

Tartu Ülikool  
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond  
Ökoloogia ja maateaduste instituut  
Geograafia osakond

Magistritöö keskkonnatehnoloogias

**FOSFORI- JA LÄMMASTIKURINGE NING  
KASVUHOONEGAASIDE EMISSIOON PORIJÕE  
VALGLA LAMMISERVADEL**

**Kristiina Välik**

Juhendajad: PhD Jaan Pärn

MSc Kuno Kasak

Kaitsmisele lubatud:

Juhendajad:

Osakonna juhataja:

Tartu 2015

## Sisukord

Sissejuhatus .....	4
1. Kirjanduse ülevaade .....	5
1.1. Lämmastik ja selle ärakannet mõjutavad tegurid .....	5
1.2. Fosfor ja selle ärakannet mõjutavad tegurid .....	7
1.3. Puhverribad ja nende olulisus toitainete ärakandel .....	8
1.4. Kasvuhoonegaasid jõeäärsetes lammi-madalsoodes .....	10
2. Materjal ja meetodika.....	12
2.1. Uuritav ala .....	12
2.1.1. Väetatud transektid.....	12
2.1.2. Väetamata transektid .....	15
2.2. Välitöö ja laboratoorne analüüs .....	17
2.3. Statistiline andmetöötlus.....	22
2.3.1. Kasvuhoonegaaside voogude analüüs .....	22
2.3.2. Toitainete ärakande andmete analüüs .....	22
3. Tulemused .....	23
3.1. Lämmastiku ja fosfori ärakanne Porijõe valglas .....	23
3.2. Lämmastik ja fosfor Porijõe valgla lammiservadel .....	26
3.3. Kasvuhoonegaaside vood Porijõe valgla lammiservadel .....	27
3.3.1. Väetatud transektid.....	27
3.3.2. Väetamata transektid .....	30
3.3.3. Kasvuhoonegaaside vood maastikuelementide kaupa .....	35
3.4. Kasvuhoonegaaside voogude seosed keskkonnaparameetritega .....	46
3.4.1. Väetatud transektid.....	46
3.4.2. Väetamata transektid .....	47
4. Arutelu.....	48
4.1. Toitainete ärakanne Porijõe valglas.....	48
4.2. Kasvuhoonegaaside vood lammi servaaladelt .....	50
4.3. Järeldused .....	54
Kokkuvõte .....	56
Tänuavaldused.....	58

Phosphorus and nitrogen cycle and the greenhouse gas fluxes in the Porijõgi river catchment floodplains .....	59
Kirjandus .....	61
Lisa 1. Pilte välitöödelt.....	69
Lisa 2. Taimkatteanalüüsi tulemused Porijõe valgla transektidel .....	72
Lisa 3. Porijõe valgla transektide mulla keemiline analüüs .....	78
Lisa 4. Porijõe valgla transektidel mõõdetud kasvuhoonegaaside voogude statistilised näitajad .....	79
Lisa 5. Kasvuhoonegaaside voogude seosed keskkonnaparameetritega.....	82
Lisa 6. Põhjavee dünaamika Porijõe valgla transektidel .....	84

## Sissejuhatus

Maastikuökoloogia üks olulisemaid uurimisteemasid on aineringed, mis toimivad omavahel keeruka dünaamilise süsteemina Maa biosfääris ja kõigis tema ökosüsteemides. Magevee ökosüsteemid on ühed rikutumad ja ohustatumad kogu maailmas tulenevalt haritava maa intensiivsest maakasutusest ja väetiste rakendamisest. Hoolimata paranenud maaharimise viisidest ja maakasutuse muutustest nii Eestis kui naaberriikides Lätis ja Leedus, on põllumajanduslik tegevus jätkuvalt peamiseks hajusaasteallikaks veekogudele. Põllumajanduslik reostus on täiendav koormus keskkonnale, mille tagajärjel võib vee kvaliteet ja sealsete elupaikade seisukord halveneda märgatavalt. Seetõttu on oluline koguda informatsiooni kaldavööndite iseloomulike näitajate kohta.

Haritava maaga piirnevad puhvertsoonid esindavad ökoloogia ja keskkonnakaitselisest seisukohast olulist rolli toitainete sidumisel ja säilitamisel. Suurt tähelepanu on pööratud keemiliste koormuste määramisele ja nende mõju leevendamisele märgalade ja kaldapuhvrite abil. Vähem on aga uuritud lammi ja mineraalmaa piiril olevaid ökotone maastiku geokeemilisest aspektist (Mitchell & Branfireun 2005, Pärn *et al.* 2010), kus haritava maa ja lammi-madalsoo vaheline servaala kogub endasse mineraalmuldadelt leostunud keemilisi elemente ja mis mõjutab kasvuhoonegaaside ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) teket ning gaasivoogude muutumist valgla (Hefting *et al.* 2003). Väetiste kasutamine ja muutused maakasutuses omavad mõju kasvuhoonegaaside tekkele kaldaäärsetes märgalades, mis võivad olla nii kasvuhoonegaaside emiteerijad kui sidujad.

Käesoleva uurimistöö hüpoteesiks on, et kõige intensiivsemad protsessid lämmastiku ja fosfori sidumisel väetatud põldudelt toimuvad mineraalmaa ja lammi-madalsoo servaalal paikneval nõlva jalamil. Magistritöö eesmärkideks on (1) hinnata toitainete ärakannet Porijõe valgla ja selle alamvalglates aastatel 2007–2013 ja (2) analüüsida P- ja N-ringet ning kasvuhoonegaaside emissiooni Porijõe valgla lammiservadel.

Töö tulemused võimaldavad võrrelda lämmastiku- ja fosfori ärakannet väikeses valgla varasemalt leitud toitainete ärakannetega, et mõista paremini pikema aegrea jooksul toitainete dünaamikat põllumajanduslikes ökosüsteemides. Samuti aitavad töö tulemused analüüsida kasvuhoonegaaside vooge mineraalmaa ja lammi-madalsoo vahelisel alal risti ökotoni struktuuriga.

# 1. Kirjanduse ülevaade

## 1.1. Lämmastik ja selle ärakannet mõjutavad tegurid

Maastikuökoloogia üks olulisemaid uurimisteemasid on aineringed ja energiavood keskkonnas (Turner 2005). Aineringed on biogeokeemilised tsüklid, mis on omavahel seotud ja toimivad keeruka dünaamilise süsteemina Maa biosfääris ja kõigis tema ökosüsteemides. Lämmastikuringe on lämmastiku (N) ja selle ühendite tsükliline liikumine eluta loodusest elusasse ja tagasi elutusse. Lämmastik esineb keskkonnas erinevates vormides: orgaaniline lämmastik, ammoniaak ( $\text{NH}_3$ ), nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ), dilämmastikoksiid ( $\text{N}_2\text{O}$ ), lämmastikmonooksiid (NO), anorgaaniline lämmastikugaas ( $\text{N}_2$ ) (Cole & Brown 1980).

Vähene lämmastiku kättesaadavus on sageli limiteerivaks faktoriks taimede kasvuks maismaa ökosüsteemides (Vitousek & Howarth 1991), sest taimed vajavad N enda elutegevuseks suurtes kogustes. Peamine osa lämmastikust esineb pinnases taimedele kättesaadaval  $\text{NO}_3^-$  kujul (Iital *et al.* 2014), mille varal toimub lämmastikutsüklit sulgev mikroobne protsess denitrifikatsioon. Õhus leiduv vaba molekulaarne lämmastik on vahetult kättesaadav vaid vähestele bakteritele (nt mügarbakterid), kes on võimelised redutseerima  $\text{N}_2$  ammoniumiks ( $\text{NH}_4^+$ ) ja sisestama seda orgaanilistesse ühenditesse (Masing 1992). Orgaanilise aine lagunedes vabanevat ammoniaaki saavad kasutada taimed ja mikroobid oma elutegevuses, kus suurem osa sellest osaleb nitrifikatsiooni protsessis, oksüdeerides  $\text{NH}_3$  protsessi esimeses järgus nitrititeni ja teises järgus nitraatideni (Cole & Brown 1980).

Saagikuse suurendamiseks haritavatel maadel lisatakse sageli väetistega juurde lämmastikku kui vajalikku makrotoitainet taimede kasvuks. Vastavalt Goswami *et al.* (2009) on täheldatud väetiste koguse ja  $\text{NO}_3^-$ -N sisalduse vahel jõgedes ja põhjavees selge seos. Suurt mõju N ärakandumisele põlluäärsetelt märgaladelt omab põhjavee äravool ja lämmastikuühendite biogeokeemilised muundumised läbi erinevate protsesside jõgede vahetus läheduses, kus peamine osa lämmastikust kandub edasi jõgedesse (Gold *et al.* 2002).

Mitmed uuringud nii Eestis kui välismaal on näidanud, et lämmastiku ärakanne põllumajanduslikes valglates korreleerub sageli põldudele kantud väetiste hulga, haritava maa osakaaluga valglas ja kasutusel olevate põllumajandustavadega (Mander *et al.* 2000; Ulén & Fölster 2007). Põllumajanduslikult domineerivad valglad on sageli suurimateks lämmastiku hajusaasteallikateks (Carpenter & Caraco 1998). Haritavatelt maadelt pärineval

hajukoormusel on suhteliselt suur negatiivne mõju veeökosüsteemidele nii Eestis kui ka naaberriikides Lätis (Jansons *et al.* 2011) ja Leedus (Povilaitis 2006).

Toiteelementide kontsentratsiooni pinnase vees või pindmises äravoolus, mis pärinevad haritavatelt maadelt, mõjutavad mitmed tegurid: põllu harimise viis, mulla lõimise, sademete hulk ja intensiivsus, mullaprofiili iseloomustavad näitajad, äravool, kohalik reljeef, põllumaa suurus, maakasutus, valgla suurus, kasutatavate väetiste kogus ja erinevad maastikulised takistused (nt puhverribad) (Ulén & Fölster 2007; Alvarez-Cobelas *et al.* 2008; Leone *et al.* 2008; Jansons *et al.* 2011). Samuti on olulisteks protsessideks N ärakande puhul ammonifikatsioon, denitrifikatsioon ja lämmastiku leostumine pinnasest (Ng *et al.* 2002; Ulén & Fölster 2007). Muuhulgas on lämmastiku ärakannet jõgedesse takistavateks teguriteks valglates kasvavad metsad (Vanderbilt *et al.* 2003; Alvarez-Cobelas *et al.* 2008), mille olemasolu vähendab pinnase ärakannet ja erosiooniriski ning annab taimedele võimaluse omastada pinnasest vajalikke toitaineid.

Denitrifikatsiooni toimumiseks on oluline anaeroobne keskkond ning seetõttu on põhjaveetase ja mullaniiskus olulised parameetrid, mis mõjutavad N ärakannet pinnasest. Mitmetes uuringutes on leitud, et oluline osa põhjavees toimunud denitrifikatsioonist on toimunud kohtades, kus põhjaveetase on olnud kuni 1 m sügavusel maapinnast, samas aga väiksem nendel aladel, kus põhjaveetase ulatub sügavamale mullaprofiili (Gold *et al.* 2002). Vymazal (2007) on toonud välja seaduspärasuse, mida madalam on mullas sisalduva lämmastiku kontsentratsioon ja selle koormus, seda väiksema intensiivsusega toimub lämmastiku ärastus denitrifikatsioonil. Gold *et al.* (2002) selgitab, et kui põhjaveetase paikneb maapinna lähedal, siis pääseb nitraatidega rikastatud põhjavesi liikuma läbi materjali, mis on rikastatud orgaanilise süsinikuga ja see soodustab denitrifikatsiooni protsessi. Maapinna läheduses kasvavad taimede juured ja seal elutsevad mikroobid on suutelised nitraati omastama samuti paremini just maapinnale lähedamal olevatest mullakihtidest.

Nitraatlämmastik on väga liikuv element, mis kandub kergesti leostumise teel pinnasest välja (Ng *et al.* 2002). Liigne lämmastik leostub mullast vihma- või lumesulaveega välja, sest taimed ei suuda kõiki toitaineid lõplikult omastada ning äravooluga kantakse mullaosakesi ja lahustunud toitaineid vooluveekogudesse. Lämmastik leostub pinnasevette peamiselt kergesti läbilaskvast (liivasest) või happelisest pinnasest ja kohtades, kus puudub maapinna kalle. Aladel, kus puudub maapinna kalle ja muld on halvasti läbilaskev või pinnas on kunstlikult kaetud, on üleliigse lämmastiku ärakande põhjuseks pindmine äravool (Pärn & Mander 2007).

Burt & Pinay (2005) on välja pakkunud, et kõige suuremad lämmastiku ärakande varieeruvused toimuvad väikestes valglates (<5000 ha). Haritavatelt maadelt pärinevat üleliigset lämmastiku koormust aitab leevendada ja vähendada taimede toitumine ja toiteelementide säilitamine veekoguäärsetel aladel, kus esineb looduslik või poollooduslik puhvertsoon.

## 1.2. Fosfor ja selle ärakannet mõjutavad tegurid

Fosforiringe on biogeokeemiline ringe, kus fosfor (P) liigub eluta loodusest elusasse ja tagasi, kusjuures P oksüdatsiooniasete ringes ei muutu ja jääb kõigil fosforiringe astmeil fosfaatrühma ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) osaks. Sellisena saavad fosforit omastada peaaegu kõik elusorganismid, kus fosfor on oluliseks makrotoitaineks taimedele ja loomadele. Liigne fosfor haritavatel maadel pärineb põhiliselt mineraalväetistest ning orgaanilistest väetistest (Catt *et al.* 1998), millest osa kandub lähedal asuvasse veekogudesse mõjutades veekvaliteeti negatiivselt ja põhjustades veekogude, eeskätt järvede eutrofeerumist. Fosfori ärakande ja põllumajanduslikult kasutuses olevate maade vahel on tõestatud tugev seos (Peterjohn & Correll 1984).

Maailmas kantakse keskmiselt väetiste lisamisega haritavatele maadele 10 kg fosforit ha kohta, seejuures põldudele lisatava P kogus varieerub, kus näiteks Aafrikas on see arv *ca* 3 kg/ha, samal ajal mõningates Euroopa piirkondades ulatub see 25 kg/ha kohta (Liu *et al.* 2008; Vitousek *et al.* 2009). Vastavalt ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsiooni (FAO) poolt tehtud hinnangutele suudab põllul kasvav taim väetistega lisatud P koormusest omastada vaid 15–30% ning ülejäänud väetistes sisalduv P ei ole taimedele vajalik ja on seega üleliigne (FAO 2006).

Fosfori maapinda imbumise intensiivsus oleneb mulla happelisusest ja läbilaskvusest (liivasusest), kuid sel viisil kandub ära vaid väikene osa fosforist (Peterjohn & Correll 1984). Suurem osa fosforist kandub põldudelt ära pindmise ja pinnavee äravooluga kas mullaosakestele seotuna või lahustunud kujul (Catt *et al.* 1998). Fosfori ärakande puhul on oluline arvestada mullaosakeste võimega siduda P nende pinnale ja seetõttu peetakse mulla erosiooni üheks kriitilisemaks teguriks fosfori ärakandumisel haritavatelt maadelt (Ulén & Fölster 2007; Leone *et al.* 2008; Stevens *et al.* 2009). P ärankanne võib olla veelgi suurem maapinna kalde puhul, kindlate äravooluteede korral või vähese taimestikuga alal (Puustinen *et al.* 2007). Toitaineid mitteläbilaskvad maastikuelemendid (nt tasandikulised alad, negatiivsed pinnavormid) on toitainetele takistuseks või neelukohaks ja seal püsivad toitained üsna pikka aega, kus nad on akumulunud mulda (Childers *et al.* 2011). Enamasti ilmneb

erosioon haritavatel maadel pärast vegetatsiooniperioodi vihmastel perioodidel või varakevadiste sulavete ajal, kui tahked osakesed ja lahustunud P kanduvad pindmise äravooluga lähedalasuvatesse veekogudesse (Catt *et al.* 1998).

Ulén & Fölster (2007) on pööranud tähelepanu lisaks muudele maastikuliste teguritele P ärakandel veel antropogeensetele teguritele, mis mõjutavad toitainete ärakannet vooluveekogudesse, neist üks olulisemaid tegureid on kliima. Nad on välja toonud, et kõrgem õhutemperatuur ja suuremate üleujutuste sagenemine suurendavad orgaaniliste ainete kontsentratsiooni jõgedes. Jansons *et al.* (2011) on toonud välja, et veel mõjutavad keemiliste elementide ärakannet sagedamini esinevad ebastabiilsed talved, kus esineb rohkem külmumise-sulamise protsesse, mis suurendavad erosiooniriski ja sellega P ärakandumist haritavatelt maadelt.

### **1.3. Puhverribad ja nende olulisus toitainete ärakandel**

Puhvertsoonid ehk kaldavööndid on ökotonid, mis paiknevad jõekeskonna ja maismaa vahelisel alal (vt joonis 1) ning mis esindavad ökoloogia ja keskkonnakaitselisest seisukohast olulist rolli toitainete sidumisel ja säilitamisel (Ivits *et al.* 2009). Samuti suurendavad need märkimisväärselt bioloogilist ja maastikulist mitmekesisust (Naiman & Decamps 1997). Vidon (2010) toob välja, et kaldaäärsed vööndid toimivad sageli looduslike filtritena eemaldades või takistades erinevate keemiliste elementide, mis pärinevad nõlvale eelnevatelt kõrgematelt aladelt, edasikandumist vooluveekogudesse. Lisaks keemiliste elementide kinni pidamisele kaitsevad kaldavööndid veekogu kallast erosiooni eest (Deschênes *et al.* 2003). Jõeäärsed biotoobid varjutavad vooluveekogu sāngi ja tõkestavad selliselt makrofüütide vohamist, nad loovad sealse keskkonnas soodsa mikrokliima ja moodustavad ühenduskoridore looduslike tuumalade vahel (Mander *et al.* 2005).

Puhverribasid iseloomustab servaepekt, kus sageli esineb võrreldes ümbritsevate aladega kõrgem liigirikkus, milleks on soodsad tingimused loonud üleujutused, pindmise äravooluga kantud setete ladestumine ja põllumaalt ning sellega külgnevatelt aladelt välja voolav vesi (Naiman & Decamps 1997). Puhverribade servaalad, mis külgnevad mineraalmaaga, toimivad aktiivsete biogeokeemiliste tõketena, kus hoitakse kinni põllumaadelt leostunud toiteelemente ja mis soodustavad mesomorfsete ehk parasniiskete taimede kasvu liigniisketes soomuldades (Pärn *et al.* 2010). Sageli kasutatakse kaldavööndeid põllumajandusmaadelt pärineva hajukoormuse vähendamiseks pinnaveekogudele (Vidon 2010), mille abil väheneb märkimisväärne pinnase setete, pestitsiidide ja väetiste jääkide kontsentratsioon põllumaalt

kandunud äravoolus (Lowrance *et al.* 1997). Puhverribade rajamisega on häid ning eesmärgipäraseid tulemusi saavutanud meie lähinaabritest soomlased (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010), rootslased (Ulén & Fölster 2007), aga ka teised kaugemad riigid, sh Holland (Hefting & de Klein 1998; Hefting *et al.* 2006a), Norra (Syversen 2005; Søvik & Syversen 2008), Itaalia (Borin *et al.* 2005; Balestrini *et al.* 2011), Kanada (Fortier *et al.* 2010).



**Joonis 1.** Põllumajanduslikku hajukoormust puhastav puhverriba Lõuna-Soomes laiusega 50–100 m (foto Kuno Kasak).

Inimtegevus ohustab magevee ökosüsteemi bioloogilist mitmekesisust ja ökoloogilisi protsesse (Dudgeon *et al.* 2006). Põhiline hajusaasteallikas on haritav maa, millele lisatakse saagikuse tõstmiseks lisatoitaineid põlde väetades. Iital *et al.* (2010) arvates on puhvertsoonide peamiseks eesmärgiks minimeerida toitainete ja pestitsiidide ärakannet lähedalasuvatesse vooluveekogudesse, hoides ära või vähendades sellisel moel veekvaliteedi ja sealsete elupaikade seisukorra halvenemise.

Syversen (2005) toob välja tegurid, mis mõjutavad puhvertsoonide toimimise efektiivsust toitainete ärastamisel pinnaveest: puhverriba laius, puhvertsooni siseneva pinnavee äravoolu hulk, aastaajaline varieeruvus ning taimkattetüüp. Umbes 30 m laiused puhverribad on võimelised vähendama kuni 80% leostunud lämmastikust ja 77% leostunud fosforist (Gilliam *et al.* 1997), kuid Vought *et al.* (1994) arvates piisab enamasti 10 kuni 20 meetri laiusest kaldavööndist, et eemaldada suurem osa ärakandunud lämmastikust ja fosforist. Tulenevalt puhvertsoonide ainulaadsele positsioonile, mis jääb jõe ja kõrgema reljeefiga alade vahele, sisaldub puhverribade muldades võrreldes ümbritsevate aladega suuremas koguses orgaanilist

materjali, mis loob soodsad tingimused denitrifikatsiooniks ja mille käigus nitraat pinnavees laguneb (Vought *et al.* 1994).

Clerici *et al.* (2013) arvates on magevee ökosüsteemid ühed rikutumad ja ohustatumad kogu maailmas ning seetõttu on oluline koguda informatsiooni kaldavööndite iseloomulike näitajate kohta. Hoolimata paranenud maaharimise viisidest ja maakasutuse muutustest on Eestis jätkuvalt põllumajanduslik tegevus selleks valdkonnaks, mis on peamiseks hajusaasteallikaks vooluveekogudele. Suurim osa lämmastikust (70–90%) ja fosforist (60–80%) pärineb hajukoormusena põllumajanduslikus kasutuses olevatelt maa-aladelt (Iital *et al.* 2014). Paljud siiani tehtud uuringud on keskendunud N ja P ärakandele jõgedes lühema aja jooksul (Vagstad *et al.* 2000; Elrashidi *et al.* 2013), vähem leidub uuringuid, mis on läbi viidud pikema aja vältel (Mander *et al.* 1995; Mander *et al.* 2000; Jansons *et al.* 2011; Stålnacke *et al.* 2014), seetõttu on oluline hinnata N ja P ärakannet valglas pikema aegrea jooksul.

#### **1.4. Kasvuhoonegaasid jõeäärsetes lammi-madalsoodes**

Süsihappegaas (CO<sub>2</sub>), metaan (CH<sub>4</sub>) ja dilämmastikoksiid ehk naerugaas (N<sub>2</sub>O) on kiirgusliku mõjuga gaasid atmosfääris, kus kasvuhoonegaaside (KHG) kontsentratsiooni suurenemine põhjustab üleilmset kliima soojenemist. Kaldaäärsetes märgalad võivad olla nii KHG-de emiteerijad kui sidujad, kuid üldjuhul nad on metaani suurimad looduslikud allikad (IPCC 2013). Cao *et al.* (1998) on toonud välja, et märgalad emiteerivad õhku rohkem kui 20% CH<sub>4</sub> aastases emissioonist, kus suurem emissioon on tingitud mulla liigniisketest tingimustest. Kasvuhoonegaaside vooge looduslikelt jõeäärsetelt lammialadelt nende dünaamika paremaks mõistmiseks ja voogude muutuseid põhjustavate parameetrite väljaselgitamiseks on uurinud teiste seas Saarnio *et al.* 2009, Kim *et al.* 2010, Sha *et al.* 2011, Soosaar *et al.* 2011, Audet *et al.* 2013, Bonnett *et al.* 2013, Audet *et al.* 2014, Mander *et al.* 2014.

Kaldaäärsete puhveralade keskkonnatingimused (nt kõrgem põhjaveetase, madalam hapniku sisaldus) soodustavad denitrifikatsiooni ja süsiniku (C) akumulereerumist taimejäänustest (Burt & Pinay 2005). Denitrifikatsioon on sageli üheks peamiseks N eemaldamise protsessiks kaldaäärsetes puhvertsoonides (Pinay *et al.* 2007), kuid lisaks N<sub>2</sub> tekkele võib lõppsaadusena esineda ka N<sub>2</sub>O, mis on tugev kasvuhoonegaas. Dilämmastikoksiidi kasvuhooneefekti põhjustav potentsiaal (*global warming potential* – GWP) on 298 korda suurem kui samal kogusel süsihappegaasil 100-aastase perioodi vältel ning metaani GWP on 34 korda suurem kui CO<sub>2</sub> kasvuhooneefekti põhjustav potentsiaal (IPCC 2013).

Siiani tehtud uuringud näitavad, et looduslikes kaldaäärsetes märgalades mõõdetud N<sub>2</sub>O vood on suure ruumilise ja ajalise muutlikusega (Hefting *et al.* 2006b; Jørgensen *et al.* 2012), kus on esinenud nii N<sub>2</sub>O emissiooni õhku kui sidumist mulda (Dhondt *et al.* 2004; Jørgensen *et al.* 2012). Groffman *et al.* (2000) on täheldanud, et puhvertsoonid on sageli nõ „kuumad kohad“ N<sub>2</sub>O tekkeks. Dilämmastikoksiidi moodustumine toimub lämmastikurikas keskkonnas nitrifitseerimis-denitrifitseerumisprotsessides osalevate bakterite elutegevuse tulemusel, kus N<sub>2</sub>O teket mõjutavad NO<sub>3</sub><sup>-</sup> koormus, O<sub>2</sub> sisaldus ja pH (Bridgham *et al.* 2001; Reddy & DeLaune 2008). Dilämmastikoksiidi teke oleneb eelkõige bakteritele vajalike toitainete (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) kättesaadavusest ning seetõttu on toitainete vaestes pinnastes N<sub>2</sub>O teke väiksem ja toitainete rikkamatel aladel (nt madalsoodes) suurem gaasi teke (Minkkinen *et al.* 2002).

Nii nagu dilämmastikoksiidi vood varieeruvad ka metaanivood ajaliselt ja ruumiliselt suurel määral (Willison *et al.* 1998). Metaan tekib anoksilises ehk hapnikuvabas keskkonnas metanogeensete mikroobide elutegevuse tulemusena, kus anaeroobseid tingimusi võivad pärssida teiste elektronaktseptorite esinemine antud keskkonnas, näiteks NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe(III), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ionide olemasolu (Le Mer & Roger 2001). Orgaanilise ainese mineraliseerumisel tekkinud CH<sub>4</sub> vabaneb atmosfääri läbi difusiooniprotsessi, gaasimullikestena või soontaimede õhkkoe vahendusel (Strack *et al.* 2004). Metaani konvektiivsel või difuussel liikumisel maapinnale võib sügavamates kaldaäärsete märgalade anaeroobsetes kihtides tekkinud CH<sub>4</sub> oksüdeeruda metanotroofide ehk metaani oksüdeerivate bakterite elutegevuse tulemusel hapnikku sisaldavates kihtides CO<sub>2</sub>-ks, mis vähendab metaani emissiooni atmosfääri (Le Mer & Roger 2001). Madalsoodes tekkivad CH<sub>4</sub> vood on tundlikud veega küllastunud mullakihtidele, mis võivad varieeruda vastavalt piki nõlva gradienti või ajaliselt muutuvatele põhjaveetaseme kõikumistele (Bartlett *et al.* 1990).

Mitmed uuringud on toonud välja, et sõltuvalt meteoroloogilistest ja hüdrooloogilistest tingimustest võivad kaldaäärsed ökosüsteemid olla C allikateks kui ka akumulierida süsinikku (von Arnold *et al.* 2005; Kayranli *et al.* 2010) ja seega olla CO<sub>2</sub> emiteerijateks või sidujateks. CO<sub>2</sub> eraldub õhku peamiselt taimede hingamise tulemusena või taimede poolt fotosünteesiprotsessis seotud süsiniku mineraliseerumisel (Clair *et al.* 2002). Ökosüsteemi hingamist reguleerib enamasti mulla temperatuur, veesisaldus (Tang & Baldocchi 2005) ja orgaanilise materjali kättesaadavus (Scott-Denton *et al.* 2006). Madalam põhjaveetase kaldaäärsetes hall-lepa (*Alnus incana*) metsasalude muldades soodustab CO<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>O suuremate voogude teket ning üleujutuste perioodid ja kõrgem põhjaveetase soodustavad samal ajal aga suuremat CH<sub>4</sub> voogude teket (Hefting *et al.* 2006b; Soosaar *et al.* 2011).

## **2. Materjal ja metoodika**

### **2.1. Uuritav ala**

Toitainete ärakannet ja gaasivooge uuriti Porijõe valglas ja selle alamvalglates, mis asub Lõuna-Eestis Tartu ja Põlva maakonnas. Porijõe valgla lammiservade kasvuhoonegaaside voogude mõõtmiseks kasutatud transekte on lähemalt kirjeldatud antud peatüki alamosades.

Porijõgi on üks Emajõe keskjooksu parempoolseid lisajõgesid, mis saab alguse Otepää kõrgustiku servaaladelt. Porijõe valgla asub kahe maastikurajooni piiril: Kagu-Eesti moreentasandikul ja Otepää kõrgustikul (Varep 1970). Valgla pindala on kokku 258 km<sup>2</sup> (Mander *et al.* 2000), millest keskne ala ja tema põhjapoolsemad osad paiknevad tasandikulisel alal 5–10 kilomeetri kaugusel Tartu linnast (58°23'N, 26°44'E). Lavamaa on lainelise reljeefiga, mille nõlvade kallak on *ca* 5–6% ja mis lõikub liustikutekkeliste ürgorgudega (orgude laius 3–5 km, sügavus kuni 40 m) (Mander *et al.* 1995).

Porijõe valgla aluspõhja moodustab devoni punane liivakivi, mis laiub 2–60 meetri sügavusel maapinnast (Varep 1970). Valgla lõunapoolsem osa paikneb Otepää kõrgustiku põhjapoolisel nõlval, mis koosneb moreenküngastest ja mõhnadest (Mander *et al.* 1995). Valgla absoluutne kõrgus ulatub kuni 120 meetrini, regiooni suhteline kõrgus jääb vahemikku 30–35 meetrit (Varep 1970). Mullad Otepää kõrgustikul ja Kagu-Eesti lavamaal on enamjaolt näivleetunud ja leetunud saviliiv- ja liivsavimullad (Astover *et al.* 2012).

Umbes 50% Porijõe valgla territooriumist on potentsiaalne põllumaa (Mander *et al.* 2000), kuid 1990-ndatel intensiivse põllumajandustegevuse lõppedes vähenes põllumaa osakaal 41%-lt 24%-le. Selle muutusega vähenesid toitainetevood märgatavalt kogu Porijõe valglas ja põllumajanduslikult kasutuses olevates alamvalglates. Toitainete voogude kahanemise peamiseks põhjuseks oli väetiste kasutamise vähenemine. 2008. aasta seisuga on Porijõe valglas haritava maa osakaal 20,5%, metsamaa ja märgala kokku moodustab valgla territooriumist 54,5% ning rohumaa osakaal on 25% valgla pindalast (Välik 2013).

#### **2.1.1. Väetatud transektid**

##### **2.1.1.1. Vända**

Vända on Põrijõe valgla kõige väiksem alamvalgla (2,2 km<sup>2</sup>), mille pindalast haritava maa moodustas 2008. aasta seisuga 50% (Välik 2013). Vända transekt (58°17'2,31"N, 26°44'9,21"E) piirneb haritava maaga, kus kevadise külviga kanti põllule kompleksväetist NPK 15-15-15 kogusega 250 kg/ha ehk põllule kanti saagikuse tõstmiseks 37,5 kg/ha puhast

lämmastikku ja 16,5 kg/ha fosforit. Maikuu lõpus toimus põllul pealtväetamine, millega lisati maapinda toitaineid AN-34 väetisega 150 kg/ha ehk 51,6 kg/ha puhast lämmastikku. Vända transektil on väljakujunenud selge nõlva osa, kus haritav maa läheb nõlva jalamil üle lammi-madalsooks (vt lisa 1 joonis 1).

Taimkatteanalüüsis selgus, et lammi-madalsoosse paigaldatud rõngastes oli domineerivaks taimeliigiks harilik naat (*Aegopodium podagraria*) (vt lisa 2 tabel 1). Lähiumbruses vohas harilik humal (*Humulus lupulus*). Nõlva jalamil ehk 0 m punktis osutus domineerivaks taimeliigiks samuti harilik naat. Põllu serval domineeris gaasirõngastes aasnurmikas (*Poa pratensis*). Põllu peal paiknev punkt oli valgustatud 100% kogu mõõtmisperioodi jooksul, mis kestis kokku viis kuud. Põllul kasvatati otra allakülviga. Kõige suurem varjutatus esines lammi-madalsoos, kus varjutus rõngale oli kohati kuni 80%. Kuni 30%-line puuvõra varjutatus esines nõlva jalamil, põlluserval oli gaasirõngaste kohal varjutatus minimaalne.

Vända transekti lammi-madalsoo mulda iseloomustas kuni 60 cm sügavune toorhuumuslik horisont (AT), millele järgnes liivakiht. Punkti keskmine lasuvustihedus oli 0,767 g/cm<sup>3</sup>, mis näitab, et tegemist on väga kobeda mullaga (Astover *et al.* 2012). Nõlva jalami mulda iseloomustas kuni 92 cm sügavune toorhuumuse kiht, millele järgnes liivakiht. Põllupealset mulda iseloomustas kuni 30 cm sügavune huumuse kiht, millele järgnes liivakiht koos veerise ja tolmja saviliivaga. Antud mõõtepunkti keskmine lasuvustihedus oli 1,567 g/cm<sup>3</sup>. Astover *et al.* (2012) järgi on põllumuldade künnikihis mulla lasuvustiheduse ja huumusesisalduse (x, %) vaheline seos järgmine:

$$D_m = 1,63 - 0,068x \quad (R^2 = 0,68; \sigma = 0,08), \text{ kus } D_m \text{ tähistab mulla lasuvustihedust.}$$

Vända transekti põllupealse punkti lasuvustihedus viitab tugevasti tihenened mullale. Mulla pH varieerus transektil vahemikus 3,61–6,62, kus madalaim pH mõõdeti põllul ning kõrgeim pH väärtus lammi-madalsoos (vt lisa 3 tabel 1).

#### **2.1.1.2. Porijõe III**

Porijõe III transekt (58°16'53,19"N, 26°44'20,81"E) piirneb haritava maaga, kus põldu väetati täpselt samamoodi kui Vända transektiga külgnevat põllumaad (vt alapeatükk 2.1.1.1. Vända).

Taimkattes domineeris lammi-madalsoos (–20 m) sookastik (*Calamagrostis canescens*), gaasirõngaste läheduses esines märkimisväärsel hulgal metskõrkjat (*Scirpus sylvaticus*) (vt lisa 2 tabel 2). Antud mõõtepunkt oli juulikuu mõõtmiste ajal täielikult üleujutatud. Mõõtepunktides –10 m ja 0 m oli taimestik gaasirõngastes hõre puude suure varjutatuse tõttu.

