1,65 g CH_4 m⁻² ja kuivadel niitudel -0,11 g CH_4 m⁻² juuli-septembri kohta.

Keskkonnategurite analüüs näitas, et kõige tugevamalt sostus CH_4 voog mullaniiskusega. Topograafiliste tuletiste analüüsis ilmnes, et topograafiline niiskusindeks (TWI) seostus positiivselt nii mullaniiskuse kui ka CH_4 voogudega, samas kui nõlv ja reljeefi karedust kirjeldav indeks (TRI) seostusid nendega negatiivselt. See viitab, et kõrgemad metaanivood esinesid valdavalt topograafiliselt niiskemates, laugemates ja väiksema mikroreljeefse varieeruvusega kohtades. Kuupõhised topograafiliste tuletiste põhised CH_4 voogude mudelid olid statistiliselt olulised, kuid nende seletusvõime jäi tagasihoidlikuks ($R^2 = 0,162$ kuni 0,227), mis näitab, et TWI selgitas küll osa CH_4 ruumilisest varieeruvusest, kuid mitte kogu voogude muutlikkust.

Teise olulise tulemusena näitas töö, et CH_4 voogude ruumiliseks üldistamiseks kasutatud kaks meetodit andsid sama suurusjärgu hinnangu. Lihtsama märg/kuiv klassifikatsioonil põhinenud meetodi järgi oli Eestis niitude juuli-septembri summaarne CH_4 voog 1970,5 t CH_4 , samas kui TWI-põhine pidev ruumiline mudel andis hinnanguks 1811,6 t CH_4 ehk ligikaudu 8% väiksema väärtuse. Mõlemad meetodid toetasid järeldust, et Eesti niitude CH_4 bilanssi kujundasid peamiselt märjad niidud, kuid TWI-põhine lähenemine võimaldas

kirjeldada ruumilist mustrit pideva gradiendina ning tuua esile kõrgema emissioonipotentsiaaliga alad topograafiliselt niiskemates kohtades.

Käesoleva töö peamised piirangud tulenesid lühikesest mõõteperioodist ning keskkonnaparameetrite piiratud kordustest, samuti asjaolust, et ruumiline analüüs tugines lihtsustatud mudelitele. Sellest hoolimata näitasid tulemused, et märgade ja kuivade niitude eristamine on CH₄ voogude hindamisel oluline ning et geoinformaatilised meetodid võimaldavad siduda punktmõõtmised laiemate ruumiliste mustritega. Töö loob seega aluse Eesti niitude metaanivoogude edasiseks täpsustamiseks ning nende paremaks arvestamiseks. Tulevikus võiks CH₄ voogude hinnanguid täiustada, ühendades topograafilised tuletised, mullastikuomadused ja dünaamilised niiskusandmed ühtsesse ruumilisse mudelisse.

Modeling methane fluxes in Estonian grassland ecosystems based on chamber measurements

Christina Kangro

Summary

The aim of this Master's thesis was to analyse the relationships between CH₄ fluxes and hydrological, soil and topographic parameters across different grassland types, and to develop and compare two methods for estimating cumulative CH₄ fluxes from Estonian grasslands. The results showed that CH₄ fluxes were primarily controlled by the moisture regime. Wet grasslands were characterised by predominantly positive CH₄ fluxes, whereas fluxes on dry grasslands remained mostly close to zero or negative. The comparison between wet and dry grasslands demonstrated that the distributions of CH₄ fluxes differed significantly in all measurement months, and that variability within the wet grassland group was considerably higher. Based on the raster analysis, 129,683 ha of wet grasslands and 157,274 ha of dry grasslands were identified in Estonia. The cumulative CH₄ emission from wet grasslands during the study period was 2,141 t CH₄, while dry grasslands showed a cumulative uptake of -171 t CH₄. On an area-based scale, this corresponded to an average flux of approximately 0.69 g CH₄ m⁻² for all Estonian grasslands, 1.65 g CH₄ m⁻² for wet grasslands, and -0.11 g CH₄ m⁻² for dry grasslands during July-September.

