

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogia teaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Geograafia osakond

Magistritöö keskkonnatehnoloogias

**TURBASAMMALDEGA KORRASTAMISE MÕJU
MAHAJÄETUD TURBATOOTMISALADE
KASVUHOONEGAASIDE VOOGUDELE**

Kadri Raus

Juhendaja: PhD Kaido Soosaar

Kaitsmisele lubatud:
Juhendaja:
Osakonna juhataja:

Tartu 2013

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Turba kaevandamine ja mahajäetud turbatootmisalade korrastamine	5
2.1. Eesti turbaalad ja nende kasutamine	5
2.2. Turba kaevandamine	6
2.3. Jääkalad Eestis ning nendega seonduvad probleemid	7
2.4. Turbakaevandamisalade looduslik taimestumine	8
2.5. Turbajääkalade rekultiveerimine	9
3. Kasvuhoonegaaside vood turbaaladel	12
3.1. Looduslikud ja kuivendatud sood	13
3.2. Aktiivsed ja mahajäetud turbatootmisalad.....	14
3.3. Korrastatud alad: metsastamine, energiakultuuri kasvatamine, taastaimestamine	15
4. Metoodika	16
4.1. Uurimisalade kirjeldus	16
4.2. Väli- ja kameraaltöö	18
4.3. Statistiline andmetöötlus	19
5. Tulemused	21
5.1. Mulla CO ₂ -C vood	21
5.2. CH ₄ -C voog.....	23
5.3. N ₂ O-N voog	27
6. Arutelu.....	29
6.1. Mulla CO ₂ -C voog	29
6.2. CH ₄ -C voog.....	30
6.3. N ₂ O-N voog	32
7. Kokkuvõte	34
8. Summary	36
9. Tänuavaldused.....	38
10. Kasutatud kirjandus.....	39

1. Sissejuhatus

Kuigi sood katavad maailmas üle 4 miljoni km², moodustades kogu maismaa ja magevee pindalast vaid 3%, on neis talletatud kolmandik maailma mulla süsinikuvarudest ja kümnendik puhta vee varudest (Joosten, Clarke 2002). Sellest järeldub, et turbasood on olulised puhta vee reservuaarid, samuti on neil tähtis roll kliima kujunemisel, sidudes või emiteerides kasvuhoonegaase - looduslikud sood seovad fotosünteesi käigus süsihappegaasi ning emiteerivad atmosfääri metaani ja vähesel määral diämmastikoksiidi (Gorham 1991). Lisaks on sood asendamatu elukeskkond paljudele taime- ja loomaliikidele, mitmete väärtuslike loodusvarade allikaks ning pakub ka muid sotsiaalseid väärtusi.

Kuigi Eestis on märgalad levinud maastikutüüp, siis hiljutise Eesti soode inventuuri (Leibak, Paal 2011) käigus ilmnnes, et sood on vähenenud viimase 60 aasta jooksul 642 200 hektarilt 232 900 hektarini, mis tähendab 2,6- kuni 2,8-kordset kogupindala vähenemist. Soode drastilise vähenemise põhjuseks on asjaolu, et turbaalad on viimaste aastakümnete jooksul muutunud aktiivse majandustegevuse – metsandus, põllumajandus, turba ja põlevkivi tootmine, infrastruktuuri rajamine – objektiks. Soode vähenemise takistamiseks tuleb tähelepanu juhtida nii looduslike või väärtuslike pool-looduslike koosluste säilimisele ning juba rikutud alade korrastamisele.

Jääksoodede korrastamise vajadus tuleneb eelkõige õigusaktidega sätestatud kohustusest taastada kaevandamisega rikutud maa, kuid ka üldisemast kogu Euroopas püstitatud eesmärgist säilitada ökosüsteemid looduslikku veerežiimi ning looduslikku mitmekesisust nii liigilisel, koosluselisel kui ka maastikulisel tasemel (Keskkonnaministeerium 2010). Lisaks on taastamine oluline kliimamuutuse seisukohalt, sest kuivendatud ning taimestikuta turbaalad muutuvad seoses turba mineraliseerumisega õhku lenduva süsihappegaasi ja lämmastikdioksiidi allikaks.

Eestis on küllaltki palju uuritud kasvuhoonegaaside emissioone erineva maakasutustüübiga turbaaladelt (Mander *et al.* 2010, Salm *et al.* 2009, 2012), samuti on uurinud Mander *et al.* 2012 endiste turbakaevandamisalade rekultiveerimist päiderooga ning selle tegevuse mõju kasvuhoonegaaside emissioonile. Paraku puuduvad uuringud kasvuhoonegaaside emissioonide kohta aladel, mida on korrastatud turbasammaldegaga. Seega on käesolev töö Eestis aktuaalne, kuna on esimene uurimustöö, mis on keskendunud kasvuhoonegaaside emissiooni uurimisele endistelt turbatootmisaladelt, mida on rekultiveeritud turbasammaldegaga.

Magistritöö hüpoteesiks on, et mahajäetud turbatootmisalade taastaimestamine turbasammaldegaga kahandab CO₂ ja N₂O emissiooni ning suurendab metaanivoogu. Käesoleva uurimistöo eesmärgiks on: (1) selgitada turbajääkalade hetkeolukorda Eestis ning anda ülevaade tehtud uurimistöödest olemasoleva kirjanduse põhjal; (2) mõõta ja võrrelda kasvuhoonegaaside (CO₂, CH₄, N₂O) vooge turbajääkaladelt ning turbasammaldegaga korrastatud jääkaladelt Seli ja Ohtu raba näitel; (3) analüüsida seoseid keskkonnaparameetrite ja gaasivoogudega vahel.

2. Turba kaevandamine ja mahajäetud turbatootmisalade korrastamine

2.1. Eesti turbaalad ja nende kasutamine

Maailmas katavad turbaalad ligikaudu 4 miljonit km², mis moodustab 3% kogu Maa pindalast (Joosten, Clarke 2002). Eestimaast on kaetud turbaga 1 010 000 ha (Orru 1992) (s.o 22,5% Eesti pindalast), millest 5,2% (s.o 233 900 ha) on sood (turba paksus suurem kui 30 cm) (Leibak, Paal 2011).

Sood on muutunud viimase poolsajandi jooksul aktiivse majandustegevuse objektiks. Joosten, Clarke (2002) kohaselt on umbes 16% maailma soodest hävinenud, kusjuures Euroopas on vähenenud soode pindala 52%. Samas allikas tuuakse välja, et maailma soode (v.a troopilised sood) vähenemise kolm peamist antropogeenset põhjust on: (1) põllumajandus, mis moodustab 50% kogu soode pindala vähenemisest; (2) metsandus – 30% ja (3) turbatööstus – 10% (50 000 km²).

Eesti sood on vähenenud viimase 60 aasta jooksul 642 200 hektarilt 232 900 hektarini (Leibak, Paal 2011). Eesti soid mõjutavad peamised ajaloolised-majanduslikud tegevused on põllumajandus, metsandus, turbatööstus, põlevkivi kaevandamine, saastatus elektrijaamadest ning infrastruktuuri arendamine (Vasander *et al.* 2003). Turbaalasad on Eestis kasutatud metsanduse tarbeks umbes 49%, põllumajanduseks 42% ja turba kaevandamiseks 8,5% (Vasander *et al.* 2003). Lisasurve soodele tuleneb ka põlevkivi kaevandamisest ja töötlemisest (Karofeld, Ilomets 2008), mis moodustab 0,3% kuivendatud aladest (Vasander *et al.* 2003). Metsanduseks, põllumajanduseks ja kütteturba kaevandamiseks kasutatakse eelkõige hästilagunenud madal- ja siirdesoid, alus- ja aiandusturba kaevandamiseks aga peamiselt kõrgsoid ehk rabasid (Orru *et al.* 2011).

Madal- ja siirdesoodede ning rabade alumises kihis paiknev hästilagunenud turvas moodustab turbavarudest umbes 84% ning seda kasutatakse peamiselt kütteturbana, aga ka energeetikas ja meditsiinis (Orru *et al.* 2011). Rabade pealmises kihis asuvat vähelagunenud turvast on koguvarudest 16% ning see leiab enim kasutust alus- ja aiandusturba tootmiseks, vähemal määral ka absorbeeriva materjali tootmiseks (Orru *et al.* 2011). Turvast on võimalik ka kasutada keemiatööstuses ning farmaatsias (Keskkonnaministeerium 2010). Vähelagunenud ja hästilagunenud turvast kaevandatakse enam-vähem samas koguses (Maa-amet 2011), seega

ei ole kaevandamine proportsionaalne ning suurem koormus on langenud vähelagunenud turbavarudele. Vähelagunenud turba kaevandamine on viimastel aastatel muutunud majanduslikult tasuvamaks ning nõutumaks just aiandusturba tootmise tarbeks. Aiandusturba ekspordi mahult on Eesti maailmas 3.-4. kohal (Riigikontroll 2005). Eeldatavasti selline kasvutrend jätkub, kuna kõrgekvaliteedilise aiandusturba varud Euroopas on väga piiratud (Kimmel *et al.* 2010).

Turvast peetakse Eestis teiseks tähtsamaks strateegiliseks energeetiliseks maavaraks põlevkivi järel. Eestis on siiani püsinud ametlik seisukoht, mille järgi kuulub turvas taastuvate maavarade hulka, kuigi Euroopa Ühenduse direktiivi (Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 27. septembri 2001. a taastuvenergia direktiivi 2001/77/EC) kohaselt turvast taastuvaks energiaallikaks või loodusvaraks ei arvata. Erinevatel hinnangutel (Ilomets 2003, Riigikontroll 2005) ei ole turbavarude kasutamine Eestis organiseeritud jätkusuutlikult ning Riigikontrolli auditi Turbavarude kasutamine aruande (2005) kokkuvõtte kohaselt puudub Eestis korralik info turbavarude juurdekasvu kohta. Kehtestatud aastane turba kasutusmäär ületab üle kuue korra turba juurdekasvu veel säilinud looduslikes soodes. Lisaks lendub põllumajanduse tarbeks kuivendatud soodest igal aastal õhku üle kahe ja poole miljoni tonni turvast (Ilomets 2003).

Eestis on pööratud suurt tähelepanu märgalade targale kasutamisele, aga siiski on ees hulk olulisi väljakutseid: kuivendatud märgalade taastamine, millest on saanud kasvuhoonegaaside allikad (Salm *et al.* 2012); jätkusuutliku turbavarude kasutamise saavutamine ja kaevandatud turbaalade taastamine ning pool-looduslike turbaalade traditsiooniline hooldamise jätkamine (Kimmel *et al.* 2010).