Samas oli ümbruskonnas taimestik mitmekesine ning kindlalt domineerivaid taimeliike eraldi välja tuua on keeruline. Põlluserval domineeris gaasirõngastes ja lähiümbruses harilik naat. Veel kasvas põlluserval ida-kitsehernes ehk galeega (*Galega orientalis*), mis viitab N liiasusele mullas. Samuti vohasid põlluserval kõrvenõgesed, mis näitab, et tegemist on väga nitrofiilse põlluservaga ja mullas esineb palju lämmastikuühendeid. Puuvõrade varjutatus oli punktis –20 m väheoluline, kuid –10 m punktis varjutasid hariliku toominga (*Padus avium*), hall-lepa ja hariliku tärnpuu (*Rhamnus cathartica*) taimed kuni 85%. Nõlva jalamil oli keskmine varjutatus rõngastele ca 60%, punktis +10 m oli varjutatus pajupõdsaste poolt 30%–40% ning põllupealne mõõtepunkt oli päikesevalgusele avatud 100%-selt.

Lammi-madalsoo punktides oli hästi lagunenenud turbaga turvasmulla kiht sügavam kui 1 m. Lasuvustihedus oli –10 m punktis 0,190 g/cm<sup>3</sup>, mis on iseloomulik väga kobedale mullale (Astover *et al.* 2012). Nõlva jalamil ulatus turbakiht 73 cm sügavusele, millele järgnes tolmja liivsavi kiht. Toorhuumuslik horisont punktis +10 m ulatus 60 cm-ni, millele järgnes liivakiht. Põllupealset mulda iseloomustas ca 80 cm түsedune deluviaalne huumuse kiht, millele järgnes liivakiht. Antud punkti keskmine lasuvustihedus oli 1,390 g/cm<sup>3</sup>, mis iseloomustab nõrgalt tihenenud mulda, kus huumusesisaldus mullas on 3,6% (Astover *et al.* 2012). Mulla pH varieerus mõõtepunktide vahel palju, jäädes vahemikku 4,62–7,49. Kõrgemad pH väärtused mõõdeti lammi-madalsoos (–20 m), madalamad pH väärtused aga nõlva jalamil (vt lisa 3 tabel 1).

#### **2.1.1.3. Kaatsi**

Kaatsi transektil (58°13'32,49"N, 26°44'43,25"E) asetsevat põldu väetati kompleksväetisega NPK 7-12-25 kogusega 300 kg/ha ehk põllule kanti saagikuse tõstmiseks 21 kg/ha puhast lämmastikku ja 15,6 kg/ha fosforit. Sügisel mahakülvatud talirapsi väetati kevadel ammoniumnitraatväetisega AN-34 kogusega 200kg/ha ja lisaks väetisega NS 21-24S kogusega 200 kg/ha, millega lisati maapinda juurde puhast N vastavalt 68,8 kg/ha ja 42 kg/ha.

Lammi-madalsoo kõige kaugemas punktis ehk –20 m punktis domineeris taimeliikidest harilik kastehein (*Agrostis capillaris*) (vt lisa 2 tabel 3). Gaasirõngaste läheduses leidis palju harilikku vaarikat (*Rubus idaeus*), harilikku naati ning kõrvenõgest. Kuigi –10 m punktis oli taimestikku vähem, domineeris taimeliikidest harilik naat. Nõlva jalamit iseloomustasid lopsakad kõrvenõgeste puhmad. Lammi-madalsoo punktid ja nõlva jalam asetsevad suhteliselt varjutatud aladel, kus erinevad puud ja põdsapuhmad varjutasid gaasirõngastes kasvavat taimestikku kuni 90% ulatuses. Siiski keskmine varjutatus antud punktides varieerus

vahemikus 30%–60%. Põllupealsed punktid olid päikesevalgusele avatud 100%-selt kogu mõõteperioodi vältel.

Kaatsi transekti –20 m mõõtepunkti mulda iseloomustas kõdusooturvas, kus turbakiht moodustas üle 30 cm, mis edasi muutus mineraalmullaks. Mullaprofiilis avaldusid selgelt lammile iseloomulikud horisondid. Punktis –10 m iseloomustas mulda kuni 48 cm sügavune kõdusooturvas, millele järgnes tolmla liivsavi kiht. Punkti keskmine lasuvustihedus oli 0,791 g/cm<sup>3</sup>, mis näitab, et antud mõõtepunktis on muld väga kobe. See tähendab, et muld on huumusrikas ja suure veesisaldusega. Nõlva jalamil ulatus kõdusooturvas 54 cm sügavuseni, sealt edasi tuli kruusakas liiv. Põllule märgitud punkte iseloomustas kuni 30 cm sügavune huumushorisont (A), millele järgnes kergelt erodeeritud muld. Kaatsi transekti põllupunktide mulda iseloomustas keskmine lasuvustihedus väärtusega 1,506 g/cm<sup>3</sup>, mis viitab tugevasti tihenenud mullale (Astover *et al.* 2012). Mulla pH varieerus vahemikus 4,36–6,08, kus kõrgem pH väärtus täheldati lammi-madalsoos (–10 m) ning madalam pH väärtus põllul (vt lisa 3 tabel 1).

## 2.1.2. Väetamata transektid

### 2.1.2.1. Porijõe I

Porijõe I transekt (58°12'40,62"N, 26°46'54,02"E) külgneb põlluga, mis on pikemat aega olnud söötis põllumaa. Kogu mõõteperioodi jooksul oli lammi-madalsoo punkt vesine, mis viitab liigniisketele tingimustele mullas.

Taimkatteanalüüsist selgus, et lammi-madalsoo punktis selgelt domineerivat taimeliiki ei esinenud, kuid taimestik oli mitmekesine (vt lisa 2 tabel 4). Nõlva jalamil domineeris taimedest harilik naat ja luhtarn (*Carex elata*). Nõlva jalamist +10 m ja +20 m kaugusel asetsevates punktides domineeris valdavalt harilik naat ja vähesel määral harilik orashein (*Elymus repens*). Hall-lepa puuvõra katvus mõõdetavate gaasirõngaste kohal oli punktides –10 m ja 0 m 70% kõikide rõngaste puhul. Põlluserv ja põld olid päikesevalgusele avatud 100%-lt kogu mõõteperioodi jooksul.

Porijõe I transekti lammi-madalsoos ulatus kõdusooturba kiht ca 60 cm sügavusele maapinda, millele järgnes saviliiva kiht. Nõlva jalami mulda iseloomustas 20 cm sügavune huumusrikas liivsavi kiht, millele järgnes 50 cm sügavune liivsavi kiht ning lõpuks saviliiva kiht. Põllu serval täheldati 20 cm sügavune huumusrikas liivsavi kiht ning ca 40 cm sügavune saviliiva kiht. Põllupealset mulda iseloomustas huumusrikas liivsavi (25 cm), millele järgnes 60 cm sügavune liivsavi kiht ning seejärel saviliiva kiht (Mander *et al.* 1997). Mulla pH oli

suhteliselt sarnane kõikides mõõtepunktides, kus pH väärtused jäid vahemikku 5,49–6,17 (vt lisa 3 tabel 1).

### 2.1.2.2. Porijõe II

Porijõe II transektil (58°12'32,49"N, 26°47'19,41"E) täheldati võrreldes teiste transektidega kõige mitmekesisem taimestik, seda eriti nõlva jalamil (vt lisa 2 tabel 5). Transektiga külgneval põllul väetamist ei toimunud ehk tegemist on mahepõlluga. Samas kasvas põllul külviringis liblikõielisi taimi, mis seovad õhust lämmastikku ja talletavad selle mullas taimedele kättesaadaval kujul. Põllul kasvav punane ristik (*Trifolium pratense*) seob õhust vahemikus 50–130 kg N ha<sup>-1</sup> (Varis 1983). Vastavalt Nykänen (2008) koostatud eksperimentidele parasvöötme kliimas, suutis *Trifolium pratense* siduda ühe aasta jooksul kõige rohkem 97 kg N ha<sup>-1</sup>.

Taimede katvus lammi-madalsoos (–20 m) oli kohati väike, kuid domineerivaks liigiks oli ohtetu luste (*Bromus inermis*). Lähiumbruses leiduv taimestik oli mitmekesine ja esindatud olid ka sellised taimeliigid, mida teistel transektidel ei esinenud. Lammi-madalsoos (–10 m) domineeris sale tarn ja mätastarn (*Carex cespitosa*). Nõlva jalamil oli taimestik väga mitmekesine. Põllu serval domineeris kõrvenõges ja harilik orashein. Põllul kasvas peaaegu kogu mõõteperioodi jooksul ristikhein, kuid augusti lõpus künti põld üles ja mulda külvati taliraps. Lammi-madalsoo punktides ulatus puuvõrade varjutatus gaasirõngaste kohal kuni 80%-ni. Piirkonnas kasvas rohkelt arukaski (*Betula pendula*). Nõlva jalamil olid peamisteks päikesevalguse varjutajateks pajud (kuni 30%) ning põllu serv ja põllupealne punkt olid valgusele avatud 100%-selt.

Mullaprofiil Porijõe II transektil lammi-madalsoo punktides oli sarnane, kus toorhuumuslik horisont ulatus kuni 30 cm sügavuseni ja sellele järgnes ca 25 cm sügavune mattunud turbahorisont, milles leidis lubisetet. Edasi järgnes ca 20 cm sügavune allikalubja kiht ja lõpuks oli selgelt näha ka tihe gleikiht (vt lisa 1 joonis 2). Keskmise lasuvustihedus antud mõõtepunktides oli 0,475 g/cm<sup>3</sup>, seega on tegemist väga kobeda mullaga (Astover *et al.* 2012). Nõlva jalamil täheldati ca 0,5 m sügavune lammi-madalsoo turbakiht, millele järgnes allikalubja kiht (ca 15 cm) ning viimaks tihe gleikiht. Põllupealses mullaprofiilis avaldus selgelt deluviaalne muld, mis oli nõlva pealt erosiooniga kandunud. Mulla lõimiseks põllul oli saviliiv ning keskmiseks lasuvustiheduseks põllupealsetes punktides saadi 1,407 g/cm<sup>3</sup>, mis viitab keskmiselt tihenendud mullatüübile (Astover *et al.* 2012). Mulla pH varieerus mõõtepunktide vahel suhteliselt palju (5,31–7,42). Kõrgemad pH väärtused mõõdeti lammi-madalsoos (–20 m), madalamad pH väärtused põllu serval (vt lisa 3 tabel 1).

### 2.1.2.3. Sipe

Sipe oja alamvalglas moodustab haritava maa osakaal valgla pindalast 1/3 (2008. a. seisuga), mis viitab üsna intensiivsele põllumajanduslikule tootmisele seelses piirkonnas (Välik 2013). Sipe alamvalglat iseloomustab hästi väljakujunenud puhvertsoon, mille lammialal kasvavad pajud (vt lisa 1 joonis 3). Sipe transekt ( $58^{\circ}14'25,44''\text{N}$ ,  $26^{\circ}49'8,84''\text{E}$ ) ise piirneb mahepõlluga, kus ei kasutata mineraalväetisi, samas kasvab põllul punane ristik, mille mügarbakterid seovad õhust lämmastikku (vt alapeatükk 2.1.2.2. Porijõe II).

Lammi-madalsoo punktides domineeris taimedest harilik angervaks (*Filipendula ulmaria*) ja harilik kastehein (vt lisa 2 tabel 6). Nõlva jalamil oli domineerivaks taimeliigiks metskõrkjas, olulisel määral esines ka päideroogu (*Phalaris arundinacea*). Transekti põllupunktidel kasvatati otra, mida ei väetatud ja mille puhul oli tegemist mahepõlluga. Sipe transekt erineb teistest transektidest selle poolest, et peaaegu kõik mõõtepunktide gaasirõngad on avatud 100% valgustatusele.

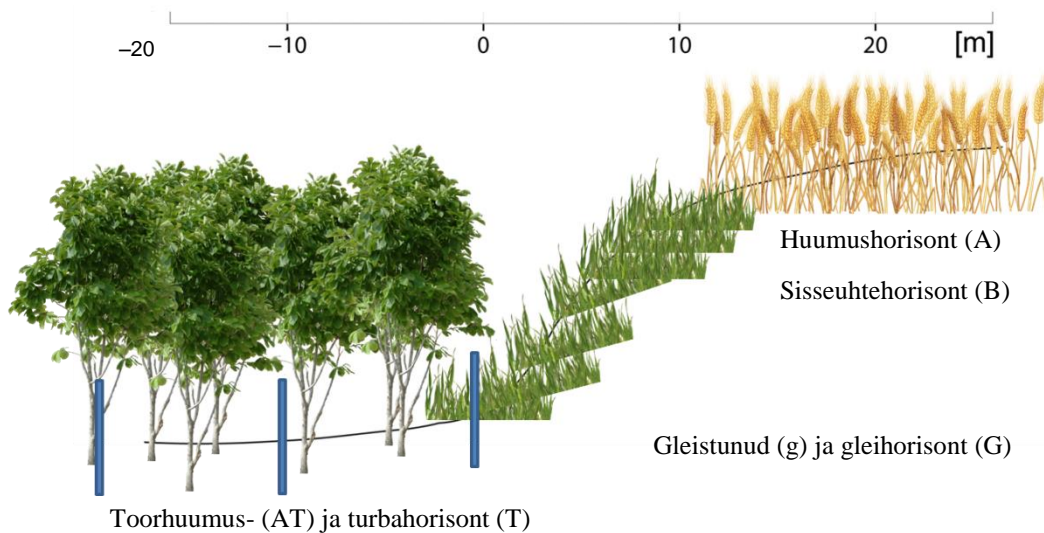
Transekti lammi-madalsoo ning nõlva jalami punktide mulda iseloomustas mudajas lammi-madalsoo turvas, kus  $-10$  m punkti keskmine lasuvustihedus oli  $0,297 \text{ g/cm}^3$ , mis on iseloomulik väga kobedale mullale (Astover *et al.* 2012). Põllul asetsevate punktide mulda iseloomustas deluviaal- ehk pealeuhtemuld, mille horisont ulatus kuni  $71$  cm sügavusele, sellele järgnes  $10$  cm paksune liivakiht ning edasi pruun saviliiva kiht. Põllupunktide keskmine lasuvustihedus oli  $1,415 \text{ g/cm}^3$ , mis on iseloomulik keskmiselt tihenend mullale (Astover *et al.* 2012). Mulla pH oli Sipe transektil suhteliselt ühtlane kõikides mõõtepunktides, kus pH väärtused jäid vahemikku  $5,10$ – $5,83$  (vt lisa 3 tabel 1).

## 2.2. Välitöö ja laboratoorne analüüs

Välitööde peamise eksperimentaalse osa moodustas põllumaa ja lammi-madalsoo vaheliste ökotonide kompleksne mõõtmine, kus koguti kasvuhoonegaaside emissioonide proove ning mõõdeti erinevaid keskkonnaparameetreid. Ökotoni on siin käsitletud kui kahe järsult erineva maastikuosise või koosluse siirdevööndit, kus esineb servaepekt, sest see sisaldab mõlema koosluse elemente ja on ümbritsevast keskkonnast seetõttu komplekssem ning liigirikkam (Masing 1992). Joonisel 2 on toodud ökotoni struktuur koos mõõdetavate punktidega  $10$ -ne meetriste vahemaade tagant.

Transektil märgiti maha üldjuhul  $5$  mõõtepunkti. Neist ülemine asus põllul, järgmine põllu serval, keskmine punkt nõlva jalamil ning alumised kaks punkti paiknesid lammi-madalsoos.

Vända ja Porijõe I transektil märgiti lammi-madalsoosse maha vaid üks mõõtepunkt selle kitsuse tõttu (kokku neis transektides 4 mõõtepunkti). Iga mõõtepunkti kohta paigaldati maapinda kolm gaaside mõõtmiseks vajalikku rõngast. Augustatud ja geotekstiiliga kaetud PVC-materjalist valmistatud piesomeeter paigaldati kõikides transektides vaid kolme alumisse mõõtepunkti, kuna põllu serval ja põllumaal ei ulatu meetrine käsipuur (piesomeetri pikkus *ca* 1 m) ühelgi aastaajal põhjaveeni.

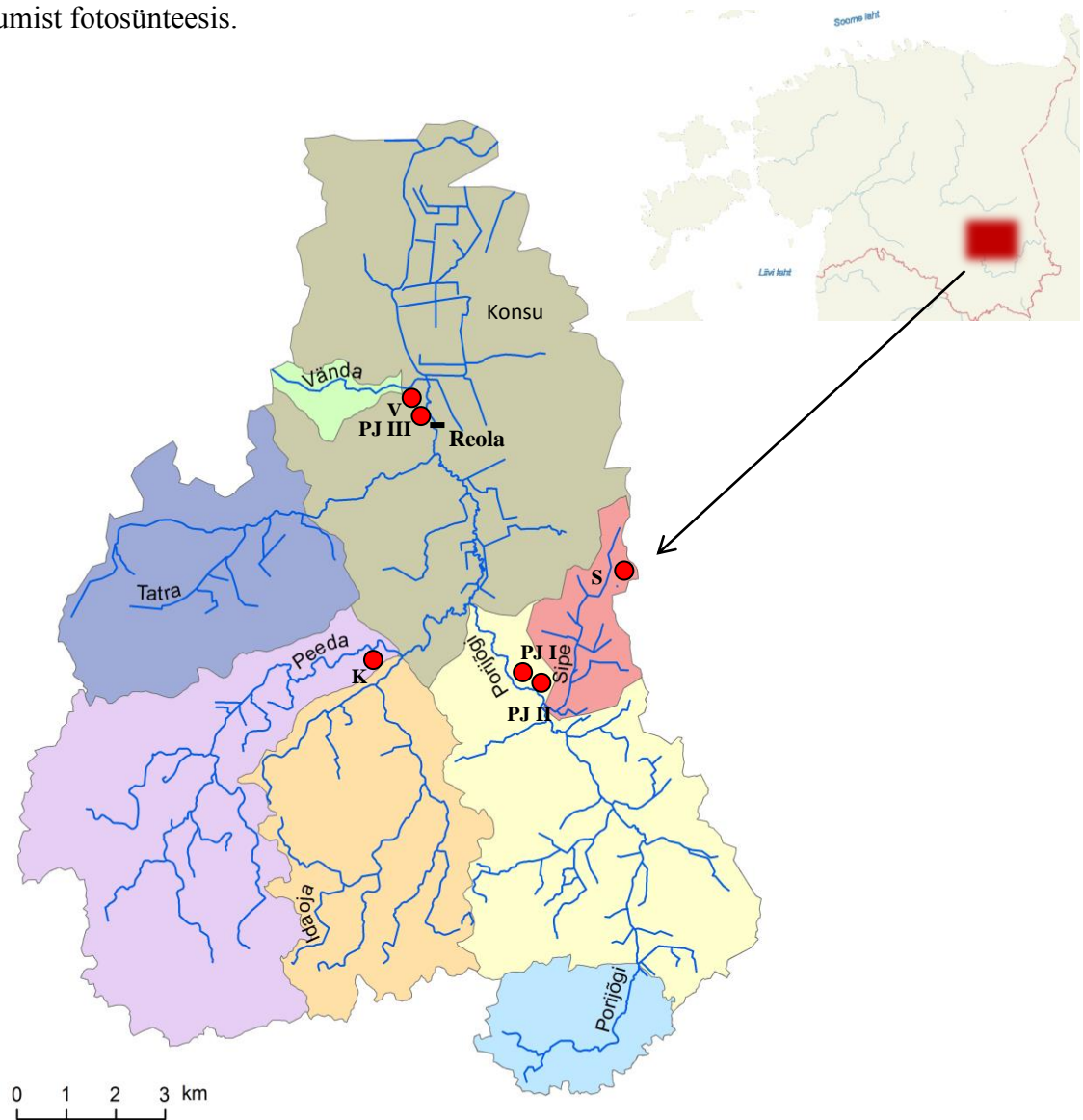


**Joonis 2.** Lammi-madalsoo ja mineraalmaaservaalal paikneva ökotoni struktuur. Mõõtepunktid on tähistatud meetrimärkidega. Sinised piesomeetrid tähistavad lammi-madalsoo ja nõlva jalamil asuvaid punkte. (Joonise autor Jaan Pärn).

Gaasivooge uuriti kuuel Porijõe valglas asuval transektil: Vända, Porijõe III, Kaatsi, Porijõe I, Porijõe II, Sipe (vt joonis 3). Uurimisalade valik lähtus sellest, et mineraalmaale järgneks märgatava kallakuga nõlv, mille jalamil asub lammi-madalsoo. Uuritavatest aladest kolmes toimus põldude väetamine (Vända, Porijõe III, Kaatsi) ja kolmel uurimisalal põlde ei väetatud (Porijõe I, Porijõe II, Sipe). Väetamise andmed koguti otse põllumeestelt kirjavahetuse teel.

Kasvuhoonegaaside  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  ja  $\text{N}_2\text{O}$  vooge mõõdeti suletud kambri meetodil (vt lisa 1 joonis 4) (Hutchinson & Livingston 1993). Uurimisalade ettevalmistamiseks paigaldati umbes 10 cm sügavusele maapinda PVC-materjalist rõngas läbimõõduga 50 cm (vt lisa 1 joonis 5), mille ääred täideti veega alati vahetult enne gaaside mõõtmist, et loodida sellisel viisil rõngas ja tagada õhukindel süsteem gaasivoogude mõõtmisel. Rõngad paigaldati uurimisaladel mööda transekte nii, et oleks esindatud sealse piirkonna võimalikult mitmekesine taimestik. Proovide kogumiseks kasutati valgeid ja läbipaistmatuid PVC-kambreid (kõrgus 40 cm, läbimõõt 50 cm, maht 65 l), et vältida proovivõtu hetkel temperatuuri kasvu ja fotosünteesi kambri sees. Seetõttu esindavad  $\text{CO}_2$  emissioonide tulemused vaid ökosüsteemi hingamise osa, kus on

arvestatud summaarset taimede ja mulla hingamist, samas ei ole arvestatud CO<sub>2</sub> taimede poolset sidumist fotosünteesis.



**Joonis 3.** Porijõe valgla jaotus alamvalglateks. ● Uuritavad transektsid kasvuhoonegaaside voogude mõõtmiseks: V – Vända, PJ III – Porijõe III, K – Kaatsi, PJ I – Porijõe I, PJ II – Porijõe II, S – Sipe. ■ Reola hüdromeetriaajaam (58°16'24"N, 26°44'31"E).

Gaasiproovid koguti kuult uurimisalalt eelnevalt vaakumpumba abil õhust tühjendatud 50-ml suurustesse klaaspudelitesse ühe tunni jooksul. Proovid võeti 20-minutilise intervalliga (0 min, 20 min, 40 min, 60 min), igalt rõngalt koguti neli proovi. Kogutud CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O sisaldus proovides määrati elektron-detektoriga (ECD) ja leek-ionisatsiooni detektoriga (FID) varustatud gaaskromatograafi (Shimadzu GC-2014) abil Tartu Ülikooli geograafia osakonna laboris. Gaaside kontsentratsioon proovis on arvatud pinna- ja ajaühiku kohta ühetunnise gaaside sisalduse muutuse järgi kambrites (Augustin *et al.* 1998). Determinatsioonikordaja R<sup>2</sup> lävendiks oli CO<sub>2</sub> puhul 0,95 (p<0,05) ning CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O puhul 0,90 (p<0,1).

Mõõtmisperioodiks oli valitud üks vegetatsiooniperiood (mai–september 2014), kus proove koguti kord kuus, vaid septembris toimus mõõtmine kaks korda kuus. Kokku koguti kõikidelt transektidelt gaasiproove kuus korda. Paralleelselt gaasiproovide mõõtmistega koguti andmeid erinevate mullaparameetrite kohta. Koha peal mõõdeti mullaniiskust ja -temperatuuri neljal eri sügavusel (10, 20, 30, 40 cm). Kuna mullaniiskust varieerub suhteliselt palju isegi väikeste vahemaade tagant, mõõdeti mullaniiskust iga gaasirõnga juurest eraldi ning analüüsides kasutati kolme mõõtmise keskmist tulemust. Põhjaveetasel mõõdeti maapinda paigaldatud 1 m pikkustest piesomeetritest (diameeter 5 cm), mis paigaldati nõlva jalamile ehk ökotoni struktuuri nullpunkti, mis asub mineraalmaa ja lammi-madalsoo servaalal ning lammi-madalsoosse. Väritingimustes analüüsiti portatiivsete mõõteriistadega (YSI Professional Plus) piesomeetris järgmiseid veenäitajaid: temperatuur, pH, redokspotentsiaal, elektrijuhtivus, lahustunud O<sub>2</sub> sisaldus (mg/l) ja selle küllastusaste (%). Kahjuks ei õnnestunud kõiki andmeid igal mõõtmiskorral kätte saada ning seetõttu veekeemia andmeid edasises analüüsis ei käsitletud.

Septembri keskpaigas viidi läbi taimkatteanalüüs kõikides transektides gaasirõngaste kaupa. Analüüsis kirjeldati ka punkti vahetus läheduses paiknevaid puu- ja taimeliike, sh hinnati puuvõrade katvust (%) mõõdetava rõnga kohal, kuna rõngad paiknevad kohati varjulistes kasvukohtades. Taimkatteanalüüsi eesmärgiks oli seostada rõnga gaasiemissioone sealse taimestikuga ning kirjeldada transektipunktide kasvukohta.

2014. aasta oktoobris koostati välitööde raames kõikides transektides igale mõõtepunktile mullaprofiilid ja koguti 50 cm<sup>3</sup> suurustesse silindritesse igal transektil mullaproove lasuvustiheduse määramiseks, kus kordusproove võeti kokku kolm. Proovid mulla lasuvustiheduse määramiseks on võetud kahelt eri sügavuselt: 15 cm ja 50 cm juurest. Kanal (2014) on defineerinud mulla lasuvustiheduse kui ühe mahuühiku kuiva rikkumata mulla massina, mis samaaegselt iseloomustab mulla kohevust ja kaudselt mulla poorsust. Mulla lasuvustiheduse määramine võimaldab hinnata, kui palju mahub mullapooridesse vett ja õhku. Kogutud mullaproovid kaaluti ja kuivatati kuivatuskapis (Gallenkamp Sanyo OMT) 105°C juures 24 h Tartu Ülikooli geograafia osakonna laboris. Mullaproovid keemiliseks analüüsiks koguti 2014. aasta novembris kõikidest mõõtepunktidest kahel eri sügavusel (0–10 cm ja 20–30 cm). Kuna mullaproovide analüüs on kallid, jäeti vahepealne sügavus (10–20 cm) kogumata. Proovid analüüsiti Eesti Maaülikooli Taimeläbiõhkeemia laboratooriumis. Kõikides mullaproovides analüüsiti mulla pH<sub>KCl</sub>, N<sub>üld</sub>, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N ja laktaatlahustuva P kontsentratsioonid.

Ilmastiku analüüsimiseks vajalikud meteoandmed pärinevad Tartu-Tõravere meteoroloogiajaamast (58°15'51"N, 26°27'41"E). Piirkonna keskmised ilmastiku näitajad kasvuhoonegaaside mõõteperioodi jooksul olid järgmised: sademete hulk 410 mm, õhuniiskus 73%, tuulekiirus 1,9 m/s, miinimum ja maksimum õhutemperatuur vastavalt 10,6°C ning 20,5°C. Ööpäeva päikesepaiste keskmine kestus antud piirkonnas oli 7,7 h (Keskkonnaagentuur).

Toitainete ärakande analüüsiks Porijõe valglas ja selle alamvalglates on kasutatud autori bakalaureusetöös leitud alamvalglate jaotust, nende pindalaid hektarites ning erinevate maakasutustüüpide osakaalud (vt tabel 1) (Välik 2013). Konsu alamvalglat antud töös detailsemalt ei käsitleta, sest Konsu alamvalgla ei ole isetoituv valgla. Maakasutuse kirjeldamise aluseks Porijõe valglas ja selle alamvalglates on võetud Eesti Põhikaart (2004) ning täiendavad andmed on saadud Jaan Pärna poolt läbiviidud välitöödelt 2008. aastal.

**Tabel 1.** Maakasutuse osakaalud ja alamvalglate pindalad Porijõe valglas 2008. aasta seisuga.

Alamvalgla	Valgla pindala (ha)	Haritava maa osakaal (%)	Rohumaa osakaal (%)	Metsa ja märgala osakaal (%)
Porijõe ülemjooks	1230	7	14	79
Idaoja	3830	20	21	59
Peeda jõgi	5641	14	27	59
Sipe oja	900	32	39	29
Tatra jõgi	3310	27	28	45
Vända peakraav	220	53	13	34
Porijõe keskjooks	5174	23	24	53

Veeproovid lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide (mg/l) mõõtmiseks pärinevad Jaan Pärna, Kuno Kasaku ja Indrek Talpsepa poolt läbiviidud välitöödelt. Proovivõtmised teostati 2011.–2013. aastal. Võetud proovides analüüsiti üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni vastavalt APHA standarditele (*American Public Health Association*). Analüüsi teostas Eesti Keskkonnauuringute Keskus. Porijõe valgla alamvalglate päevaste vooluhulkade leidmiseks kasutati Reola hüdromeetriaamas mõõdetud päevaseid vooluhulkasid (Keskkonnaagentuur).

Autor osales välitööde ettevalmistustöodes, transektide mahapaigaldamises ja välitöödel kogu mõõteperioodi jooksul (mai–september 2014), kus põhiliselt kogus kasvuhoonegaaside proove. Lisaks võttis osa erinevate keskkonnaparameetrite mõõtmistest, taimkatteanalüüsist

ning mullaprofiili koostamisest. Samuti osales autor lasuvustiheduse proovide kogumises ning analüüsis saadud proove Tartu Ülikooli geograafia osakonna laboris.

## **2.3. Statistiline andmetöötlus**

### **2.3.1. Kasvuhoonegaaside voogude analüüs**

Statistilise andmeanalüüsi läbiviimiseks kasutati programmi STATISTICA 7.1. Muutujate ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) normaaljaotust kontrolliti Kolmogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro-Wilki teste kasutades. Kuna staatilise pimekambriga mõõdetud kasvuhoonegaaside vood ei olnud enamikel juhtudel normaaljaotusega, kasutati analüüside läbiviimiseks mitteparameetrist testi Kruskal-Wallise dispersioonanalüüsi (ANOVA).

Uuritavate muutujate ülevaatlikuks analüüsiks transektides mõõtepunktide kaupa kasutati kirjeldava statistika meetodeid (arvnäitajad, joonised). Kasvuhoonegaaside varieeruvuse illustreerimisel kogu mõõteperioodi jooksul kasutati karp-vurrud diagrammi. Kruskal-Wallise ANOVA testi kasutati selleks, et leida transekti siseselt mõõtepunktides (punktid põllu peal, põllu pervel, nõlva jalamil, lammi-madalsoos kahel erineval kaugusel nõlva jalamist) mõõdetud kasvuhoonegaaside voogude omavahelist usaldusväärset erinevust. Statistilise olulisuse nivoona kasutati uurimuses  $\alpha=0,05$ , juhul kui ei ole märgitud teisiti.

Lisaks otsiti seoseid staatilise pimekambriga mõõdetud kasvuhoonegaaside voogude ja erinevate keskkonnaparameetrite vahel, milleks kasutati mullatemperatuuri, mullaniiskuse, põhjaveetaseme ja veetemperatuuri andmeid. Analüüsiks kasutati Spearmani astakorrelatsioonanalüüsi, sest muutujate puhul pole enamikel juhtudest tegemist kahemõõtmelise normaaljaotusega. Testiga sooviti hinnata keskkonnaparameetrite ja gaasivoogude seoste usaldusväärst.

### **2.3.2. Toitainete ärakande andmete analüüs**

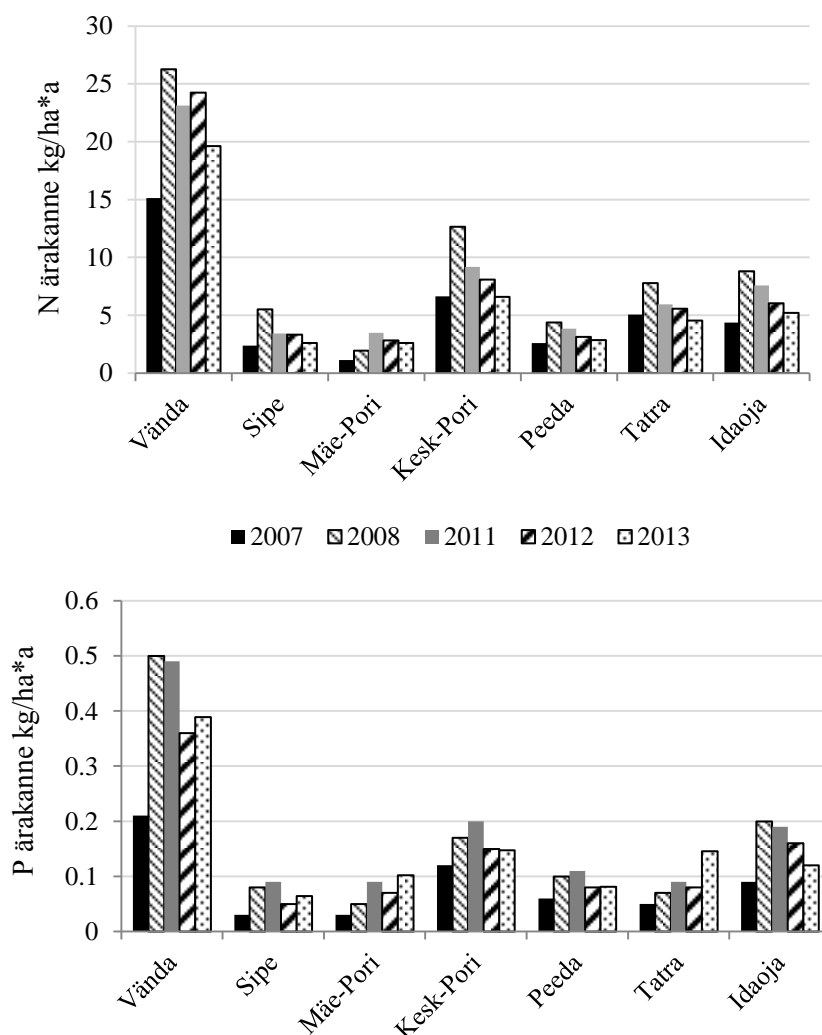
Igale Porijõe alamvalglale on lineaarse regressiooni abil leitud päeva keskmine vooluhulk ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) 2011.–2013. aastal. Selleks kasutati Reola mõõtmisposti päevaseid vooluhulga andmeid (Keskkonnaagentuur) ning 2011.–2013. aastal Jaan Pärna, Kuno Kasaku ja Indrek Talpsepa poolt kogutud andmeid välitöödelt.

Lämmastiku ja fosfori ärakandeväärtused pindalaühiku kohta on leitud kõikides Porijõe valgla alamvalglates. Veeproovid lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide analüüsimiseks koguti perioodil 2011–2013. Lineaarse regressiooni abil leitud vooluhulkade ja kontsentratsioonide mõõtetulemuste abil on leitud päevased lämmastiku ja fosfori ärakanded. Päevastest ärakannetest leiti igas alamvalglas aastane N ja P ärakanne pindalaühiku kohta ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ).