Analysis of environmental factors showed that the CH₄ flux was the most strongly related to soil moisture. Among the topographic derivatives, the topographic wetness index (TWI) was positively associated with both soil moisture and CH₄ fluxes, whereas slope and terrain ruggedness index (TRI) showed negative relationships. This indicates that higher methane fluxes occurred mainly in topographically wetter, flatter areas with lower microtopographic heterogeneity. The monthly topography-based CH₄ flux models were statistically significant, but their explanatory power remained modest ($R^2 = 0.162-0.227$), indicating that TWI explained part of the spatial variability in CH₄ fluxes but not their full variation.

A further important result was that the two upscaling approaches used to generalise CH₄ fluxes produced similar estimates. The simpler wet/dry classification-based method produced a cumulative CH₄ flux of 1,970.5 t CH₄ from Estonian grasslands for July-September, whereas the continuous TWI-based spatial model produced an estimate of 1,811.6 t CH₄,

approximately 8% lower. Both methods supported the conclusion that the CH₄ balance of Estonian grasslands was mainly controlled by wet grasslands, but the TWI-based approach allowed the spatial pattern to be described as a continuous gradient and highlighted areas with higher emission potential in topographically wetter locations.

The main limitations of this study were related to the short measurement period and the limited number of repeated environmental measurements, as well as the fact that the spatial analysis relied on simplified models. Nevertheless, the results demonstrate that distinguishing between wet and dry grasslands is essential for estimating CH₄ fluxes, and that geoinformatics-based approaches make it possible to link point measurements with broader spatial patterns. The study therefore provides a basis for further refinement of methane flux estimates for Estonian grasslands and for improving their inclusion in future inventories. In the future, CH₄ flux estimates could be improved by combining topographic derivatives, soil properties and dynamic moisture data within an integrated spatial modelling framework.

Tänuavaldused

Suur tänu minu juhendajatele, Ilona Tamm ja Kuno Kasak, kelle erialane ekspertiis, sisukad soovitused ja konstruktiivne tagasiside aitasid magistritöö valmimisele igakülselt kaasa. Olen väga tänulik nende kannatlikkuse, toetuse ja kasulike nõuannete eest kogu töö kirjutamise ja analüüside tegemise jooksul. Aitäh ka Evelyn Uuemaale väärtuslike soovitude eest, mis aitasid töö kvaliteeti märkimisväärselt tõsta. Lisaks sooviks tänada keskkonnatehnoloogia töörühma liikmeid välitöödel kogutud andmete eest, ilma milleta ei oleks töö olnud võimalik.

Käesoleva magistritöö läbiviimist toetas Eesti Teadusagentuur (PSG714) ja Haridus- ja teadusministeerium Kestliku maakasutuse tippkeskuse (FutureScapes) kaudu.

KASUTATUD KIRJANDUS

Andresson, E., Kallis, A., Kallis, T., Krabbi, M., Loodla, K., Pärj, R., & Vint, K. (2026). Eesti meteoroloogia aastaraamat 2025. Keskkonnaagentuur. https://www.ilmateenistus.ee/wp-content/uploads/2026/03/meteoroloogia_aastaraamat_2025.pdf

Bahn, M., Schmitt, M., Siegwolf, R., Richter, A., & Brüggemann, N. (2009). Does photosynthesis affect grassland soil-respired CO₂ and its carbon isotope composition on a diurnal timescale? *New Phytologist*, 182(2), 451–460. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02755.x>

Bai, Y., & Cotrufo, M. F. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science*, 377, 603–608. <https://doi.org/10.1126/science.abo2380>

Baldocchi, D. D. (2020). How eddy covariance flux measurements have contributed to our understanding of Global Change Biology. *Global Change Biology*, 26, 242–260. <https://doi.org/10.1111/gcb.14807>

Bansal, S., Creed, I. F., Tangen, B. A., Bridgham, S. D., Desai, A. R., Krauss, K. W., Neubauer, S. C., Noe, G. B., Rosenberry, D. O., Trettin, C., Wickland, K. P., Allen, S. T., Arias-Ortiz, A., Armitage, A. R., Baldocchi, D., Banerjee, K., Bastviken, D., Berg, P., ... Zhu, X. (2023). Practical guide to measuring wetland carbon pools and fluxes. *Wetlands*, 43, Article 105. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01722-2>

Bardgett, R. D., Bullock, J. M., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N. J., Chomel, M., Durigan, G., Fry, E. L., Johnson, D., Lavelle, J. M., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., ... Shi, H. (2021). Combating global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2, 720–735. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2>