Aastas kaevandatakse ligikaudu 1,0-1,5 miljonit tonni turvast (Maa-amet 2011). Samal ajal kui looduslikes soodes kasvab turvast juurde umbes 0,6-0,7 miljonit tonni. Säästva arengu seadust järgides peaks juurdekasv ja kaevandamismaht olema tasakaalus (Ilomets 2001).

2.2. Turba kaevandamine

Turba kasutamisest Eestis on kirjalikke andmeid alates 17. sajandist (Trumm 2011), kuid suuremas ulatuses hakati turvast tootma alates 18. sajandi lõpust, 19. sajandil võeti arvele juba enam kui 300 käsitsi labidaga kaevandatud turbaauku (Orru *et al.* 2011). 20. sajandi algupoolel võeti kasutusele bagertehnoloogia (karjääriviisiline): lintkopa printsiiibil töötav bager lõikab läbi mitme meetri tuseduse lasundiosa (Ilomets 2001). Bageri tegevusest jäid

järele pikad kuni poole kilomeetri pikkused, mõnesaja meetri laiused ning mitme meetri sügavused, sageli ebakorrapärase kujuga karjäärid. Selliste maastike kogupindala võib arvatavasti ulatuda 10 000 hektarini (Ilomets 2001).

Freesturba kaevandamist alustati Eestis 1938. a (Luberg 1995), kuid freesmeetodi suurem pealetung sai alguse 1950ndate aastate lõpus. Freesimise eeliseks oli selle suurem efektiivsus ja freesturvast saab lisaks põletamisele ja briketi- ning tükkturba toormele edukalt kasutada kasvuturba toormena (Rozental 2011). Valdav osa freesvälju on rajatud paarkümmend aastat tagasi ning enamikul neist kaevandatakse turvast tänaseni (Ilomets 2001).

Tänapäeval kasutatakse turbakaevandamisel erinevaid mooduseid:

- Plokkturba tootmine – turbalasund lõigatakse käsitsi või masinatega plokkideks, need kuivatatakse ja koristatakse;
- Tükkturba tootmine – kaevandatud turbamass pressitakse turbapätsideks, mis turbaväljal kuivatatakse;
- Freesturba kaevandamine – turbalasundi kihiline freesimine, pealmine turbakiht peenestatakse 20-30 cm sügavuselt masinatega, kuivatatakse samas koristusniiskuseni ning seejärel kogutakse. Freesimise sagedus sõltub ilmastikust (Paal jt. 2011).

See, millises olukorras on hiljem mahajäetud turbaala, sõltub väga palju kaevandamisviisist. Eestis võib eristada kolme tüüpi jääksoid – vanu labidaturba karjääre, karjäärimeetodil kaevandatud alasid ja freesväljasid. Neist probleemseim on viimane, mille maastikuline korrastamine on nende ulatusliku tasase pinnamoe tõttu projektimahukas ning kulukas (Paal jt. 2011).

2.3. Jääkalad Eestis ning nendega seonduvad probleemid

Jääksood on varasemas kirjanduses (Paal jt. 2011, lk 41) defineeritud alana, „kus turba jääklasundi paksus ei ületa 0,1-0,5 meetrit ning see on edasiseks masinatega kaevandamiseks ammendatud“. Eestis leidub ka alasid, mille turbavarud ei ole küll ammendunud, kuid on mahajäetud ning kus kaevandamist hetkel ei toimu ega ole lähitulevikus ka planeeritud (Riigikontroll 2005).

Mahajäetud turbatootmisalade revisjoni tulemusel leiti, et Eestis on 98 mahajäetud freesturbavälja kokku 9400 hektaril (Ramst, Orru 2009). Järgneva aastakümne jooksul ammendub hinnanguliselt veel kuskil kuni 20 000 ha freesvälju (Ilomets jt. 2010). Kuigi

põllu- ja metsamajanduse tarbeks kuivendatud alade pindalaga võrreldes ei ole see arv suur, kuid turbatööstusest jääb maha lage jääkturbaga väli, mida korduvalt kasutada võimalik ei ole. Kirjanduses (Ilomets 2001, Paal jt. 1999) on leitud, et turbatootmise tõttu kahjustatud ala on tegelikkuses ligikaudu kahekordne kaevandamisega kaasneva kuivendamise tõttu, kuna kuivenduse mõju on laiem kui ainult kaevandatav ala, seega võib turba kaevandamise tõttu vähemal või suuremal määral häiritud rabade pindala ulatuda kuni 60 000 hektarini (Paal jt 2011).

Mahajäetud turbajääkaladega kaasnevad negatiivsed mõjud keskkonnale - ümbruskaudsele veerežiimile (Price *et al.* 2003), bioloogilisele ja maastikulisele mitmekesisusele. Lisaks mõjutavad kuivendatud turbaalad süsinikuringet. Turbaala kuivendamisel hakkab turvas õhuga kokkupuutel mineraliseeruma ehk lagunema. Ammendunud freesväljadel toimub jääkturbakihi mineraliseerumine kiirusega umbes 4 - 5 t C ha⁻¹ a⁻¹ ehk 8 - 10 tonni õhukuiva turvast hektaril igal aastal (Ilomets jt. 2010). Turba mineraliseerumisega kaasneb ühtlasi ka õhureostus - turba lagunemise tulemusel suureneb süsihappegaasi emissioon atmosfääri. Turba kaevandusalad on suured süsiniku emiteerijad (Maljanen *et al.* 2010). Turbaalade kuivendamine on muutnud soode rolli globaalses süsinikuringes, muutudes algsest süsiniku talletamise kohast süsiniku allikaks. Aasta jooksul lendub Eestis jääkturbaaladelt hinnanguliselt 11 miljonit tonni süsihappegaasi (Ilomets 2005).

Lisaks paiskavad kuivendatud turbaalad atmosfääri ka suuremal määral N₂O. N₂O teke sõltub hapnikusisaldusest, pinnaseveetasemest ja mineraalse lämmastiku kättesaadavusest. Turbaala kuivendamine suurendab tavaliselt hapniku ja mineraalse lämmastiku kättesaadavust (Martikainen *et al.* 1993), omades mikroobide aktiivsusele positiivset mõju.

Lisaks on jääkväljad tänu läbikuivanud turbamassile ka tuleohtlikud.

2.4. Turbakaevandamisalade looduslik taimestumine

Turbajääkala looduslik taimestumine on keeruline ning aeganõudev protsess. Iseseisva taastaimestumise kohta on väga erinevaid vastuolulisi seisukohti. Kirjanduses on väljatoodud arvukaid näiteid, kus looduslik taimestumine on toimunud edukalt (Lavoie *et al.* 2003, Soro *et al.* 1999) ning vastupidi - s.o toimunud pikaajalise protsessi tulemusena (Ilomets jt. 2010) või ei ole taimestumist sageli üldse märgata (Ilomets 2001, Rowlands, Feehan 2000). Ilomets jt (2010) on välja toonud, et turba moodustumine isetaimestunud freesturba alal algas alles ligikaudu 25 aastat pärast veetaseme tõstmist.

Turbajääkalad ei taastu kergesti funktsionaalseks märgala ökosüsteemiks pärast kaevandamist, kuna teisenenud hüdroloogilised ja mikrokliimaatilised tingimused kaevandatud jääksoos on ebasoodne keskkond turbasammalde (*Sphagnum sp*) taasasustamisele (Price 1996). Freesturbavälja kaevandamiseks langetatud veetase põhjustab pinnase oksüdeerumist ja tihenemist, mis on pöördumatud protsessid. Seetõttu isegi kui blokeerida kuivenduskraavide äravoolud, nii et saavutatakse ühtlane pinnaselähedane veetase (<40 cm) terve suve vältel, mis on oluline turbasambla edukaks arenguks (Price 1996, Price *et al.* 1998), ei piisa, et taastada kiiresti tüüpiline raba taimestiku kooslus (Price *et al.* 1998, Waddington *et al.* 2003). Lisaks tihtipeale on jääkala ka ilma elujõuliste seemneteta (Price 1996, Lavoie *et al.* 2003), kuna pealmine seemneterohke kiht on kaevandatud. Muud faktorid, mis takistavad olulisel määral taastaimestumise protsessi, on veel külmakerked (Rocheffort 2000) ja tuuleerosioon (Campbell 2002, Campbell *et al.* 2002) ja seda veel eriti suurematel lagedatel väljadel.

Freesturbaväljade taimestumine on aeglasem võrreldes plokkurbaväljadega (karjäärimeetodil), mis on tõenäoliselt seotud intensiivsema kuivendamisega (Lavoie, Rocheffort 1996, Price 1996), mis on vajalik turba pneumokogujate kasutamise jaoks. Iseeneslik taimestumine freesväljadel on edukas pigem soontaimedele kui turbasammaldele, kusjuures tüüpilisemaks taimeliigiks on tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*) ning taastaimestumine toimub kiiremini liigniisketes mahajäetud turbaväljade kraavides (Lavoie *et al.* 2003). Uuringud (Lavoie *et al.* 2003, Marinier *et al.* 2004) on näidanud, et tupp-villpea loodud mikrokliimaatilised tingimused parandavad tingimusi ka teiste soon- ja mittesoontaimede jaoks.

Olemasoleva kirjanduse põhjal ilmneb, et siiski vähesed alad taastuvad ise funktsionaalseks raba ökosüsteemiks (Famous *et al.* 1998) ja igasugune looduslik taimestumise protsess on aeganõudev, võttes aega aastakümneid (Ilomets *et al.* 2010, Paal jt 2011) või isegi sajandeid (Lavoie *et al.* 2003) enne, kui tüüpiline raba taimestiku kooslus taastub. Seega vältimaks kadusid, mis võivad tekkida turbajääkala seismise tõttu, tuleks aktiivselt rakendada meetmeid jääksoo rekultiveerimiseks kohe pärast ala kaevandamise lõppemist.

2.5. Turbajääkalade rekultiveerimine

Pärast turbatootmise lõpetamist on ala kasutamiseks ja korrastamiseks mitmeid võimalusi - jääkturbasood võib üle ujutada, et märgalale iseloomulik taimestik hakkaks taastuma (Vasander *et al.* 2003), metsastada või kasutada näiteks põllumajanduslikel eesmärkidel (sh

marjad: mustikad, jõhvikad) või energiakultuuride kasvatamiseks (Hyvönen *et al.* 2009), aga ka turbakaevandusalade kuivendusvee puhastamiseks või rajada alale tehisveekogu lindudele pesitsemiseks või rekreatiivseteks tegevusteks (Paal jt 2011). Käesolevas töös käsitletakse peamiselt ala taassoostamist, kuid võrdluseks tuuakse välja ka mahajäetud turbakaevandusala metsastamise ning energiakultuuride kasvatamise mõju kasvuhuonegaasidele.