### 3. Tulemused

#### 3.1. Lämmastiku ja fosfori ärakanne Porijõe valglas

Porijõe valglas ja selle alamvalglates täheldati uurimisperiodil (2011.–2013. a) peamiselt lämmastiku ärakanne langust. Joonisel 4 on kujutatud  $N_{\text{üld}}$  ja  $P_{\text{üld}}$  aastast ärakanne Porijõe alamvalglates antud uurimisperiodil ja võrdluseks on lisatud 2007. ja 2008. aasta üldlämmastiku ja üldfosfori äraanded samades alamvalglates (Välik 2013). Lämmastiku suurem ärakanne leiti uurimisperiodil vaid Vända peakraavi valglas ( $19,6\text{--}24,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), kus 2012. aastal oli N ärakanne suurem võrreldes 2011. aastaga, samas oli 2013. aastal  $N_{\text{üld}}$  ärakanne taas tunduvalt väiksem võrreldes 2012. aastaga (vt joonis 4, tabel 2).



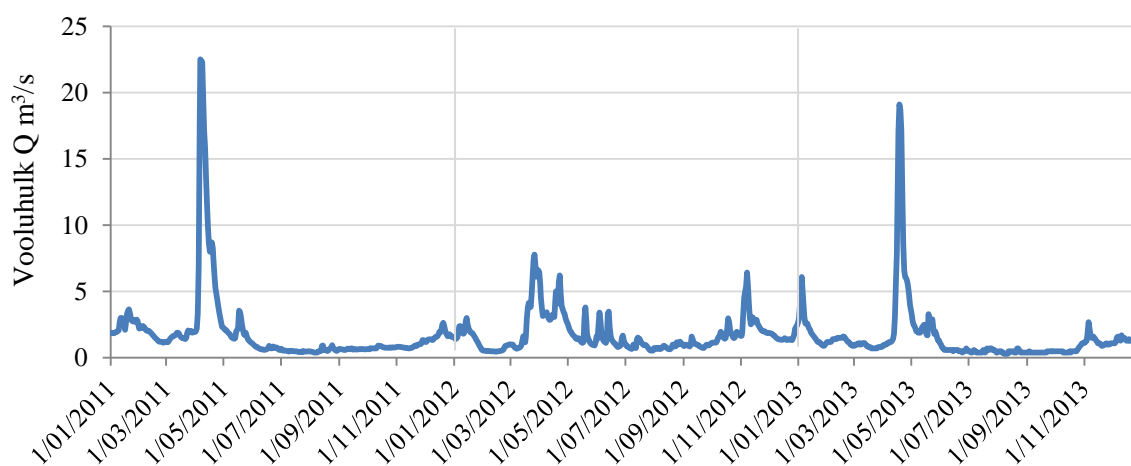
**Joonis 4.** Lämmastiku ja fosfori aastane ärakanne Porijõe alamvalglatest ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) 2007.–2008. aastal ja 2011.–2013. aastal.

Kõige suurem  $N_{\text{üld}}$  ärakanne täheldati vaadeldava perioodi jooksul Vända valglas, kõige väiksem  $N_{\text{üld}}$  ärakanne saadi Sipe oja valglas ja Porijõe ülemjooksu valglas. Lämmastiku ärakanne Sipe ja Porijõe ülemjooksu valglas varieerus uurimisperioodil vahemikus vastavalt 2,6–3,4 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja 2,6–3,5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Porijõe teistes alamvalglates jääb  $N_{\text{üld}}$  vaadeldava perioodi jooksul vahemikku 2,8 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> kuni 9,2 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

**Tabel 2.** Toitainete aastane ärakanne (kg ha<sup>-1</sup>) Porijõe alamvalglatest aastatel 2011–2013.

Alamvalgla	Ärakanne $N_{\text{üld}}$ kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>			Ärakanne $P_{\text{üld}}$ kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>		
	2011	2012	2013	2011	2012	2013
Porijõe ülemjooks	3,5	2,8	2,6	0,09	0,07	0,10
Idaoja	7,6	6,0	5,2	0,19	0,16	0,12
Peeda jõgi	3,9	3,1	2,8	0,11	0,08	0,08
Sipe oja	3,4	3,3	2,6	0,09	0,05	0,06
Tatra jõgi	6,0	5,6	4,5	0,09	0,08	0,15
Vända peakraav	23,1	24,2	19,6	0,49	0,36	0,39
Porijõe keskjooks	9,2	8,1	6,6	0,20	0,15	0,15

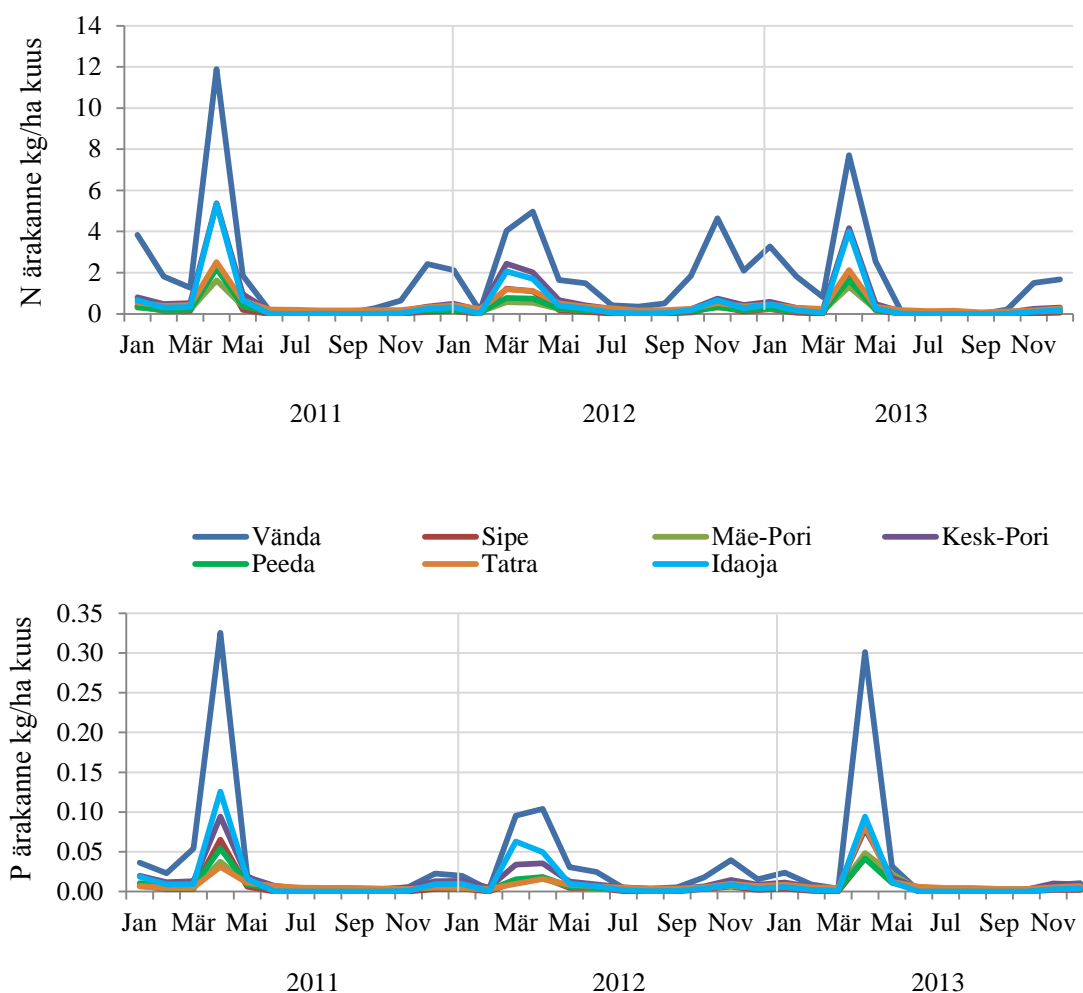
Fosfori ärakanne Porijõe alamvalglates uuritava perioodil (2011.–2013. a) ei näidanud nii selget langust kui lämmastiku ärakanne.  $P_{\text{üld}}$  ärakanne on olnud kõige suurem Vända peakraavi valglas kõigi kolme uuritava aasta jooksul. Kõige väiksem  $P_{\text{üld}}$  ärakanne täheldati Sipe oja valglas. Võrreldes  $P_{\text{üld}}$  ärakandeid varasemate aastatega, s.o 2007. ja 2008. aastaga, on märgata suurenenud fosfori ärakannet Tatra valglas, kus 2007. aastal oli  $P_{\text{üld}}$  ärakanne 0,05 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja 2013. aastal oli see kasvanud kolmekordseks (0,15 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>).



**Joonis 5.** Porijõe valgla äravool (m<sup>3</sup>/s) 2011.–2013. aastal mõõdetuna Reola automaatjaama mõõdetepostis.

Vooluhulk muutub eri aastaegadel suhteliselt palju ja sellest tulenevalt on toitainete äraanne aastaajaliselt erinev. Reola mõõtmispostis mõõdetud vooluhulga aegrida (2011.–2013. aastal) on kujutatud joonisel 5. Kolme aasta keskmine vooluhulk oli  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ , kuid kõige suurem äravool Porijõe valgalt antud perioodil toimus 2011. aasta aprillis, kus kuu keskmine äravool oli  $9,1 \text{ m}^3/\text{s}$  ning 2013. aasta aprillis, kus kuu keskmiseks äravooluks mõõdeti  $5,9 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Joonisel 6 on kujutatud  $N_{\text{üld}}$  ja  $P_{\text{üld}}$  äraande muutused vastavalt aastaajale kuude lõikes Porijõe alamvalglates. Vaadates toitainete äraande muutuseid vastavalt hüdrograafilistele perioodidele (sügis–talv, talv–kevad, suvi) on valdavalt toimunud suurem toitainete äraanne talv–kevad perioodil (jaanuar–aprill), kus kolme aasta keskmine äraanne oli vastavalt  $9,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ja  $0,19 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .



**Joonis 6.** Lämmastiku ja fosfori äraanne ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) kuude lõikes Porijõe alamvalglatest 2011.–2013. aastal.

Aasta keskmine vooluhulk oli antud perioodil 3,07 m<sup>3</sup>/s. N<sub>üld</sub> ärakanne suvel (mai–august) ja sügis–talv perioodil (september–detsember) oli vastavalt 2,4 ja 2,3 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Aasta keskmine vooluhulk neil hüdrograafilistel perioodidel oli vastavalt 1,23 m<sup>3</sup>/s ja 1,44 m<sup>3</sup>/s.

P<sub>üld</sub> ärakanne kolme aasta jooksul on aastaajaliselt olnud kõige väiksem suvel ja sügis–talv perioodil, kus kolme aasta keskmine P<sub>üld</sub> ärakanne oli mõlemal perioodil 0,06 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Kõige rohkem varieerub ajaliselt toitainete ärakanne Vända peakraavi valglas, kus kolme uuritava aasta lõikes oli talv–kevad perioodil N<sub>üld</sub> ja P<sub>üld</sub> ärakanne kokku vastavalt 43,7 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja 1,00 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, suvisel perioodil täheldati N ja P ärakande väärtusteks 8,6 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja 0,12 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Sügis–talv perioodil oli N<sub>üld</sub> ja P<sub>üld</sub> ärakanne kolme aasta jooksul Vända valglas kokku vastavalt 15,9 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja 0,13 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Kõige vähem varieerus N<sub>üld</sub> ärakanne aastaajaliselt Porijõe ülemjooksu valglas, kus talv–kevad perioodil kandus kolme aasta jooksul valglalt ära 5,6 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, suvel 1,65 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ning sügis–talv perioodil 1,64 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Samuti oli P<sub>üld</sub> varieeruvus kõige väiksem Porijõe ülemjooksu valglas, kus talv–kevad perioodil oli üldfosfori ärakanne kolme aasta jooksul kokku 0,15 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, suvel 0,06 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ning sügis–talv perioodil 0,05 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

### **3.2. Lämmastik ja fosfor Porijõe valgla lammiservadel**

Lämmastiku ja fosfori sisaldust analüüsiti Porijõe valgla lammiservadel maastikuelementide kaupa lähtudes ökotoni struktuurset jaotusest (vt lisa 3 tabel 1). Mulla üldlämmastiku sisaldus erines transektide vahel, kus N<sub>üld</sub> varieerus väetatud transektidel mulla kuivaines vahemikus 0,07%–3,06% ning väetamata transektidel 0,09%–2,36% kuivaine kaalu kohta. Väetatud transektidest täheldati suurim N<sub>üld</sub> varieeruvus Kaatsil. Kõigi kolme väetatud transekti puhul täheldati madalam N<sub>üld</sub> sisaldus mullas põllu peal, kõrgem N<sub>üld</sub> sisaldus lammi-madalsoos. Väetamata transektidest leiti suurim N<sub>üld</sub> varieeruvus Sipel, kus N<sub>üld</sub> sisaldus oli madalam põllu serval ja kõrgem lammi-madalsoos. Samuti täheldati Porijõe II transektil madalam N<sub>üld</sub> sisaldus põllu serval, kuid kõrgem N<sub>üld</sub> sisaldus mullas leiti nõlva jalamil. Porijõe I transektil leiti madalam N<sub>üld</sub> sisaldus põllul ja kõrgem mulla N<sub>üld</sub> sisaldus lammi-madalsoos.

Keskmine ammooniumlämmastiku (NH<sub>4</sub>-N) kontsentratsioon mullaproovides oli kõrgem väetamata transektidel, varieerudes vahemikus 1,6–10,0 mg NH<sub>4</sub>-N kg<sup>-1</sup> ning madalam väetatud transektidel (0,1–0,3 mg NH<sub>4</sub>-N kg<sup>-1</sup>). Samas täheldati kõrgem nitraatlämmastiku

(NO<sub>3</sub>-N) sisaldus mullas väetatud transektidel (25,4–40,3 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup>) ja madalam väetamata transektidel (1,0–3,2 mg NO<sub>3</sub>-N kg<sup>-1</sup>).

Fosfor on taimedele oluline toitaine, mis veekogudesse sattudes võib sageli põhjustada eutrofeerumist. Väetatud transektidel varieerus taimedele omastatav P vahemikus 5–142 mg P kg<sup>-1</sup>. Nii Vända kui ka Porijõe III transektil täheldati kõrgem P sisaldus põllul (128–142 mg P kg<sup>-1</sup>). Kaatsi transektil mõõdeti suurem P sisaldus lammi-madalsoos. Väiksem P sisaldus Vända ja Kaatsi transektil leiti põllu serval, Porijõe III transektil aga nõlva jalamil. Väetamata transektidel oli P sisaldus mullas suhteliselt sarnane nii Porijõe I kui Porijõe II transektil, kus P sisaldus mullas varieerus vahemikus vastavalt 7–67 mg P kg<sup>-1</sup> ja 1–73 mg P kg<sup>-1</sup>. Tunduvalt suurem fosfori sisaldus mullas oli Sipe transektil, kus P väärtus varieerus vahemikus 29–143 mg P kg<sup>-1</sup>. Kõige suurem P sisaldus mullas täheldati Porijõe I (–10 m) ja Sipe transektil (–20 m) lammi-madalsoos, Porijõe II transektil aga nõlva jalamil. Kõige madalam P sisaldus mullas leiti Sipel (–10 m) ja Porijõe II transektil (–20 m) lammi-madalsoos, Porijõe I transektil aga põllu serval.

### **3.3. Kasvuhoonegaaside vood Porijõe valgla lammiservadel**

#### **3.3.1. Väetatud transektid**

##### **3.3.1.1. Vända**

Kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus Vända transektil on toodud joonisel 7. Süsihappegaasi emissioonid varieeruvad transektil vahemikus 53,3–625,3 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Kõige suurem varieeruvus CO<sub>2</sub> emissioonide väärtustes mõõdeti põllu serval, kõige väiksem varieeruvus lammi-madalsoos (vt lisa 4 tabel 1). Kõige suurem CO<sub>2</sub> emissioon õhku toimus nõlva jalamilt, kus perioodi keskmine emissioon oli 377,3 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ning perioodi kõige väiksem CO<sub>2</sub> keskmine emissioon täheldati põllul 170,5 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Kruskal-Wallise mitteparameetrilise dispersioonanalüüsi tulemusena eristuvad nõlva jalamil mõõdetud CO<sub>2</sub> emissioonid usaldusväärselt lammi-madalsoos ja põllul mõõdetud CO<sub>2</sub> voogudest (vt lisa 4 tabel 2), kus suurem emissioon toimus nõlva jalamil (vt joonis 7).

Metaanivoogude keskmine väärtus varieerub transektil vahemikus –56,9 kuni –3,5 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja kogu mõõteperioodi ajal toimus CH<sub>4</sub> sidumine mulda (vt lisa 4 tabel 1). Lammi-madalsoo ja nõlva jalamil mõõdetud voogude väärtused on sarnased. Kõige suuremad CH<sub>4</sub> vood mõõdeti põllu serval (–71,2 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Madalamad metaanivood mõõdeti augustis põllu peal (–1,4 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Statistiliselt usaldusväärne erinevus alade vahel oli Kruskal-

Wallise testi tulemusel olemas (vt joonis 7, lisa 4 tabel 3). Kõikide erinevuste korral toimus suurem metaani sidumine mulda põllu serval.

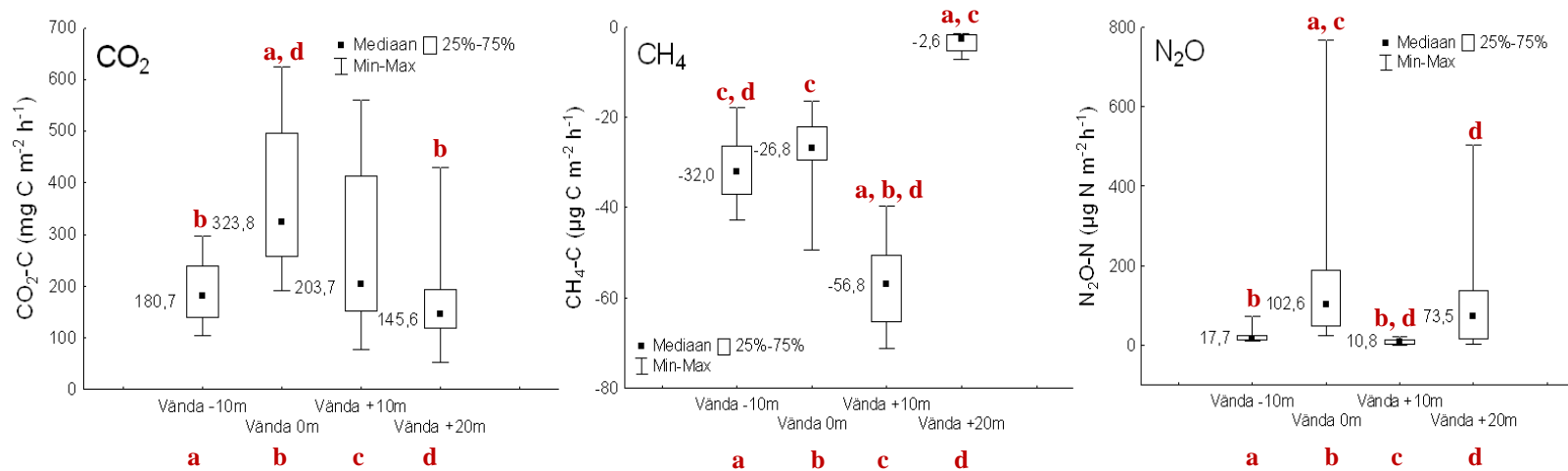
Dilämmastikoksiidi voogude keskmine väärtus varieerub vahemikus 9,6–208,3  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Kogu mõõteperioodi ajal toimus põhimõtteliselt  $\text{N}_2\text{O}$  emissioon atmosfääri, vaid septembrikuu esimeses pooles mõõdeti põllu serval negatiivse väärtusega  $\text{N}_2\text{O}$  voog ( $-0,6 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Kõrgeimad  $\text{N}_2\text{O}$  vood mõõdeti nõlva jalamil juulis, kus kõrgeim mõõdetud väärtus ulatus 768,0  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (vt lisa 4 tabel 1). Ühtlasi täheldati kõige suurem  $\text{N}_2\text{O}$  voogude varieeruvus nõlva jalamil. Kõige vähem varieerusid  $\text{N}_2\text{O}$  vood põllu serval. Kruskal-Wallise analüüsis leitud erinevused on toodud joonisel 7 (vt lisa 4 tabel 3).

### 3.3.1.2. *Porijõe III*

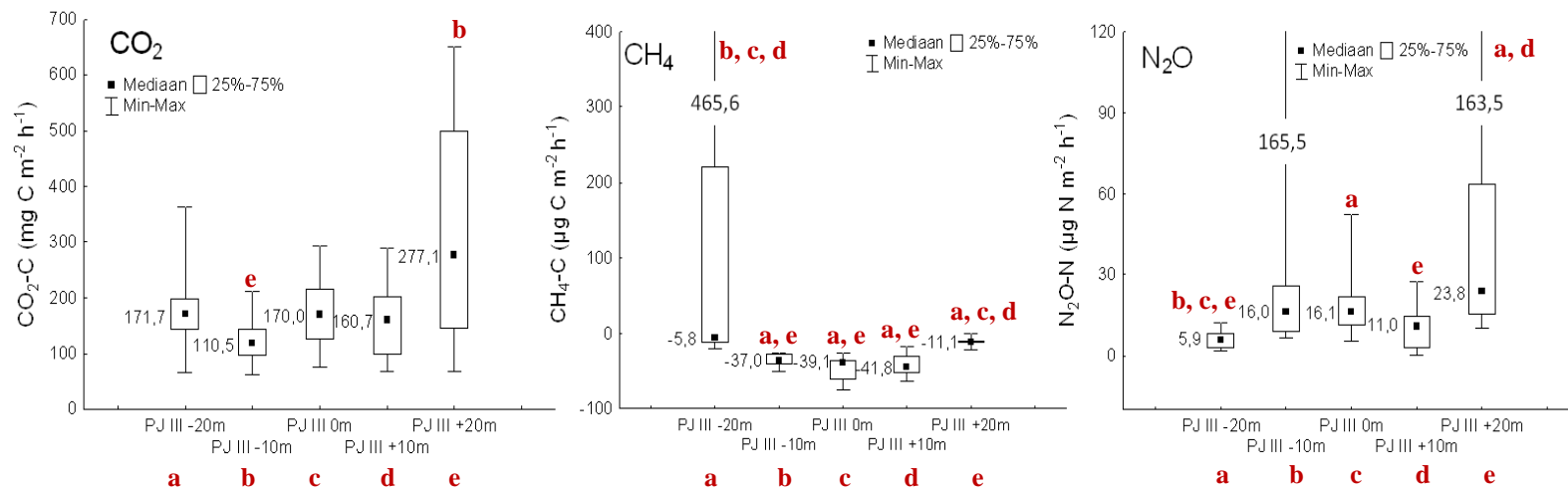
Porijõe III transektil mõõdetud süsihappegaasi, metaani ja naerugaasi voogude varieeruvus on kujutatud joonisel 8. Kõige väiksem  $\text{CO}_2$  voogude varieeruvus mõõdeti lammi-madalsoos ( $-10 \text{ m}$ ) (vt lisa 4 tabel 1). Samas on täheldatud punktides  $-20 \text{ m}$ ,  $-10 \text{ m}$ ,  $0 \text{ m}$  ja  $+10 \text{ m}$  suhteliselt sarnaseid süsihappegaasi vooge, kus väärtused varieeruvad vahemikus 62,4 kuni 361,9  $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Kõige kõrgem  $\text{CO}_2$  voog mõõdeti põllul, kus saadi ka transekti  $\text{CO}_2$  voogude perioodi kõige suurem varieeruvus ( $68,5\text{--}649,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Kruskal-Wallise testis leitud statistiliselt usaldusväärsed erinevused on toodud välja joonisel 8 ja lisa 4 tabelis 2.

Kõige rohkem varieerusid  $\text{CH}_4$  vood lammi-madalsoos ( $-20 \text{ m}$ ) (vt joonis 8, lisa 4 tabel 1), mis oli ainuke mõõtepunkt, kus toimus lisaks  $\text{CH}_4$  sidumisele ka augustis ja septembris metaani emissioon õhku. Kõige suurem  $\text{CH}_4$  sidumine toimus keskmiselt nõlva jalamil, kõige väiksem põllul. Septembrikuu esimeses pooles oli metaani sidumine põllul nullilähedane ( $-0,1 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Transekti  $-10 \text{ m}$  ja  $+10 \text{ m}$  punktides mõõdetud väärtused olid sarnased, kus perioodi keskmised väärtused olid vastavalt  $-36,6$  ja  $-41,7 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Statistiliselt usaldusväärne erinevus  $\text{CH}_4$  voogude vahel mõõtepunktide kaupa oli Kruskal-Wallise testi tulemusel olemas (vt joonis 8, lisa 4 tabel 3).

Porijõe III transektil jäävad mõõdetud  $\text{N}_2\text{O}$  voogude väärtused vahemikku 0,4–165,5  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Kogu vegetatsiooniperioodi jooksul naerugaasi negatiivseid väärtuseid transektil ei täheldatud (vt lisa 4 tabel 1). Kõige suurem  $\text{N}_2\text{O}$  voogude varieeruvus leiti lammi-madalsoos ( $-10 \text{ m}$ ) ja põllul. Kõige ühtlasema ja väikseima varieeruvusega naerugaasi vood täheldati punktis  $-20 \text{ m}$ . Nõlva jalamil toimus  $\text{N}_2\text{O}$  emissioon atmosfääri kogu mõõteperioodi jooksul keskmiselt 20,4  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Kruskal-Wallise testi tulemusena leitud statistiliselt usaldusväärsed erinevused transekti siseselt on kujutatud joonisel 8 (vt lisa 4 tabel 3).



**Joonis 7.** Kasvuhoonegaaside (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) voogude varieeruvus ja statistilised näitajad Väanda transektil mõõteperioodil mai–september 2014. Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallisega mitteparameetriline dispersioonanalüüs, p<0,05).



**Joonis 8.** Kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus ja statistilised näitajad Porijõe III transektil mõõteperioodil mai–september 2014. Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallisega mitteparameetriline dispersioonanalüüs, p<0,05).

### 3.3.1.3. *Kaatsi*

Kaatsi transektil mõõdetud kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus on toodud joonisel 9. Süsihappegaasi vood varieeruvad vahemikus 37,9–512,2 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, kusjuures kõige väiksem varieeruvus täheldati lammi-madalsoos (–10 m) (vt lisa 4 tabel 1). Kõige suurem varieeruvus leiti põllu serval, kus mõõdetud perioodi keskmine CO<sub>2</sub> emissioon õhku oli 199,8 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Võrreldes CO<sub>2</sub> voogusid Kaatsi transektil mõõtepunktide kaupa Kruskal-Wallise analüüsi tulemusena statistiliselt usaldusväärseid erinevusi ei leitud (vt joonis 9, lisa 4 tabel 2).

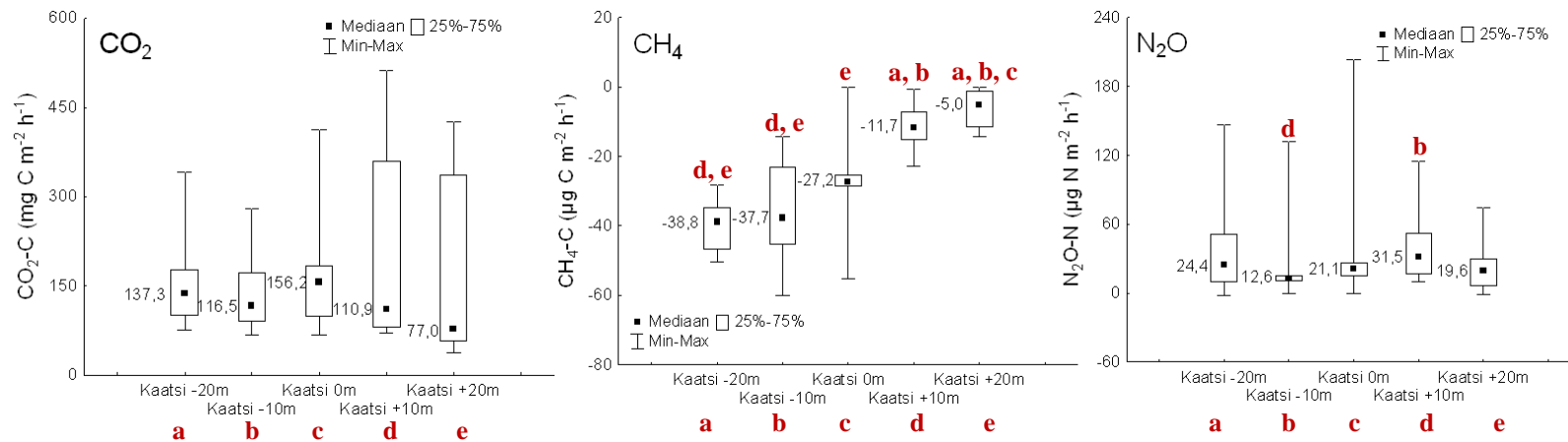
Mõõteperioodi suurim keskmine metaani sidumine toimus lammi-madalsoos (–20 m) ja kõige väiksem põllu peal (vt lisa 4 tabel 1). Kõige madalam CH<sub>4</sub> voo väärtus mõõdeti lammi-madalsoos (–10 m) ja kõige kõrgem väärtus põllul. Kõige suurem varieeruvus CH<sub>4</sub> voogude väärtustes saadi nõlva jalamil (vt joonis 9). Metaani positiivseid väärtuseid Kaatsi uurimisalal ei täheldatud. Statistiliselt usaldusväärseid erinevused Kruskal-Wallise testi tulemusena on kujutatud joonisel 9 (vt lisa 4 tabel 3).

Kõige madalam dilämmastikoksiidi voog mõõdeti Kaatsi transektil lammi-madalsoos (–20 m) augustis (–1,7 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) (vt lisa 4 tabel 1), lisaks sellele täheldati N<sub>2</sub>O negatiivseid väärtusi veel vaid kolmel korral: mais nõlva jalamil (–0,4 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ning juulis punktides –10 m (–0,7 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ja +20 m (–0,8 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Kõige suurem N<sub>2</sub>O emissioon õhku mõõdeti nõlva jalamil, kus oli ühtlasi ka kõige suurem varieeruvus N<sub>2</sub>O voogude väärtustes (vt joonis 9). Kruskal-Wallise testis leitud statistiliselt usaldusväärseid erinevused on toodud välja joonisel 9 (vt lisa 4 tabel 3).

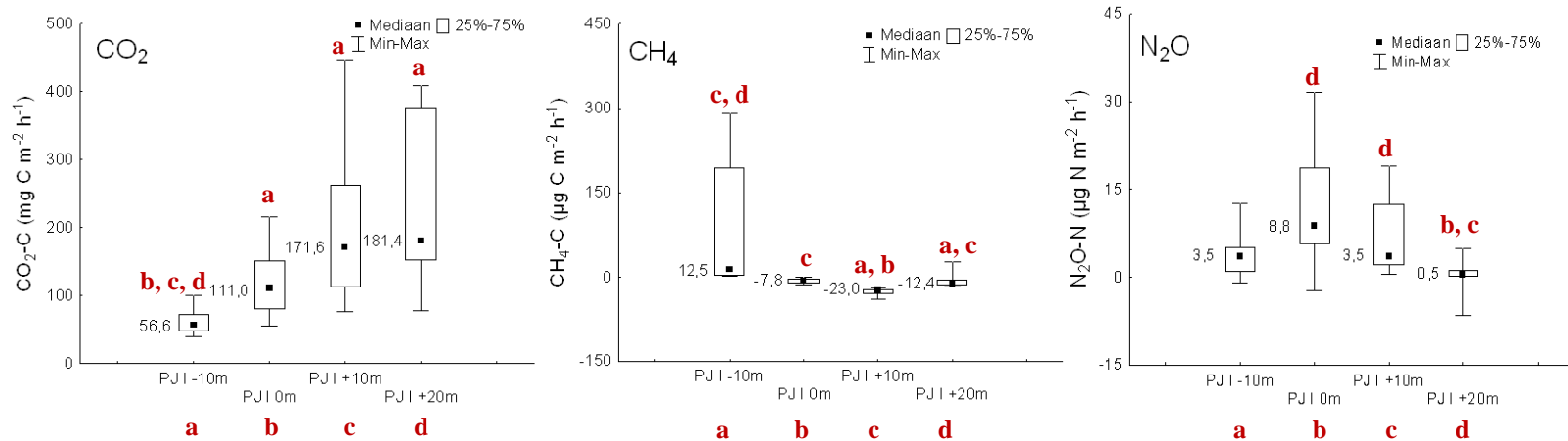
## 3.3.2. Väetamata transektid

### 3.3.2.1. *Porijõe I*

Porijõe I transektil mõõdetud süsihappegaasi, metaani ja naerugaasi voogude varieeruvus on kujutatud joonisel 10. CO<sub>2</sub> emissioonide väikseim varieeruvus mõõdeti lammi-madalsoos (–10 m) (vt lisa 4 tabel 1), kus CO<sub>2</sub> emissioonide miinimum väärtus mõõdeti septembri lõpus. Kõige suurem varieeruvus täheldati põllu serval, kus CO<sub>2</sub> emissioonide maksimum väärtus mõõdeti juulis. Antud punkti perioodi keskmine CO<sub>2</sub> emissioon õhku oli 203,6 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, kusjuures põllu peal asetseva punkti perioodi keskmine CO<sub>2</sub> emissioon oli 230,5 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Statistiliselt usaldusväärne erinevus alade vahel oli Kruskal-Wallise testi tulemusel olemas (vt joonis 10, lisa 4 tabel 2), kus mõõtmisperioodi väiksem keskmine CO<sub>2</sub> emissioon täheldati lammi-madalsoos.



**Joonis 9.** Kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus ja statistilised näitajad Kaatsi transektil mõõteperioodil mai–september 2014. Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallise mitteparameetriline dispersioonanalüüs,  $p < 0,05$ ).



**Joonis 10.** Kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus ja statistilised näitajad Porijõe I transektil mõõteperioodil mai–september 2014. Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallise mitteparameetriline dispersioonanalüüs,  $p < 0,05$ ).

Metaanivoogude keskmine väärtus varieerub vahemikus  $-26,8$  kuni  $76,1 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , kusjuures kogu uurimisperioodi jooksul toimus metaani sidumine nõlva jalamil ja põllu serval. Metaani negatiivseid väärtuseid lammi-madalsoos ei täheldatud (vt lisa 4 tabel 1). Kõige kõrgem  $\text{CH}_4$  väärtus mõõdeti septembri keskpaigas, kus lammi-madalsoos saadi  $\text{CH}_4$  voo väärtuseks  $290,5 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Mõõteperioodi kõige madalam  $\text{CH}_4$  voog täheldati põllu serval. Statistiliselt usaldusväärne erinevus  $\text{CH}_4$  voogude vahel mõõtepunktide kaupa oli Kruskal-Wallise testi tulemusel olemas (vt joonis 10, lisa 4 tabel 3).