Bardgett, R. D., Freeman, C., & Ostle, N. J. (2008). Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *The ISME Journal*, 2(8), 805–814. <https://doi.org/10.1038/ismej.2008.58>

Campioli, M., Malhi, Y., Vicca, S., Luyssaert, S., Papale, D., Peñuelas, J., Reichstein, M., Migliavacca, M., Arain, M. A., & Janssens, I. A. (2016). Evaluating the convergence between

eddy-covariance and biometric methods for assessing carbon budgets of forests. *Nature Communications*, 7(1), 13717. <https://doi.org/10.1038/ncomms13717>

Carter, S., Harley, J., & Burden, A. (2022). Greenhouse gas flux measurements with the static chamber method in tidal environments – a review (UKCEH report to WWF, Issue 2, 30 pp). UK Centre for Ecology & Hydrology.

Collier, S. M., Ruark, M. D., Oates, L. G., Jokela, W. E., & Dell, C. J. (2014). Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers. *Journal of Visualized Experiments*, 90, e52110. <https://doi.org/10.3791/52110>

Cui, H., Wang, L., Du, Z., Wei, Z., & Xiao, C. (2025). Precipitation trends cause large uncertainties in grassland carbon budgets—a global meta-analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 363, 110432. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110432>

Dang, X., Naafs, B. D. A., Gorguner, M., Valdes, P., Pancost, R. D., Zhang, Z., & Xie, S. (2026). Minor change in soil moisture induces abrupt shift in soil microbial community and methane emissions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 417, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2026.01.029>

Dass, P., Houlton, B. Z., Wang, Y., & Warlind, D. (2018). Grasslands may be more reliable carbon sinks than forests in California. *Environmental Research Letters*, 13(7), 074027. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aacb39>

Edwards, K. R., Kaštovská, E., Bárta, J., Pícek, T., & Šantrůčková, H. (2025). Multiple environmental factors interact to affect wet grassland ecosystem functions. *Ecological Engineering*, 212, 107511. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107511>

Eler, K., Plestenjak, G., Ferlan, M., Čater, M., Simončič, P., & Vodnik, D. (2013). Soil respiration of karst grasslands subjected to woody-plant encroachment. *European Journal of Soil Science*, 64(2), 210–218. <https://doi.org/10.1111/ejss.12020>

European Parliament & Council of the European Union. (2018). Regulation (EU) 2018/841 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU. *Official Journal of the European Union*. <http://data.europa.eu/eli/reg/2018/841/oj>

European Parliament & Council of the European Union. (2021). Regulation (EU) 2021/1119 establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulations (EC) No 401/2009 and (EU) 2018/1999 ('European Climate Law'). Official Journal of the European Union. <http://data.europa.eu/eli/reg/2021/1119/oj>

European Parliament & Council of the European Union. (2023). Regulation (EU) 2023/857 amending Regulation (EU) 2018/842 on binding annual greenhouse gas emission reductions by Member States from 2021 to 2030 contributing to climate action to meet commitments under the Paris Agreement, and Regulation (EU) 2018/1999. Official Journal of the European Union, L 111, 1–14. <http://data.europa.eu/eli/reg/2023/857/oj>

Fatichi, S., Manzoni, S., Or, D., & Paschalis, A. (2019). A mechanistic model of microbially mediated soil biogeochemical processes: A reality check. *Global Biogeochemical Cycles*, 33(6), 620–648. <https://doi.org/10.1029/2018GB006077>

Filipiak, M., Gabriel, D., & Kuka, K. (2023). Simulation-based assessment of the soil organic carbon sequestration in grasslands in relation to management and climate change scenarios. *Heliyon*, 9(6), e17287. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e17287>

Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D. J., Mauritsen, T., Palmer, M. D., Watanabe, M., Wild, M., & Zhang, H. (2021). The Earth's energy budget, climate feedbacks, and climate sensitivity. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 923–1054). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>

Gigante, D., Angelucci, S., Bonini, F., Caruso, F., Di Cecco, V., Donnini, D., Morbidini, L., Pauselli, M., Valenti, B., Tassi, A., Vizzari, M., & Di Martino, L. (2024). Seminatural Grasslands: An Emblematic Challenge for Nature Conservation in Protected Areas. *Land*, 13(3), 386. <https://doi.org/10.3390/land13030386>

Gilet, L., Habib, W., Aitova, E., Byrne, K. A., Farrell, C. A., Fenton, O., Flynn, R., O'Leary, D., Morley, T. R., Tuohy, P., Regan, S., Renou-Wilson, F., Wilson, D., & Connolly, J. (2025).