Metsastamine on varasemalt olnud näiteks Soomes väga populaarne turbajääkalade taastamiseviis (Maljanen *et al.* 2010). Ilomets jt (2010) on kirjutanud, et ka Eestis praktiseeriti jääksoode metsastamist eelmise sajandi viimasel veerandil (eriti 1970-ndail), kuid enamasti vähese eduga, sest isegi kui puud läksid kasvama, säilis suur tuleoht ja kuivendatud turbapinnasel metsade põlemine on üsna tavapärane.

Üheks paljulubavaks taastamise võimaluseks on **energiakultuuride kasvatamine** vähendamaks CO₂ voogusid (Shurpali *et al.* 2009) ning biomassi põletamisel toota energiat. Tuginedes päideroo keskmisele biomassi produktsioonile, mis on ligikaudu 1.5 kg m⁻² a⁻¹, on eeldatav energiaväärtus ühe hektari kohta hinnanguliselt 200 GJ (Kimmel *et al.* 2010). Potentsiaalseteks tuleviku energiakultuurideks peetakse mitmeaastaseid taimi nagu näiteks päideroog (*Phalaris arundinacea L.*), harilik lutsern (*Medicago sativa L.*), hübriidpappel (*Populus hybrids*), vitshirss (*Panicum virgatum L.*) ja siidpöörise (*Miscanthus*) perekonda kuuluvad liigid.

Turbakaevandusalade korrastamine metsastamise või päideroo kultiveerimise eesmärkidel paistavad tunduvat kliimaatiliselt soodsamad kui need, mida kasutatakse põllumajanduslikel, kuna süsiniku kadu kuivendatud turbaalalt kompenseeritakse süsiniku akumulatsiooniga suuremasse biomassi ja pinnasesse (Maljanen *et al.* 2010). Samas jõuab biomassi seotud süsinik saagi koristamisel ringiga tagasi atmosfääri (Maljanen *et al.* 2010).

Turbajääkala korrastamise eesmärgiks ei ole mitte esialgse soo, mis oli enne turba kaevandamise algust, taastamine, vaid funktsionaalse turvast akumuldeeriva ja süsihappegaasi siduva ökosüsteemi taastamine (Rochefort 2000, Ilomets 2001, Ilomets jt. 2010, Petrone *et al.* 2004). Kui korrastamise eesmärk on minimaliseerida edasise süsiniku kadusid atmosfääri, siis on oluline alustada restaureerimisega kohe, kui kaevandatud turbaala maha jäetakse (Waddington *et al.* 2001). Taastaimestumise iseloomu ja kiiruse määravad paljud tegurid - veetase, vee ja jääkturba keemiline koostis, pinnalang jne. Soodsatel tingimustel võivad kaevandamisest tekkinud jääksood saavutada loodusliku sooga sarnase funktsionaalse taseme ja taastada süsiniku akumuldeerimise võime juba paari aastaga (Vasander *et al.* 2003).

Turbafreesalade taimestamise meetmed sõltuvad ala eripärast, sh kliimast, sootüübist, turba omadustest jne. Siiski on välja kujunenud peamised kasutatavad viisid, mida kasutatakse turbafreesalade taastamisel (Campeau, Rochefort 1996, Rochefort 2000). Esmatähtis on endise kuivendussüsteemi tõkestamine ning varasema veerežiimi taastamine (Price *et al.* 1997). Seejärel külvatakse turbaalale iseloomulikke taimed diaspoore kaevandatud alale, katmiseks kasutatakse multši, mis loob diaspooride kasvuks soodsama keskkonna. Mõnel juhul on vajalik kujundada ka pinnast, rajades madalaid valle või nõgusid vältimaks vee äravoolu väljakult (Waddington *et al.* 2003). Ka Eestis on kasutatud samu põhimõtteid käesolevas töös uuritavatel proovivõtualadel Seli ja Ohtu rabas.

Turba pinnakattes toimuvad muutused juba kohe pärast taastamismeetmete rakendamist. Kui näiteks samblakate ja vaskulaartaimede biomass hakkab suurenema, siis multšikate, mis pandi peale säilitamiseks pinnase niiskustaset, hakkab lagunema ning hinnanguliselt laguneb ära kolme aasta jooksul (Price *et al.* 1998). Multšikate võib mõjutada gaasivooge lagunemise ajal, põhjustades suuremaid CO₂ gaasivooge (Waddington *et al.* 2001).

Taimestamiseks sobivate liikide valik sõltub kliimast ja konkreetse ala omadustest (nt vee ja turba keemilisest koostisest (Ilomets jt. 2010)). Mõned taimed omavad suuremat võimet koloniseerida kuiva turbala, aidates stabiliseerida pinnakatet teiste taimeliikide jaoks (Tuittila *et al.* 2000). Sellisteks liikideks on näiteks raba-karusammal (*Polytrichum strictum*) (Groenvelt *et al.* 2007, Ilomets jt. 2010), mis on sobiv ka madalama veetasemega (veetase suurem kui 60 cm maapinnast) aladele (Ilomets jt. 2010), ja tupp-villpea, mis on kergesti adapteeritav oligotroofsetes ja vaestes aeratsiooni tingimustes (Gebauer *et al.* 1995, cit. Lavoie 2003). Seega oleks korrastamine oluliselt lihtsam kaevandatud jääksoodes, kus on juba toimunud looduslik tupp-villpea pealetung (Lavoie *et al.* 2003).

3. Kasvuhoonegaaside vood turbaaladel

Taimed seovad vegetatsiooniperioodil fotosünteesi käigus atmosfäärist süsihappegaasi. Samas osa seotud süsinikust omakorda mineraliseerub ning eraldub selle protsessi käigus atmosfääri tagasi. Lisaks eraldub CO₂ õhku ka taimede hingamise tulemusena (Blodau 2002, Vasander, Kettunen 2006). Tagasi atmosfääri jõudes süsiniku kogus võib mõnede kirjandusallikate kohaselt hõlmata ligikaudu kolmandiku taimede kasvuperioodil fotosünteesis seotud süsinikust (Bubier *et al.* 1998, Heikkinen *et al.* 2002, Vasander, Kettunen 2006).

Süsiniku akumulatsioon turba sõltub orgaanilise aine produktsiooni ja mineraliseerumise vahekorra. Kui produktsioon ületab lagunemise kiiruse, ladestub orgaaniline süsinik turba. Orgaanilise aine ladestumine aeglustub veerohkuse ja hapniku vaeguse tõttu (Masing 1988), kuna orgaanika anaeroobne lagunemine on aeglasem. CO₂ omastamise ja süsiniku akumulatsioon kiirus soodes võib märkimisväärselt erineda sõltuvalt geograafilisest asukohast (kliimast - lõunas suurem kui põhjas), määrgala vanusest (noorem rohkem kui vanem) ja tüübist (Korhola *et al.* 1995 - cit. Vasander, Kettunen 2006, Zetterberg *et al.* 2004).

Metaan tekib orgaanilise aine anaeroobse lagunemise viimase etapi - metanogeneesi - tulemusel. Metanogenees toimub mikroobide (metanogeenide) elutegevuse käigus peamiselt vesinikust ja süsihappegaasist. Kõrge veetasemega aladel, kus lagunemine on anaeroobsete tingimuste tõttu aeglasem, liigub suur osa süsinikust tagasi atmosfääri metaanina (Le Mer, Roger 2001, Vasander, Kettunen 2006). Metaani teke oleneb otseselt mikroobide aktiivsusest turbas ja kaudselt mullatemperatuurist, taimestiku tüübist, keemilistest omadustest ja redokspotentsiaali piiridest koos veetasemega (Bubier *et al.* 1993 1995, Whiting, Chanton 1993, Yavitt *et al.* 1997). Metaani oksüdeerivad metanotroofsed bakterid, sidumine sõltub CH₄ ja hapniku saadavusest, mis omakorda on sõltub turba niiskustingimustest, temperatuurist ja mikroobide aktiivsusest (Vasander, Kettunen 2006).

Metaanivood varieeruvad ajaliselt ja ruumiliselt suurel määral (Blodau 2002, Kettunen 2003, Vasander, Kettunen 2006). CH₄ voog turbaala ja atmosfääri vahel võib kõikuda negatiivsetest väärtustest (metaani tarbimine metanotroofide poolt) kuni suuremate emissioonideni 1000 mg m⁻² d⁻² (Blodau 2002).

N₂O produtseeritakse pinnases peamiselt mikroobide elutegevusel nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni protsesside käigus (Priemé, Christensen 2001). N₂O teket mõjutavad hapnikusisaldus, pinnase veetase ja mineraalse lämmastiku kättesaadavus. Turbaala

kuivendamine suurendab tavaliselt hapniku ja mineraalse lämmastiku kättesaadavust (Martikainen *et al.* 1993), samas ala kattumisel taimestikuga lämmastiku sisaldus turbas väheneb taimestiku tarbimise tõttu (Wind-Mulder *et al.* 1996).

3.1. Looduslikud ja kuivendatud sood

Enamus looduslikke märgalasid akumulatsioonid süsinikku kasvavas biomassis ja seega seovad atmosfäärist CO₂ (Zetterberg *et al.* 2004).

Varasemalt on leitud, et CO₂ emissioonid ombrotroofsetes soodes (rabades) erinevad minerotroofsetes soode (madalsoodes) voogudest (Alm *et al.* 2007). Saarnio *et al.* (2007) koostatud kokkuvõttes esitati CO₂ bilanss minerotroofsetes soodes vahemikus -101 g CO₂-C m⁻² a⁻¹ (puhas süsiniku kadu ökosüsteemist) kuni 98 g CO₂-C m⁻² a⁻¹ (puhas süsiniku sidumine) ja ombrotroofsetes -85 kuni 67 g CO₂-C m⁻² a⁻¹.

Hingamine on üsna sarnane erinevat tüüpi turbaaladel (toitaineterikastes ja -vaestes) ning on mõjutatud enim temperatuurist ning veetaseme kõikumisest (Updegraff *et al.* 2001, Vasander, Kettunen 2006). Kogu hingamise (mulla ja taimede hingamise) mõõtmiste tulemustel on suvel boreaalsetel turbaaladel saadud -1 kuni -7,3 g CO₂-C m⁻² d⁻¹ (Vasander, Kettunen 2006).

Kuivendamine tähendab märkimisväärset CO₂ voo tõusu kõikidel turbaaladel (Salm 2009). Näiteks Eestis tehtud uuringute (Salm *et al.* 2012) põhjal on mullahingamise kumulatiivne mediaanväärtus looduslikelt aladelt 1 509 kg CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹ ja kuivendatud turbatootmisaladelt 1 921 kg CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹.