Kõige suurem dilämmastikoksiidi voogude varieeruvus täheldati nõlva jalamil, kõige väiksem  $\text{N}_2\text{O}$  voogude varieeruvus lammi-madalsoos ja põllul (vt lisa 4 tabel 1). Mõõteperioodi jooksul toimus peamiselt dilämmastikoksiidi emissioon, kuid vähest  $\text{N}_2\text{O}$  sidumist täheldati juulis punktides  $-10$  m ja  $+20$  m ning septembri lõpus punktides  $-10$  m ja  $0$  m. Kruskal-Wallise analüüsis leiti, et põllul mõõdetud  $\text{N}_2\text{O}$  vood erinevad nõlva jalamil ja põllu serval leitud voogudest (vt joonis 10, lisa 4 tabel 3), kus suurim  $\text{N}_2\text{O}$  keskmine voog täheldati nõlva jalamil.

### 3.3.2.2. *Porijõe II*

Porijõe II transektil mõõdetud kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus on kujutatud joonisel 11. Transektil mõõdeti sarnased süsihappegaasi vood punktides  $+10$  m ja  $+20$  m, kus perioodi keskmine  $\text{CO}_2$  emissioon oli antud punktides vastavalt  $236,7$  ja  $234,0 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Kõige suurem  $\text{CO}_2$  emissioonide varieeruvus täheldati põllul ning kõige väiksem varieeruvus lammi-madalsoos ( $-20$  m) (vt lisa 4 tabel 1). Kõrgeim  $\text{CO}_2$  emissioon mõõdeti juulis ning madalaim voog septembri lõpus. Kruskal-Wallise testis leitud statistiliselt usaldusväärset erinevused  $\text{CO}_2$  emissioonide vahel mõõtepunktide kaupa on toodud joonisel 11 (vt lisa 4 tabel 2). Suurem perioodi keskmine  $\text{CO}_2$  voog täheldati põllu serval ja põllul.

Sarnased metaanivood mõõdeti lammi-madalsoo punktides, kus perioodi keskmine  $\text{CH}_4$  voog oli punktides  $-20$  m ja  $-10$  m vastavalt  $-16,2$  ja  $-10,2 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Samuti täheldati sarnased mõõtmistulemused transekti  $+10$  m ja  $+20$  m mõõtepunktides, kus perioodi keskmine  $\text{CH}_4$  voog oli vastavalt  $-19,4$  ja  $-20,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Kõige suurem metaanivoogude varieeruvus täheldati nõlva jalamil (vt lisa 4 tabel 1). Statistiliselt usaldusväärset erinevused  $\text{CH}_4$  voogude vahel mõõtepunktide kaupa on Kruskal-Wallise testi tulemusena kujutatud joonisel 11 (vt lisa 4 tabel 3).

Dilämmastikoksiidi voogude keskmine väärtus varieerub vahemikus  $-0,2$  kuni  $17,4 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , kus suurim  $\text{N}_2\text{O}$  voogude varieeruvus täheldati põllul ning kõige väiksem varieeruvus

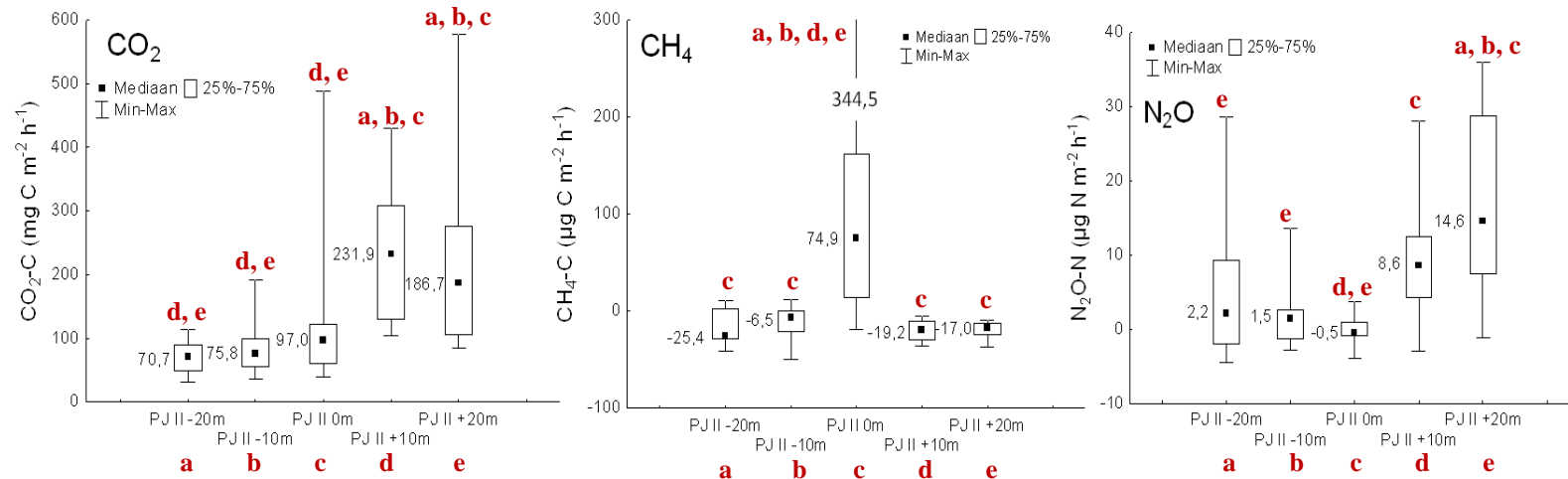
nõlva jalamil (vt lisa 4 tabel 1). Statistiliselt usaldusväärne erinevus alade vahel oli Kruskal-Wallise testi tulemusel olemas (vt joonis 11, lisa 4 tabel 3).

### 3.3.2.3. *Sipe*

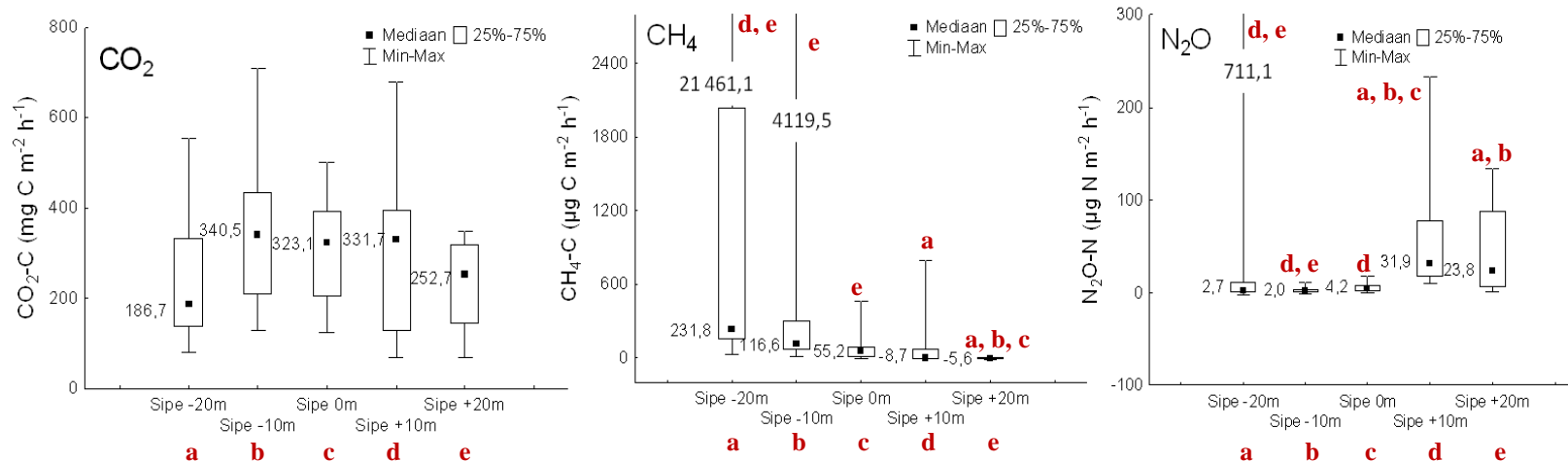
Sipe transektil mõõdetud kasvuhoonegaaside voogude varieeruvust on kujutatud joonisel 12. Transektil mõõdeti sarnased CO<sub>2</sub> emissioonid nõlva jalamil ja põllu serval, kus perioodi keskmine CO<sub>2</sub> emissioon oli antud punktides vastavalt 298,5 ja 295,5 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Suurem CO<sub>2</sub> emissioonide varieeruvus täheldati lammi-madalsoos (-10 m) ja põllu serval (vt lisa 4 tabel 1). Kõige kõrgem CO<sub>2</sub> voog mõõdeti lammi-madalsoos (-10 m) juunis ja kõige madalam CO<sub>2</sub> voog põllu serval ja põllul septembris. Kõige väiksem CO<sub>2</sub> emissioonide varieeruvus mõõdeti põllul. Võrreldes CO<sub>2</sub> emissioone Sipe transektil mõõtepunktide kaupa, ei täheldatud Kruskal-Wallise analüüsi tulemusena CO<sub>2</sub> emissioonide vahel statistiliselt usaldusväärseid erinevusi (vt joonis 12, lisa 4 tabel 2).

Uurimisalal täheldati vaid positiivsed metaani väärtused lammi-madalsoos (-20 m ja -10 m). Väärtused antud mõõtepunktides varieerusid 14,6–21 461,1 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (vt lisa 4 tabel 1). Kõige suurem varieeruvus CH<sub>4</sub> voogude väärtustes mõõdeti lammi-madalsoos (-20 m), kus mõõtepunkti keskmine emissioon õhku kogu mõõteperioodi jooksul oli 2906,6 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Kõige väiksem CH<sub>4</sub> voog mõõdeti põllul. Keskmiselt toimus mõõteperioodi jooksul punktides CH<sub>4</sub> emissioon õhku, vaid põllu peal täheldati metaani sidumist. Statistiliselt usaldusväärsed erinevused mõõtepunktide vahel Kruskal-Wallise testi tulemusena on kujutatud joonisel 12 (vt lisa 4 tabel 3).

Transekti põllu peal asetsevates punktides (+10 m ja +20 m) dilämmastikoksiidi negatiivseid väärtuseid ei täheldatud (vt joonis 12, lisa 4 tabel 1). N<sub>2</sub>O väärtused antud mõõtepunktides varieerusid 1,4–233,2 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Kõige suurem varieeruvus N<sub>2</sub>O väärtustes mõõdeti Sipe transektil -20 m punktis (-3,2 kuni 711,1 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Kõige väiksem N<sub>2</sub>O voogude varieeruvus mõõdeti lammi-madalsoos (-10 m). Mõõtepunkti keskmine emissioon õhku maist septembrini oli kõrgeim põllu serval. Statistiliselt usaldusväärne erinevus alade vahel oli Kruskal-Wallise analüüsi tulemusel olemas (vt joonis 12, lisa 4 tabel 3).



**Joonis 11.** Kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus ja statistilised näitajad Porijõe II transektil mõõteperioodil mai–september 2014. Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallise mitteparameetriline dispersioonanalüüs,  $p < 0,05$ ).



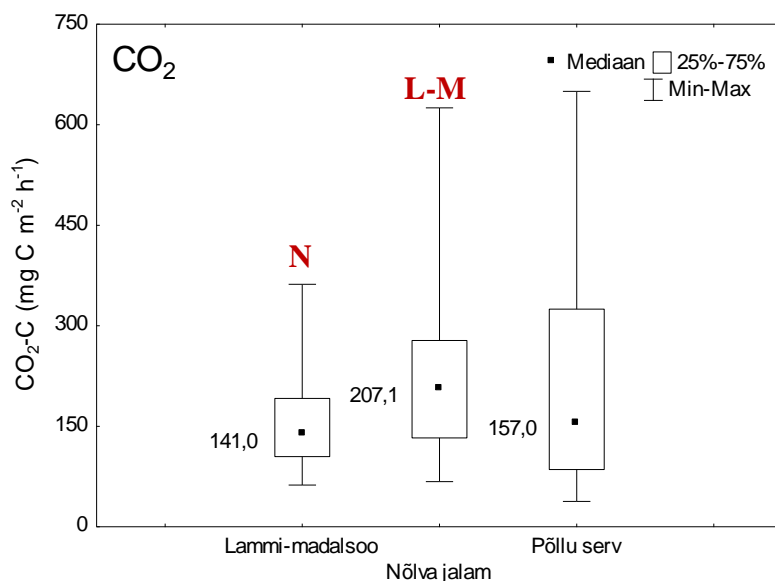
**Joonis 12.** Kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus ja statistilised näitajad Sipe transektil mõõteperioodil mai–september 2014. Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallise mitteparameetriline dispersioonanalüüs,  $p < 0,05$ ).

### 3.3.3. Kasvuhoonegaaside vood maastikuelementide kaupa

#### 3.3.3.1. Väetatud transektid

Kuna uuritavatest transektidest olid osad väetatud (Vända, Porijõe III, Kaatsi) ja osad väetamata (Porijõe I, Porijõe II, Sipe), siis koondati vastavate transektide kasvuhoonegaaside vood maastikuelementide kaupa (lammi-madalsoo, nõlva jalam, põllu serv), et hinnata KHG-de voogude erinevusi väetatud ja väetamata transektide vahel. Maastikuelemendi lammi-madalsoo alla kuuluvad punktides  $-20$  m ja  $-10$  m mõõdetud KHG-de vood ning maastikuelemendi põllu serv alla koondati punktides  $+10$  m ja  $+20$  m mõõdetud KHG-de vood.

Süsihappegaasi emissioonid varieeruvad väetatud uurimisaladel vahemikus  $37,9\text{--}649,7$  mg C  $\text{m}^{-2}$   $\text{h}^{-1}$  (vt joonis 13). Kõige suurem varieeruvus  $\text{CO}_2$  emissioonide väärtustes täheldati põllu serval ( $37,9\text{--}649,7$  mg C  $\text{m}^{-2}$   $\text{h}^{-1}$ ), kõige väiksem lammi-madalsoos ( $62,4\text{--}361,9$  mg C  $\text{m}^{-2}$   $\text{h}^{-1}$ ). Võrreldes  $\text{CO}_2$  emissioone väetatud transektidel koondatuna maastikuelementide kaupa, leiti Kruskal-Wallis analüüsi tulemusena, et nõlva jalamil mõõdetud vood erinevad lammi-madalsoos mõõdetud  $\text{CO}_2$  emissioonidest (vt joonis 13, lisa 4 tabel 4), kus suurem keskmine  $\text{CO}_2$  emissioon täheldati nõlva jalamil.

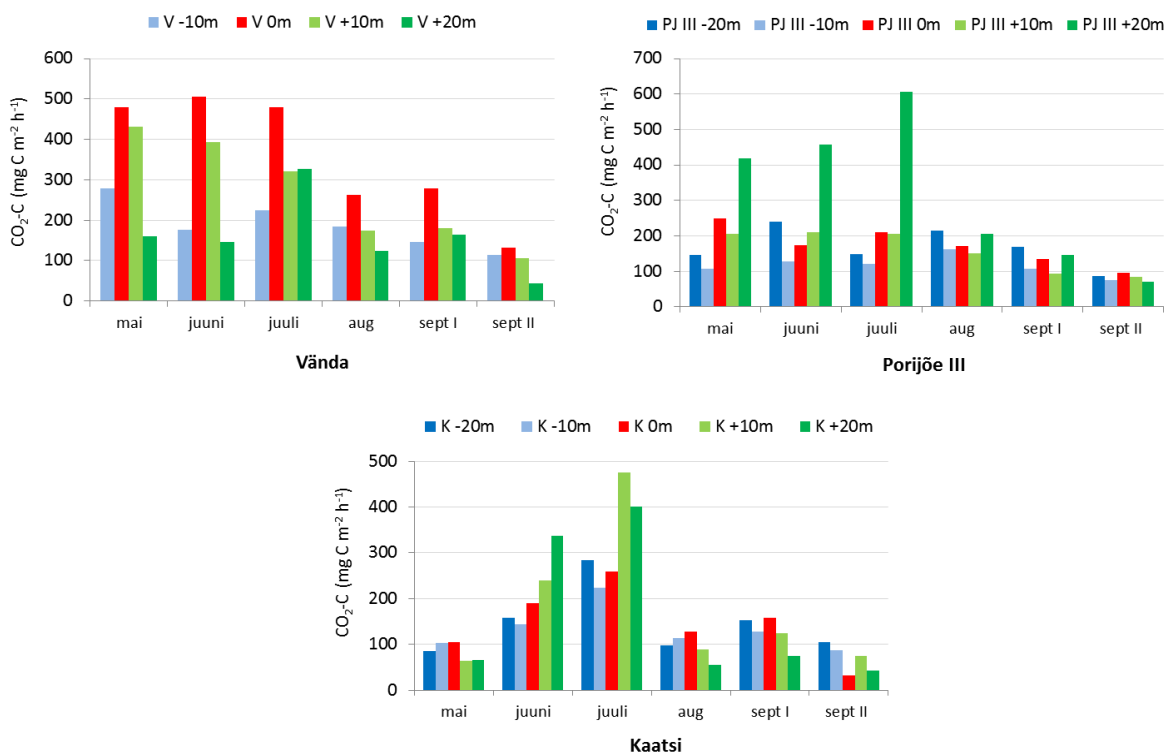


**Joonis 13.** Süsihappegaasi emissioonide mediaanväärtused, 25- ja 75-protsentiilid, miinimum ja maksimum väärtused väetatud transektidel (Vända, Porijõe III, Kaatsi) mõõteperioodil mai–september 2014. Punasega märgitud tähed näitavad statistiliselt usaldusväärseid erinevusi ( $p < 0,05$ )  $\text{CO}_2$  emissioonide vahel maastikuelementide kaupa (L-M – lammi-madalsoo, N – nõlva jalam).

Vegetatsiooniperioodi keskmine  $\text{CO}_2$  emissioon varieerus vahemikus  $39,4\text{--}60,0$  kg C  $\text{ha}^{-1}$  päevas, kus maastikuelementide kaupa vaadatuna täheldati Porijõe III ja Kaatsi transektil suurim keskmine  $\text{CO}_2$  emissioon põllul, vastavalt  $58,3$  ja  $44,2$  kg C  $\text{ha}^{-1}$  päevas. Samas leiti

Vända transektil vegetatsiooniperioodi suurim keskmine CO<sub>2</sub> emissioon nõlva jalamil (90,5 kg C ha<sup>-1</sup> päevas). Väikseim vegetatsiooniperioodi keskmine CO<sub>2</sub> emissioon leiti kõikidel uurimisaladel sarnaselt lammi-madalsoos (34,6–44,9 kg C ha<sup>-1</sup> päevas).

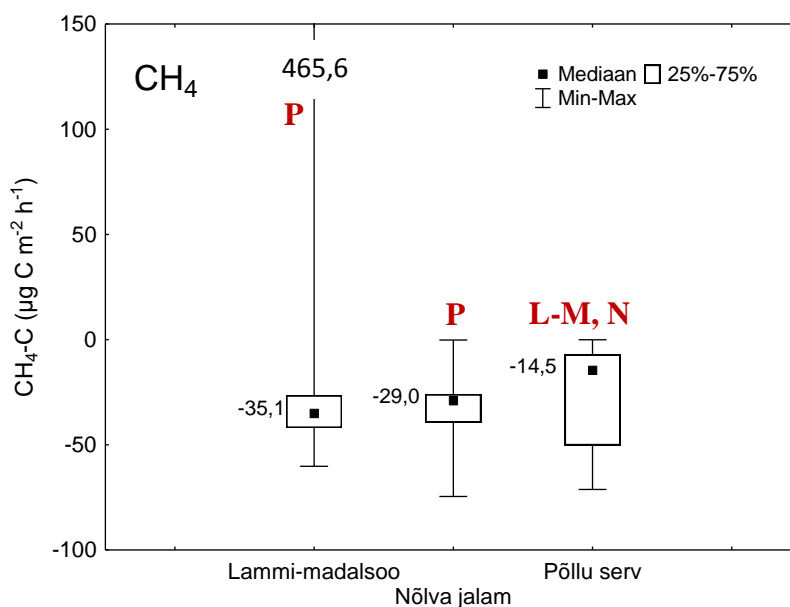
Keskmete CO<sub>2</sub> emissioonide muutumine kuude lõikes kogu mõõteperioodi jooksul on kujutatud joonisel 14. Vända transektil täheldati kõrgem CO<sub>2</sub> keskmine emissioon lammi-madalsoos ja põllu serval maikuus, nõlva jalamil juunis ning põllul juulis. Porijõe III transektil oli nõlva jalamil kõrgem keskmine CO<sub>2</sub> emissioon maikuus, lammi-madalsoos (–20 m) juunis, põllu serval ja põllul juulis ning lammi-madalsoo –10 m punktis augustis. Kaatsi transektil mõõdeti keskmiste CO<sub>2</sub> emissioonide maksimumid samuti juulikuus. Valdavalt täheldati CO<sub>2</sub> emissioonide kuude keskmised maksimumväärtused juulis, kus õhutemperatuur ulatus gaaside mõõtmise ajal kuni 28°C-ni. CO<sub>2</sub> emissioonide kuude keskmised miinimumväärtused kõikides mõõtepunktides mõõdeti Vända ja Porijõe III transektil septembrikuu lõpus, kui õhutemperatuur oli mõõtmise ajal alla 13°C.



**Joonis 14.** Keskmiste süsihappegaasi emissioonide (mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ajaline varieerumine kuude lõikes väetatud transektidel ajavahemikul mai–september 2014.

Väetatud uurimisaladel mõõdetud CH<sub>4</sub> voogude varieeruvus kogu mõõteperioodi jooksul maastikuelementide kaupa on kujutatud joonisel 15. Kõige kõrgem CH<sub>4</sub> voo väärtus mõõdeti septembri keskpaigas, kus Porijõe III transektil saadi lammi-madalsoos (–20 m) metaanivoo väärtuseks 465,6 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Vända ja Kaatsi transektidel toimus suurim CH<sub>4</sub> sidumine maapinda vastavalt augustis –71,2 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja juulis –60,2 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Kruskal-Wallise

analüüsis leitud statistiliselt usaldusväärsed erinevused CH<sub>4</sub> voogude vahel maastikuelementide kaupa on toodud joonisel 15 (vt lisa 4 tabel 4).

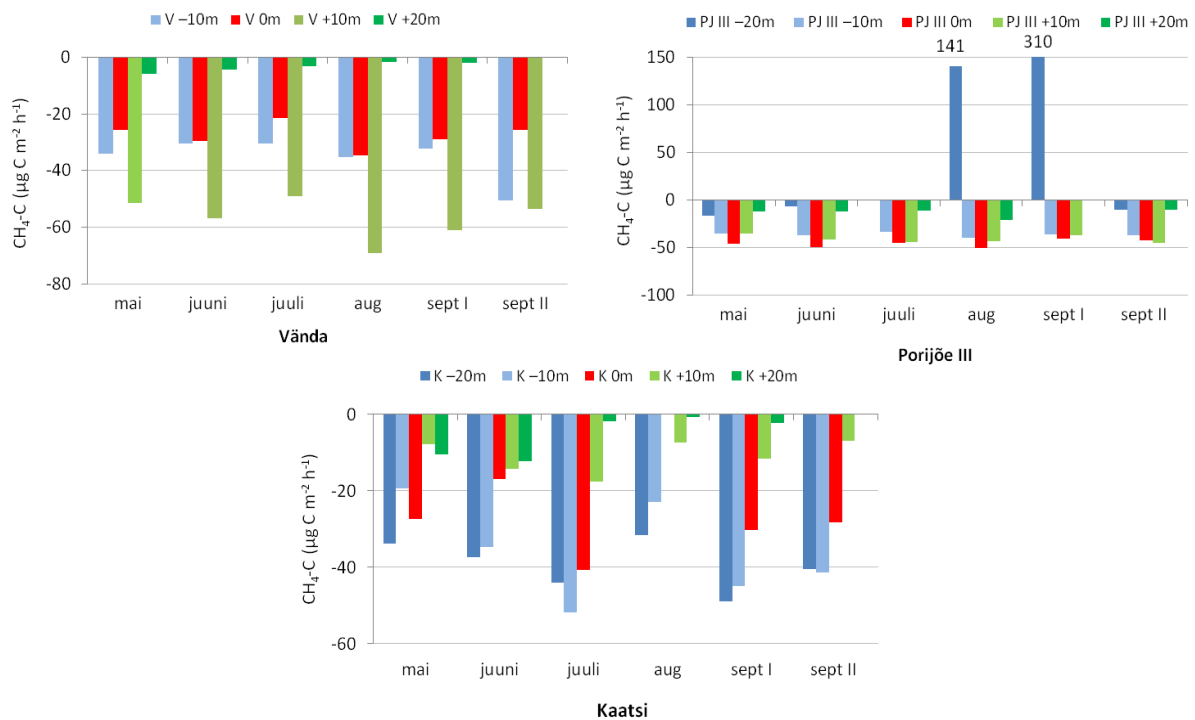


**Joonis 15.** Metaanivoogude mediaanväärtused, 25- ja 75-protsentiilid, miinimum ja maksimum väärtused väetatud transektidel mõõteperioodil mai–september 2014. Punasega märgitud tähed näitavad statistiliselt usaldusväärseid erinevusi ( $p < 0,05$ ) CH<sub>4</sub> voogude vahel maastikuelementide kaupa (L-M – lammi-madalsoo, N – nõlva jalam, P – põllu serv).

Vegetatsiooniperioodi keskmine CH<sub>4</sub> voog väetatud transektidel varieerus vahemikus  $-8,1 \times 10^{-3}$  kuni  $-4,8 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas. Kõige enam seoti metaani mulda Vända transektil põllu peal ( $-9,4 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas), kõige vähem nõlva jalamil ( $-6,7 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas). Porijõe III transektil toimus perioodi keskmisena kõige suurem CH<sub>4</sub> sidumine mulda nõlva jalamil ( $-0,01$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas). Antud transekti lammi-madalsoos toimus vegetatsiooniperioodi keskmisena CH<sub>4</sub> emissioon õhku ( $2,2 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas). Kaatsil täheldati perioodi suurim keskmine CH<sub>4</sub> sidumine mulda lammi-madalsoos ( $-9,2 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas), väiksem metaanivoog aga põllul ( $-2,2 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas).

Keskmete metaanivoogude muutumine kuude lõikes kogu mõõteperioodi jooksul on toodud joonisel 16. Keskmised CH<sub>4</sub> vood olid väetatud transektidest Kaatsil ja Vändal sarnased, kus punktides mõõdetud voogude keskmised varieerusid vahemikus  $-69,0$  kuni  $-0,8$  µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Porijõe III transektil mõõdetud keskmised metaanivood sarnanevad samuti kahe eelneva transektiga, kuid erinevus ilmneb lammi-madalsoos ( $-20$  m), kus toimus augustis ja septembris väetatud transektidel asetsevatest mõõtepunktidest ainukesena CH<sub>4</sub> emissioon õhku. Jooniselt 16 puuduvad punktides Vända +20 m (september II), Porijõe III  $-20$  m (juuli), Kaatsi 0 m (august) ja +20 m (september II) CH<sub>4</sub> voogude väärtused, sest mõõdetud voogude

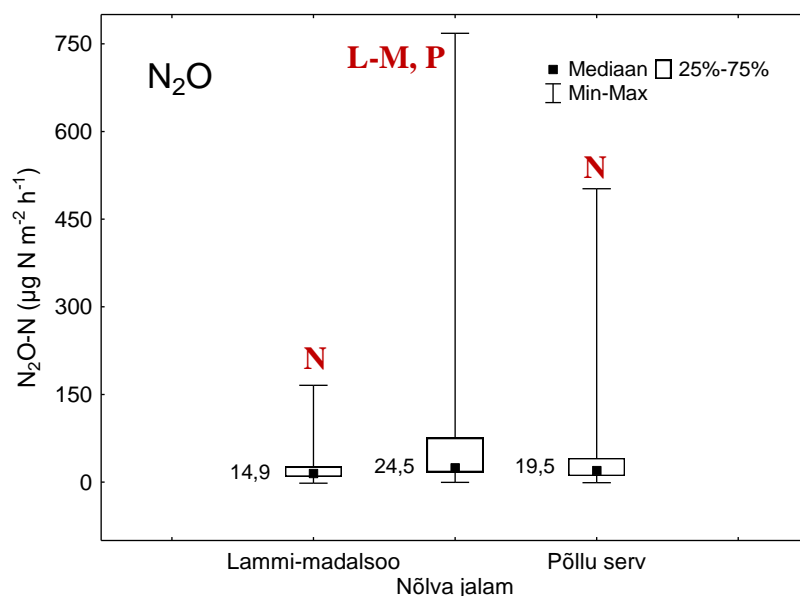
determinatsioonikordaja  $R^2$  väärtus oli alla ländendi 0,90 ( $p < 0,1$ ), mistõttu osutusid mõõdetud metaanivood ebaisaldusväärseteks.



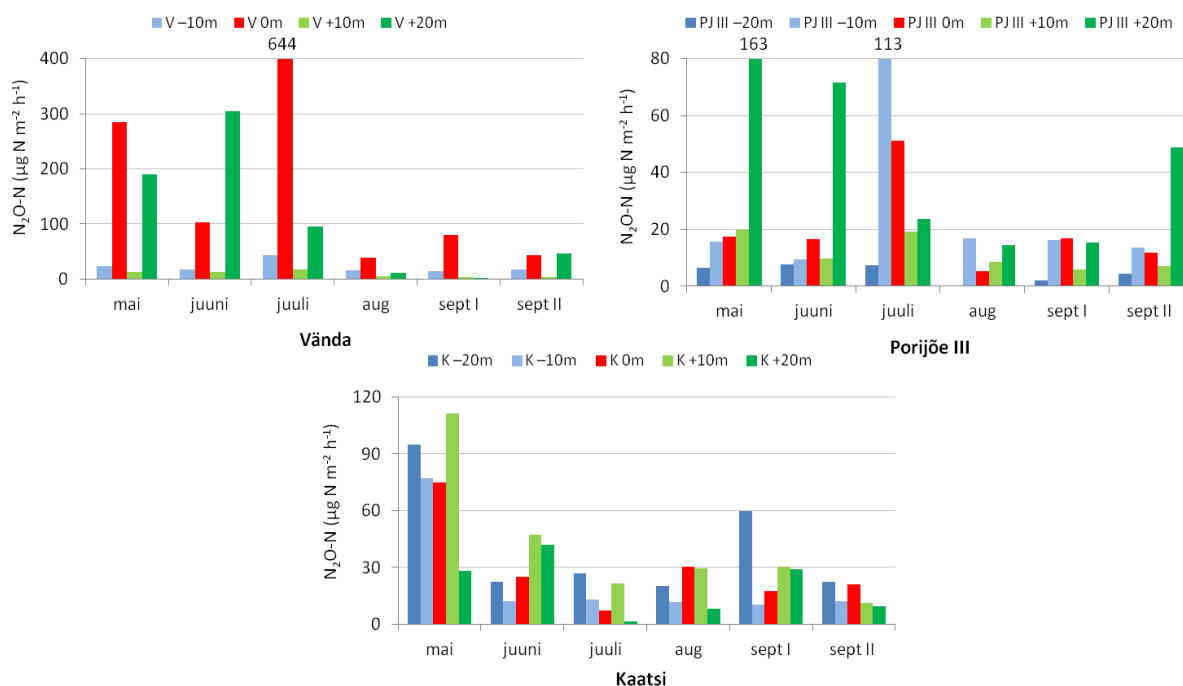
**Joonis 16.** Keskmiste metaanivoogude ( $\mu g C m^{-2} h^{-1}$ ) ajaline varieerumine kuude lõikes väetatud transektidel ajavahemikul mai–september 2014.

Joonisel 17 on näha kõigi väetatud uurimisalade dilämmastikoksiidi voogude mõõdetud väärtused koondatult maastikuelementide kaupa perioodil mai kuni septembri lõpp aastal 2014. Kõige suurem varieeruvus  $N_2O$  voogude väärtustes täheldati nõlva jalamil, kõige väiksem lammi-madalsoos. Võrreldes väetatud transektidel koondatud  $N_2O$  vooge, näitab Kruskal-Wallise testi tulemus, et nõlva jalamil mõõdetud dilämmastikoksiidi vood erinevad lammi-madalsoos ja põllu serval mõõdetud  $N_2O$  voogudest statistiliselt usaldusväärset, kus suurim  $N_2O$  voog täheldati nõlva jalamil (vt joonis 17, lisa 4 tabel 4).

Vegetatsiooniperioodi keskmine dilämmastikoksiidi voog varieerus vahemikus  $6,1 \times 10^{-3}$ – $0,02 \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas. Vaadates  $N_2O$  vooge maastikuelementide kaupa täheldati Vända transektil suurem keskmine  $N_2O$  voog nõlva jalamil ( $0,05 \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas), väiksem voog lammi-madalsoos ( $5,4 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas). Porijõe III transektil leiti perioodi suurem keskmine  $N_2O$  voog põllul ( $7,1 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas), väiksem voog nõlva jalamil ( $4,8 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas). Kaatsil mõõdeti perioodi suurem keskmine dilämmastikoksiidi voog lammi-madalsoos ( $7,2 \times 10^{-4} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas), väiksem voog aga põllul ( $7,1 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas).



**Joonis 17.** Dilämmastikoksiidi voogude mediaanväärtused, 25- ja 75-protsentiilid, miinimum ja maksimum väärtused väetatud transektidel mõõteperioodil mai–september 2014. Punasega märgitud tähed näitavad statistiliselt usaldusväärseid erinevusi ( $p < 0,05$ )  $N_2O$  voogude vahel maastikuelementide kaupa (L-M – lammi-madalsoo, N – nõlva jalam, P – põllu serv).



**Joonis 18.** Dilämmastikoksiidi keskmiste voogude ( $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) ajaline varieerumine kuude lõikes väetatud transektidel ajavahemikul mai–september 2014.