Peatland use and peat soil land cover types in Ireland: Implications for the calculation of GHG emissions in the context of climate action. *Land Use Policy*, 159, 107792. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2025.107792>

Gong, Y., Wang, M., Sun, F., Wu, J., Bao, K., Ren, Z., & Wang, F. (2026). Decade of natural regeneration increases carbon accumulation in a drained peatland pasture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 396, 109974. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.109974>

Gorris, P., Bodin, Ö., Giralt, D., Hass, A. L., Reitalu, T., Cabodevilla, X., Hannappel, I., Helm, A., Prangel, E., & Westphal, C. (2025). Social-ecological perspective on European semi-natural grassland conservation and restoration: Key challenges and future pathways. *Biological Conservation*, 304, 111038. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111038>

Helm, A. (2011). Eesti loopealsed ja kadastikud: Juhend koosluste hooldamiseks ja taastamiseks. Tartu Ülikool; Pärandkoosluste Kaitse Ühing. Koostatud Keskkonnaameti tellimusel.

Helm, A., Toussaint, A. (2020). Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut

Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Poltimäe, H., Rosenväld, R., Veromann, E., Reitalu, T., Kmoch, A., Virro, H., Mõisja, K., Nurm, H-I., Prangel, E., Vain, K., Sepp, K., Lõhmus, A., Linder, M., Otsus, M., Uuemaa, E. (2023). Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) majandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine. Tehniline lõpparuanne. Riigihange "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh meetodika väljatöötamine" (viitenumber 235366, Keskkonnaagentuur). Tartu Ülikool. Eesti Maaülikool. ELME projekti kaasrahastasid ELi Ühtekuuluvusfond ja SA Keskkonnainvesteeringute Keskus.

Helm, A., Liiv, E., Prangel, E., Kull, A., Maddison, M., Ostonen, I., Reitalu, T. (2024). Eesti niiduökosüsteemide roll kliimamuutuste leevendamisel. Keskkonnainvesteeringute Keskus. Tartu Ülikool.

Hendriks, D. M. D., van Huissteden, J., & Dolman, A. J. (2010). Multi-technique assessment of spatial and temporal variability of methane fluxes in a peat meadow. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(6), 757–774. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.017>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021). Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou, Eds.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

Johnson, M. S., Matthews, E., Du, J., Genovese, V., & Bastviken, D. (2022). Methane emission from global lakes: New spatiotemporal data and observation-driven modeling of methane dynamics indicates lower emissions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 127(7), e2022JG006793. <https://doi.org/10.1029/2022JG006793>

Jones, M. B. (2010). Potential for carbon sequestration in temperate grassland soils (pp. 1–18). In M. Abberton, R. Conant, & C. Batello (Eds.), *Grassland carbon sequestration: Management, policy and economics* (Integrated Crop Management Vol. 11). FAO.

Kasari-Toussaint, L., Trepp, R., Takkis, K., Helm, A., Holm, A., Holm, B., & Reitalu, T. (2026). Challenges and solutions in managing semi-natural grasslands: Insights from Estonia. *Biological Conservation*, 313, 111520. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111520>

Keskkonnaamet (2021). Pärandniitude tegevuskava. <https://www.loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/P%C3%A4randniitude%20tegevuskava%20%28kinnitatud%202021%29.pdf>

Kuhn, M. A., Varner, R. K., Bastviken, D., Crill, P., MacIntyre, S., Turetsky, M., Walter Anthony, K., McGuire, A. D., & Olefeldt, D. (2021). BAWLD-CH₄: A comprehensive dataset of methane fluxes from boreal and arctic ecosystems. *Earth System Science Data*, 13(11), 5151–5189. <https://doi.org/10.5194/essd-13-5151-2021>

Kliimaministeerium. (2019). Eesti riiklik energia- ja kliimakava aastani 2030 (REKK 2030): Eesti teatis Euroopa Komisjonile määruse (EL) 2018/1999 artikli 3 lõike 1 alusel.