Salm *et al.* (2012) uuringu käigus saadud keskmistatud mulla CO₂-C vood looduslike, kuivendatud, mahajäetud ja aktiivsete turbatootmisaladel jäid vahemikku 0 kuni 138,0 mg C m⁻² h⁻¹, kusjuures madalamad väärtused on saadud talveperioodil (jaanuar kuni märts ja detsember 2009), kui õhutemperatuur jäi all 0°C.

CH₄ gaasivood on suuremad toitaineterikastest minerotroofsetes madalsoodes võrreldes toitainetevaeste ombrotroofsete rabadega (Salm *et al.* 2009). Metaanivoog sõltub veel kliimatilistest tingimustest (Vasander, Kettunen 2006). Saarnio *et al.* (2007) koostatud ülevaates CH₄ voog Soome minerotroofsetes soodes on 1-42 g C m⁻² a⁻¹ ja ombrotroofsetes soodes vahemikus alla 1 kuni 16 g C m⁻² a⁻¹.

Kuivendamisega langetatakse veetaset, mistõttu väheneb CH₄ voog (Salm *et al.* 2009). Eestis tehtud uuringute (Salm *et al.* 2012) põhjal on CH₄-C kumulatiivne mediaanväärtus

looduslikul ja kuivendatud alal vastavalt 85,2 ja 23,7 kg ha⁻¹ a⁻¹. Keskmine metaani emissioon looduslikel, kuivendatud, aktiivsetel ja mahajäetud turbaaladel varieerus vahemikus -82 kuni 12 037 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹ (Salm *et al.* 2012). Kuigi turbaalade kuivendamine vähendab CH₄ emissiooni, ei kompenseeri see turba lagunemisel tekkinud CO₂ emissiooni tõusu (Salm *et al.* 2009).

N₂O emissiooni looduslikest soodest peetakse väheoluliseks (Zetterberg *et al.* 2004, Alm *et al.* 2007). Soome looduslikel aladel varieeruvad N₂O vood vahemikus 0,01 kuni 0,3 kg N₂O-N aastas (Salm *et al.* 2012). Eesti tehtud uuringute põhjal (Salm *et al.* 2012) oli N₂O-N kumulatiivne mediaanväärtus looduslikult alalt -0.05.

Kuivendamine suurendab märgatavalt N₂O voogusid pinnasest (Martikainen *et al.* 1993). Mediaanväärtused kuivendatud aladelt on 5,6 kuni 6,6 kg N₂O-N aastas (Martikainen *et al.* 1995, Nykanen *et al.* 1995, Laine *et al.* 1996, Minkkinen *et al.* 2002, Alm *et al.* 2007). Eestis saadi N₂O-N kumulatiivne mediaanväärtus kuivendatud aladelt -0,01 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹.

3.2. Aktiivsed ja mahajäetud turbatootmisalad

Kuivendatud turba kaevandamisalad on alati CO₂ allikad, kuna kaevandmaise tõttu on veetase madal ja fotosünteesiv taimestik eemaldatud (Maljanen *et al.* 2010). CO₂ voo suurus sõltub turba kvaliteedist, ajast, mis on möödunud kuivendamisest, aga ka kliimast (Waddington 2002). Samuti on turba kaevandamisalad ka CH₄ ja N₂O allikad.

Maljanen *et al.* (2010) on oma töös teinud kokkuvõtliku uuringu mahajäetud turbaaladel Soomes tehtud kasvuhoonegaaside emissioonide kohta, mille tulemusena saadi, et mahajäetud turbaalad emiteerisid keskmiselt 63 g CO₂-C m⁻² a⁻¹, 0,20 g CH₄-C m⁻² a⁻¹ ja 0,03 g N₂O-N m⁻² a⁻¹.

Waddington, McNeil (2002) avaldasid uuringu, kus Kanadas Quebecis mõõdetud CO₂ emissioonid olid pisut kõrgemad aladel, kus kaevandati viimati 7-8 a. tagasi võrreldes 2-3 a. tagasi kaevandatud aladega: kuival aastal oli hingamine vanemal alal 3,5 g CO₂-C m⁻² d⁻¹ ja nooremal alal 3,2 g CO₂-C m⁻² d⁻¹; niiskemal aastal olid arvud vastavalt 1,0 ja 0,8 g CO₂-C m⁻² d⁻¹.

Eestis tehtud uuringute (Salm *et al.* 2012) põhjal on saadud mahajäetud ja aktiivsete turbatootmisalade kumulatiivsed mediaanväärtused vastavalt 2 845 ja 1 741 kg CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹, metaani kumulatiivne mediaanväärtus on vastavalt 0,07 kg CH₄-C ha⁻¹ a⁻¹ ning 0,12 kg

$\text{CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Salm *et al.* 2012). Aktiivsetel turbakaevandamisaladel on diilämmastikoksiidi aastane kumulatiivne mediaanväärtus $\text{N}_2\text{O-N}$ voog 0,18 ja mahajäetud turbakarjääris 0,19 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Salm *et al.* 2012).

3.3. Korrastatud alad: metsastamine, energiakultuuri kasvatamine, taastaimestamine

Korrastatud turbajääkalad on atmosfääri CO_2 sidujad või allikad sõltuvalt korrastamise viisist, ajast ning taimestiku kattest (Maljanen *et al.* 2010).

Mäkiranta *et al.* (2007) läbiviidud teadustöös saadi tulemuseks, et metsastatud turbaalad sidusid CO_2 ja vähesel määral CH_4 , mille keskmiseks aastaseks vooks saadi $-0,05 \text{ g m}^{-2}$. Madala metaanivoo põhjuseks oli madal veetase. Keskmise N_2O voog oli $0,38 \text{ g m}^{-2}$. Mäkiranta *et al.* (2007) jõudis järeldusele, et turbajääkala metsastamine vähendab CO_2 kadusid, kuigi ei pruugi alati jõuda süsiniku akumulatsioonini.

Energia kultuuride kasvatamist mahajäetud turbaaladel ja aladelt tulenevaid kasvuhoonegaasivooge on ka Eestis uuritud. Mander *et al.* (2012) on välja toonud, et päideroo kasvatamine mahajäetud turbaalal vähendab emissioone, muutes päiderooga taimestatud alad süsiniku emiteerijatest süsiniku sidujateks. Maljanen *et al.* (2010) hinnangul on nendel aladel probleemiks siiski kõrge CH_4 emissioonid.

Energiakultuuri kasvatamisel on CO_2 , CH_4 ja N_2O emissioon Põhjamaades tehtud uuringute põhjal keskmiselt vastavalt $-365 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, $0,38 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja $0,09 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Hyvönen *et al.* 2009, Shurpali *et al.* 2009 Maljanen *et al.* 2010) ja Eestis teostatud päiderooga rekultiveeritud aladel uuringus (Mander *et al.* 2012) olid keskmised mediaanväärtused vastavalt $68,3 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, $3,56 \text{ } \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ja $0,07 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Korrastatud turbakaevandusalade atmosfääri CO_2 emissiooni suurus sõltub taastamise ajast ja taimestiku kattest (Maljanen *et al.* 2010), keskmine aastane CO_2 emissioon on $67,0 \text{ g m}^{-2}$.

Kolm aastat pärast veerežiimi taastamist jäi keskmine aastane CH_4 emissioon vahemikku $0,62$ kuni $1,46 \text{ g m}^{-2}$ (Tuittila *et al.* 2000). Metaanivoog oli märgatavalt kõrgem uurimisalal, mille kaevandamise lõppemisest oli möödunud 50 aastat ja oli looduslikul teel taimestunud, varieerudes vahemikus $18,7$ kuni $45,2 \text{ g m}^{-2}$ (Yli-Petäys *et al.* 2007).

Soome taastatud ombrotroofsed turbatootmisalad ei emiteerinud N_2O (Maljanen *et al.* 2010).

4. Metoodika

Gaasivooge uuriti kahel endisel freesväljal, mis olid taasasustatud turbasammaldega ning võrdluseks kummagi ala vahetus läheduses asuval mahajäetud (hetkel mittekaevandataval) freesväljal Eesti põhjaosas Harju maakonnas.

Uurimisalade valik lähtus sellest, et turbafreesväljal oleks juba varasemalt alustatud rekultiveerimisega. Sobilikeks aladeks osutusid Seli ja Ohtu katseala. Mõlemad alad on Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituudi katsealad, kus esmakordselt alustati vastavalt 2005. ja 2006. aastal turbasamblakatte taastamise katsetega.

4.1. Uurimisalade kirjeldus

Mõlema ala rekultiveerimine toimus kevadel ja samal meetodil. Ala ettevalmistamiseks riisuti pindmine kuivanud freesturbakiht ja juuriti välja sookased. Doonoralt korjati käsitsi turbasambla 20 cm pikkune tipmine osa, mis transporditi katsealadele suurtes plastikkottides. Kohapeal lõigati sammal paari sentimeetri pikkusteks lõikudeks, mis seejärel külvati katsealale. Külv kaeti õlgedega, kulu oli 200 kg 220-230 m² kohta (Ilomets jt. 2010).

Seli katseala (Joonis 1) paikneb Harju maakonnas Rae vallas Peningi soo lääneservas Seli rabas, mis jääb Vaida asulast ca 2 km kirde suunas.

Ala asub Peningi maardlas Seli II turbatootmisala mäeeraldise (katastriüksus Seli turbaraba, 65303:003:0220) kirdeserval. Seli ala puhul olid katsealusteks liikideks pruun turbasammal (*Sphagnum fuscum*), punane turbasammal (*S. rubellum*) ja lillakas turbasammal (*S. magellanicum*) ning Ohtu ala puhul – kitsalehine turbasammal (*S. angustifolium*), pudev turbasammal (*S. cuspidatum*), pruun turbasammal (*S. fuscum*) ja lillakas turbasammal (*S. magellanicum*) (Ilomets jt. 2010).

Peningi soo kogu pindala on 7552 ha ja see tekkis järvenõo soostumisel (Orru 1995), mistõttu on turba all järvemudakiht. Soo toitub sademetest, tulva- ja allikate veest (Orru 1995) ning eesvooluks on idas Jõelähtme jõgi ja läänes Pirita jõgi. Peningi maardla võeti esmakordselt kasutusele 1966-68. a (Ramst jt. 2005), kuid viimastel aastatel ei ole Seli II turbatootmisalal turvast freesitud, mistõttu on hakanud väljakud tasapisi taimeestuma (Ramst jt. 2005). Viimati on kaevandatud alal 2003. aastal. Turbalasundi paksus on 5,6 m, millest vähelagunenud turvas moodustab 2,6 m ja hästilagunenud 3,0 m (Ramst jt. 2005).