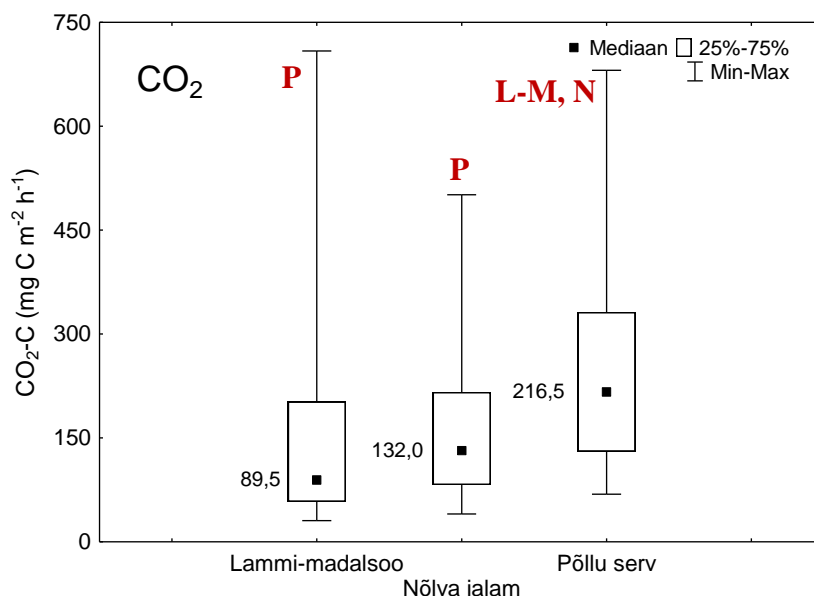
Dilämmastikoksiidi voogude keskmiste väärtuste muutumine kuude lõikes väetatud transektidel on kujutatud joonisel 18. Vända transektil täheldati suurt ajalist muutumist nõlva jalamil, kus kõrgeim  $N_2O$  keskmine voog mõõdeti juulis. Suhteliselt suure ajalise muutumisega oli ka põllul asetsev mõõtepunkt, kus soojemate temperatuuridega kuudel saadi kõrgemad  $N_2O$  voogude väärtused. Vända transekti punktid  $-10 \text{ m}$  ja  $+10 \text{ m}$  on sarnase ajalise

muutumiseks kui Kaatsi ja Porijõe III vastavad mõõtepunktid. Porijõe III transektil mõõdeti kõrgeim N<sub>2</sub>O keskmine väärtus +20 m punktis maikuu, kus järgmistel kuudel hakkas keskmine N<sub>2</sub>O voog põllu peal vähenema, tõustes vähesel määral septembrikuu teises pooles. Punktides –20 m ja +10 m olid N<sub>2</sub>O keskmised vood suhteliselt madalad kogu mõõteperioodi jooksul, varieerudes vahemikus 1,9–19,6 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Lammi-madalsoos (–10 m) mõõdeti kõrgeim keskmine N<sub>2</sub>O voog juulis. Samuti täheldati juulikuus nõlva jalamil kõrgeim keskmine N<sub>2</sub>O voog. Porijõe III transektil puudub augustis punktis –20 m N<sub>2</sub>O voo keskmine väärtus, sest mõõdetud voogude determinatsioonikordaja R<sup>2</sup> väärtus jäi alla lüveni 0,90 (p<0,1), mistõttu osutusid mõõdetud vood ebausaldusväärseteks. Kaatsi transektil täheldati kõige kõrgemad diilämmastikoksiidi keskmised vood peaaegu kõikides mõõtepunktides maikuu, mille järel juunis muutusid keskmised N<sub>2</sub>O vood madalamaks. Põllu pealne punkt oli ainuke, kus täheldati teiste punktidega võrreldes kõrgeim keskmine N<sub>2</sub>O väärtus juunis. Lammi-madalsoos (–20 m) N<sub>2</sub>O keskmine voog septembris taas tõusis. Kõige madalamad N<sub>2</sub>O vood mõõdeti juulikuus.

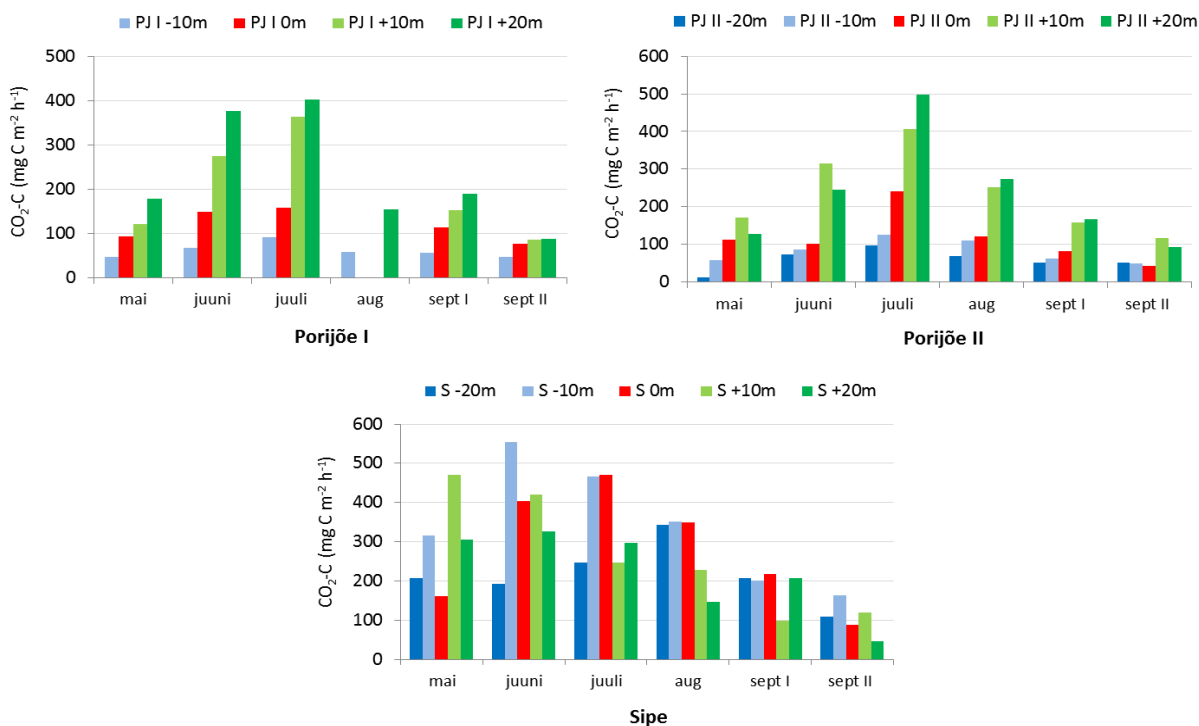
### 3.3.3.2. Väetamata transektil

Väetamata uurimisaladel mõõdetud süsihappegaasi emissioonide väärtused perioodil mai–september 2014 on toodud joonisel 19. Kõige suurem varieeruvus CO<sub>2</sub> emissioonide väärtustes leiti lammi-madalsoos (30,8–708,8 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ja kõige väiksem nõlva jalamil (40,3–501,2 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Kõige suuremad CO<sub>2</sub> emissioonid nendel uurimisaladel mõõdeti Sipe transektil lammi-madalsoos (–10 m), kus CO<sub>2</sub> voo kõrgeimad väärtused täheldati juunis (kuni 708,8 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Kruskal-Wallise testi tulemusena selgus, et väetamata transektil punktide koondamisel maastikuelementide kaupa erinesid statistiliselt usaldusväärsetl põllu serval mõõdetud süsihappegaasi emissioonid lammi-madalsoos ja nõlva jalamil saadud CO<sub>2</sub> emissioonidest, kus suurem keskmine CO<sub>2</sub> voog täheldati põllu serval ja väiksem keskmine CO<sub>2</sub> voog lammi-madalsoos.

Vegetatsiooniperioodi keskmine CO<sub>2</sub> emissioon väetamata transektil varieerus vahemikus 35,8–68,4 kg C ha<sup>-1</sup> päevas, kus suurimad keskmised CO<sub>2</sub> emissioonid maastikuelementide kaupa täheldati Porijõe I ja Porijõe II transektil põllu serval (vastavalt 52,6 ja 56,4 kg C ha<sup>-1</sup> päevas), kuid Sipe transektil lammi-madalsoos (72,0 kg C ha<sup>-1</sup> päevas). Nii Porijõe I kui Porijõe II transektil leiti perioodi väiksemad CO<sub>2</sub> emissiooni keskmised väärtused lammi-madalsoos (14,8 ja 18,2 kg C ha<sup>-1</sup> päevas). Sipe transektil mõõdeti perioodi väiksem keskmine CO<sub>2</sub> emissioon põllul (63,1 kg C ha<sup>-1</sup> päevas).



**Joonis 19.** Süsihappegaasi emissioonide mediaanväärtused, 25- ja 75-protsentilid, miinimum ja maksimum väärtused väetamata transektidel (Porijõe I, Porijõe II, Sipe) kogu mõõteperioodi (mai–september 2014) jooksul. Punasega märgitud tähed näitavad statistiliselt usaldusväärseid erinevusi ( $p < 0,05$ ) CO<sub>2</sub> emissioonide vahel maastikuelementide kaupa (L-M – lammi-madalsoo, N – nõlva jalam, P – põllu serv).

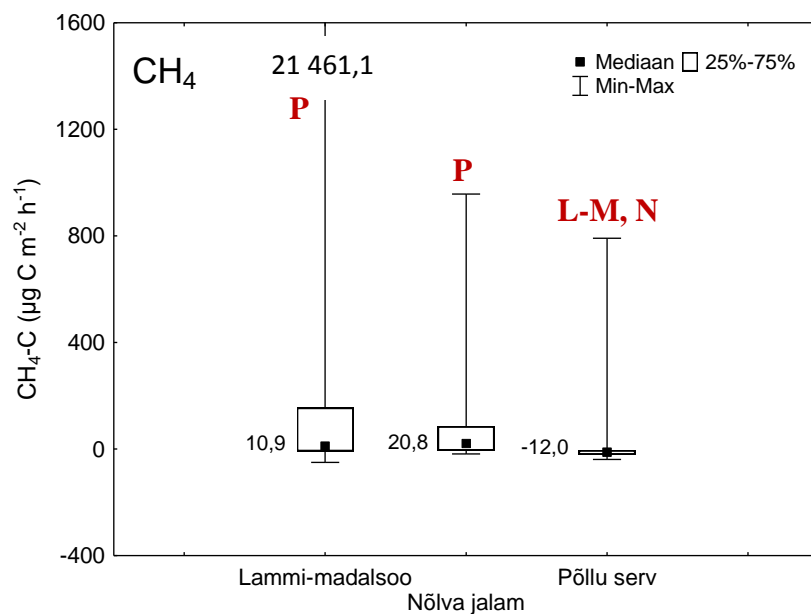


**Joonis 20.** Keskmiste süsihappegaasi emissioonide (mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ajaline varieerumine kuude lõikes väetamata transektidel (Porijõe I, Porijõe II, Sipe) ajavahemikul mai–september 2014.

Väetamata uurimisalade keskmiste süsihappegaasi emissioonide muutumine kuude lõikes perioodil mai kuni september 2014 on toodud joonisel 20. CO<sub>2</sub> keskmiste emissioonide muutumine ajas on olnud Porijõe I ja Porijõe II transektidel sarnane, kus kõrgemad keskmised gaasivood kõikides mõõtepunktides mõõdeti juulis. Sipe transektil saadi kõrgeim keskmine

CO<sub>2</sub> emissioon lammi-madalsoo punktides –20 m ja –10 m vastavalt augustis ja juunis. Nõlva jalami kõrgeim keskmine CO<sub>2</sub> voog täheldati juulis ning põllu peal asetsevates punktides (+10 m ja +20 m) vastavalt mais ja juunis. Porijõe I transektil puudub augustikuu CO<sub>2</sub> keskmine emissioon punktides 0 m ja +10 m, sest mõõdetud emissioonide determinatsioonikordaja R<sup>2</sup> väärtus oli alla lävendi 0,95 (p<0,05), mistõttu osutusid mõõdetud emissioonid ebausaldusväärseteks.

Metaanivoo väärtused kogu mõõteperioodi jooksul väetamata transektidel on kujutatud joonisel 21. Kõige kõrgem CH<sub>4</sub> väärtus nendel uurimisaladel mõõdeti Sipe transektil lammi-madalsoos (–20 m), kus eriti kõrged väärtused täheldati mais ja juulis. Porijõe I ja Porijõe II transektides mõõdetud maksimumvood saadi septembrikuu esimeses pooles vastavalt punktides –10 m (290,5 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ja 0 m (957,2 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), kui toimus CH<sub>4</sub> emissioon õhku. Kruskal-Wallise analüüsi tulemusena selgus, et väetamata transektidel punktide koondamisel maastikuelementide kaupa erinesid statistiliselt usaldusväärsetl põllu serval mõõdetud metaanivood lammi-madalsoos ja nõlva jalamil leitud CH<sub>4</sub> voogudest, kus punktides –20 m ja 0 m mõõdetud CH<sub>4</sub> vood olid suuremad kui põllu serval.

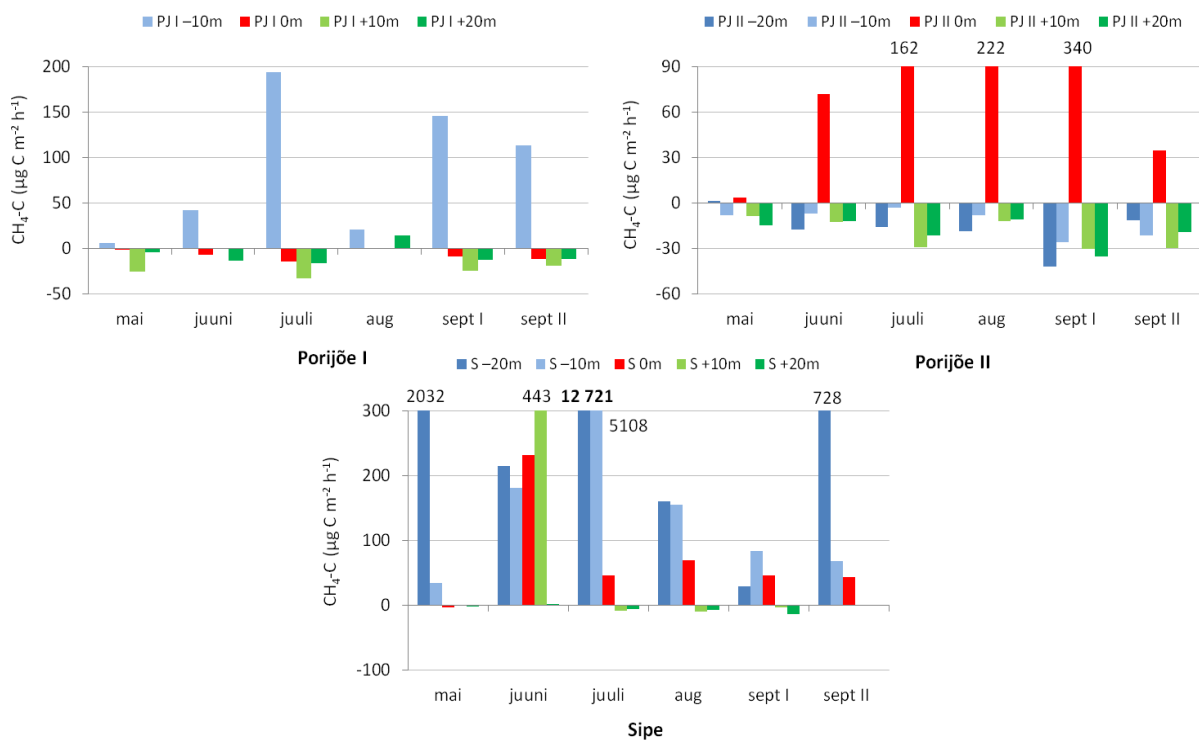


**Joonis 21.** Metaanivoogude mediaanväärtused, 25- ja 75-protsentiilid, miinimum ja maksimum väärtused väetamata transektidel mõõteperioodil mai–september 2014. Punasega märgitud tähed näitavad statistiliselt usaldusväärseid erinevusi (p<0,05) CH<sub>4</sub> voogude vahel maastikuelementide kaupa (L-M – lammi-madalsoo, N – nõlva jalam, P – põllu serv).

Väetamata transektidel jäi vegetatsiooniperioodi keskmine CH<sub>4</sub> voog vahemikku 2,5 x 10<sup>-3</sup>–0,2 kg C ha<sup>-1</sup> päevas. Nii Porijõe I kui Sipe transektil täheldati suurim metaani emissioon õhku lammi-madalsoos, kus mõõdetud väärtused saadi vastavalt 0,02 ja 0,5 kg C ha<sup>-1</sup> päevas. Porijõe II transektil täheldati perioodi suurim keskmine CH<sub>4</sub> voog nõlva jalamil (0,03 kg C

ha<sup>-1</sup> päevas), väiksem perioodi keskmine CH<sub>4</sub> voog aga lammi-madalsoos (−3,1 x 10<sup>-3</sup> kg C ha<sup>-1</sup> päevas).

Keskliste CH<sub>4</sub> voogude muutumine ajas on toodud joonisel 22. Porijõe I transektil mõõdeti lammi-madalsoos (−10 m) pidev metaani emissioon õhku, mille maksimum täheldati juulikuus. Sipe transektil mõõdeti samuti punkti −10 m maksimum juulis, samas kuus mõõdeti ka lammi-madalsoos (−20 m) maksimum CH<sub>4</sub> voog. Sipe transektil −20 m punktis mõõdetud CH<sub>4</sub> vood olid juulis võrreldes Porijõe I ja Porijõe II transektil mõõdetud voogudega erakordselt suured, kus kambrites mõõdetud voogude väärtused ulatusid kuni 21 461,1 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Kõige suurem CH<sub>4</sub> emissioon Porijõe II transektil toimus nõlva jalamil, kus maksimum vood mõõdeti septembrikuu esimeses pooles. Porijõe II transektil nõlva jalamil toimus vegetatsiooniperioodi jooksul sujuv CH<sub>4</sub> emissiooni kasv. Jooniselt 22 puuduvad punktides Porijõe I +10 m (juuni) ja 0 m, +10 m (august) ning Sipe +10 m, +20 m (september II) CH<sub>4</sub> voogude väärtused, sest voogude determinatsioonikordaja R<sup>2</sup> väärtus oli väiksem kui etteseadud lävend 0,90 (p<0,1), mistõttu osutusid mõõdetud vood ebausaldusväärseteks.

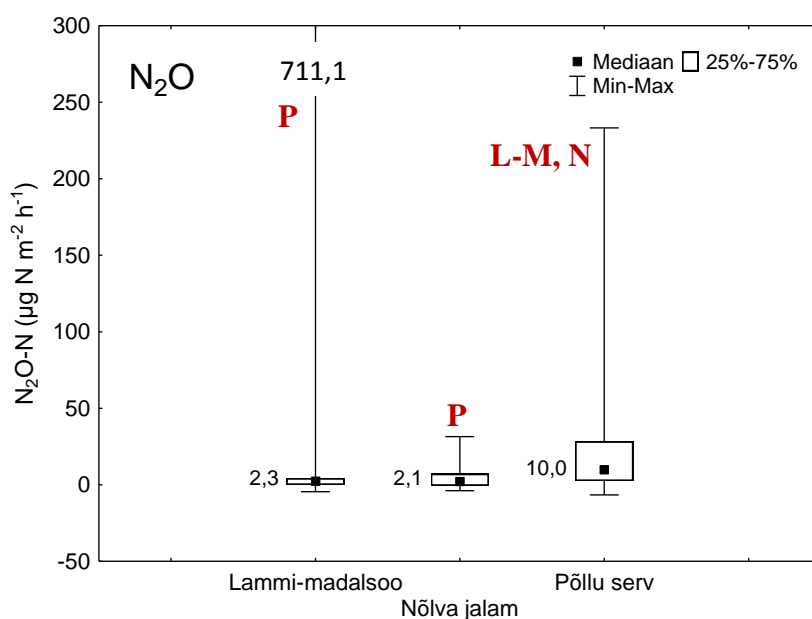


**Joonis 22.** Keskliste metaanivoogude (µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ajaline varieerumine kuude lõikes väetamata transektidel ajavahemikul mai–september 2014.

Joonisel 23 on kujutatud väetamata uurimisaladel mõõdetud dilämmastikoksiidi voogude väärtused mõõteperioodil mai–september 2014. Kõige suurem varieeruvus N<sub>2</sub>O voogude väärtustes leiti lammi-madalsoos ja kõige väiksem nõlva jalamil. Kõige kõrgem N<sub>2</sub>O väärtus nendel uurimisaladel saadi Sipe transektil lammi-madalsoos (−20 m), kus eriti kõrged

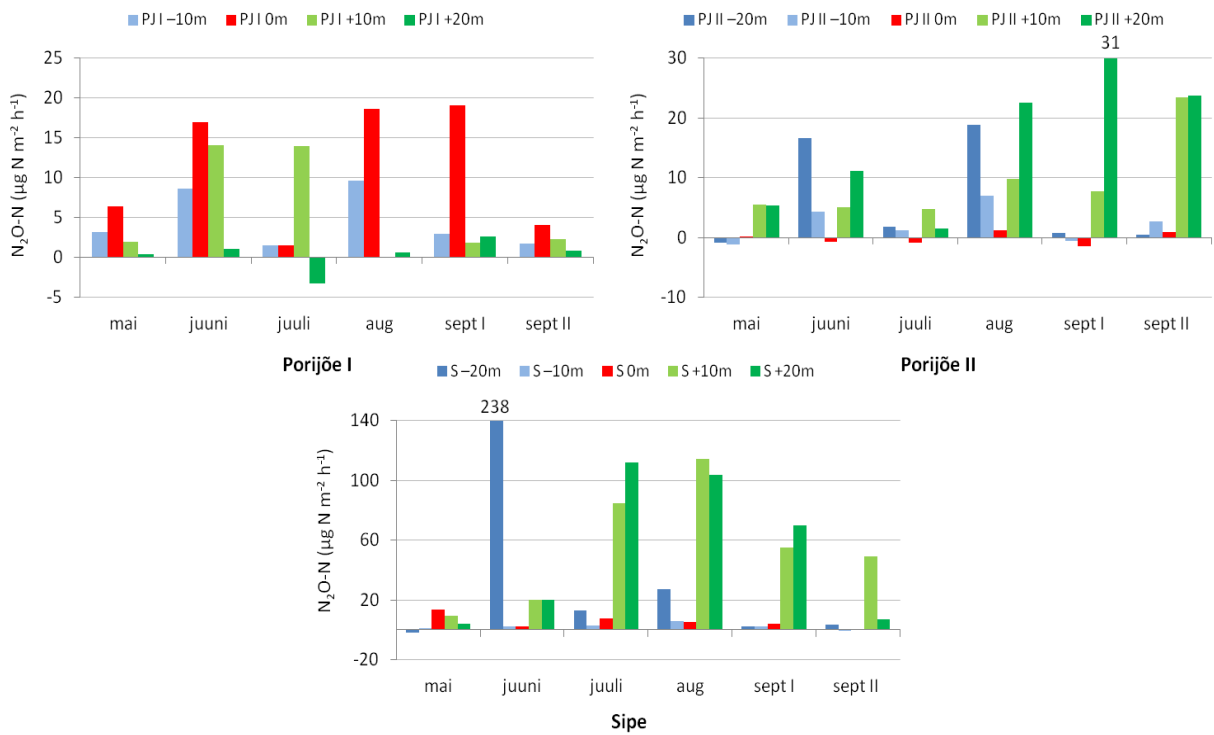
väärtused mõõdeti juunis (kuni  $711,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). Võrreldes väetamata transektidel maastikuelementide kaupa koondatud dilämmastikoksiidi vooge, leiti Kruskal-Wallise testi kasutades, et põllu serval mõõdetud voog erinesid lammi-madalsoos ja nõlva jalamil mõõdetud  $\text{N}_2\text{O}$  voogudest, kus suurim  $\text{N}_2\text{O}$  voog täheldati põllu serval.

Vegetatsiooniperioodi keskmine  $\text{N}_2\text{O}$  voog väetamata transektidel varieerus vahemikus  $1,2 \times 10^{-3}$ – $8,4 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas. Porijõe II ja Sipe transektil täheldati ajavahemikul mai kuni september 2014 suurim keskmine  $\text{N}_2\text{O}$  voog põllul (vastavalt  $3,3 \times 10^{-3}$  ja  $0,01 \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas) ja väiksem voog nõlva jalamil (vastavalt  $-4,8 \times 10^{-5}$  ja  $1,5 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas). Porijõe I transektil leiti perioodi suurim keskmine dilämmastikoksiidi voog nõlva jalamil ( $2,7 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas) ja väiksem keskmine  $\text{N}_2\text{O}$  voog põllul ( $7,9 \times 10^{-4} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas).



**Joonis 23.** Dilämmastikoksiidi voogude mediaanväärtused, 25- ja 75-protsentiilid, miinimum ja maksimum väärtused väetamata transektidel perioodil mai–september 2014. Punasega märgitud tähed näitavad statistiliselt usaldusväärseid erinevusi ( $p < 0,05$ )  $\text{N}_2\text{O}$  voogude vahel maastikuelementide kaupa (L-M – lammi-madalsoo, N – nõlva jalam, P – põllu serv).

Väetamata transektidel mõõdetud keskmiste dilämmastikoksiidi voogude muutumine ajas on olnud Porijõe I ja Porijõe II transektides võrdlemisi sarnane, kus mõõtepunktide keskmised on perioodi jooksul püsinud suhteliselt madalad ning varieeruvad vahemikus  $-3,3$  kuni  $30,8 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (vt joonis 24). Porijõe I transekti nõlva jalamil mõõdeti kõrgemad  $\text{N}_2\text{O}$  keskmised väärtused juunis ( $17,0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), augustis ( $18,7 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) ja septembrikuu esimeses pooles ( $19,0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). Porijõe II transekti nõlva jalamil mõõdetud dilämmastikoksiidi voogude keskmised väärtused jäävad vahemikku  $-1,5$  kuni  $0,9 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Oluliselt erinevad Porijõe I ja Porijõe II transektidel mõõdetud  $\text{N}_2\text{O}$  voogudest on Sipe transektil mõõdetud  $\text{N}_2\text{O}$  voogude keskmised väärtused, seda eriti punktides  $-20 \text{ m}$ ,  $+10 \text{ m}$  ja  $+20 \text{ m}$ .



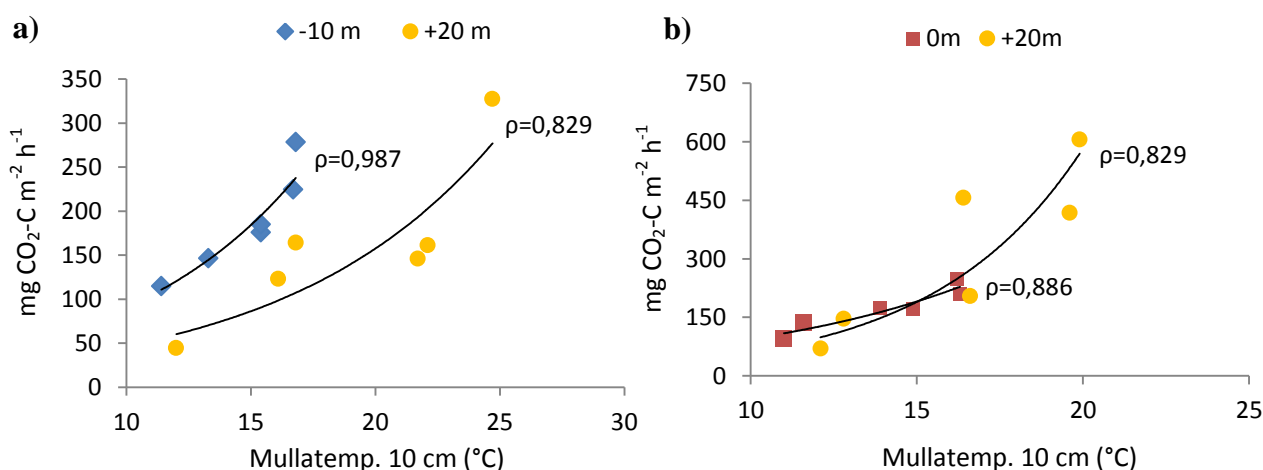
**Joonis 24.** Keskmiste dilämmastikoksiidi voogude ( $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) ajaline varieerumine kuude lõikes väetamata transektidel ajavahemikul mai–september 2014.

Sipe transekti lammi-madalsoos ( $-20 \text{ m}$ ) mõõdeti suurim dilämmastikoksiidi keskmine voog juunis, seejärel toimus väike langus ja  $\text{N}_2\text{O}$  voog tõusis taas vähesel määral augustis. Põllu pealsetes mõõtepunktides ( $+10 \text{ m}$  ja  $+20 \text{ m}$ ) täheldati kõrgeimad  $\text{N}_2\text{O}$  voogude keskmised väärtused vastavalt juulis ja augustis.

### 3.4. Kasvuhoonegaaside voogude seosed keskkonnaparameetritega

#### 3.4.1. Väetatud transektid

Kasvuhoonegaaside voogude seosed erinevate keskkonnaparameetritega väetatud transektidel on toodud lisas 5 tabelis 1. Süsihappegaasi emissioonide ja veetemperatuuri vahel leiti usaldusväärne seos Porijõe III transekti lammi-madalsoos ja Kaatsi transekti nõlva jalamil ( $\rho=0,900$ ). CO<sub>2</sub> emissioonide ja mullaniiskuse vahel täheldati negatiivne seos Kaatsi transekti nõlva jalamil ( $\rho=-0,886$ ) ja põllul ( $\rho=-0,829$ ). CO<sub>2</sub> emissioonide ja mullatemperatuuri vahel esines usaldusväärne seos kõigil kolmel transektil, kuid eriti selgelt tulid seosed välja mullatemperatuuriga 10 cm sügavusel maapinnast. Joonisel 25 on kujutatud CO<sub>2</sub> emissioonide ja mullatemperatuuri sügavusel 10 cm vahel eksponentsiaalne seos Vända transekti lammi-madalsoos ja põllul ning Porijõe III transekti nõlva jalamil ja põllul, kus mullatemperatuuri kasvades kasvab ka süsihappegaasi emissioon.



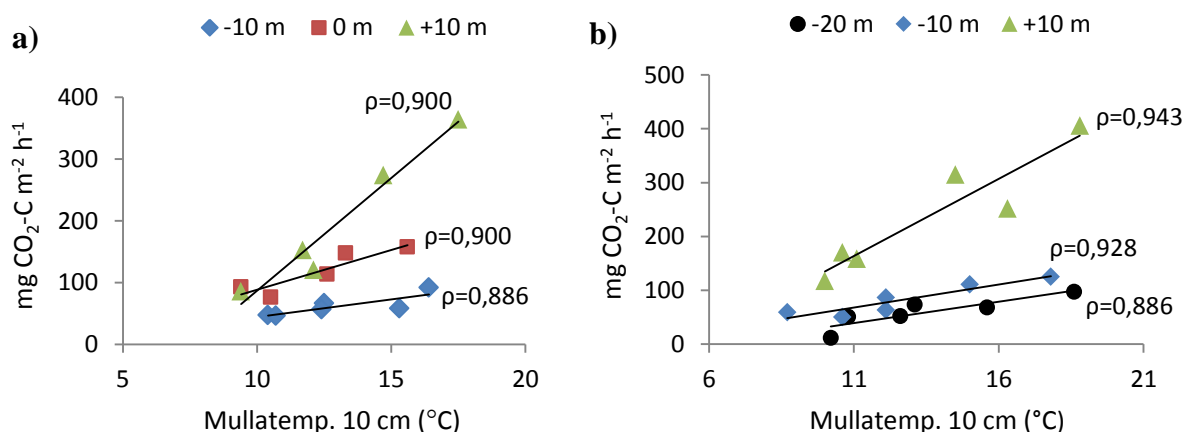
**Joonis 25.** CO<sub>2</sub> kuude keskmiste emissioonide ja mullatemperatuuri sügavusel 10 cm vahelised eksponentsiaalsed seosed Vända (a) ja Porijõe III (b) transektil (mai–september 2014. aastal).

Metaanivoogude ja põhjavee sügavuse vahel esines usaldusväärne seos vaid Porijõe III transektil lammi-madalsoos ( $\rho=-0,900$ ), kus keskmine põhjaveetaseme oli maapinnast kogu mõõteperioodi jooksul 45,3 cm allpool. Põhjaveetaseme dünaamika Porijõe valgla lammiservadel on toodud lisas 6. CH<sub>4</sub> voogude ja mullaniiskuse ning mullatemperatuuri vahel leiti üksikud seosed Vända ja Kaatsi transektil. CH<sub>4</sub> voogude ja veetemperatuuri vahel olulisi seoseid uuritavatel aladel ei täheldatud.

Dilämmastikoksiidi voogude ja põhjavee sügavuse vahel leiti negatiivne seos nõlva jalamil Vända ja Porijõe III transektil. Vända transektil täheldati positiivne seos N<sub>2</sub>O voogude ja mullaniiskuse vahel lammi-madalsoos ja põllul ( $\rho=0,943$ ). Kaatsi transektil N<sub>2</sub>O voogude ja keskkonnaparameetrite vahel Spearmani testi tulemusel usaldusväärseid seoseid ei täheldatud.

### 3.4.2. Väetamata transektid

Kasvuhoonegaaside voogude seosed erinevate keskkonnanäitajatega väetamata transektidel on toodud lisa 5 tabelis 2. Süsihappegaasi emissioonide ja põhjavee sügavuse vaheline korrelatsioon ilmnes vaid Porijõe II transektil nõlva jalamil ( $\rho = -0,941$ ), kus mõõteperioodi keskmine põhjaveetase oli maapinnast 1,2 cm sügavusel. CO<sub>2</sub> emissioonide ja veetemperatuuri vaheline seos leiti ainult Porijõe II transekti lammi-madalsoos ( $\rho = 0,829$ ). Joonisel 26 on kujutatud Porijõe I ja Porijõe II transektidel täheldatud CO<sub>2</sub> emissioonide ja mullatemperatuuri sügavusel 10 cm vahel lineaarsed seosed. Statistiliselt usaldusväärne seos leiti CO<sub>2</sub> emissioonide ja mullatemperatuuri (10 cm) vahel Porijõe I transekti lammi-madalsoos, nõlva jalamil ja põllu serval ning Porijõe II transekti lammi-madalsoos ja põllu serval. Usaldusväärseid seoseid CO<sub>2</sub> emissioonide ja mullatemperatuuri sügavusel 20–40 cm vahel saadi kõigil kolmel uurimisalal.



**Joonis 26.** CO<sub>2</sub> kuude keskmiste emissioonide ja mullatemperatuuri sügavusel 10 cm vahelised lineaarsed seosed Porijõe I (a) ja Porijõe II (b) transektil (mai–september 2014. aastal).

Metaanivoogude ja põhjavee sügavuse ning veetemperatuuri vahel ühelgi uurimisalal statistiliselt usaldusväärseid seoseid ei täheldatud. CH<sub>4</sub> voogude ja mullatemperatuuri 20–40 cm vahel täheldati üksikuid seoseid Porijõe II ja Sipe transektil. Mullaniiskuse ja CH<sub>4</sub> voogude vahel leiti usaldusväärseid korrelatsioonid Porijõe I ( $\rho = 0,900$ ) ja Sipe transekti nõlva jalamil ( $\rho = -0,829$ ) ning Porijõe II transekti põllul ( $\rho = 0,943$ ).

Dilämmastikoksiidi voogude ja põhjavee sügavuse vahel statistiliselt usaldusväärseid seoseid ei täheldatud. Üksikud seosed leiti N<sub>2</sub>O voogude ja veetemperatuuri ning mullatemperatuuri 10–40 cm vahel Porijõe II ja Sipe transektil. N<sub>2</sub>O ja mullaniiskuse vahel esines negatiivne korrelatsioon Porijõe I transekti põllu serval ja Sipe transekti lammi-madalsoos ning põllul, kus mullaniiskuse suurenedes väheneb N<sub>2</sub>O voog õhku.