Kliimaministeerium. (2022). Maakasutus, maakasutuse muutus ja metsandus ehk LULUCF – Land Use, Land Use Change and Forestry. <https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/metsandus/lulucf> (viimati vaadatud 05.04.2026)

Kukk, T. & Sammul, M. (2006). Loodusdirektiivi poollooduslikud kooslused ja nende pindala Eestis. Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat 84. köide. Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts, 114–158.

Laasimer, L. (1965). Eesti NSV Taimkate. Eesti NSV Teaduste Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituut. Tallinn: Kirjastus Valgus.

Li, S., Chen, P., Mei, B., Yue, H., Zheng, X., Ren, G., Aruhan, & Suhe. (2023). Annual methane uptake of an artificial grassland under different grazing strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 125, 29–42. <https://doi.org/10.1007/s10705-022-10250-0>

Li, S., Xing, T., Sa, R., Zhang, Y., Chen, H., Jin, K., Shao, Q., Tang, S., & Wang, C. (2024). Effects of grazing on soil respiration in global grassland ecosystems. *Soil and Tillage Research*, 238, 106033. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106033>

Li, X., Zhang, C., Fu, H., Guo, D., Song, X., Wan, C., & REN, J. (2013). Grazing exclusion alters soil microbial respiration, root respiration and the soil carbon balance in grasslands of the Loess Plateau, northern China. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59(6), 877–887. <https://doi.org/10.1080/00380768.2013.862157>

Li, Y., Liu, Y., Pan, H., Hernández, M., Guan, X., Wang, W., Zhang, Q., Luo, Y., Di, H., & Xu, J. (2020). Impact of grazing on shaping abundance and composition of active methanotrophs and methane oxidation activity in a grassland soil. *Biology and Fertility of Soils*, 56, 799–810. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01461-0>

Lindenberger, A., von der Thannen, M., Rauch, H. P., Baldocchi, D., Pindus, M., Szutu, D., Verfaillie, J., & Kasak, K. (2026). Contrasting carbon dynamics in grazed and flood-prone grasslands on mineral and degraded peat soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 409, 110531. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2026.110531>

Lindborg, R., Hartel, T., Helm, A., Prangel, E., Reitalu, T. & Ripoll-Bosch, R. (2023) Ecosystem services provided by semi-natural and intensified grasslands: Synergies, trade-offs and linkages to plant traits and functional richness. *Applied Vegetation Science*, 26, e12729. Available from: <https://doi.org/10.1111/avsc.12729>

Liu, L., Sayer, E. J., Deng, M., Li, P., Liu, W., Wang, X., Yang, S., Huang, J., Luo, J., Su, Y., Grünzweig, J. M., Jiang, L., Hu, S., & Piao, S. (2023). The grassland carbon cycle:

Mechanisms, responses to global changes, and potential contribution to carbon neutrality. *Fundamental Research*, 3(2), 209–218. <https://doi.org/10.1016/j.fmre.2022.09.028>

Lotman, S., & Rannap, R. (2020). Rannaniitude hoolduskava. Pärandkoosluste Kaitse Ühing; koostatud Keskkonnaameti tellimusel. <https://www.loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/Rannaniitude%20hoolduskava%20%281%29.pdf>

Luo, G. J., Kiese, R., Wolf, B., & Butterbach-Bahl, K. (2013). Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. *Biogeosciences*, 10, 3205–3219. <https://doi.org/10.5194/bg-10-3205-2013>

Malek, Ž., Schulze, K., Bartl, H., Keja, W., Petersen, J.-E., Tieskens, K., Jones, G., & Verburg, P. H. (2024). Mapping livestock grazing in semi-natural areas in the European Union and United Kingdom. *Landscape Ecology*, 39, Article 31. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01810-6>

Mander, Ü., Öpik, M., & 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>

Mesipuu, M. (2020). Aru- ja soostunud niitude hoolduskava. Pärandkoosluste Kaitse Ühing; koostatud Keskkonnaameti tellimusel. <https://www.loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/Aru-%20ja%20soostunud%20niitude%20hoolduskava%20%281%29.pdf>

Metsoja, J.-A. (2020). Luhtade hoolduskava. Pärandkoosluste Kaitse Ühing; koostatud Keskkonnaameti tellimusel. <https://www.loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/Luhtade%20hoolduskava.pdf>

Morin, T. H. (2019). Advances in the eddy covariance approach to CH₄ monitoring over two and a half decades. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(3), 453–460. <https://doi.org/10.1029/2018JG004796>

Mulla ja Maahõive koostööprojekt. (2024). Maa- ja mullakasutuse juhtimissüsteem mullastiku teenuste efektiivseks ja jätkusuutlikuks kasutamiseks, elurikkuse kaitseks ja

kliimamõju vähendamiseks: Uurimisprogramm “Mulla- ja maakasutusega seotud kasvuhoonegaaside seire ja aruandluse täiustamine”. Aruanne. Tallinn.