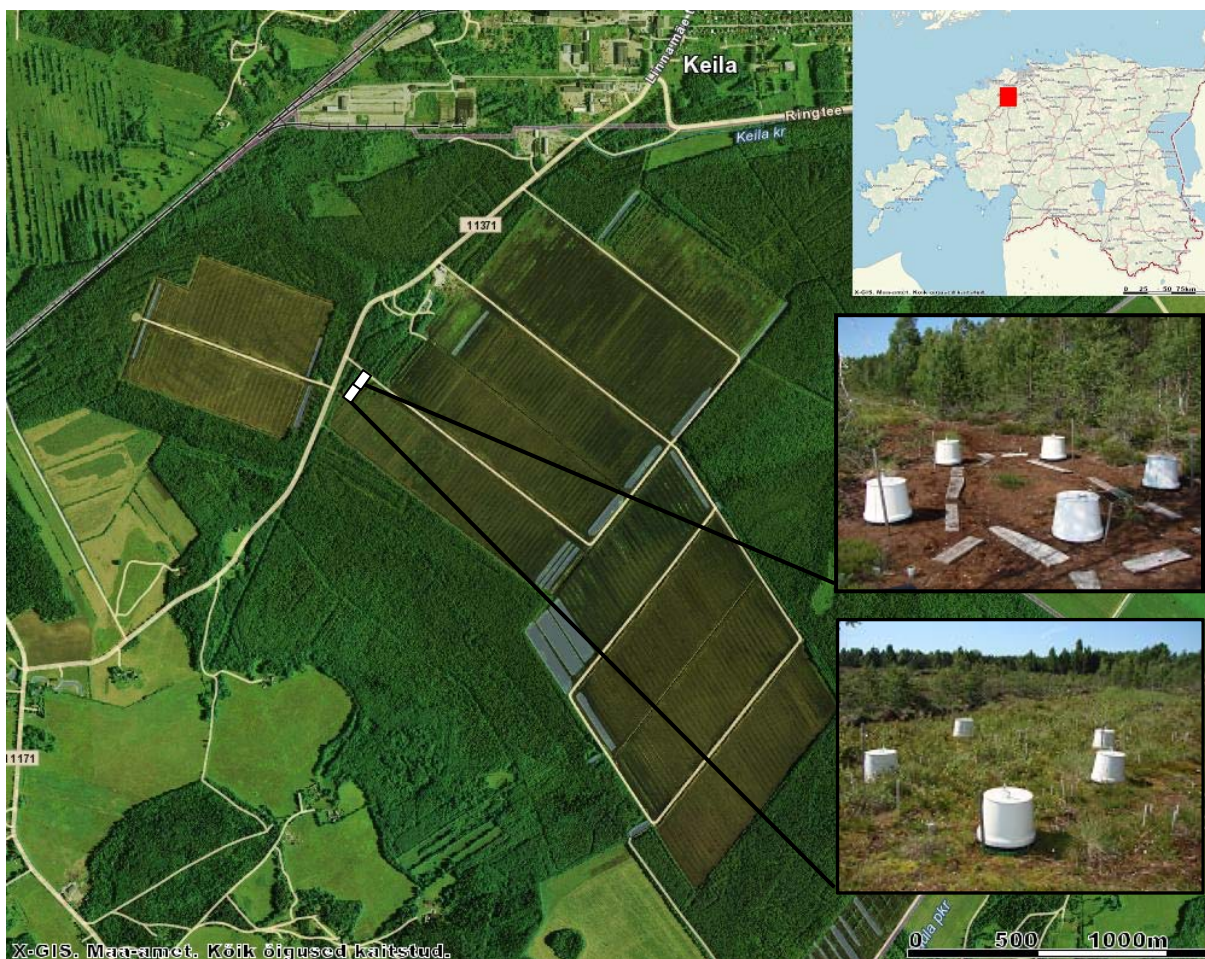


Joonis 1. Seli uurimisala asukoht Seli II turbatootmisalal

2009. a sügisel oli katselappidel karusambla katvus 45% ja õlgede katvus 5%, turbasammal oli taasilmunud pärast põuast suve üksikute isenditena (Ilomets jt. 2010). 2012. aastaks oli *Sphagnum* taastunud *Polytrichum strictum* kaasabil ning katvus oli 20-30%.

Ohtu katseala (Joonis 2) asub Harju maakonnas Keila vallas Ohtu raba freesvälja lääneserva kõige loodepoolsemal väljakul, asudes Keila linnast umbes 1 km kaugusel. Katseala asub Ohtu maardlas Ohtu turbatootmisala mäeeraldisel (katastriüksus Ohtu turbatootmisala, 29501:011:0241).

Ohtu soo pindala on 3711 ha, millest raba moodustab 339 ha (Kink jt. 1998). Soo on tekkinud järve soostumisel, turba lamamiks on järvelubi, moreen, savi ja liiv (Kink jt. 1998). Soo toitub sademetest, põhja- ja tulvaveest ning selle eesvooluks on Keila jõgi, Tuula ja Ohtu peakraavid (Orru 1995). Lasundi paksus on 3,5-4,2 m (Orru 1995).



Joonis 2. Ohtu uurimisala

2009. a juunis oli keraheina katvus 5-15%, kanarbiku osatähtsus oli enamasti 5%. Sama aasta sügisel oli samblakatte keskmine katvus 65%, domineerisid rabakarusammal ja soovildik, turbasammalde katvus oli kuni 5% (Ilomets jt. 2010). 2012. a oli dominantne liik harilik kanarbik *Calluna vulgaris* 15%, sambliku katvus oli ligikaudu 50-60%.

4.2. Väli- ja kameraaltöö

Kasvuhoonegaaside emissioonide mõõtmisel kasutati nn suletud kambri meetodit (Hutchinson, Livingston 1993). Uurimisalade ettevalmistamisel installeeriti maapinda umbes 15 cm sügavusele 5 PVC-rõngast turbasammaldega rekultiveeritud alale ning sama palju läheduses asuvale taimestamata freesväljale. Taimestatud uurimisaladel paigutati kambrid/rõngad niimoodi, et oleks esindatud võimalikult mitmekesine taimestikukate, et saada võimalikult lähedased vood tegelikkusele. Rõngaste vahele paigaldati laudtee, et vähendada liikumisest tekkida võivat häiringut. Plastikringidel oli paarisenteetrine äärik koos soonega, mis täideti iga kord veega, mis tagas mõõtmise ajal õhukindla süsteemi. Rõngastele asetati õhukindlalt valged 65,5-liitrise mahuga PVC-kambrid, mille diameeter ja

kõrgus olid 50 cm. Kambrite valge värvus aitas vältida temperatuuri tõusmist proovi kogumise ajal ning läbipaistmatus vältida fotosünteesi.

Mõõtmisi teostati 2010. aastal kord kuus ajavahemikul juuli kuni november ning 2011. aastal juulis ja augustis. Gaasiproovid koguti kõikidelt uurimisaladelt viies korduses eelevaliseeritud (0,3 mbar) 100 ml klaaspudelitesse 1 tunni jooksul 30-minutilise intervalliga, seega saadi igast kambrist 3 proovi: 0-proov, 30. ja 60. minutil.

Gaasiproove analüüsiti Tartu Ülikooli Geograafia Instituudi laboris gaas-kromatograafi Shimadzu GC-2014 abil, mis on ümber ehitatud vastavalt Loftfield *et al.* (1997) välja toodud metoodikale.

Paralleelselt gaasiproovide kogumisega mõõdeti mulla- (10, 20, 30 ja 40 cm sügavusel), maapinnalähedase õhutemperatuuri ja pinnaseveetaset. Selleks oli igale uurimisalale paigaldatud 2 piesomeetrit diameetriga 5 cm ja sügavusega 1 m. Lisaks analüüsiti välitingimustes portatiivsete vahenditega piesomeetrist saadud järgmisi veekvaliteedi näitajaid: temperatuur, pH, elektrijuhtivus, redokspotentsiaal, lahustunud O₂ sisaldus ja lahustunud hapniku küllastusaste.

CO₂ emissioonide puhul taimestatud aladelt ei olnud võimalik hinnata CO₂ kogubilanssi, mõõdeti mullahingamist ja taimede pimehingamist. Taimestamata aladel mõõdetud mulla hingamine annab ökosüsteemi ja atmosfääri vahelise CO₂ vahetuse.

4.3. Statistiline andmetöötlus

Statistiliseks andmeanalüüsiks kasutati programme Statistica 7.1 (StatSoft Inc.) ja Microsoft Excel. Kõigi voogude – süsihappegaasi, metaani, naerugaasi – puhul kontrolliti vastavust normaaljaotusele Kolmogorov-Smirnovi (K-S), Lillieforsi ja Shapiro-Wilki testidega. Nendest esimene on kõige nõrgem ja vähemtundlikum, viimane aga kõige tugevam ning tundlikum erinevuste suhtes normaaljaotusest. Kuna kõik tunnused ei vastanud normaaljaotusele ega olnud ka kergesti normaliseeritavad, kasutati andmete võrdlemisel mitteparameetrilisi meetodeid.

Uuritavate kasvuhoonegaaside emissioonide jaoks leiti kõikidel uuritavatel aladel (Seli freesala, Seli taimestatud ala, Ohtu freesala ja Ohtu taimestatud ala) mediaan, miinimum- ja maksimumväärtus, kvartiilid. Süsihappegaasivoogude illustreerimisel kuude lõikes kasutati aritmeetilist keskmist ja standardhälvet.

Uurimisalade gaasivoogude omavaheliseks võrdlemiseks kasutati esmalt Kruskal-Wallise dispersioonanalüüsi ja keskmiste astakute võrdlemise testi ning Mann-Whitney U testi. Kambritevahelise erinevuse kontrollimiseks kasutati Wilcoxon'i testi.