## 4. Arutelu

### 4.1. Toitainete ärakanne Porijõe valglas

Toitainete ärakanne sõltub olulisel määral nende kontsentratsioonist mullas ja äravoolus, mis muutub eri aastaegadel suhteliselt palju. Toitainete ärakannet mõjutavad lisaks valgla suurus ja kuju, kasutatavate väetiste kogus, topograafia, puhverribade esinemine (Ulén & Fölster 2007; Jansons *et al.* 2011). Vaadeldava perioodi jooksul (2011.–2013. a.) vähenes lämmastiku ärakanne Porijõe valglas ja selle alamvalglates. Vaid Vända peakraavi valglas täheldati 2012. aastal suurem ärakanne kui 2011. aastal. Päeva keskmine vooluhulk ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) vähenes järjepidevalt aastatel 2011–2013. Lisaks vooluhulga vähenemisele, võib väiksema toitainete ärakande põhjuseks olla Porijõe alamvalglate puhverdusvõime, väetiste ratsionaalsem kasutamine või üldse nende mitte kasutamine, st on mindud üle mahepõllundusele.

Oluline osa toitainete ärakandel Porijõe valglast ja selle alamvalglatest on seansel maakasutusel, mis määrab ära toitainete vood veekogudesse (Mander *et al.* 2000). Kõige suurem lämmastiku ärakanne täheldati Vända peakraavi valglast ( $2,2 \text{ km}^2$ ), kus haritav maa moodustab üle 50% ning kus kasutatavate väetiste kogus on suurem võrreldes teiste Porijõe valgla alamvalglatega. Mander *et al.* (2000) on täheldanud, et mida väiksem on valgla pindala, seda suurem on toitainete ärakanne. Samuti puuduvad Vända peakraavi ümbert looduslikud puhveralad, mis seoksid põllult ärakandunud toitaineid ega laseks neil edasi kanduda lähedal asuvasse veekogudesse. Fosfori ärakanne võib olla suurem vähese taimestikuga aladel (Puustinen *et al.* 2007). Hästi väljaarenenud puhverribadega Sipe oja valglast on N ja P ärakanne olnud tunduvalt väiksem võrreldes Vända peakraavi valgla, kuigi haritava maa osakaal mõlemas valglas on suhteliselt suur. Lämmastiku vähese ärakande põhjuseks Sipe oja valglas võib olla sealne võrdlemisi tasandikuline reljeef, kus põllud paiknevad tasasel pinnal ja erosioonirisk on väike. Lisaks on Sipe oja ümbritsetud hästi väljaarenenud loodusliku lammiga, mis toimib efektiivse puhveralana. Suur osa lämmastikust eemaldatakse denitrifikatsioonil (Gold *et al.* 2002), milleks lammialadel on sobilikud anaeroobsed tingimused.

Samuti mõjutavad toitainete ärakannet aastaajaliselt erinevad ilmastikuolud (Jansons *et al.* 2011). Vaadeldava perioodi jooksul täheldati suurem  $N_{\text{üld}}$  ja  $P_{\text{üld}}$  aastane ärakanne talv–kevad perioodil, kus aasta keskmine vooluhulk oli ligi kaks korda suurem kui suvel või sügis–talv

perioodil. Suurenenud vooluhulk talv–kevad perioodil on peamiselt tingitud kevadisest suurveest. P<sub>üld</sub> äraanne Porijõe alamvalglatest ei näidanud selget languse trendi. Fosforil on võime siduda end mullaosakeste pinnale, mistõttu ei leostu P mullast kergesti välja ja püsib mullas kauem kui N (Ulén & Fölster 2007; Leone *et al.* 2008). Suurenenud P<sub>üld</sub> äraande põhjuseks Porijõe alamvalglates võib olla varasemate väetamiste korral mulda puhverdatud ja hiljem välja leostunud fosfor. Kõige suuremat P äraande langust täheldati Idaoja ja Vända peakraavi valglas. Vähenenud vooluhulk vähendas toitainete aastast ärakannet Porijõe valglas.

Varasematest uuringutest on selgunud, et metsad stabiliseerivad toitainete ärakannet, vähendades juurtega pinnase ärakandumist ja erosiooniriski (Vanderbilt *et al.* 2003). Porijõe ülemjooksu valglas moodustab mets kuni 79% kogu valgla pindalast (2008. a. seisuga), see on ka põhjuseks, miks kõige väiksem N äraanne toimus just selles valglas võrreldes teiste Porijõe alamvalglatega. Samas kui võrrelda toitainete ärakannet antud valglas vaadeldaval perioodil (2011.–2013. a.) varasemate ärakannetega (2007.–2008. a.) on täheldada Porijõe ülemjooksu valglas toitainete äraande suurenenud trendi. See võib olla põhjustatud maakasutuse muutustest, mistõttu oleks oluline viia läbi uuenenud maakasutuse analüüs Porijõe valglas ja selle alamvalglates.

Toitainete ärakannet, eriti lämmastiku ärakannet, mõjutab nõlva kalle. Madalamatel nõlvadel on toitainete äraanne aeglasem, sest ärakantud materjal on püsivamalt seotud nõlval paikneva pinnasega. Selle tulemusena on toitainetel rohkem aega osaleda erinevates biogeokeemilistes protsessides (Armstrong *et al.* 2011). Porijõe valgla on lainelise reljeefiga, kus valdavalt asuvad madalamad nõlvad (nõlvade kallak *ca* 5–6%) (Mander *et al.* 1995). Vymazal (2007) on toonud välja, et mida madalam on mullas sisalduva lämmastiku kontsentratsioon ja selle koormus, seda väiksema intensiivsusega toimub N ärastus denitrifikatsioonil.

Valgla väetatud ja väetamata uurimisalade lammisservadelt kogutud mullaproovides täheldati suurem N<sub>üld</sub> ja NO<sub>3</sub>-N sisaldus peamiselt nõlva jalamil ja lammi-madalsoos, mida mõjutab äravool piki nõlva kallet. Samas täheldati suurem fosfori sisaldus väetatud transektidel lammi-madalsoos ja põllul, kus P äraanne on seotud võimega siduda end mullaosakestele ja seetõttu on P viibeaeg mullas pikem ja võib ajaliselt varieeruda suurel määral. Väetatud transektide puhul võib öelda, et P ei püsi nõlva jalamil ja suurem P sidumine toimub lammi-madalsoos. Väetamata transektidel oli P sisaldus mullas peamiselt madalam, kui väetatud transektidel, välja arvatud Sipe transektil, kus P sisaldus mullas sarnanes väetatud transektidega. Põhjuseks võib olla varasem intensiivne põllumaa harimine ning mineraalväetiste ja orgaaniliste väetiste

kasutamine, mistõttu P võib olla seal üsna paikne ja ringelda väikeses ulatuses (nt taimejäänuste sissekünd, muld P rikas). Hetkel piirneb transektiga mahepõld, kus mineraalväetisi ei kasutata.  $N_{\text{üld}}$  ja  $\text{NO}_3\text{-N}$  kontsentratsioon oli kuni 1,5 korda kõrgem väetatud transektidel, mille põhjuseks on peamiselt põllul kasutatavad mineraalväetised. Samas täheldati kõrgemad  $N_{\text{üld}}$  kontsentratsioonid ka väetamata uurimisaladel, so Porijõe II ja Sipe transektil, kus põllul kasvavad külviringis liblikõielised taimed, mis seovad õhust lämmastikku.

#### **4.2. Kasvuhoonegaaside vood lammi servaaladelt**

Süsihappegaas eraldub õhku peamiselt taimede hingamise tulemusena või taimede poolt fotosünteesiprotsessis seotud süsiniku mineraliseerumisel (Clair *et al.* 2002). Ökosüsteemi hingamist reguleerib enamasti mullatemperatuur ja –niiskus, veetase (Flanagan *et al.* 2002; Tang & Baldocchi 2005) ja orgaanilise materjali kättesaadavus (Scott-Denton *et al.* 2006). On täheldatud, et mullatemperatuuri ja –niiskuse suurenedes suureneb ka  $\text{CO}_2$  emissioon (Yuste *et al.* 2007; Risch & Frank 2007), samas mulla liigkuivad või –märjad tingimused võivad  $\text{CO}_2$  emissiooni atmosfääri pärssida märgatavalt (Davidson *et al.* 1998). Kõrgemad mullatemperatuurid loovad orgaanilist materjali lagundavatele mikroorganismidele paremad tingimused, kiirendades sel viisil lagundamise protsesse ja suurendades  $\text{CO}_2$  teket (McKenzie *et al.* 1998).

Väetatud uurimisaladel täheldati suurem  $\text{CO}_2$  emissioonide varieeruvus põllu serval ja põllul ning väiksemad  $\text{CO}_2$  emissioonid mõõdeti lammi-madalsoos. Emissioonide võrdlemisel maastikuelementide kaupa selgus, et nõlva jalamil tekib statistiliselt rohkem  $\text{CO}_2$  kui lammi-madalsoos, kuigi nõlva jalamil täheldati vegetatsiooniperioodi keskmisena kõrgem põhjaveetase kui lammi-madalsoos. Saadud tulemus kinnitab Yuste *et al.* (2007) ja Risch & Frank (2007) öeldut, et mullaniiskuse suurenedes kasvab  $\text{CO}_2$  emissioon. Samas täheldati Kaatsi transektil  $\text{CO}_2$  emissiooni ja mullaniiskuse vahel statistiliselt usaldusväärne negatiivne korrelatsioon, kus mullaniiskuse vähenedes suurenes  $\text{CO}_2$  emissioon, mis on kooskõlas ka teiste uuringutega (Hefting *et al.* 2006b; Soosaar *et al.* 2011). Süsihappegaasi emissioonide ja mullatemperatuuri (10–40 cm) vahel leiti statistiliselt usaldusväärseid seoseid kõikidel väetatud transektidel, kuid kõige enam korreleerusid  $\text{CO}_2$  emissioonidega 10 cm sügavuselt mõõdetud mullatemperatuurid, mis olid võrreldes sügavamalt mõõdetud mullatemperatuuridega enamasti kõrgemad ja mis loovad vastavalt McKenzie *et al.* (1998) sobivamad tingimused orgaanilise materjali lagundamiseks mullaelustikule.

Väetamata transektidel varieerus perioodi keskmine CO<sub>2</sub> emissioon 1,6 korda rohkem kui väetatud transektidel, kusjuures suurem CO<sub>2</sub> emissioonide varieeruvus saadi lammi-madalsoos. Samas kui vaadata CO<sub>2</sub> emissioone väetamata transektide kaupa eraldi selgub, et Porijõe I ja Porijõe II transektidel on vegetatsiooniperioodil mõõdetud CO<sub>2</sub> emissioonid suuremad põllul ja põllu serval ning väiksemad emissioonid nõlva jalamil ja lammi-madalsoos. Sipe transektil mõõdeti aga üksikud kõrged CO<sub>2</sub> emissioonid lammi-madalsoos suve alguses, mis olid Porijõe I ja Porijõe II transektil põllu peal mõõdetud CO<sub>2</sub> emissioonidest kuni 1,4 korda kõrgemad. Sellest tulenevalt on väetamata transektidel maastikuelementide kaupa vaadates CO<sub>2</sub> emissioonide varieeruvus suurem just lammi-madalsoos. Sipel varieerus põhjaveetase lammi-madalsoos (–20 m) kogu mõõteperioodi jooksul maapinnast 5–30 cm sügavusel, mis muutis vee sisalduse mullas suhteliselt kõrgeks (perioodi keskmine mullaniiskus 74%), samas säilisid CO<sub>2</sub> emissiooni tekkeks optimaalsed tingimused mullaelustikule. Seda kinnitavad ka lammi-madalsoos mõõdetud CO<sub>2</sub> emissioonide ja mullatemperatuuri (20–40 cm) vahelised positiivsed seosed.

Võrreldes CO<sub>2</sub> emissioone väetamata transektidel maastikuelementide kaupa leiti, et põllu serval ja põllul tekib statistiliselt rohkem CO<sub>2</sub> kui nõlva jalamil ja lammi-madalsoos. Väetamata uurimisaladel täheldati, et süsihappegaasi emissioonid on statistiliselt usaldusväärselt seotud pinnase temperatuuriga kõigil neljal sügavusel. Porijõe II transekti nõlva jalamil täheldati veel negatiivne seos CO<sub>2</sub> emissioonide ja põhjaveetaseme vahel, kus veetase püsis kogu mõõteperioodi jooksul maapinna lähedal ja muutis mulla tingimused liigniiskeks, mis pärssis CO<sub>2</sub> teket (Davidson *et al.* 1998).

Kuigi antud töös mõõdeti kasvuhoonegaaside vooge ainult ühe vegetatsiooniperioodi jooksul (mai–september 2014), toimub peamine gaaside teke taimekasvuperioodil ning seetõttu on saadud tulemused võrreldavad teiste samalaadsete uuringutega, mis on läbi viidud vähemalt ühe aasta jooksul. Soosaar *et al.* (2011) läbiviidud uurimuses täheldati jõeäärses hall-lepa kasvukohas (s.o Porijõe I) CO<sub>2</sub>–C aasta keskmiseks emissiooniks 11,2 kg C ha<sup>-1</sup> päevas. Käesoleva töö käigus mõõdeti vegetatsiooniperioodi keskmiseks CO<sub>2</sub> emissiooniks väetatud transektidel 48,6 kg C ha<sup>-1</sup> päevas ning väetamata transektidel 46,9 kg C ha<sup>-1</sup> päevas. Vaadates Porijõe I transekti eraldi, saadi vegetatsiooniperioodi keskmiseks CO<sub>2</sub> emissiooniks 35,8 kg C ha<sup>-1</sup> päevas. Ligi kolmekordne vahe uuringu Soosaar *et al.* (2011) ja antud töö käigus leitud tulemuste vahel tuleneb mõõtmisperioodi kestusest, kus käesoleva töö uuringus võeti mõõteperioodiks taimede peamine kasvuperiood, kui keskkonnatingimused soosivad mullamikroobide aktiivsemat elutegevust ja seeläbi gaaside teket.

Vaadates CO<sub>2</sub> emissioonide ajalist varieeruvust kuude lõikes mõõdeti suuremad CO<sub>2</sub> emissioonid nii väetatud kui väetamata uurimisaladel suve alguses (mai–juuli), kus keskmine õhutemperatuur mõõtmise ajal mais oli 17°C, juunis 20,0°C ning juulis 27°C. Saadud tulemused näitavad selget CO<sub>2</sub> emissioonide ajalist trendi, kus soojematel kuudel kasvab CO<sub>2</sub> emissioon.

Metaan tekib anoksilises ehk hapnikuvabas keskkonnas metanogeensete mikroobide elutegevuse tulemusena (Le Mer & Roger 2001), seetõttu on CH<sub>4</sub> vooge seostatud veetaseme muutustega mullas (Huttunen *et al.* 2003). Bronson & Mosier (1993) toovad välja, et põllu peal paiknevatest muldadest on CH<sub>4</sub> vood enamasti väiksemad. Seda näitab ka töös saadud tulemus, kus väetatud ja väetamata transektidel täheldati väiksem CH<sub>4</sub> voog põllul ja põllu serval, kus mullaniiskus oli madalam võrreldes nõlva jalamil ja lammi-madalsoos mõõdetud mullaniiskusega. Kogu mõõteperioodi jooksul olid põllupealsed punktid avatud päikesevalgusele 100%-lt, mis muutis keskkonnatingimused võrreldes ümbritsevate aladega mullas kuivemaks. Peamiselt tekkisid suurimad CH<sub>4</sub> vood lammi-madalsoos, kus metaani tekkeks vajalikud anaeroobsed tingimused domineerisid kogu vegetatsiooniperioodi jooksul.

Väetatud transektidel toimus vegetatsiooniperioodi keskmisena CH<sub>4</sub> sidumine mulda, kus metaanivoogude võrdlemisel maastikuelementide kaupa selgus, et lammi-madalsoos ja nõlva jalamil seotakse statistiliselt rohkem CH<sub>4</sub> mulda kui põllu serval ja põllul. Metaani sidumine väetatud transektidel viitab aeroobsetele tingimustele mullas, kus põhjavesi võib olla võrreldes teiste uurimisaladega tunduvalt aereeritum. Samuti võib toimuda anaeroobsetes kihtides metanotroofide elutegevuse tulemusel tekkinud CH<sub>4</sub> oksüdeerumine hapnikku sisaldavates kihtides CO<sub>2</sub>-ks vähendades sellisel viisil metaani emissiooni õhku (Le Mer & Roger 2001). Vegetatsiooniperioodi keskmine CH<sub>4</sub> voog väetatud transektidel varieerus vahemikus  $-8,1 \times 10^{-3}$  kuni  $-4,8 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas, kus põllu peal mõõdetud CH<sub>4</sub> voogude keskmine oli  $-6,1 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas, mis sarnaneb Mander *et al.* (2010) uuringus leitud CH<sub>4</sub> voo keskmisega haritaval põllul ( $-1,1 \times 10^{-3}$  kg C ha<sup>-1</sup> päevas).

Väetamata transektidel toimus vegetatsiooniperioodi keskmisena CH<sub>4</sub> emissioon õhku, kus CH<sub>4</sub> voogude võrdlemisel maastikuelementide kaupa täheldati, et lammi-madalsoos ja nõlva jalamil tekib statistiliselt rohkem CH<sub>4</sub> kui põllu serval ja põllul, seda kinnitavad ka statistiliselt usaldusväärsed seosed mullatemperatuuri ja mullaniiskusega (Le Mer & Roger 2001). Eriti suured CH<sub>4</sub> emissioonid õhku võrreldes teiste väetamata transektidega täheldati Sipe transektil lammi-madalsoos, mis on ka põhjuseks, miks väetamata transektidelt koondatuna on CH<sub>4</sub> emissioon suurim lammi-madalsoos. Eriti kõrged CH<sub>4</sub> emissioonid täheldati juulikuus

lammi-madalsoos, kus registreeritud keskkonnaparameetrid (10 cm mullatemperatuur 19,6°, põhjavee sügavus maapinnast 19 cm, mullaniiskus 75%) osutusid CH<sub>4</sub> tekkele soodsaks. Üheks oluliseks põhjuseks võib olla ka Sipe transekti paiknemine, kus Sipe transekt oli kõikidest uuritavatest aladest ainuke, mille lammi-madalsoo punktid olid kogu mõõteperioodi jooksul avatud päikesevalgusele 100%-lt. Teistel kuudel on vastavalt olnud kas liiga kuiv või jahe ja keskkonningimused Sipe transekti lammi-madalsoos on selle võrra erinenud juulikuus mõõdetud parameetritest. Selget ajalist trendi metaanivoogude puhul vegetatsiooniperioodil kuude lõikes välja ei tulnud.

Groffman *et al.* (2000) on täheldanud, et jõeäärsed puhvertsoonid on sageli nõ „kuumad kohad“ N<sub>2</sub>O tekkimiseks. Dilämmastikoksiidi moodustumine toimub lämmastikurikkas keskkonnas nitrifitseerimis-denitrifitseerumisprotsessides osalevate bakterite elutegevuse tulemusel, kus N<sub>2</sub>O teke oleneb eelkõige bakteritele vajalike toitainete (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) kättesaadavusest (Reddy & DeLaune 2008). Sellest tulenevalt on toitainevaestes pinnastes N<sub>2</sub>O teke väiksem ja toitainete rikkamatel aladel (nt madalsoodes) suurem gaasi teke (Minkkinen *et al.* 2002). On täheldatud, et mida sügavamal asub põhjaveetase, seda suuremad on CO<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>O emissioonid (Mander *et al.* 2014). Märjalad, millel on muutlik põhjaveetase, on potentsiaalselt suuremad N<sub>2</sub>O emiteerijad (Hernandez & Mitsch 2006).

Väetatud uurimisaladel täheldati suurem dilämmastikoksiidi emissioonide varieeruvus nõlva jalamil ning väiksemad N<sub>2</sub>O emissioonid mõõdeti lammi-madalsoos. Emissioonide võrdlemisel maastikuelementide kaupa selgus, et nõlva jalamil tekib statistiliselt rohkem N<sub>2</sub>O kui lammi-madalsoos ja põllu serval ning põllul, mis viitab Groffman *et al.* (2008) poolt välja toodud nõ „kuumale kohale“ N<sub>2</sub>O tekkeks. Porijõe transektide mulla keemilisest analüüsist selgus, et peamiselt oli nitraatlämmastiku ja ammoniumlämmastiku sisaldus suurem nõlva jalamil ning lammi-madalsoos, kus toimub suurem N ärastus läbi denitrifikatsiooni protsessi, mille lõppsaadusteks on N<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>O (Cole & Brown 1980).

Väetamata transektidel mõõdeti suurim N<sub>2</sub>O voogude varieeruvus lammi-madalsoos, kuid voogude võrdlemisel maastikuelementide kaupa täheldati, et põllu serval ja põllul tekib statistiliselt rohkem dilämmastikoksiidi kui lammi-madalsoos ja nõlva jalamil. Mõõdetud tulemused näitavad, et N<sub>2</sub>O emissioonid olid väetatud transektidel suuremad kui väetamata transektidel ja see on otseselt seotud kõrge anorgaanilise lämmastiku sisaldusega mullas uuritavatel aladel (Reddy & DeLaune 2008). Huvitav seos tuli välja Sipe transektil põllupealses mõõtepunktis N<sub>2</sub>O emissioonide ja keskkonnaparameetrite vahel, kus statistiliselt usaldusväärsed korrelatsioonid täheldati N<sub>2</sub>O emissioonide ja sügavamate

mullatemperatuuride (20–40 cm) vahel. Seosed viitavad sellele, et dilämmastikoksiidi toodavad mikroobid sügavamates mullakihtides ja mulla pindmine kiht (kuni 10 cm sügavune) selles protsessis otseselt ei osale, mida näitab N<sub>2</sub>O emissiooni ja mullatemperatuuri 10 cm sügavusel vaheline nõrgem korrelatsioon.

Vegetatsiooniperioodi keskmine N<sub>2</sub>O voog väetatud transektidel varieerus vahemikus  $6,1 \times 10^{-3}$ – $0,02 \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas ning väetamata transektidel  $1,24 \times 10^{-3}$ – $8,4 \times 10^{-3} \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas, kus väetatud transektidel põllu peal täheldatud emissioon ( $0,02 \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas) sarnaneb Mander *et al.* (2010) uuringus leitud emissioonidega ( $0,01 \text{ kg N ha}^{-1}$  päevas). Samuti olid N<sub>2</sub>O vood erinesid väetatud ja väetamata transektide vahel 2,5 korda. Nii nagu metaani puhul ei täheldatud selget ajalist trendi vegetatsiooniperioodil kuude lõikes ka dilämmastikoksiidi voogude puhul.

Siiani tehtud uuringud näitavad, et looduslikes kaldaäärsetes märgalades mõõdetud CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O vood on suure ruumilise ja ajalise muutlikusega (Willison *et al.* 1998; Hefting *et al.* 2006b; Jørgensen *et al.* 2012). Käesoleva töö tulemusena näitasid Porijõe lammiservadel mõõdetud kasvuhoonegaaside emissioonid nii ruumilist kui ka ajalist varieeruvust kõigi kolme gaasi puhul nii väetatud kui väetamata transektidel.

### 4.3. Järeldused

Magistritöö järeldused kokkuvõtvalt:

- Toitainete ärakannet mõjutab ennekõike sealne maakasutus. Suurem lämmastiku ja fosfori ärakanne toimub haritavalt maalt, kuhu lisatakse saagikuse suurendamiseks sageli väetistega lisatoitaineid. Väiksem toitainete ärakanne on metsaga kaetud aladelt, kus pinnases paiknevad juured vähendavad pinnase ärakandumist ja erosiooniriski.
- Lisaks mõjutab toitainete ärakannet valglalt olulisel määral vooluhulk. Mida rohkem on sademeid, seda suurem on vooluhulk ja seda suurem on toitainete ärakanne valglalt. Suurem fosfori ja lämmastiku ärakanne täheldati talv–kevad perioodil, kus oluline osa on kevadisel suurveel, mis suurendab vooluhulka ja toitainete ärakannet valglalt.
- Vaadeldava ajavahemiku (2011.–2013. aastal) jooksul vähenes lämmastiku ärakanne Porijõe valglas ja selle alamvalglates. Fosfori ärakande puhul selget languse trendi ei täheldatud. Fosfor seostub mullaosakeste pinnale ja seetõttu on fosfori viibeaeg mullas võrreldes lämmastikuga pikem. Fosfor ei leostu mullast kergesti välja ja sellepärast ei olene fosfori ärakanne niivõrd sademete hulgast ja suurenenud vooluhulgast, mis on

oluline lämmastiku ärakandel. Fosfori ärakannet mõjutab peamiselt erosioon, mis võib kevadiste suurvete ajal olla suurem võrreldes teiste hüdrograafiliste perioodidega.

- Võrreldes toitainete ärakannet Porijõe valglas vaadeldaval perioodil (2011.–2013. a.) varasemate ärakannetega (2007.–2008. a.) täheldati peamiselt lämmastiku ärakande langust. Olulisemaks põhjuseks võib lugeda suuremat sademete ja vooluhulka 2008. aastal, võrreldes aastatega 2007 ja 2011.–2013. Päeva keskmine vooluhulk ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) vähenes järjepidevalt 2011–2013. aastal.
- Väetatud transektidel toimus suurem lämmastiku ärastus nõlva jalamil, kus võrreldes teiste maastikuelementidega oli nitraatlämmastiku koormus suurim, mis tingis suurema intensiivsusega lämmastiku ärastuse läbi denitrifikatsiooni protsessi.
- Fosfori sisaldus oli väetatud uurimisaladel suurim lammi-madalsoos, kus P sisaldus mullas oli *ca* 2,5 korda kõrgem kui nõlva jalamil, mis viitab sellele, et P ei püsi nõlval.
- Kasvuhoonegaaside vood Porijõe valgla lammiservadel olid suure ruumilise ja ajalise muutlikkusega, kus voogude suurem varieeruvus täheldati väetamata aladel. Väetamata transektide pinnas, eeskätt nõlva jalam ja lammi-madalsoo, oli võrreldes väetatud transektide pinnasega niiskem.
- Emissioonide võrdlemisel väetatud uurimisaladel maastikuelementide kaupa tekkis nõlva jalamil statistiliselt rohkem  $\text{CO}_2$  kui lammi-madalsoos, metaani tekkis lammi-madalsoos ja nõlva jalamil statistiliselt rohkem kui põllu serval ja põllul ning dilämmastikoksiidi tekkis statistiliselt rohkem nõlva jalamil võrreldes lammi-madalsoos ja põllu serval ning põllul mõõdetud emissioonidega.
- Võrreldes kasvuhoonegaaside vooge väetamata uurimisaladel, esinesid järgmised statistiliselt usaldusväärsed seosed: 1) põllu serval ja põllul tekkis rohkem  $\text{CO}_2$  kui lammi-madalsoos ja nõlva jalamil; 2) lammi-madalsoos ja nõlva jalamil seoti rohkem  $\text{CH}_4$  kui põllu serval; 3) põllu serval ja põllul tekkis rohkem  $\text{N}_2\text{O}$  kui lammi-madalsoos ja nõlva jalamil.
- Suurimad  $\text{CO}_2$  emissioonid täheldati põllult,  $\text{CH}_4$  vood lammi-madalsoost ning  $\text{N}_2\text{O}$  vood nõlva jalamilt ja lammi-madalsoost, kus  $\text{NO}_3^-$  koormus oli kõige suurem.
- Enim mõjutasid keskkonnaparameetrid  $\text{CO}_2$  emissioone, kõige vähem  $\text{CH}_4$  vooge.
- Kõige selgem ajaline varieerumine kuude lõikes täheldati süsihappegaasi emissioonide puhul, kus soojematel kuudel täheldati suurem  $\text{CO}_2$  emissioon õhku. Metaani ja dilämmastikoksiidi puhul selget ajalist trendi ei täheldatud.
- Maaharimise mõttes tuleb nõlva jalamil paiknevad ökotonid säilitada looduslikena, kus toimub toiteelementide sidumine ja säilitamine.

## Kokkuvõte

Aineringed on biogeokeemilised tsüklid, mis on omavahel tihedalt seotud ja toimivad keeruka dünaamilise süsteemina ökosüsteemides. Magevee ökosüsteemid on ühed rikutumad ja ohustatumad kogu maailmas, kus põhiline hajusaasteallikas on haritav maa, millele lisatakse saagikuse tõstmiseks lisatoitaineid põlde väetades. Toitainete ärakannet valglast mõjutavad mitmesugused maastikulised tegurid, sh maakasutus, põllu harimise viis, mulla lõimise, sademete hulk ja intensiivsus, äravool, reljeef, valgla suurus. Haritava maaga külgnevad puhverribad on keskkonnakaitselisest seisukohast olulised põllumaalt leostunud toitainete sidujad ja säilitajad.

Kaldaäärsed märgalad võivad olla nii kasvuhoonegaaside (KHG) emiteerijad kui sidujad. Selleks, et paremini mõista KHG-de voogude dünaamikat ja selgitada välja gaasivoogude muutuseid põhjustavad tegurid, on oluline teostada gaaside pikemaajalised mõõtmised, kuna kasvuhoonegaaside voogude varieeruvus ajas ja ruumis on sageli küllaltki suur. Rohket tähelepanu on pööratud keemiliste koormuste määramisele ja nende mõju leevendamisele märgalade ja kaldapuhvrite abil. Vähem on aga uuritud lammi ja mineraalmaa piiril olevaid ökotone, kus haritava maa ja lammi-madalsoo vaheline servaala kogub endasse mineraalmuldadelt leostunud keemilisi elemente ja mis mõjutab kasvuhoonegaaside ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) teket ning gaasivoogude muutumist valglast.

Käesoleva töö eesmärkideks oli hinnata toitainete ärakannet Porijõe valglast ja selle alamvalglast pikema aegrea jooksul ja analüüsida fosfori- ja lämmastikuringet ning kasvuhoonegaaside (KHG) vooge Porijõe valglast lammiservadel. Antud töö uurib lammi-madalsoo ja mineraalmaa vahelisi ökotone seni vähe käsitletud maastiku geokeemilisest aspektist, analüüsides KHG-de vooge risti ökotoni struktuuriga 10-meetrise vahemaa tagant. Gaase mõõdeti kuuel erineval transektil ühe vegetatsiooniperioodi jooksul (mai–september 2014), kus kolmel uurimisalal väetati mineraalmaad ja kolmel uurimisalal haritava maa väetamist ei toimunud. Lisaks analüüsiti KHG-de võimalikke seoseid erinevate keskkonnaparametritega.

Töö tulemusena leiti toitainete ärakanne pikema aegrea jooksul väikeses valglast Porijõe valglast näitel. Vaadeldava perioodi jooksul (2011.–2013. aastal) vähenes lämmastiku ärakanne Porijõe valglast ja selle alamvalglast, kuid fosfori ärakanne ei näidanud selget languse tendentsi. Vaadates toitainete ärakannet aastaajaliselt, täheldati suurem lämmastiku ja fosfori

ärakanne talv–kevad perioodil, kus keskmine vooluhulk oli kaks korda suurem kui suvel või sügis–talv perioodil. Uurimistöös püstitatud hüpoteesi – kõige intensiivsemad protsessid lämmastiku ja fosfori sidumisel väetatud põldudel toimuvad mineraalmaa ja lammi-madalsoo servaalal paikneval nõlval – õnnestus tõestada N ärastamisel, kuid ei õnnestunud tõestada P sidumisel.

Porijõe lammiservadel mõõdetud kasvuhoonegaaside emissioonid näitasid nii ruumilist kui ka ajalist varieeruvust kõigi kolme gaasi puhul nii väetatud kui väetamata transektidel. CO<sub>2</sub> emissioonide puhul leiti statistiline erinevus väetatud transektidel nõlva jalami ja lammi-madalsoo vahel, väetamata transektidel esines statistiline erinevus põllu ja lammi-madalsoo ning põllu ja nõlva jalami vahel. CH<sub>4</sub> voogude puhul täheldati väetatud ja väetamata transektidel statistiline erinevus põllu ja lammi-madalsoo ning põllu ja nõlva jalami vahel. N<sub>2</sub>O voogude puhul esines statistiline erinevus väetatud transektidel nõlva jalami ja lammi-madalsoo ning nõlva jalami ja põllu vahel, väetamata transektidel aga põllu ja lammi-madalsoo ning põllu ja nõlva jalami vahel.

Keskkonnaparametrite ja kasvuhoonegaaside voogude vahel leiti olulisi seoseid nii väetatud kui väetamata transektidel. Kõige rohkem mõjutasid keskkonnanäitajad CO<sub>2</sub> emissioone ning kõige vähem CH<sub>4</sub> vooge. Vaadates KHG-de ajalist varieerumist kuude lõikes, oli süsihappegaasi emissiooni ajaline muutus kõige selgem, kus soojematel kuudel täheldati suurem CO<sub>2</sub> emissioon õhku. CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O voogude puhul selget ajalist trendi ei täheldatud.

Tuginedes käesoleva töö käigus saadud tulemustele saab öelda, et toitainete ärakannet mõjutab ennekõike sealne maakasutus ja vooluhulk. Maaharimise mõttes tuleb nõlva jalamil paiknevad ökotoniid säilitada looduslikena, kus toimub toiteelementide sidumine ja säilitamine. Suurimad CO<sub>2</sub> emissioonid täheldati põllult, CH<sub>4</sub> vood lammi-madalsoost ning N<sub>2</sub>O vood nõlva jalamilt ja lammi-madalsoost, kus NO<sub>3</sub><sup>-</sup> koormus oli kõige suurem.

Täpsema hinnangu andmiseks kasvuhoonegaaside emissioonidele mineraalmaa ja lammi-madalsoo vahelisel alal risti ökotoni struktuuriga tuleks viia läbi pikem mõõtmisperiood, sest KHG-de vood varieeruvad aastaajaliselt üsna palju ja nii oleks võimalik jälgida gaaside tekke ajalist varieeruvust erinevatel aastaegadel. Samuti võimaldaks vähemalt aastane KHG-de voogude mõõtmine analüüsida saadud tulemusi teiste analoogsete uuringutega, kus on peamiselt kasutatud võrdluseks voogude aastast keskmist emissiooni.

## **Tänuavaldused**

Autor avaldab tänu Jaan Pärnale ja Kuno Kasakule käesoleva töö juhendamise ja hästi sujunud koostöö eest. Juhendajate igakülgne abi, nõuanded ja mõistev suhtumine tagasid töö sujuva valmimise.

Autor tänab välitöödel osalenud PhD Anneli Palo taimkatteanalüüsi läbiviimise eest ning PhD Arno Kanalit mullaprofiilide määramisel ning mulla lasuvustiheduse proovide kogumise eest. Samuti avaldab autor tänu Jaan Pärnale, Kuno Kasakule, Indrek Talpsepale ja Agnes Äkkele välitöödel abistamise eest.

Autor soovib tänada Ivo Saaremäed Keskkonnaagentuurist Tõravere meteoroloogiajaamas ja Reola hüdroomeetriajaamas mõõdetud andmete saatmise eest. Samuti tänab autor PhD Alar Teemuskit gaasiproovide töötlemise eest.