NOAA Global Monitoring Laboratory. Carbon Cycle Greenhouse Gases. Trends in CH₄. https://gml.noaa.gov/ccgg/trends_ch4/ (viimati vaadatud 17.03.2026)

Okiti, I., Efakwu, G., Pindus, M., & Kasak, K. (2025). Environmental and biogeochemical drivers of CH₄ and N₂O flux variability in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 219, 107705. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2025.107705>

Otter, L. B., & Scholes, M. C. (2000). Methane sources and sinks in a periodically flooded South African savanna. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(1), 97–111. <https://doi.org/10.1029/1999GB900068>

Paal, J. (1997). Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonna-ministeerium & ÜRO Keskkonnaprogramm, Tallinn. 297 lk.

Peacock, M., Audet, J., Bastviken, D., Futter, M. N., Gauci, V., Grinham, A., Harrison, J. A., Kent, M. S., Kosten, S., Lovelock, C. E., Veraart, A. J., & Evans, C. D. (2021). Global importance of methane emissions from drainage ditches and canals. *Environmental Research Letters*, 16(4), 044010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abeb36>

Poffenbarger, H. J., Needelman, B. A., & Megonigal, J. P. (2011). Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, 31, 831–842. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0197-0>

Praeg, N., Wagner, A. O., & Illmer, P. (2014). Effects of fertilisation, temperature and water content on microbial properties and methane production and methane oxidation in subalpine soils. *European Journal of Soil Biology*, 65, 96–106. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.10.002>

Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Neuenkamp, L., Noreika, N., Karise, R., Marja, R., Ingerpuu, N., Kupper, T., Keerberg, L., Oja, E., Meriste, M., Tiitsaar, A., Ivask, M., & Helm, A. (2023). Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology*, 60(5), 825–836. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14375>

- Qu, Y., Zhao, Y., Yao, X., Wang, J., Liu, Z., Hong, Y., Zheng, P., Wang, L., & Hu, B. (2023). Salinity causes differences in stratigraphic methane sources and sinks. *Environmental Science & Ecotechnology*, 19, 100334. <https://doi.org/10.1016/j.esec.2023.100334>
- Rafalska, A., Walkiewicz, A., Osborne, B., Klumpp, K., & Bieganski, A. (2023). Variation in methane uptake by grassland soils in the context of climate change – A review of effects and mechanisms. *Science of The Total Environment*, 871, 162127. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162127>
- Reyes-Muñoz, P., Kovács, D. D., & Verrelst, J. (2025). Tower-to-global upscaling of terrestrial carbon fluxes driven by MODIS-LAI, Sentinel-3-LAI and ERA5-Land data. *Ecological Indicators*, 177, 113597. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113597>
- Rocher-Ros, G., Stanley, E. H., Loken, L. C., Crawford, J. T., Stets, E. G., Striegl, R. G., Butman, D., & Raymond, P. A. (2023). Global methane emissions from rivers and streams. *Nature*, 621, 530–535. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06344-6>
- Roosaluste, E. (2019). Puisniitude ja puiskarjamaade hoolduskava. Keskkonnaamet. https://www.loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/Puisniidu_puiskarjamaa_hoolduskava%20%281%29.pdf
- Saunois, M., Stavert, A. R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J. G., Jackson, R. B., Raymond, P. A., Dlugokencky, E. J., Houweling, S., Patra, P. K., Ciais, P., Arora, V. K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D. R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K. M., Carrol, M., Castaldi, S., ... Zhuang, Q. (2020). The Global Methane Budget 2000–2017. *Earth System Science Data*, 12(3), 1561–1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
- Schrier-Uijl, A. P., Kroon, P. S., Hensen, A., Leffelaar, P. A., Berendse, F., & Veenendaal, E. M. (2010). Comparison of chamber and eddy covariance-based CO₂ and CH₄ emission estimates in a heterogeneous grass ecosystem on peat. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(6), 825–831. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.007>
- Segers, R. (1998). Methane Production and Methane Consumption: A Review of Processes Underlying Wetland Methane Fluxes. *Biogeochemistry*, 41(1), 23–51. <http://www.jstor.org/stable/1469307>