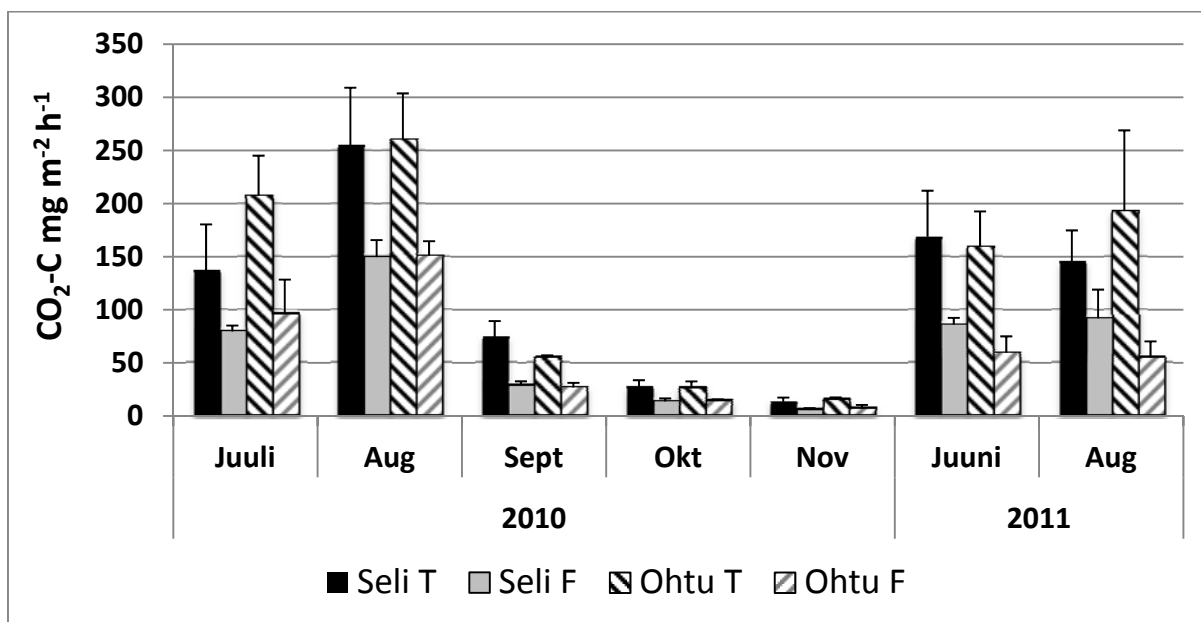
Erinevate keskkonnategurite ja uuritavate gaasivoogude vahelise seose tugevuse ja usaldusväarsuse hindamiseks kasutati Spearmani astakorrelatsioonanalüüsi.

Kõikidel juhtudel võeti olulisuse nivooks $\alpha = 0,05$, kui ei ole viidatud teisiti.

5. Tulemused

5.1. Mulla CO₂-C vood

Süsihappegaasi emissioonid varieeruvad uurimisaladel vahemikus 3,1 kuni 322,8 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹.



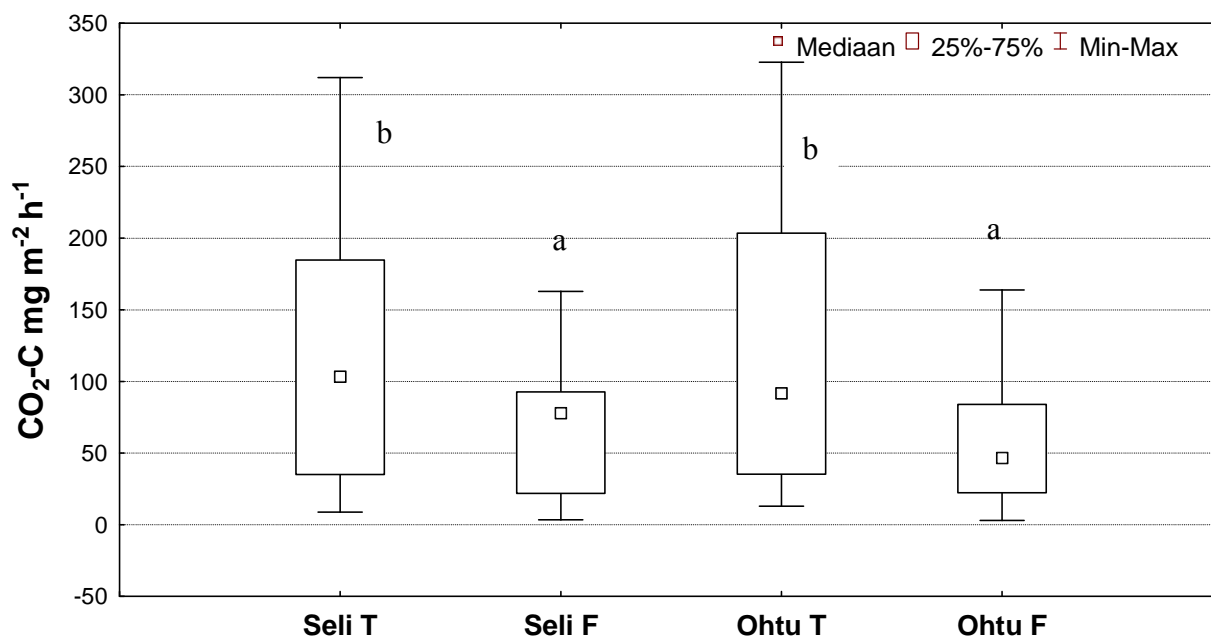
Joonis 3. Uurimisalade (T – taimestatud, F – freesala, taimestamata) keskmised süsihappegaasivood mõõteperioodil ja nende standardhälbed

Joonisel 3 on näha kõigi uurimisalade keskmised süsihappegaasivood perioodil juuli kuni november aastal 2010 ning lisaks veel 2011. aasta juuli, august ja oktoober. Kõrgemad keskmised gaasivood kõikidel uurimisaladel on mõõdetud augustis 2010 (Seli taimestatud alal 255,2 ja freesalal 149,8 ning Ohtu taimestatud alal 260,8 ja freesalal 150,9 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹).

CO₂ kuude keskmised miinimumväärtused (Seli taimestatud 13,5, Seli freesalal 5,6, Ohtu taimestatud 15,2, freesalal 7,0 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹) saadi novembris 2010, kui õhutemperatuur jäi mõõtmise ajal alla 5°C. Jooniselt 4 ilmneb, et mõlemal freesalal on emissioonid märgatavalt väiksemad võrreldes taimestatud aladega.

Mõlemal taimestatud alal mõõdetud suurimad kuude keskmised süsihappegaasivood on väga sarnased, Selis 255,2 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ ja Ohtus 260,8 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ ning samuti on väga sarnased freesalade maksimaalsed emissioonid, mis oli Selis 149,8 ja Ohtus 150,9 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ (Joonis 4). Joonisel 4 on näha, et kõrgeim süsihappegaasi voo mediaanväärtus oli Seli

taimestatud alal ($103,4 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) ning madalaim Ohtu freesalal ($59,1 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Seli ja Ohtu taimestatud alade mediaanväärtused olid vastavalt $103,4$ ja $91,8 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.



Joonis 4. Süsihappegaasi vood uurimisaladel läbi kõikide kuude (T – taimestatud, F – freesala). Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallis mitteparameetriline dispersioonanalüüs, $p < 0,05$)

Kruskal-Wallise testi järgi esines erinevus uurimisalade vahel. Mann-Whitney U testiga ilmnes, et mõlemad taimestatud alad erinesid olulisel määral mõlema freesalaga (Joonis 4). Samuti erinesid uurimisalad kuude lõikes.

Tabel 1 on välja toodud CO_2 emissioonide seos erinevate keskkonnanäitajatega. Eri sügavustel mõõdetud mullatemperatuuridega ilmnes seos gaasivoogudega eranditult kõikidel aladel, kuigi osadel aladel oli seos nõrgem. Tabelist 1 on näha, et piesomeetritest kogutud vee temperatuur on positiivses korrelatsioonis kõikide uurimisalade gaasivoogudega, tugevaim seos on Seli freesalal ($\rho = 0,96$). Veetaseme ning gaasivoo vaheline korrelatsioon ilmnes vaid Seli freesalal, kus veetase oli võrreldes teiste aladega keskmiselt kõige kõrgem.

Vaadeldes eraldi alasid nende tüübi järgi, siis taimestatud alade CO_2 emissioonide väärtustel ilmnes positiivne seos maapinnalähedase õhutemperatuuriga, eri sügavustelt mõõdetud pinnasetemperatuuridega ja piesomeetritest kogutud vee temperatuuriga ning usaldusväärne negatiivne seos lahustunud hapniku sisaldusega. Freesalade gaasivood olid korrelatsioonis samuti maapinnalähedase õhutemperatuuriga, eri sügavustelt mõõdetud pinnasetemperatuuridega ning veetemperatuuridega.

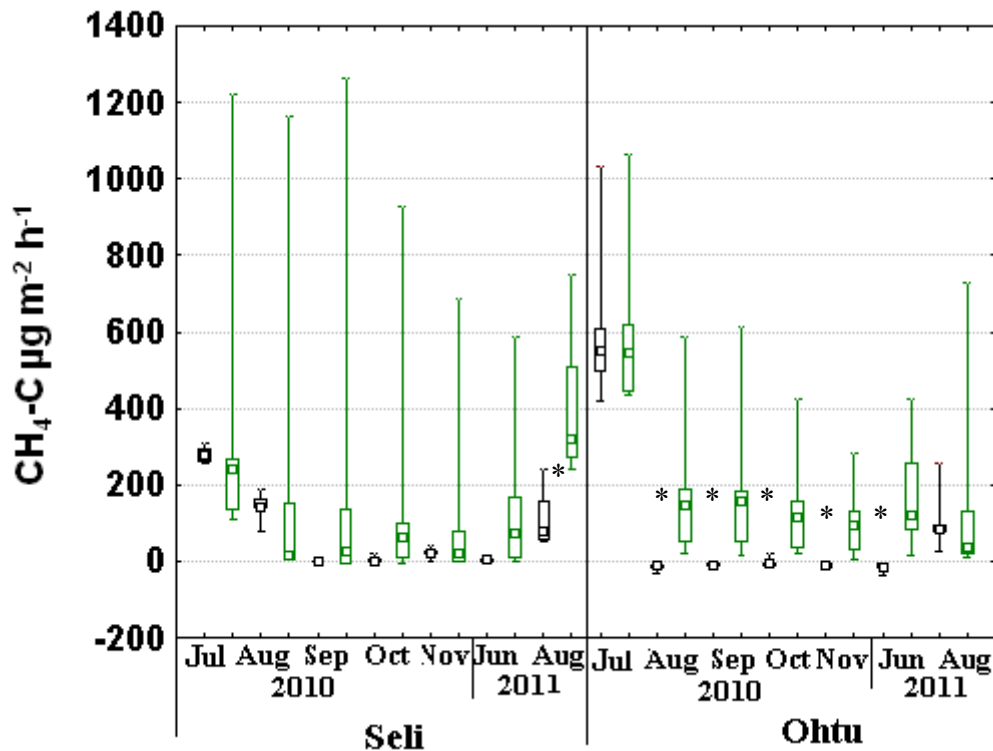
Tabel 1. Spearmani astakkorrelatsioonikordajad (ρ) CO₂ emissiooni ja erinevate keskkonnanäitajate vahel. Süsihappegaasivoo ja keskkonnanäitaja vahelise seose tugevus on tähistatud tärniga (*), kui $p < 0,1$ ja kahe tärniga (), kui $p < 0,05$.**

	Seli freesala	Seli taimestatud	Ohtu freesala	Ohtu taimestatud
T _{õhu} ^o	0,64	0,68*	0,86**	0,81**
T _{10 cm} ^o	0,68*	0,68*	0,93**	0,95**
T _{20 cm} ^o	0,79**	0,75*	0,93**	0,95**
T _{30 cm} ^o	0,79**	0,75*	0,92**	0,95**
T _{40 cm} ^o	0,79**	0,75*	0,93**	0,95**
T _{keskm} ^o	0,75*	0,68*	0,93**	0,95**
T _{keskm 10-40} ^o	0,79**	0,75*	0,93**	0,95**
veetase	0,89**	0,64	0,43	0,46
redokspotentsiaal	0,32	-0,09	-0,04	0,01
T _{vesi} ^o	0,96**	0,94**	0,86**	0,93**
pH	0,82**	0,71	0,77**	0,71*
O ₂	-0,14	-0,61	-0,57	-0,68*
O ₂ %	-0,13	-0,31	0,22	-0,36

5.2. CH₄-C voog

Metaanivoo väärtused varieerusid vahemikus -35,9 kuni 1 265,6 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Metaani negatiivseid väärtusi ei täheldatud vaid Ohtu taimestatud alalt, ülejäänud aladel toimus ka osaline metaani sidumine.