Uurimust toetas IUT2-16 ning Keskkonnainvesteeringute keskuse poolt rahastatav projekt „Põllumajanduse hajukoormuse piiramise meetmete ruumiline planeerimine“ (Eestimaa Looduse Fond).

# **Phosphorus and nitrogen cycle and the greenhouse gas fluxes in the Porijõgi river catchment floodplains**

Kristiina Välik

## **Summary**

Freshwater ecosystems are among the most degraded and threatened ecosystems in the world. The main sources of freshwater pollution are agricultural fields influenced by human activities such as intensive land use and the application of fertilizers. Nutrient runoff from agricultural lands depends on complex combinations of factors including land use, agricultural management, soil texture, amount and intensity of precipitation, topography, catchment size, etc. Riparian wetlands can mitigate nutrient pollution to the aquatic environment as biogeochemically active buffer zones between arable land and waterbodies.

On the other hand, wetlands can also produce greenhouse gases (GHG), and they are the largest natural emitters of methane (CH<sub>4</sub>). According to the literature little attention has been paid to the functioning of ecotones between arable lands and riparian zones, which have the capacity to retain the nutrients leaching from agricultural lands. In order to achieve a better understanding of GHG dynamics and to study the parameters influencing the emission of GHG in riparian wetlands, we monitored the fluxes of GHG over one vegetation period (May–September 2014) in six different ecotones, whereas three of the ecotones were fertilized and another three remained unfertilized. Transects were established across the field edges with positions at the footslope, 10 m and 20 m towards the riparian zone, and 10 m and 20 m into the agricultural field.

The hypothesis of this paper was that the most intensive processes of nitrogen and phosphorus removal in fertilized arable lands take place at the footslope. The aim of the thesis was to (1) estimate nutrient runoff from Porijõgi river catchment and its sub-catchments during a longer time series (2007–2013) and to (2) analyze phosphorus and nitrogen cycle and greenhouse gases fluxes in the Porijõgi river catchment floodplains.

Data for the estimation of nutrient removal were collected during 2011–2013 from field work and previous data (2007–2008) originates from the author's bachelor thesis. Greenhouse gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) were measured once a month using the closed chamber method. Following environmental parameters were recorded during each gas sampling: the depth of the groundwater table, soil moisture content and the temperature at 4 distinct depths (10 cm, 20

cm, 30 cm and 40 cm). The soil samples collected in November were additionally analyzed for their chemical parameters.

The results showed a decrease in nitrogen runoff in Porijõgi river catchment and its sub-catchments during 2011–2013, whereas phosphorus runoff did not follow a clear declining trend. The examination of nutrient runoff according to hydrographical periods revealed twice as high nitrogen and phosphorus runoff in winter–spring period when compared to summer or autumn–winter period. The hypothesis of this thesis succeeded in showing the nitrogen removal on the footslope, however, it was unable to confirm the binding of phosphorus.

Greenhouse gases measured in the Porijõgi river catchment floodplains showed both the spatial and the temporal variability for all measured gases in fertilized and unfertilized ecotones, whereas larger variation of GHG was obtained in unfertilized transects. The comparison of GHG fluxes within landscape elements of fertilized transects (fen, footslope, arable land) revealed statistically higher CO<sub>2</sub> emissions on footslope when compared to the emissions in fen; CH<sub>4</sub> fluxes were statistically higher in fen and on footslope when compared to arable land; and statistically higher N<sub>2</sub>O fluxes were measured on footslope when compared to fen and arable land.

Statistically significant correlations between GHG and environmental parameters appeared in fertilized and unfertilized transects. Environmental parameters had the largest influence on CO<sub>2</sub> emissions and the weakest influence on CH<sub>4</sub> fluxes. Monthly CO<sub>2</sub> emissions showed clear temporal variation with higher CO<sub>2</sub> emissions to the atmosphere being recorded in warmer months. However, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes did not show a clear temporal trend.

Overall, the results obtained in this work indicate that nutrient runoff is mainly influenced by local land use and the flow rate of the river. Farmers should keep the footslope ecotones natural as these bind and retain chemical elements leaching from arable lands. The greatest CO<sub>2</sub> emissions were measured from arable lands, CH<sub>4</sub> fluxes from fen and N<sub>2</sub>O fluxes from footslope and fen, where NO<sub>3</sub><sup>-</sup> loads are the highest.

Due to the high spatial and temporal variability of GHG fluxes across ecotone structure between arable lands and riparian zones a longer study period is recommended for future studies. At least one-year-long study period would allow the comparison of the results with other studies based on the average annual fluxes of GHG. A better understanding of GHG fluxes and nutrient pollution would contribute to the improved condition of freshwater waterbodies.

## Kirjandus

- Alvarez-Cobelas, M., Angeler, D. G., Sánchez-Carrillo, S. 2008. Export of nitrogen from catchments: a worldwide analysis. *Environmental pollution*, 156(2), pp.261–269.
- Armstrong, A., Quinton, J. N., Francis, B., Heng, B. C. P., Sander, G. C. 2011. Controls over nutrient dynamics in overland flows on slopes representative of agricultural land in North West Europe. *Geoderma*, 164, pp.2–10.
- Von Arnold, K., Nilsson, M., Hånell, B., Weslien, L., Klemedtsson, L. 2005. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(6), pp.1059–1071.
- Astover, A., Kõlli, R., Roostalu, H., Reintam, E., Leedu, E. 2012. Mullateadus, õpik kõrgkoolidele. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu, 486 lk.
- Audet, J., Johansen, J. R., Andersen, P. M., Baattrup-Pedersen, A., Brask-Jensen, K. M., Elsgaard, L., Kjaergaard, C., Larsen, S. E., Hoffmann, C. C. 2013. Methane emissions in Danish riparian wetlands: Ecosystem comparison and pursuit of vegetation indexes as predictive tools. *Ecological Indicators*, 34, pp.548–559.
- Audet, J., Hoffmann, C. C., Andersen, P. M., Baattrup-Pedersen, A., Johansen, J. R., Larsen, S. E., Kjaergaard, C., Elsgaard, L. 2014. Nitrous oxide fluxes in undisturbed riparian wetlands located in agricultural catchments: Emission, uptake and controlling factors. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, pp.291–299.
- Augustin, J., Merbach, W., Rogasik, J. 1998. Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany. *Biology and Fertility of Soils*, 28, pp.1–4.
- Balestrini, R., Arese, C., Delconte, C. A., Lotti, A., Salerno, F. 2011. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. *Ecological Engineering*, 37(2), pp.148–157.
- Bartlett, K. B., Crill, P. M., Bonassi, J. A., Richey, J. E., Harriss, R. C. 1990. Methane flux from the Amazon river floodplain: emissions during rising water. *Journal of Geophysical Research*, 95(D10), pp.16773–16788.
- Bonnett, S. A. F., Blackwell, M. S., Leah, R., Cook, V., O'Connor, M., Maltby, E. 2013. Temperature response of denitrification rate and greenhouse gas production in agricultural river marginal wetland soils. *Geobiology*, 11(3), pp.252–67.
- Borin, M., Vianello, M., Morari, F., Zanin, G. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1–2), pp.101–114.
- Bridgham, S. D., Updegraff, K., Pastor, J. 2001. A comparison of nutrient availability indices along an ombrotrophic-minerotrophic gradient in Minnesota wetlands. *Soil Science Society of America*, 65, pp.259–269.

- Burt, T. P., Pinay, G. 2005. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. *Progress in Physical Geography*, 29, pp.297–316.
- Cao, M., Gregson, K., Marshall, S. 1998. Global methane emission from wetlands and its sensitivity to climate change. *Atmospheric Environment*, 32(19), pp.3293–3299.
- Carpenter, S., Caraco, N. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, pp.559–568.
- Catt, J. A., Howse, K. R., Farina, R., Brockie, D., Todd, A., Chambers, B. J., Hodgkinson, R., Harris, G. L., Quinton, J. N. 1998. Phosphorus losses from arable land in England. *Soil Use and Management*, 14(4), pp.168–174.
- Childers, D. L., Corman, J., Edwards, M., Elser, J. J. 2011. Sustainability Challenges of Phosphorus and Food: Solutions from Closing the Human Phosphorus Cycle. *BioScience*, 61(2), pp.117–124.
- Clair, T. A., Arp, P., Moore, T. R., Dalva, M., Meng, F. R. 2002. Gaseous carbon dioxide and methane, as well as dissolved organic carbon losses from a small temperate wetland under a changing climate. *Environmental Pollution*, 116, pp.143–148.
- Clerici, N., Weissteiner, C. J., Paracchini, M. L., Boschetti, L., Baraldi, A., Strobl, P. 2013. Pan-European distribution modelling of stream riparian zones based on multi-source Earth Observation data. *Ecological Indicators*, 24, pp.211–223.
- Cole, J., Brown, C. 1980. Nitrite reduction to ammonia by fermentative bacteria: a short circuit in the biological nitrogen cycle. *FEMS Microbiology Letters*, 7, pp.65–72.
- Davidson, E. A., Belk, E., Boone, R. D. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4, pp.217–227.
- Deschênes, M., Bélanger, L., Giroux, J.-F. 2003. Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(2–3), pp.567–577.
- Dhondt, K., Boeckx, P., Hofman, G., Cleemput, Van O. 2004. Temporal and spatial patterns of denitrification enzyme activity and nitrous oxide fluxes in three adjacent vegetated riparian buffer zones. *Biology and Fertility of Soils*, 40, pp.243–251.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, L. J., Sullivan, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), pp.163–182.
- Elrashidi, M. A., Seybold, C. A., Delgado, J. 2013. Annual precipitation and effects of runoff nutrient from agricultural watersheds on water quality. *Soil Science*, 178(12), pp.679–688.

- Flanagan, L. B., Wever, L. A., Carlson, P. J. 2002. Seasonal and interannual variation in carbon dioxide exchange and carbon balance in a northern temperate grassland. *Global Change Biology*, 8, pp. 599–615.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2006. *Plant nutrition for food security: A guide for integrated nutrient management*. Roy, R. N., Finck, A., Blair, G. J., Tandon, H. L. S. FAO fertilizer and plant nutrition bulletin, 16, pp.368.
- Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B., Lambert, F. 2010. Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(3–4), pp.276–287.
- Gilliam, J. W., Osmond, D. L., Evans, R. O. 1997. Selected Agricultural Best Management Practices to Control Nitrogen in the Neuse River Basin. North Carolina Agricultural Research Service Technical Bulletin 311, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Gold, A. J., Groffman, P. M., Addy, K., Kellogg, D. Q., Stolt, M., Rosenblatt, A. E. 2002. Landscape attributes as controls on ground water nitrate removal capacity of riparian zones. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(6), pp.1457–1464.
- Goswami, D., Kalita, P. K., Cooke, R. A. C., McIsaac, G. F. 2009. Nitrate-N loadings through subsurface environment to agricultural drainage ditches in two flat Midwestern (USA) watersheds. *Agricultural Water Management*, 96(6), pp.1021–1030.
- Groffman, P. M., Gold, A. J., Addy, K. 2000. Nitrous oxide production in riparian zones and its importance to national emission inventories. *Chemosphere – Global Change Science*, 2(3–4), pp.291–299.
- Hefting, M. M., de Klein, J. J. M. 1998. Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environmental Pollution*, 102(1), pp.521–526.
- Hefting, M. M., Bobbink, R., de Caluwe, H. 2003. Nitrous Oxide Emission and Denitrification in Chronically Nitrate-Loaded Riparian Buffer Zones. *Journal of Environmental Quality*, 32(4), pp.1194–1203.
- Hefting, M. M., Beltman, B., Karssen, D., Rebel, K., Riessen, Van M., Spijker, M. 2006a. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environmental pollution*, 139(1), pp.143–156.
- Hefting, M. M., Bobbink, R., Janssens, M. P. 2006b. Spatial variation in denitrification and N<sub>2</sub>O emission in relation to nitrate removal efficiency in a N-stressed riparian buffer zone. *Ecosystems*, 9, pp.550–563.
- Hernandez, M. E., Mitsch, W. J. 2006. Influence of hydrologic pulses, flooding frequency, and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes. *Wetlands*, 26, pp.862–877.
- Hutchinson, G. L., Livingston, G. P. 1993. Use of Chamber Systems to Measure Trace Gas Fluxes. *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, (55), pp.63–78.

- Huttunen, J. T., Nykänen, H., Turunen, J., Martikainen, P. J. 2003. Methane emissions from natural peatlands in the northern boreal zone in Finland, Fennoscandia. *Atmospheric Environment*, 37, pp.147–151.
- Iital, A., Pachel, K., Loigu, E., Pihlak, M., Leisk, Ü. 2010. Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles. *Journal of Environmental Monitoring*, 12, pp.178–188.
- Iital, A., Klõga, M., Pihlak, M., Pachel, K., Zahharov, A., Loigu, E. 2014. Nitrogen content and trends in agricultural catchments in Estonia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, pp.44–53.
- IPCC 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp.1535.
- Ivits, E., Cherlet, M., Mehl, W., Sommer, S. 2009. Estimating the ecological status and change of riparian zones in Andalusia assessed by multi-temporal AVHRR datasets. *Ecological Indicators*, 9(3), pp.422–431.
- Jansons, V., Lagzdins, A., Berzina, L., Sudars, R., Abramenko, K. 2011. Temporal and Spatial Variation of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia: Long Term Trends in Retention and Nutrient Loss in a Drainage and Small Catchment Scale. *Scientific Journal of Riga Technical University. Environmental and Climate Technologies*, 7, pp.54–65.
- Jørgensen, C. J., Struwe, S., Elberling, B. 2012. Temporal trends in N<sub>2</sub>O flux dynamics in a Danish wetland – effects of plant-mediated gas transport of N<sub>2</sub>O and O<sub>2</sub> following changes in water level and soil mineral-N availability. *Global Change Biology*, 18, pp.210–222.
- Kanal, A. 2014. “Pedosfäär”, raamatust Üldmaateadus. Õpik kõrgkoolidele, koostanud Mander, Ü., Liiber, Ü., Tartu Ülikool, Loodus- ja tehnoloogiateaduskond, Ökoloogia ja maateaduste instituut, 486 lk.
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., Hedmark, Å. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: A critical review. *Wetlands*, 30, pp.111–124.
- Kim, D.-G., Isenhardt, T. M., Parkin, T. B., Schultz, R. C., Loynachan, T. E. 2010. Methane flux in cropland and adjacent riparian buffers with different vegetation covers. *Journal of Environmental Quality*, 39(1), pp.97–105.
- Le Mer, J., Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37(1), pp.25–50.
- Leone, A., Ripa, M. N., Boccia, L., Porto, Lo A. 2008. Phosphorus export from agricultural land: a simple approach. *Biosystems Engineering*, 101(2), pp.270–280.

- Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R. U., Schroder, H. 2008. Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12(2), pp.229–247.
- Lowrance, R., Vellidis, G., Wauchope, R. D., Gay, P., Bosch, D. D. 1997. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. *Transactions of the ASAE*, 40(4), pp.1047–1057.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Ivask, M. 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones: A case study from the Porijõgi River catchment, Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 31(1–3), pp.333–348.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Muring, T. 1997. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8, pp. 299–324.
- Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V., Tamm, T. 2000. Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 14(4), pp.405–417.
- Mander, Ü., Hayakawa, Y., Kuusemets, V. 2005. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering*, 24(5), pp.421–432.
- Mander, Ü., Uuema, E., Kull, A., Kanal, A., Maddison, M., Soosaar, K., Salm, J.-O., Lesta, M., Hansen, R., Kuller, R., Harding, A., Augustin J. 2010. Assessment of methane and nitrous oxide fluxes in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 98, pp.172–181.
- Mander, Ü., Maddison, M., Soosaar, K., Teemusk, A., Kanal, A., Uri, V., Truu, J. 2014. The impact of a pulsing groundwater table on greenhouse gas emissions in riparian grey alder stands. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), pp.2360–2371.
- Masing, V. 1992. *Ökoloogia leksikon, loodusteaduslik oskussõnastik*. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 319 lk.
- McKenzie, C., Schiff, S., Aravena, R., Kelley, C., St. Louis, V. 1998. Effect of temperature on production of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from peat in a natural and flooded boreal forest wetland. *Climatic Change*, 40, pp.247–266.
- Minkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I., Laine, J. 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900–2100 – The impact of forestry drainage. *Global Change Biology*, 8, pp.785–799.
- Mitchell, C. P. J., Branfireun, B. A. 2005. Hydrogeomorphic controls on reduction-oxidation conditions across boreal upland-peatland interfaces. *Ecosystems*, 8, pp.731–747.
- Naiman, R. J., Decamps, H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, pp.621–658.

- Ng, H. Y. F., Tan, C. S., Drury, C. F., Gaynor, J. D. 2002. Controlled drainage and subirrigation influences tile nitrate loss and corn yields in a sandy loam soil in Southwestern Ontario. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(1), pp.81–88.
- Nykänen, A. 2008. Nitrogen dynamics of organic farming in a crop rotation based on red clover (*Trifolium pratense*) leys. Doctoral Dissertation. Agrifood Research Reports 12, pp.62.
- Peterjohn, W. T., Correll, D. L. 1984. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of A Riparian Forest. *Ecological Society of America*, 65(5), pp.1466–1475.
- Pinay, G., Gumiero, B., Tabacchi, E., Gimenez, O., Tabacchi-Planty, A. M., Hefting, M. M., Burt, T. P., Black, V. A., Nilsson, C., Iordache, V., Bureau, F., Vought, L., Petts, G. E., Décamps, H. 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology*, 52, pp.252–266.
- Povilaitis, A. 2006. Impact of agriculture decline on nitrogen and phosphorus loads in Lithuanian rivers. Lithuanian University of Agriculture. *EKOLOGIJA*, 1, pp.32–39.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J., Linjama, J. 2007. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil and Tillage Research*, 93, pp.44–55.
- Pärn, J., Mander, Ü. 2007. Landscape factors of nutrient transport in temperate agricultural catchments, *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 104, pp.411–423.
- Pärn, J., Remm, K., Mander, Ü. 2010. Correspondence of vegetation boundaries to redox barriers in a Northern European moraine plain. *Basic and Applied Ecology*, 11, pp.54–64.
- Reddy, K. R., DeLaune, R. D. 2008. *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp.774.
- Risch, A. C., Frank, D. A. 2007. Effects on increased soil water availability on grassland ecosystem carbon dioxide fluxes. *Biogeochemistry*, 86, pp.91–103.
- Saarnio, S., Winiwarter, W., Leitão, J. 2009. Methane release from wetlands and watercourses in Europe. *Atmospheric Environment*, 43(7), pp.1421–1429.
- Scott-Denton, L. E., Rosenstiel, T. N., Monson, R. K. 2006. Differential controls by climate and substrate over the heterotrophic and rhizospheric components of soil respiration. *Global Change Biology*, 12, pp.205–216.
- Sha, C., Mitsch, W. J., Mander, Ü., Lu, J., Batson, J., Zhang, L., He, W. 2011. Methane emissions from freshwater riverine wetlands. *Ecological Engineering*, 37(1), pp.16–24.
- Soosaar, K., Mander, Ü., Maddison, M., Kanal, A., Kull, A., Lõhmus, K., Truu, J., Augustin, J. 2011. Dynamics of gaseous nitrogen and carbon fluxes in riparian alder forests. *Ecological Engineering*, 37(1), pp.40–53.

- Stålnacke, P., Aakerøy, P. A., Blicher-Mathiesen, G., Iital, A., Jansons, V., Koskiaho, J., Kyllmar, K., Lagzdins, A., Pengerud, A., Povilaitis, A. 2014. Temporal trends in nitrogen concentrations and losses from agricultural catchments in the Nordic and Baltic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, pp.94–103.
- Stevens, C. J., Quinton, J. N., Bailey, A. P., Deasy, C., Silgram, M., Jackson, D. R. 2009. The effects of minimal tillage, contour cultivation and in-field vegetative barriers on soil erosion and phosphorus loss. *Soil and Tillage Research*, 106(1), pp.145–151.
- Strack, M., Waddington, J. M., Tuittila, E. S. 2004. Effect of water table drawdown on northern peatland methane dynamics: Implications for climate change. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, pp.1–7.
- Syversen, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*, 24(5), pp.483–490.
- Søvik, A., Syversen, N. 2008. Retention of particles and nutrients in the root zone of a vegetative buffer zone – effect of vegetation and season. *Boreal Environment Research*, 13(3), pp.223–230.
- Tang, J., Baldocchi, D. D. 2005. Spatial-temporal variation of soil respiration in an oak-grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. *Biogeochemistry*, 73, pp.183–207.
- Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, pp.319–344.
- Ulén, B., Fölster, J. 2007. Recent trends in nutrient concentrations in Swedish agricultural rivers. *Science of the Total Environment*, 373, pp.473–487.
- Uusi-Kämpä, J., Jauhiainen, L. 2010. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1–2), pp.75–85.
- Vagstad, N., Jansons, V., Loigu, E., Deelstra, J. 2000. Nutrient losses from agricultural areas in the Gulf of Riga drainage basin. *Ecological Engineering*, 14, pp.435–441.
- Vanderbilt, K. L., Lajtha, K., Swanson, F. J. 2003. Biogeochemistry of unpolluted forested watersheds in the Oregon Cascades: Temporal patterns of precipitation and stream nitrogen fluxes. *Biogeochemistry*, 62, pp.87–117.
- Varep, E. 1970. Tartu rajooni maastikud. Toimetajad: Maaring, E., Eilart, J., Kirt, K., Merikalju, L., Põldmäe, R. Artikkel kogumikust Tartu rajoonis. Trükitud Eesti NSV Teaduste Akadeemia Toimetus- ja Kirjastusnõukogu otsusel, TKN nr 778, Tallinn.
- Varis, E. 1983. Biologinen typensidonta peltokasvien viljelyssä. (Biological nitrogen fixation in cultivation of field crops). Suomen Akatemian sopimustutkimuksen no. 383 loppuraportti. Helsinki: Helsingin yliopiston monistuspalvelu, pp.72–92.

- Vidon, P. 2010. Riparian zone management and environmental quality: A multi-contaminant challenge. *Hydrological Processes*, 24, pp.1532–1535.
- Vitousek, P., Howarth, R. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13(2), pp.87–115.
- Vitousek, P. M., Naylor, R., Crews, T., David, M. B., Drinkwater, L. E., Holland, E., Johnes, P. J., Katzenberger, J., Martinelli, L. A., Matson, P. A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C. A., Robertson, G. P., Sanchez, P. A., Townsend, A. R., Zhang, F. S. 2009. Nutrient imbalances in agricultural development. *Science (Policy forum)*, 324, pp.1519–1520.
- Vought, L. B.-M., Dahl, J., Pedersen, C. L., Lacoursière, J. O. 1994. Nutrient Retention in Riparian Ecotones. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 23(6), pp.342–348.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 380(1–3), pp.48–65.
- Välik, K. „Toitainete ärakande maastikulised tegurid Porijões ja selle alamvalglates 2007–2008,“ bakalaureusetöö Tartu Ülikoolis keskkonnatehnoloogia erialal (2013).
- Yuste, J. C., Baldocchi, D. D., Gershenson, A., Goldstein, A., Mission, L., Wong, S. 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology*, 13, pp.1–18.
- Willison, T. W., Baker, J. C., Murphy, D. V. 1998. Methane fluxes and nitrogen dynamics from a drained fenland peat. *Biology and Fertility of Soils*, 27, pp.279–283.

**Lisa 1. Pilte välitöödelt**



**Joonis 1.** Selgelt väljakujunenud nõlva osa Vända transektil (foto Jaan Pärn).



**Joonis 2.** Porijõe II transekti mullaprofiil –10 m mõõdepunktis.



**Joonis 3.** Sipe oja ääristavad pajupuhmad Sipe transektil.



**Joonis 4.** Gaasivoogude mõõtmine staatilise pimekambriga Porijõe I transektil (foto Jaan Pärn).



**Joonis 5.** Staatilise pimekambri alus Porijõe III transektil.

## Lisa 2. Taimkatteanalüüsi tulemused Porijõe valgla transektidel

Tabel 1. Taimkatteanalüüs Vända transektil 09.09.2014.

Punkti nr	Taimeliigi osahulk rõngas (katvus %)	Kasvukoha taimkatte kirjeldus, nimistu (+/- 1 m risti samakõrgusjoonega)	Puuvõra katvus mõõdetava rõnga kohal (%)
-10 m	1) katvus (maapind võetakse ka eraldi arvesse): harilik naat 30%, sammal 60%. 2) harilik naat 10%, väikeseõiene lemmalts 20% 3) harilik naat 93%	1) harilik kastehein, kõrvenõges, harilik naat, väikeseõiene lemmalts, paju (kaugemal) 2) harilik naat, väikeseõiene lemmalts, harilik humal 3) harilik naat, hall lepp	1) Paju 40% 2) Hall lepp 80% 3) Hall lepp 70%
0 m	1) harilik naat 92%, kõrvenõges + 2) roomav madar 30%, harilik naat 3) harilik naat 90%, harilik angervaks +, aedhiirehernes +	1) väikeseõiene lemmalts, harilik naat, harilik humal 2) harilik humal, harilik naat, väikeseõiene lemmalts, roomav madar 3) aedhiirehernes, harilik naat, väikeseõiene lemmalts, harilik humal, harilik vaarikas	1) hall lepp 30% 2) hall lepp 5% 3) hall lepp 5%
+10 m	1) aasnurmikas 95%, väikeseõiene lemmalts 1%, harilik kerahein +, sale tarn + 2) aasnurmikas 50%, ahtalehine põdrakanep 20%, harilik kerahein 5%, väikeseõiene lemmalts 1% 3) harilik naat 10%, väikeseõiene lemmalts +, harilik orashein 1%, kõrvenõges +, roomav madar +, ahtalehine põdrakanep 10%	1) harilik kerahein, sale tarn, ahtalehine põdrakanep, väikeseõiene lemmalts, harilik orashein, harilik naat, harilik humal 2) ahtalehine põdrakanep, harilik humal, harilik orashein, roomav madar, harilik kerahein 3) harilik naat, väikeseõiene lemmalts, harilik orashein, harilik kerahein (võimsalt!), harilik vaarikas	1) – 2) 100% valgustatus 2) hall lepp, ahtalehine põdrakanep ja hariliku vaarika puhmade varjutus 5%
+20 m	viljapõld (oder)	viljapõld	100 % valgustatus

„+“ - taim on rõngas esindatud (taime katvus rõngas u 0,1%)

**Tabel 2.** Taimkatteanalüüs Porijõe III transektil 09.09.2014.

<b>Punkti nr</b>	<b>Taimeliigi osahulk rõngas (katvus %)</b>	<b>Kasvukoha taimkatte kirjeldus, nimistu (+/- 1 m risti samakõrgusjoonega)</b>	<b>Puuvõra katvus mõõdetava rõnga kohal (%)</b>
-20 m	1) sookastik 100%, harilik maajalg + 2) sookastik 40%, kõrvenõges 5%, vesioblikas + 3) metskõrkjas +, kõrvenõges +, aasristik +, vesitähthein 20%, roomav madar +, harilik kastehein 30%, sale tarn +, väikeseõiene lemmalts +	1) paju, sookastik, harilik maajalg, kõrvenõges, väikeseõiene lemmalts, roomav madar, luhttarn, liht-jõgitakjas 2) metskõrkjas, harilik humal, harilik maajalg, harilik piimohakas, mätastarn, roomav madar, vesitähthein, harilik kukesaba, harilik palderjan 3) väikeseõiene lemmalts, roomav madar, vesitähthein, harilik kerahein, sale tarn, harilik kastehein, harilik maajalg, karvane pajulill	1) paju 5% 2) paju, hall lepp, harilik tärnpuu, harilik toomingas 10% 3) hall lepp, harilik toomingas 50%
-10 m	1) harilik maajalg 7%, harilik kukesaba +, harilik vaarikas +, püstkollakas +, harilik toomingas + 2) õrn lemmalts 3%, harilik maajalg 3%, väikesed halli lepa taimed 3% 3) harilik kastehein 10%, harilik maajalg +, kõrvenõges +, hall lepp +	1) harilik kastehein, harilik kukesaba, harilik maajalg, harilik vaarikas, hall lepp, harilik tamm, must sõstar 2) hall lepp, harilik tamm, harilik lodjapuu (puude väikesed taimed), harilik maajalg, harilik vaarikas 3) harilik vaarikas, kõrvenõges, harilik kastehein, metskõrkjas, harilik naat, vesitähthein	1) hall lepp, harilik toomingas, harilik tärnpuu 80% 2) harilik tärnpuu, paju, hall lepp 85% 3) hall lepp, harilik tärnpuu, harilik toomingas, paju 85%
0 m	1) hall lepp + 2) harilik naat 15%, harilik maajalg 1% 3) seaohakas 50%, harilik naat 1%, harilik maajalg +, luhttarn 1%	1) luhttarn, harilik naat, hall lepp, ojamõõl, harilik toomingas, seaohakas, harilik koeraorashein 2) harilik naat, harilik maajalg, harilik koeraorashein, luhttarn, harilik angervaks, harilik toomingas, hall lepp, harilik haab, seaohakas, mets-kurereha 3) harilik koeraorashein	1) hall lepp, harilik toomingas 90% 2) harilik tärnpuu 70% 3) hall lepp 40%
+10 m	1) harilik naat 60%, harilik angervaks +, aed-hiirehernes +, sookastik + 2) harilik naat 60%, mets-harakputk 2%, aed-hiirehernes +, harilik kastehein +, roomav madar + 3) harilik naat 65%, luhttarn 5%	1) sookastik, sale tarn, harilik angervaks, aed-hiirehernes, harilik hiirehernes, harilik heinputk, roomav madar, mets-kurereha, mets-harakputk 2) harilik kerahein, harilik angervaks, harilik naat, harilik koeraorashein, mets-harakputk 3) harilik naat, harilik kerahein, harilik koeraorashein, luhttarn, mets-kurereha, aed-hiirehernes, roomav madar	1) paju, hariliku angervaksa puhmad 30% 2) paju 40% 3) paju 5%
+20 m	viljapõld	Põllu ääres galeega ja kõrvenõgeste puhmad. Tegemist on väga nitrofiilse põlluservaga.	100% valgustatus

**Tabel 3.** Taimkatteanalüüs Kaatsi transektil 09.09.2014.

<b>Punkti nr</b>	<b>Taimeliigi osahulk rõngas (katvus %)</b>	<b>Kasvukoha taimkatte kirjeldus, nimistu (+/- 1 m risti samakõrgusjoonega)</b>	<b>Puuvõra katvus mõõdetava rõnga kohal (%)</b>
-20 m	1) harilik kastehein 70%, kõrvenõges 1%, harilik vaarikas 6%, harilik maajalg + 2) seaohakas 6%, kõrvenõges 1%, harilik naat +, harilik kastehein + 3) harilik kastehein 60%, kõrvenõges 2%	1) harilik kastehein, kõrvenõges, harilik vaarikas, harilik maajalg, harilik humal 2) seaohakas, kõrvenõges, harilik naat, harilik kastehein, paju, harilik humal, harilik vaarikas, turvaskannike, harilik maajalg, ojamõõl 3) harilik kastehein, kõrvenõges, seaohakas, harilik maajalg, harilik vaarikas	1) hariliku vaarika puhmad 10% 2) paju 60% 3) paju, harilik toomingas 30%
-10 m	1) harilik angervaks 8%, harilik naat 50%, kõrvenõges 1%, harilik kastehein 1%, seaohakas + 2) seaohakas 5%, harilik naat 10%, kõrvenõges +, harilik angervaks 2% 3) seaohakas 3%, kõrvenõges 3%, harilik angervaks 3%	1) harilik angervaks, harilik naat, kõrvenõges, harilik kastehein, seaohakas, harilik humal 2) seaohakas, harilik naat, kõrvenõges, harilik angervaks, harilik humal 3) seaohakas, kõrvenõges, harilik angervaks, harilik vaarikas, ojamõõl, harilik heinputk, harilik võsalill, harilik humal	1) paju 40% 2) paju 55% 3) paju 90%
0 m	1) seaohakas 50%, kõrvenõges 2%, soo-kurereha +, harilik kastehein + 2) kõrvenõges 90%, metskõrkjas 2%, roomav madar +, seaohakas 1%, harilik kastehein + 3) metskõrkjas 5%, seaohakas 5%, harilik angervaks +, kõrvenõges +, harilik tihashain 3%	1) seaohakas, kõrvenõges, soo-kurereha, harilik kastehein, põldohakas 2) kõrvenõges, metskõrkjas, roomav madar, seaohakas, harilik kastehein, soo-kurereha, põldohakas, harilik angervaks 3) metskõrkjas, seaohakas, harilik angervaks, kõrvenõges, harilik tihashain, harilik maajalg, soo-kurereha, roomav madar	1) paju 75% 2) paju 3% (paikneb rõnga servas) 3) paju 30% (paikneb rõnga servas, juurde lisandub kõrvenõgeste puhmad)
+10 m	viljapõld	viljapõld	1) – 3) valgustatus 100%
+20 m	viljapõld	viljapõld	1) – 3) valgustatus 100%

**Tabel 4.** Taimkatteanalüüs Porijõe I transektil 09.09.2014.

<b>Punkti nr</b>	<b>Taimeliigi osahulk rõngas (katvus %)</b>	<b>Kasvukoha taimkatte kirjeldus, nimistu (+/- 1 m risti samakõrgusjoonega)</b>	<b>Puuvõra katvus mõõdetava rõnga kohal (%)</b>
-10 m	1) harilik maajalg 2%, luhttarn 1%, harilik kastehein 20%, väikeseõiene lemmalts + 2) metškõrkjas 8%, harilik kastehein 12%, soolõosilm + 3) ojamõõl 6%, harilik kastehein 6%, vesitähthein +	1) harilik maajalg, luhttarn, harilik kastehein, väikeseõiene lemmalts, soo-lõosilm, ojamõõl, hall lepp, vesitähthein, harilik koeraorashein, harilik naat 2) metškõrkjas, harilik kastehein, soo-lõosilm, ojamõõl, harilik naat, hall lepp, seaohakas, luhttarn, aas-jüirilill 3) luhttarn, harilik naat, harilik koeraorashein, väikeseõiene lemmalts, hall lepp (väikesed taimekesed)	1) hall lepp 70% 2) hall lepp 70% 3) hall lepp 75%
0 m	1) luhttarn 4%, harilik naat 5%, harilik maajalg 3%, vesitähthein + 2) luhttarn 10%, harilik naat 10%, hall lepp 1%, harilik maajalg + 3) luhttarn 5%, harilik naat 15%, harilik maajalg +	1) luhttarn, harilik naat, harilik maajalg, vesitähthein, harilik humal, harilik angervaks, harilik toomingas, hall lepp 2) luhttarn, harilik naat, hall lepp, harilik maajalg, mätastarn, seaohakas 3) luhttarn, harilik naat, harilik maajalg, harilik angervaks	1) hall lepp 70% 2) hall lepp 70% 3) hall lepp 70%
+10 m	1) harilik naat 70%, harilik hiirehernes +, roomav madar +, harilik orashein 1% 2) harilik naat 80%, harilik orashein 1% 3) harilik naat 55%, harilik orashein +, roomav madar +	1) harilik naat, harilik hiirehernes, roomav madar, harilik orashein 2) harilik naat, harilik orashein, roomav madar 3) harilik naat, harilik orashein, roomav madar	1)–3) valgustatus 100%
+20 m	1) harilik naat 60%, harilik orashein 30%, harilik maajalg 1%, roomav madar + 2) harilik naat 60%, mets-kurereha +, harilik orashein 10%, harilik hiirehernes +, roomav madar +, harilik maajalg + 3) harilik naat 60%, harilik orashein 20%, roomav madar 2%	1) harilik naat, harilik orashein, harilik maajalg, roomav madar, mets-kurereha, harilik angervaks, seaohakas 2) harilik naat, mets-kurereha, harilik orashein, harilik hiirehernes, roomav madar, harilik maajalg, harilik angervaks, seaohakas 3) harilik naat, harilik orashein, roomav madar, harilik angervaks, seaohakas, mets-kurereha, harilik hiirehernes	1)–3) valgustatus 100%