- Shah, A., Huang, J., Han, T., Khan, M. N., Tadesse, K. A., Daba, N. A., Khan, S., Ullah, S., Sardar, M. F., Fahad, S., & Zhang, H. (2024). Impact of soil moisture regimes on greenhouse gas emissions, soil microbial biomass, and enzymatic activity in long-term fertilized paddy soil. *Environmental Sciences Europe*, 36, 120. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00943-4>
- Shan, Y., Tian, K., Li, R., Guan, Y., Ou, J., Guan, D., & Hubacek, K. (2025). Global methane footprints growth and drivers 1990–2023. *Nature Communications*, 16, 8184. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-63383-5>
- Smith, P. (2014). Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20(9), 2708–2711. <https://doi.org/10.1111/gcb.12561>
- Soussana, J. F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., & Arrouays, D. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20, 219–230. <https://doi.org/10.1079/SUM2003234>
- Sundqvist, E., Persson, A., Kljun, N., Vestin, P., Chasmer, L., Hopkinson, C., & Lindroth, A. (2015). Upscaling of methane exchange in a boreal forest using soil chamber measurements and high-resolution LiDAR elevation data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214–215, 393–401. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.09.003>
- Talvi, Tiina & Talvi, Tõnu. Poollooduslikud kooslused. Kaitse ja hooldus. Põllumajandusministeerium, Viidumäe–Tallinn, 2012. <https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-06/Poollooduslikud%20kooslused.pdf>
- Tang, X., Zhou, Y., Li, H., Yao, L., Ding, Z., Ma, M., & Yu, P. (2020). Remotely monitoring ecosystem respiration from various grasslands along a large-scale east–west transect across northern China. *Carbon Balance and Management*, 15, 6. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00141-8>
- van den Pol-van Dasselaar, A., van Beusichem, M. L., & Oenema, O. (1998). Effects of soil moisture content and temperature on methane uptake by grasslands on sandy soils. *Plant and Soil*, 204(2), 213–222. <http://www.jstor.org/stable/42949919>
- Wang, M., Li, F., Dong, L., Wang, X., Han, L., & Olesen, J. E. (2023). Effects of exogenous organic/inorganic nitrogen addition on carbon pool distribution and transformation in

grassland soil. *Science of The Total Environment*, 858 (Part 3), 159919. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159919>

Vargas, R., Carbone, M. S., Reichstein, M., & Baldocchi, D. D. (2011). Frontiers and challenges in soil respiration research: From measurements to model–data integration. *Biogeochemistry*, 102(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9462-1>

Wong, C. L. Y. (2018). Analysis of the number of flux chamber samples and study area size on the accuracy of emission rate measurements. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 68(10), 1103–1117. <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1469555>

World Meteorological Organization. (2019). WMO Greenhouse Gas Bulletin: The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2018 (No. 15). World Meteorological Organization.

Xu, M., & Shang, H. (2016). Contribution of soil respiration to the global carbon equation. *Journal of Plant Physiology*, 203, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2016.08.007>

Yang, M., Yu, G., He, N., Grace, J., Wang, Q., & Zhou, Y. (2019). A Method for Estimating Annual Cumulative Soil/Ecosystem Respiration and CH₄ Flux from Sporadic Data Collected Using the Chamber Method. *Atmosphere*, 10(10), 623. <https://doi.org/10.3390/atmos10100623>

Yang, P., Wang, N., Zhao, L., Su, B., Niu, Z., & Zhao, H. (2022). Responses of grassland ecosystem carbon fluxes to precipitation and their environmental factors in the Badain Jaran Desert. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 75805–75821. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21098-w>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Christina Kangro,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Eesti niiduökosüsteemide metaanivoogude modelleerimine kambrimõõtmiste põhjal“, mille juhendajad on Kuno Kasak ja Ilona Tamm, 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 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.