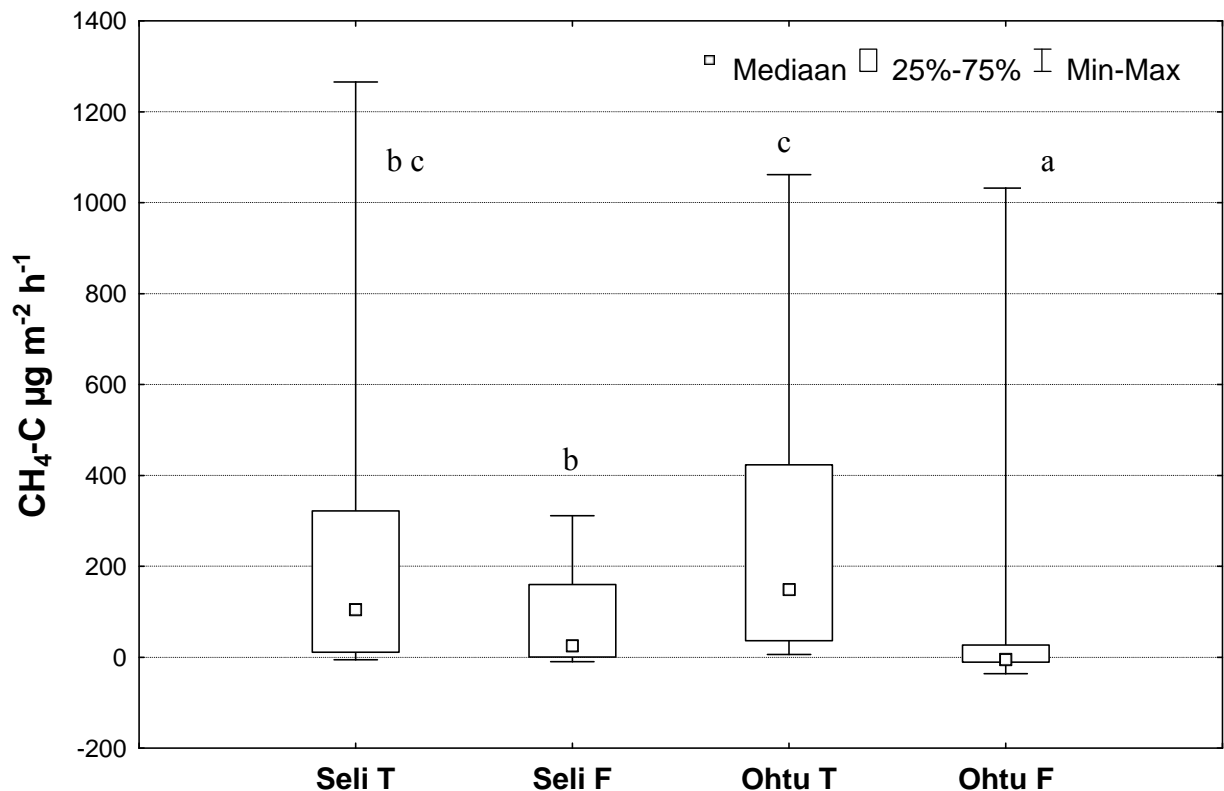
Joonisel 5 on näha kõigi uurimisalade keskmised metaanivoo mediaanväärtused perioodil juuli kuni november aastal 2010 ning lisaks veel 2011. aasta juuni ja august. Kõige kõrgem keskmine CH₄ väärtus saadi juulis 2010. a Ohtu taimestatud ja freesalal (vastavalt 548 ja 550 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Seli taimestatud ala kõrgeim metaani voog oli augustis 2011 (322 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) ning madalaim novembris 2010 (20 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Seli freesalal esines madalaim emissioon 2010. a septembris, kui metaanivoog oli 0,1 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, kõrgeim aga 2010. a juulis (7 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) Ohtu taimestatud alal on olnud küllaltki ühtlane voog kuude läbilõikes, erandiks on 2010. a juuli, kui metaani emissioon oli märgatavalt kõrgem (548 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), miinimumväärtus 92 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ oli novembris 2010. aastal.



Joonis 5. Metaanivoo erinevus taimestatud ja freesaladel kuude lõikes. Mustaga on märgitud taimestatud alad ja rohelisega freesalad, statistiline erinevus on märgitud tärniga (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

Metaani sidumist ehk negatiivset mediaanväärtust esines vaid Ohtu freesalal, kuigi üksikutes kambrites mõõdeti negatiivseid voogusid ka teistel aladel. Ohtu freesalal oli emissioon negatiivne enamustel kuudel, v.a 2010. a juulis ja 2011. a augustis. Ohtu freesala madalaim väärtus leiti 2011. a juunis ($-18 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), kõrgeim emissioon oli aga 2010. a juulis ($550 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Negatiivsed väärtused võisid olla tingitud madalamast veetasemest võrreldes teiste aladega.

Kõrgeim CH₄ emissioonide mediaanväärtus oli Ohtu taimestatud alal ($149 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), madalaim aga Ohtu freesalal ($-5 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Joonis 6). Kuigi Ohtu freesalal ja taimestatud alal on maksimumväärtused sarnased (vastavalt 550 ja $547 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), siis mediaanväärtused (vastavalt -5 ja $150 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).



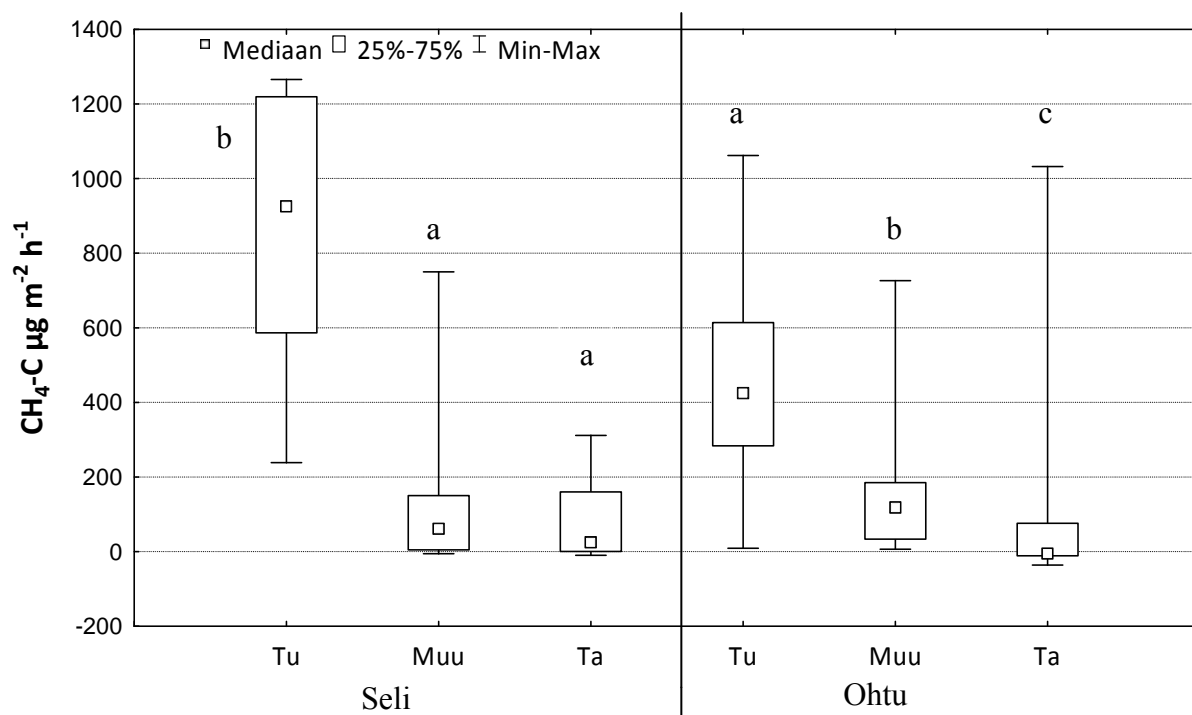
Joonis 6. Metaani vood uurimisaladel läbi kõikide kuude (T – taimestatud, F – freesala). Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallise mitteparameetriline dispersioonanalüüs, $p < 0,05$).

CH₄ voogude puhul eristusid alad olulisel määral: taimestatud aladel olid suuremad metaanivood võrreldes freesaladega ja seda eriti kohtades, kus kasvas ka tupp-villpea mätas. Muu taimeistiku ning taimestamata alade vahel Selis olulist erinevust ei olnud (voogude mediaanväärtused olid vastavalt 60 ja 25 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹). Ohtu aladel sellist sarnasust ei esinenud ning freesalal esines kogunisti metaani sidumist (voogude mediaanväärtused vastavalt 118 ja -5 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹). Ilmselt mängis siin rolli ka madal veetase, mis mõjus metanogeneesile inhibeerivalt.

Kruskal-Wallise mitteparameetrilise dispersioonanalüüsi tulemusena ilmnes, et vähemalt ühel alal erinesid CH₄ vood statistiliselt usaldusväärselt. Mann-Whitney U test kinnitas Kruskal-Wallise testi tulemusi ja selle kohaselt leiti alade vaheline erinevus. Mõlema taimestatud ala voog erines mõlemast freesala voogudest, olles suuremad taimestatud alal. Ohtu freesala erines ka teisest freesalades, omades negatiivset mediaanväärtust (Joonis 6).