**Tabel 5.** Taimkatteanalüüs Porijõe II transektil 09.09.2014.

<b>Punkti nr</b>	<b>Taimeliigi osahulk rõngas (katvus %)</b>	<b>Kasvukoha taimkatte kirjeldus, nimistu (+/- 1 m risti samakõrgusjoonega)</b>	<b>Puuvõra katvus mõõdetava rõnga kohal (%)</b>
-20 m	1) sale tarn 3%, soo-osi + 2) ohtetu luste 50%, ojamõõl +, harilik paakspuu (põdsataimeke) + 3) ohtetu luste 25%, harilik angervaks 1%, harilik võilill +, peetriteht +	1) sale tarn, soo-osi, ojamõõl, harilik angervaks, harilik toomingas, harilik hiirehernes, harilik heinputk, luht-kastevars, punane aruhein 2) ohtetu luste, harilik heinputk, harilik angervaks, harilik võilill, harilik toomingas, harilik sinihelmikas, paiseleht, paju, hall lepp 3) ohtetu luste, harilik angervaks, harilik võilill, harilik peetriteht, ojamõõl, harilik sinihelmikas, hall lepp, harilik heinputk, lillakas	1) kased, harilik paakspuu 80% 2) kased 70% 3) kased, hall lepp, harilik paakspuu 70%
-10 m	1) sale tarn 7%, sinihelmikas 1% 2) paiseleht 5%, mätastarn 50%, mets-harakputk +, harilik angervaks +, värvmadar + 3) sale tarn 25%, ojamõõl 1%, paiseleht 2%, seaohakas +	1) sale tarn, harilik sinihelmikas, harilik kastehein, seaohakas, must sõstar, harilik heinputk, ojamõõl, soo-osi 2) paiseleht, mätastarn, mets-harakputk, harilik angervaks, värvmadar, harilik heinputk, soo-osi, seaohakas 3) ojamõõl, sale tarn, paiseleht, seaohakas, harilik angervaks, harilik heinputk, soo-osi, mätastarn, harilik toomingas, paju	1) paju, kased 80% 2) kask, paju 65% 3) kask 65%
0 m	1) soo-osi 30%, soo-kurereha 5%, harilik heinputk 5%, aas-seahernes +, harilik raudrohi 1%, ojamõõl 5%, mätastarn 3% (suure osa moodustab mäta surnud osa), aasnurmikas 15% 2) harilik varsakabi 2%, seaohakas 2%, soo-lõosilm 10%, luhttarn 1%, soo-osi 1%, harilik käokann 3%, soo-kurereha + 3) soo-lõosilm 30%, seaohakas 1%, harilik heinputk +, harilik kastehein 3%	1) soo-osi, soo-kurereha, harilik heinputk, aas-seahernes, harilik raudrohi, ojamõõl, mätastarn, aasnurmikas, harilik angervaks, sale tarn, soomadara, mets-harakputk, seaohakas, suur kastehein 2) harilik varsakabi, seaohakas, soo-lõosilm, luhttarn, soo-osi, harilik käokann, soo-kurereha, soo-pajulill, harilik heinputk, mätastarn, harilik angervaks, aasnurmikas 3) soo-lõosilm, seaohakas, harilik heinputk, harilik kastehein, soo-osi, harilik angervaks, mätastarn, värvmadar	1) paju 30% 2) paju 15% 3) paju 25%
+10 m	1) mets-harakputk 1%, harilik maajalg +, kõrvenõges 40%, harilik kerahein 1%, harilik kastehein 1%, roomav tulikas +, harilik orashein 20% 2) kõrvenõges 3%, ohtetu luste 70% 3) harilik orashein 70%, kõrvenõges 20%, harilik maajalg +, punane aruhein 3%	1) – 3) kõrvenõges, harilik hiirehernes, mets-harakputk, seaohakas, põldpuju, põldohakas, oras-tähthein	1) – 3) valgustatus 100%
+20 m	Varemalt ristikheina põld, nüüdseks ülesküntud.		1) – 3) valgustatus 100%

**Tabel 6.** Taimkatteanalüüs Sipe transektil 09.09.2014.

<b>Punkti nr</b>	<b>Taimeliigi osahulk rõngas (katvus %)</b>	<b>Kasvukoha taimkatte kirjeldus, nimistu (+/- 1 m risti samakõrgusjoonega)</b>	<b>Puuvõra katvus mõõdetava rõnga kohal (%)</b>
-20 m	1) harilik maajalg 10%, harilik kastehein 80%, ojamõõl 1%, soo-kurereha 1% 2) harilik angervaks 70%, harilik maajalg 1%, harilik kerahein 1%, harilik kastehein 1% 3) harilik angervaks 30%, harilik kastehein 70%, soo-pajulill 3%, harilik maajalg 1%	1) valdavalt harilik kastehein, harilik maajalg, ojamõõl, soo-kurereha, kõrvenõges, turvaskannike, luht-kastevars 2) harilik kastehein, harilik kerahein, luht-kastevars, metskõrkjas, harilik maajalg, harilik angervaks, päideroog 3) metskõrkjas, soo-kurereha, harilik kerahein, luht-kastevars, harilik angervaks, harilik kastehein, harilik maajalg, kirju kõrvik	1) paju 50% 2) – 3) valgustatus 100%
-10 m	1) harilik angervaks 100% 2) harilik angervaks 70%, sookastik 3%, ojamõõl +, soo-kurereha + 3) harilik angervaks 30%, ojamõõl 20%, sookastik +, karvane tarn +	1) harilik angervaks, luht-kastevars, ojamõõl, harilik kastehein, soo-kurereha, karvane tarn 2) harilik angervaks, sookastik, ojamõõl, soo-kurereha, harilik kastehein, soo-pajulill, luht-kastevars, harilik kerahein 3) harilik angervaks, ojamõõl, sookastik, karvane tarn, metskõrkjas, soo-kurereha, harilik kastehein, harilik kerahein, soomadar	1) – 3) 100% valgustatus
0 m	1) metskõrkjas 35%, soo-kurereha 5%, päideroog 40% 2) metskõrkjas 60%, kõrvenõges 5%, soo-kurereha +, päideroog 10% 3) metskõrkjas 30%, valge madar 5%, kõrvenõges 2%, soo-kurereha +, päideroog +	1) metskõrkjas, soo-kurereha, päideroog, kõrvenõges 2) metskõrkjas, kõrvenõges (on monodominantsed enamasti), soo-kurereha, päideroog 3) metskõrkjas, valge madar, kõrvenõges, soo-kurereha, päideroog	1) – 3) 100% valgustatus
+10 m	viljapõld (oder)	viljapõld	1) – 3) 100% valgustatus
+20m	viljapõld (oder)	viljapõld	1) – 3) 100% valgustatus

### Lisa 3. Porijõe valgla transektide mulla keemiline analüüs

**Tabel 1.** Porijõe transektide mulla keemilise analüüsi tulemused üldlämmastiku, nitraatlämmastiku, ammooniumlämmastiku, fosfori ja mulla pH osas 2014. aasta novembris.

VÄETATUD		Vända				Porijõe III					Kaatsi				
	Sügavus (cm)	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m
N <sub>üld</sub> (%)	0–10	1,12	0,85	0,16	0,08	0,15	2,37	2,00	0,38	0,16	3,06	2,98	1,02	0,13	0,11
	20–30	1,12	0,83	0,11	0,09	0,15	2,39	1,77	0,32	0,13	2,86	2,69	0,87	0,09	0,07
NO <sub>3</sub> -N (mg/kg)	0–10	32,2	46,6	2,6	1,1	0	60,9	79,8	7,6	5,9	59,3	23,7	33,7	1,5	0,2
	20–30	109,2	88,0	2,8	8,6	0,8	141,3	73,6	15,0	17,6	73,0	25,0	35,4	1,6	0,7
NH <sub>4</sub> -N (mg/kg)	0–10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	20–30	0	0	0	2,7	0	0,9	0,4	0	0	0	0	0	0	0
P (mg/kg)	0–10	44,4	32,9	24,5	134,5	75,2	53,0	6,3	20,3	142,1	127,8	102,6	71,2	41,6	44,2
	20–30	40,0	24,0	19,7	128,0	65,4	41,8	4,6	5,5	139,1	53,5	43,5	23,2	22,2	24,4
pH <sub>KCl</sub>	0–10	5,76	5,03	4,02	3,56	7,45	5,55	4,62	5,70	4,97	5,54	6,08	5,64	4,37	4,36
	20–30	6,62	5,12	4,28	3,61	7,49	5,84	4,77	5,04	4,97	5,51	5,93	5,06	4,38	4,65
VÄETAMATA		Porijõe I				Porijõe II					Sipe				
	Sügavus (cm)	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m
N <sub>üld</sub> (%)	0–10	0,79	0,31	0,28	0,23	1,32	1,89	1,99	0,16	0,13	2,36	2,01	1,05	0,19	0,12
	20–30	0,37	0,22	0,22	0,16	1,24	2,00	1,83	0,13	0,14	2,18	1,76	1,01	0,09	0,09
NO <sub>3</sub> -N (mg/kg)	0–10	0	3,72	3,36	3,37	0,5	0,1	0	2,1	1,1	8,9	0,4	4,8	1,6	0,6
	20–30	0,11	4,77	9,63	0,81	0,4	1,6	0,2	1,4	2,2	4,7	0,2	4,8	1,0	0,6
NH <sub>4</sub> -N (mg/kg)	0–10	8,61	0,17	0,08	0	4,4	0,2	3,6	0	0	0,5	0,6	0	0	0
	20–30	8,29	0	0	0	3,3	0	4,6	0	0	93,5	5,5	0	0	0
P (mg/kg)	0–10	66,84	39,14	17,37	41,20	1,8	25,4	73,3	33,4	49,3	90,5	41,8	48,3	143,0	74,6
	20–30	36,28	25,49	9,64	20,00	0,8	2,8	51,7	33,9	49,8	34,2	28,7	40,9	105,8	67,2
pH <sub>KCl</sub>	0–10	5,85	5,72	5,83	6,17	7,42	6,53	7,11	5,31	5,60	5,44	5,51	5,22	5,83	5,42
	20–30	5,49	5,68	5,84	5,86	7,40	6,76	6,40	5,51	5,34	5,10	5,43	5,45	5,55	5,41

## Lisa 4. Porijõe valgla transektidel mõõdetud kasvuhoonegaaside voogude statistilised näitajad

Tabel 1. Uurimisaladel mõõdetud kasvuhoonegaaside (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O,) voogude statistilised näitajad perioodil mai–september 2014.

		CO <sub>2</sub> (mg C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )				CH <sub>4</sub> (µg C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )				N <sub>2</sub> O (µg N m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )			
		Min	Max	Mean	Std. Dev.	Min	Max	Mean	Std. Dev.	Min	Max	Mean	Std. Dev.
<b>VÄNDA</b>	-10 m	105,1	298,5	187,4	59,8	-42,8	-18,0	-31,6	6,8	10,6	73,8	22,7	15,2
	0 m	190,6	625,3	377,3	138,5	-49,4	-16,5	-27,8	8,2	23,9	768,0	208,3	240,9
	+10 m	76,5	560,2	267,7	146,6	-71,2	-39,6	-56,9	9,7	-0,6	21,1	9,6	6,5
	+20 m	53,3	430,5	170,5	90,9	-7,1	-1,4	-3,5	2,2	1,5	502,2	114,2	139,2
<b>PORIJÕE III</b>	-20 m	65,3	361,9	179,4	79,0	-20,6	465,6	106,4	182,5	1,9	12,5	6,1	3,4
	-10 m	62,4	211,8	123,1	40,4	-51,7	-26,8	-36,6	7,4	6,6	165,5	35,6	46,0
	0 m	75,6	293,0	172,8	58,2	-74,5	-26,0	-46,0	14,8	5,4	52,3	20,4	15,3
	+10 m	66,9	288,9	159,7	66,2	-62,9	-18,2	-41,7	14,1	0,4	27,3	11,1	7,8
	+20 m	68,5	649,7	317,1	202,1	-21,0	-0,1	-10,5	5,6	10,1	163,5	46,2	45,2
<b>KAATSI</b>	-20 m	76,7	340,6	153,7	74,5	-50,5	-28,2	-39,9	7,5	-1,7	147,0	40,9	43,0
	-10 m	68,1	278,3	135,1	59,5	-60,2	-14,3	-37,0	13,6	-0,7	131,9	25,0	35,8
	0 m	67,4	412,5	163,5	84,3	-55,3	-0,2	-27,7	12,1	-0,4	203,3	31,3	47,2
	+10 m	70,6	512,2	199,8	164,4	-22,9	-0,6	-10,9	5,7	10,0	114,5	37,7	31,3
	+20 m	37,9	425,9	169,1	154,3	-14,5	-0,1	-6,2	5,7	-0,9	75,0	21,0	19,2
<b>PORIJÕE I</b>	-10 m	39,9	100,6	61,5	18,1	0,4	290,5	76,1	105,8	-1,0	12,6	3,8	3,7
	0 m	55,2	216,2	117,8	46,8	-14,4	-0,6	-7,4	4,7	-2,3	31,5	11,3	10,2
	+10 m	76,6	446,4	203,6	118,5	-38,9	-19,0	-26,8	6,8	0,5	18,9	7,3	6,9
	+20 m	78,3	409,3	230,5	121,4	-17,4	27,8	-7,7	11,7	-6,6	4,9	0,5	2,5
<b>PORIJÕE II</b>	-20 m	30,8	113,2	67,5	24,0	-42,0	10,7	-16,2	17,6	-4,5	28,6	5,1	9,2
	-10 m	36,4	191,9	82,7	41,4	-49,7	12,0	-10,2	16,5	-2,8	13,5	2,1	4,7
	0 m	40,3	487,8	121,7	107,7	-18,5	957,2	144,1	241,9	-3,8	3,8	-0,2	1,8
	+10 m	104,3	431,1	236,7	108,5	-36,5	-5,7	-19,4	11,1	-2,9	28,0	9,4	8,1
	+20 m	85,0	577,8	234,0	141,5	-37,5	-9,4	-20,0	9,6	-1,1	35,9	17,4	3,3
<b>SIPE</b>	-20 m	80,3	555,8	245,6	140,9	28,3	21 461,1	2 906,6	6 639,6	-3,2	711,1	49,0	171,1
	-10 m	129,1	708,8	350,6	166,4	14,6	8 953,8	1 263,4	2 608,2	-1,0	10,8	2,4	3,0
	0 m	122,8	501,2	298,5	131,1	-9,4	458,6	75,7	113,9	-0,0	17,1	6,1	5,6
	+10 m	68,8	680,8	295,5	171,8	-9,8	791,2	129,9	274,6	9,4	233,2	56,5	57,8
	+20 m	68,8	350,1	234,4	97,2	-16,2	0,8	-5,8	4,9	1,4	133,9	45,4	45,0

**Tabel 2.** Uurimisalade CO<sub>2</sub>-C keskväärtuste võrdlemine mitme rühma sees, Kruskal-Wallise testi hinnang mõõdetud voogudele mõõtepunktide kaupa. PJ I – Porijõe I, PJ II – Porijõe II, PJ III – Porijõe III, K – Kaatsi, V – Vända, S – Sipe.

CO <sub>2</sub> -C					CO <sub>2</sub> -C						
	<i>V -10m</i>	<i>V 0m</i>	<i>V +10m</i>	<i>V +20m</i>		<i>PJ I -10m</i>	<i>PJ I 0m</i>	<i>PJ I +10m</i>	<i>PJ I +20m</i>		
<i>V -10m</i>		0,001*	0,911	1,000	<i>PJ I -10m</i>		0,025*	0,000*	0,000*		
<i>V 0m</i>			0,101	0,000*	<i>PJ I 0m</i>			0,529	0,117		
<i>V +10m</i>				0,157	<i>PJ I +10m</i>				1,000		
<i>V +20m</i>					<i>PJ I +20m</i>						
	<i>PJ III -20m</i>	<i>PJ III -10m</i>	<i>PJ III 0m</i>	<i>PJ III +10m</i>	<i>PJ III +20m</i>		<i>PJ II -20m</i>	<i>PJ II -10m</i>	<i>PJ II 0m</i>	<i>PJ II +10m</i>	<i>PJ II +20m</i>
<i>PJ III -20m</i>		0,490	1,000	1,000	1,000	<i>PJ II -20m</i>		1,000	0,844	0,000*	0,000*
<i>PJ III -10m</i>			0,249	1,000	0,003*	<i>PJ II -10m</i>			1,000	0,000*	0,000*
<i>PJ III 0m</i>				1,000	1,000	<i>PJ II 0m</i>				0,005*	0,023*
<i>PJ III +10m</i>					0,403	<i>PJ II +10m</i>					1,000
<i>PJ III +20m</i>						<i>PJ II +20m</i>					
	<i>K -20m</i>	<i>K -10m</i>	<i>K 0m</i>	<i>K +10m</i>	<i>K +20m</i>		<i>S -20m</i>	<i>S -10m</i>	<i>S 0m</i>	<i>S +10m</i>	<i>S +20m</i>
<i>K -20m</i>		1,000	1,000	1,000	1,000	<i>S -20m</i>		0,475	1,000	1,000	1,000
<i>K -10m</i>			1,000	1,000	1,000	<i>S -10m</i>			1,000	1,000	0,325
<i>K 0m</i>				1,000	0,581	<i>S 0m</i>				1,000	1,000
<i>K +10m</i>					1,000	<i>S +10m</i>					1,000
<i>K +20m</i>						<i>S +20m</i>					

\* Statistilise olulisuse nivoo  $p < 0,05$ .

**Tabel 3.** Uurimisalade CH<sub>4</sub>-C (vt tabeli ülemine diagonaal) ja N<sub>2</sub>O-N (vt tabeli alumine diagonaal) keskvaartuste võrdlemine mitme rühma sees, Kruskal-Wallise testi hinnang mõõdetud voogudele punktide kaupa. PJ I – Porijõe I, PJ II – Porijõe II, PJ III – Porijõe III, K – Kaatsi, V – Vända, S – Sipe.

CH <sub>4</sub> -C					CH <sub>4</sub> -C						
	V -10m	V 0m	V +10m	V +20m		PJ I -10m	PJ I 0m	PJ I +10m	PJ I +20m		
V -10m		1,000	0,001*	0,005*	PJ I -10m		0,094	0,000*	0,006*		
V 0m	0,002*		0,000*	0,061	PJ I 0m	0,459		0,020*	1,000		
V +10m	0,603	0,000*		0,000*	PJ I +10m	1,000	1,000		0,026*		
V +20m	0,357	0,434	0,004*		PJ I +20m	0,218	0,002*	0,032*			
	PJ III -20m	PJ III -10m	PJ III 0m	PJ III +10m	PJ III +20m		PJ II -20m	PJ II -10m	PJ II 0m	PJ II +10m	PJ II +20m
PJ III -20m		0,002*	0,000*	0,000*	1,000	PJ II -20m		1,000	0,001*	1,000	1,000
PJ III -10m	0,011*		1,000	1,000	0,002*	PJ II -10m	1,000		0,044*	1,000	1,000
PJ III 0m	0,042*	1,000		1,000	0,000*	PJ II 0m	0,850	1,000		0,000*	0,000*
PJ III +10m	1,000	0,538	1,000		0,000*	PJ II +10m	0,759	0,161	0,005*		1,000
PJ III +20m	0,000*	1,000	0,971	0,010*		PJ II +20m	0,030*	0,003*	0,000*	1,000	
	K -20m	K -10m	K 0m	K +10m	K +20m		S -20 m	S -10 m	S 0 m	S +10 m	S +20 m
K -20m		1,000	0,587	0,000*	0,000*	S -20 m		1,000	0,247	0,022*	0,000*
K -10m	0,362		0,761	0,000*	0,000*	S -10 m	1,000		0,741	0,072	0,000*
K 0m	1,000	1,000		0,240	0,004*	S 0 m	1,000	1,000		1,000	0,015*
K +10m	1,000	0,035*	1,000		1,000	S +10 m	0,001*	0,000*	0,011*		0,907
K +20m	1,000	1,000	1,000	0,284		S +20 m	0,019*	0,000*	0,109	1,000	
N <sub>2</sub> O-N					N <sub>2</sub> O-N						

\* Statistilise olulisuse nivoo p<0,05.

**Tabel 4.** Kruskal-Wallise mitteparameetrilise dispersioonanalüüsi tulemused kasvuhoonegaaside (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) voogude koondandmete kohta maastikuelementide kaupa väetatud (Vända, Porijõe III, Kaatsi) ja väetamata (Porijõe I, Porijõe II, Sipe) uurimisaladel.

		CO <sub>2</sub> -C			CH <sub>4</sub> -C		
VÄETATUD		Lammisoo	Nõlva jalam	Põllu serv	Lammisoo	Nõlva jalam	Põllu serv
	Lammisoo		0,003*	0,277	Lammisoo	1,000	0,023*
	Nõlva jalam			0,143	Nõlva jalam	0,002*	0,040*
	Põllu serv				Põllu serv	0,542	0,048*
VÄETAMATA							
	Lammisoo		0,294	0,000*	Lammisoo	1,000	0,000*
	Nõlva jalam			0,013*	Nõlva jalam	1,000	0,000*
	Põllu serv				Põllu serv	0,000*	0,000*
N <sub>2</sub> O-N							

## Lisa 5. Kasvuhoonegaaside voogude seosed keskkonnaparametritega

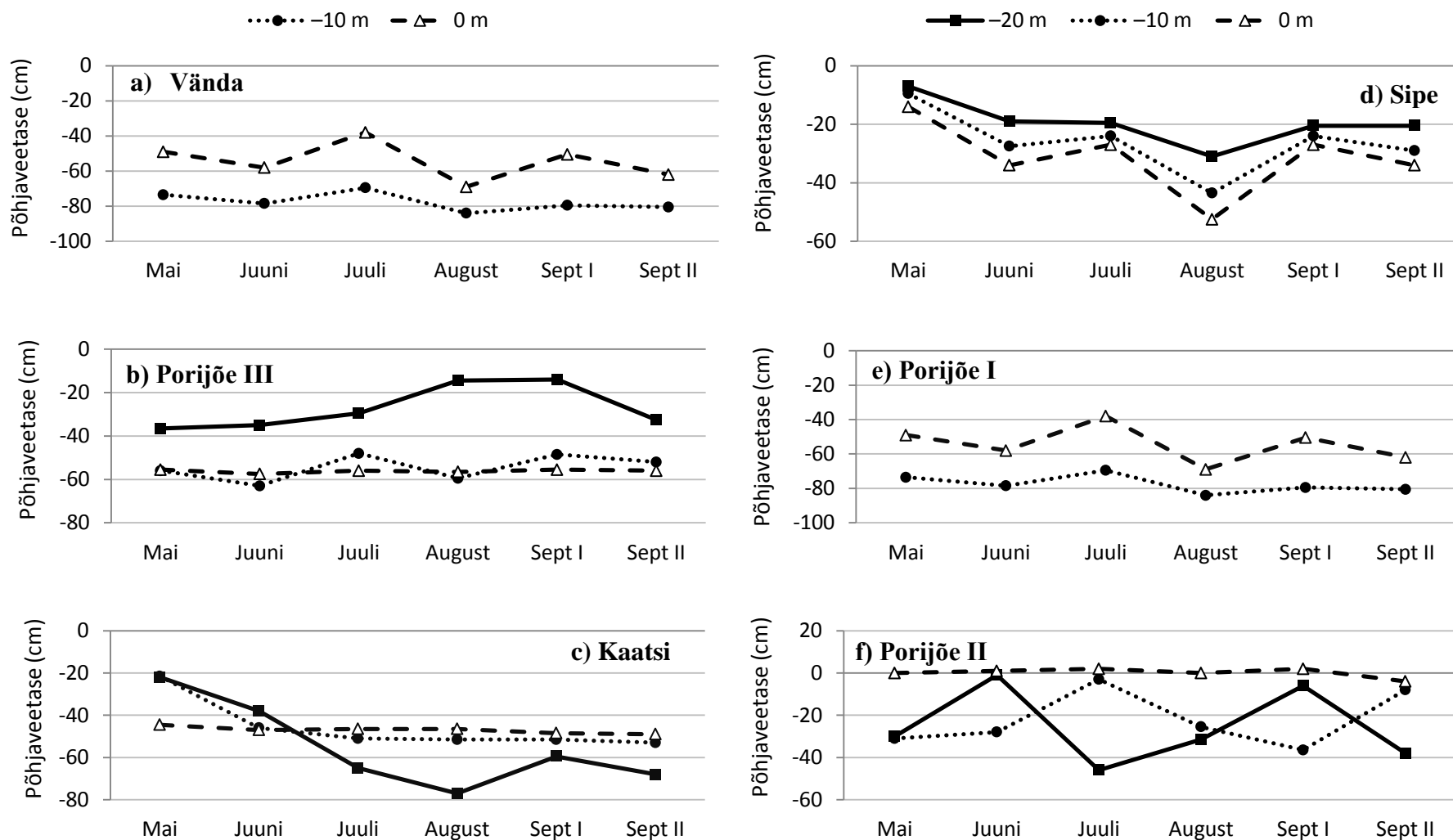
**Tabel 1.** Spearmani astakorrelatsioonikordajad ( $\rho$ ) CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O voogude ja erinevate keskkonnaparametrite vahel väetatud transektidel (Vända, Porijõe III, Kaatsi). Tärniga (\*) on tähistatud kasvuhoonegaaside voogude ja parameetri vahelise seose statistiline olulisus ( $p < 0,05$ ).

Vända		CO <sub>2</sub>				CH <sub>4</sub>				N <sub>2</sub> O						
		-10m	0m	+10m	+20m	-10m	0m	+10m	+20m	-10m	0m	+10m	+20m			
Põhjavee sügavus (cm)		-0,600	-0,600			-0,257	-0,657				-0,714	-0,943*				
T° vesi		-0,400	0,400			-0,400	-0,400				-0,400	-0,200				
T° 10cm		0,987*	0,429	0,600	0,829*	-0,486	0,029	0,486	-0,700		0,580	0,429	0,886*	0,543		
T° 20cm		0,600	0,257	0,200	0,657	-0,429	-0,257	-0,143	-0,600		0,086	0,143	0,543	0,600		
T° 30cm		0,371	0,314	0,257	0,486	-0,429	-0,429	-0,029	0,100		-0,143	-0,029	0,600	0,200		
T° 40cm		0,029	0,143	0,116	0,257	-0,232	-0,371	-0,232	0,300		-0,290	-0,200	0,435	0,086		
Mullaniiskus		0,429	0,257	-0,429	0,086	0,543	0,657	-0,086	-0,900*		0,943*	0,657	-0,086	0,943*		
Porijõe III		CO <sub>2</sub>					CH <sub>4</sub>					N <sub>2</sub> O				
		-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m
Põhjavee sügavus (cm)		-0,100	0,429	-0,319			-0,900*	-0,771	-0,580			0,800	-0,600	-0,812*		
T° vesi		0,900*	0,800	1,000			0,200	-0,400	-0,500			0,800	0,600	-0,500		
T° 10cm		0,143	0,600	0,886*	0,429	0,829*	-0,300	0,257	-0,429	-0,200	-0,543	0,500	0,714	0,600	0,714	0,086
T° 20cm		0,371	0,812*	0,600	0,429	0,714	0,000	-0,116	-0,714	0,086	-0,657	0,600	0,609	0,086	0,543	0,257
T° 30cm		0,600	1,000	0,143	0,486	0,600	0,200	-0,486	-0,371	-0,029	-0,771	0,800	0,314	-0,029	0,429	-0,314
T° 40cm		0,600	0,943*	-0,232	0,086	0,600	0,200	-0,600	-0,174	-0,029	-0,771	0,800	0,257	-0,232	-0,029	-0,314
Mullaniiskus		-0,700	-0,429	0,429	-0,029	0,771	0,200	0,600	0,371	0,600	-0,257	-0,800	-0,029	0,657	0,029	0,600
Kaatsi		CO <sub>2</sub>					CH <sub>4</sub>					N <sub>2</sub> O				
		-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m
Põhjavee sügavus (cm)		0,029	-0,348	-0,205			0,086	-0,406	-0,200			-0,657	-0,754	-0,462		
T° vesi		0,174	0,200	0,900*			0,029	-0,143	-0,800			0,058	-0,257	-0,500		
T° 10cm		0,657	0,771	0,771	0,771	0,638	-0,086	-0,486	-0,400	-0,657	0,564	-0,543	-0,143	-0,486	-0,086	-0,464
T° 20cm		0,657	0,580	0,600	0,829*	0,657	-0,086	-0,319	-0,400	-0,543	0,600	-0,543	-0,406	-0,257	-0,371	-0,429
T° 30cm		0,429	0,543	0,543	0,829*	0,543	0,143	-0,371	-0,700	-0,543	0,600	-0,714	-0,486	-0,371	-0,371	-0,486
T° 40cm		0,493	0,314	0,314	0,829*	0,200	-0,145	-0,426	-0,900*	-0,543	0,400	-0,464	-0,543	-0,429	-0,371	-0,100
Mullaniiskus		-0,600	-0,714	-0,886*	-0,257	-0,829*	0,300	0,371	-0,100	0,600	0,300	-0,100	-0,657	0,200	-0,257	0,086

**Tabel 2.** Spearmani astakorrelatsioonikordajad ( $\rho$ ) CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, ja N<sub>2</sub>O voogude ja erinevate keskkonnaparameetrite vahel väetamata transektidel (Porijõe I, Porijõe II, Sipe). Tärniga (\*) on tähistatud kasvuhoonegaaside voogude ja parameetri vahelise seose statistiline olulisus ( $p < 0,05$ ).

<b>Porijõe I</b>		<b>CO<sub>2</sub></b>				<b>CH<sub>4</sub></b>				<b>N<sub>2</sub>O</b>						
		-10m	0m	+10m	+20m	-10m	0m	+10m	+20m	-10m	0m	+10m	+20m			
Põhjavee sügavus (cm)		0,429	0,300			0,257	-1,000			0,029	-0,086					
T° vesi		1,000	0,800			0,500	-0,800			-0,100	-0,200					
T° 10cm		0,886*	0,900*	0,900*	0,600	0,486	-0,600	-1,000	-0,257	-0,029	-0,086	0,600	-0,600			
T° 20cm		0,771	0,900*	1,000	0,314	0,600	-0,600	-0,800	-0,143	-0,143	0,143	0,500	-0,143			
T° 30cm		0,657	0,800	0,900*	0,314	0,371	-0,700	-0,400	-0,143	0,143	0,257	0,600	-0,143			
T° 40cm		0,551	0,800	0,900*	0,257	0,406	-0,700	-0,400	-0,086	0,058	0,257	0,600	-0,086			
Mullaniiskus		-0,257	-0,500	-0,600	-0,714	-0,143	0,900*	-0,400	0,486	-0,429	0,086	-0,900*	0,143			
<b>Porijõe II</b>		<b>CO<sub>2</sub></b>					<b>CH<sub>4</sub></b>					<b>N<sub>2</sub>O</b>				
		-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m
Põhjavee sügavus (cm)		0,143	-0,371	-0,941*			0,371	-0,486	0,112			-0,086	-0,429	0,395		
T° vesi		0,783	0,829*	0,086			-0,667	0,086	0,200			0,899*	0,543	0,600		
T° 10cm		0,943*	0,928*	0,086	0,886*	1,000	-0,486	0,377	0,700	0,143	0,143	0,829*	0,464	0,486	-0,600	-0,486
T° 20cm		0,829*	0,886*	0,086	0,771	0,943*	-0,600	0,257	0,700	-0,086	0,086	0,714	0,371	0,486	-0,429	-0,314
T° 30cm		0,714	0,657	0,058	0,657	0,886*	-0,714	-0,086	0,821*	0,029	-0,143	0,829*	0,486	0,464	-0,200	-0,143
T° 40cm		0,714	0,657	0,600	0,657	0,800	-0,714	-0,086	0,900*	0,029	0,300	0,829*	0,486	-0,371	-0,200	0,500
Mullaniiskus		0,086	-0,200	-0,486	0,029	0,429	-0,771	-0,200	-0,300	0,657	0,943*	0,314	-0,029	0,029	0,314	-0,429
<b>Sipe</b>		<b>CO<sub>2</sub></b>					<b>CH<sub>4</sub></b>					<b>N<sub>2</sub>O</b>				
		-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m	-20m	-10m	0m	+10m	+20m
Põhjavee sügavus (cm)		0,406	0,406	0,118			-0,580	-0,580	0,647			0,232	0,232	-0,588		
T° vesi		1,000	1,000	0,800			-0,100	-0,100	1,000			0,700	0,700	-0,100		
T° 10cm		0,657	0,657	0,943*	0,406	0,486	0,029	0,029	0,657	-0,154	0,200	0,714	0,714	0,429	0,348	0,771
T° 20cm		0,829*	0,714	0,771	-0,086	0,029	-0,314	-0,200	0,829*	-0,600	-0,100	0,543	0,771	0,029	0,771	0,943*
T° 30cm		0,829*	0,714	0,771	-0,143	0,029	-0,314	-0,200	0,829*	-0,700	-0,100	0,543	0,771	0,029	0,829*	0,943*
T° 40cm		0,829*	0,771	0,754	-0,143	-0,257	-0,314	-0,600	0,899*	-0,700	-0,600	0,543	0,428	-0,058	0,829*	0,943*
Mullaniiskus		-0,371	-0,371	-0,771	-0,086	0,486	0,200	0,200	-0,829*	0,000	0,600	-0,943*	-0,943*	-0,029	-0,371	-0,829*

## Lisa 6. Põhjavee dünaamika Porijõe valgla transektidel



**Joonis 1.** Põhjaveetaseme dünaamika Porijõe valgla väetatud (joonised a–c) ja väetamata transektidel (joonised d–f) mõõteperioodil mai–september 2014.

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

Mina, Kristiina Välik,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Fosfori- ja lämmastikuringe ning kasvuhoonegaaside emissioon Porijõe valgla lammiservadel, mille juhendajateks on PhD Jaan Pärn ja MSc Kuno Kasak.

1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 19.05.2015.