Töös uuriti ka tupp-villpea mõju metaani voogudele. Selleks mõõdeti mõlemal alal ühe kambri tupp-villpea mõju gaasivoogudele. Metaani puhul ilmnes suur varieeruvus erinevate kambrite voogude vahel. Metaanivood olid oluliselt suuremad Seli taimestatud ala I kambri ja Ohtu taimestatud ala IV kambri, mõlemas proovivõtukohtas kasvas tupp-villpea mätas

(Joonis 7). Seli uurimisala puhul muu taimkattega proovivõtukohtades ning freesalade emissioonide vahel suurt erinevust ei olnud. Ohtu uurimisalal näitas Wilcoxonit test erinevust ka muu taimkattega ja taimestamata ala proovivõtukohtade vahel.



Joonis 7. Metaani emissioonid erinevat tüüpi taimkattega (Tu – tupp-villpea, Muu – kanarbik, karusammal, turbasammal, Ta – taimestamata alad) proovivõtukohtades Seli ja Ohtu uurimisalal (Wilcoxonit test, $p < 0,05$).

Tabel 2. Spearmani astakkorrelatsiooni (ρ) analüüsi tulemusel saadud korrelatsioonikordajad CH_4 emissiooni ja erinevate keskkonnanäitajate vahel. Metaani ja keskkonnanäitaja vaheline seos on usaldusväärne, kui korrelatsioonikordaja on märgistatud tärniga (kui $p < 0,1$) või kahe tärniga (kui $p < 0,05$).

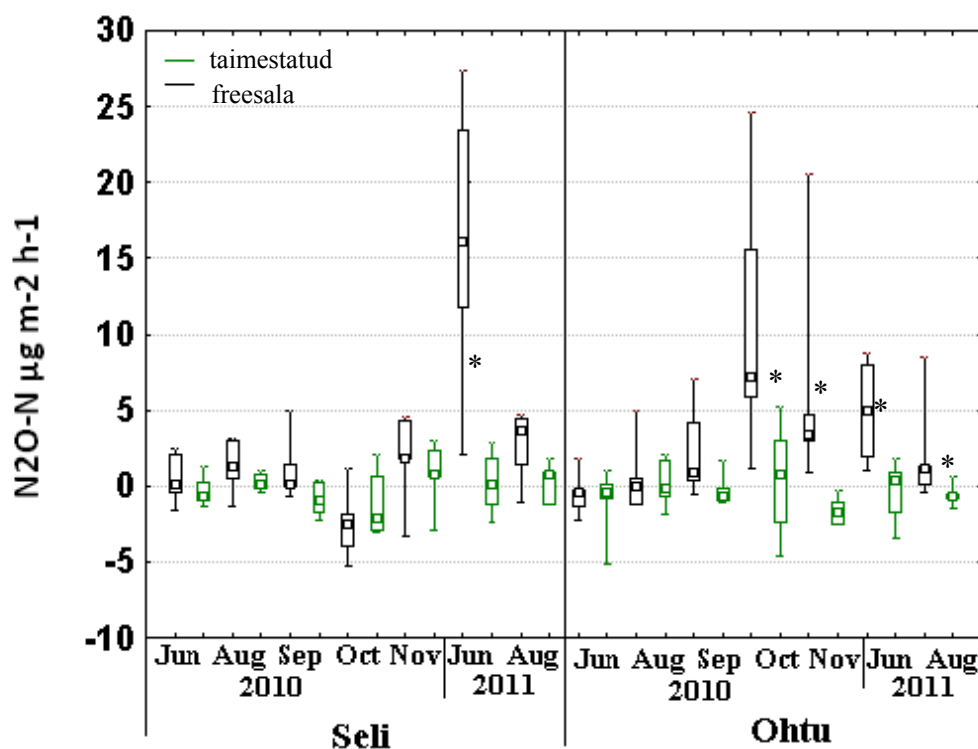
	Seli freesala	Seli taimestatud	Ohtu freesala	Ohtu taimestatud
$T^{\circ}_{0 \text{ cm}}$	0,54	0,54	0,24	0,60
$T^{\circ}_{10 \text{ cm}}$	0,61	0,79**	0,24	0,73**
$T^{\circ}_{20 \text{ cm}}$	0,75*	0,68*	0,24	0,74**
$T^{\circ}_{30 \text{ cm}}$	0,75*	0,68*	0,20	0,74**
$T^{\circ}_{40 \text{ cm}}$	0,75*	0,68*	0,24	0,74**
$T^{\circ}_{\text{keskmine}}$	0,71*	0,79**	0,24	0,74**
$T^{\circ}_{\text{keskm 10-40}}$	0,75*	0,68*	0,24	0,74**
Veetase	0,75*	0,26	-0,50	0,04
Redokspotentsiaal	0,32	-0,26	0,50	-0,29
T°_{vesi}	0,71*	0,60	0,04	0,54
pH	0,82**	-0,09	-0,18	0,11
O_2	0,14	-0,46	0,21	-0,46
$\text{O}_2\%$	0,13	-0,49	0,04	0,07

Tulenevalt Spearmani astakkorrelatsiooni analüüsile korreleerus metaanivoog positiivselt Ohtu taimestatud alal eri sügavustelt (10, 20, 30, 40 cm) mõõdetud pinnasetemperatuuridega (korrelatsioonikordaja ρ oli vastavalt 0,73, 0,74, 0,74 ja 0,74) (Tabel 2). Seli freesalal oli usaldusväärne seos piesomeetrist kogutud vee pH-ga ($\rho = 0,82$) ning veidi nõrgem seos 20, 30 ja 40 cm sügavuselt mõõdetud pinnasetemperatuuridega ning veetasemega. Seli taimestatud alal esines samuti seos pinnasetemperatuuridega. Ohtu freesala emissioonide ning keskkonnategurite vahel Spearmani testi tulemusel usaldusväärset seos ei leitud.

Kui vaadeldes eraldi alasid maakasutuse tüübi järgi, siis freesalade CH_4 emissioonidel ilmnes negatiivne seos lisaks temperatuuridele veel ka piesomeetritest kogutud vee lahustunud hapniku küllastusastmega ($\rho = -0,57$).

5.3. $\text{N}_2\text{O-N}$ voog

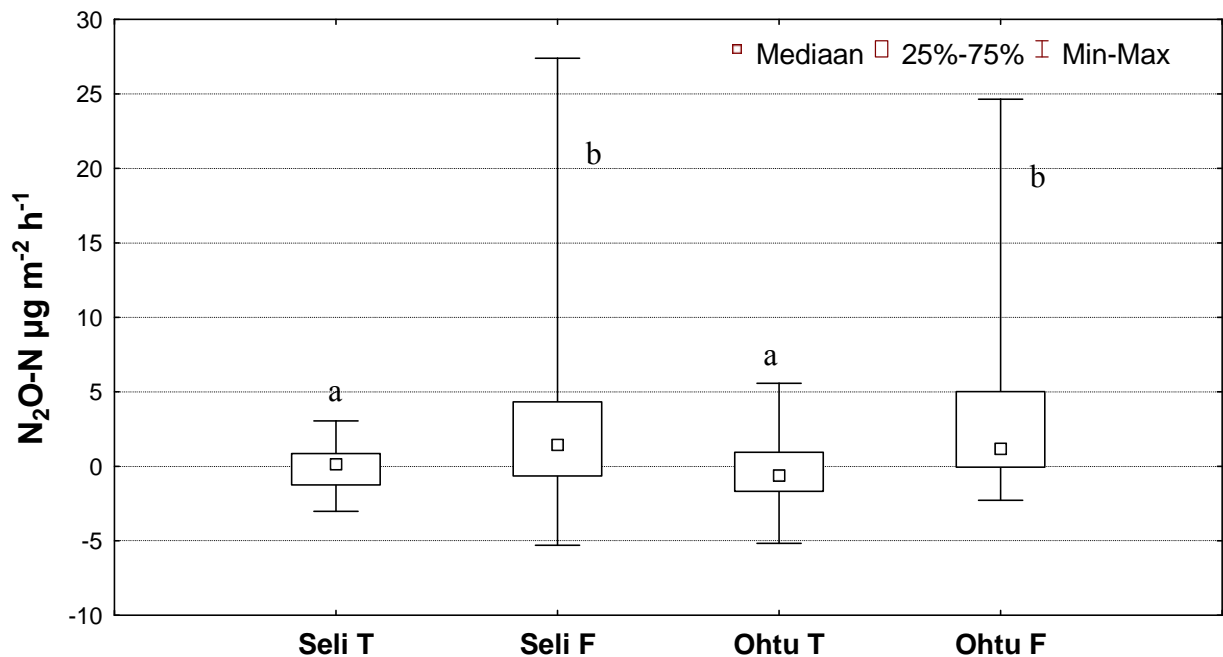
Naerugaasi emissioonid uurimisaladel varieerusid vahemikus $-5,3$ kuni $27,4 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$.



Joonis 8. Dilämmastikoksiidi voo erinevus taimestatud ja freesaladel kuude lõikes. Mustaga on märgitud taimestatud alad ja rohelisega freesalad, statistiline erinevus on märgitud tärniga (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

Joonisel 8 on näha N_2O voogude erinevusi uurimisaladel kuude lõikes. Kõikidel aladel esines negatiivseid väärtusi ehk naerugaasi sidumist. Viie kambri suurim N_2O emissioon mediaanväärtus esines Seli freesalal ($17,6 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) juulis 2010 ja madalaim ($-2,8 \mu\text{g N}$

$\text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$) oktoobris 2010. Ohtu freesalalt lähtuv naerugaasi kõrgeim voog esines 2011. a oktoobris ($7,2 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$), madalaim keskmine oli 2010. aasta juulis ($0,45 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Kõrgeim emissioon taimestatud aladelt saadi Selis novembris 2010 ($1,4 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$), kuid mis jäi oluliselt alla freesalade emissioonidele. Ohtus oli suurim emissioon $0,8 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, mis esines oktoobris 2010. Seli taimestatud ala madalaim emissioon ($-2,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) toimus novembris 2010, Ohtu freesalal aga sama aasta oktoobris ($-2,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$).



Joonis 9. Lämmastikdioksiidi vood uurimisaladel läbi kõikide kuude (T - taimestatud, F - freesala). Statistilised erinevused on tähistatud erinevate tähtedega (Kruskal-Wallise mitteparameetriline dispersioonanalüüs, $p < 0,05$).

Naerugaasi mediaanväärtus Ohtu freesalal ($1,4 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) oli suurem kui Ohtu taimestatud alal $-0,6 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Joonis 9). Samasugune tendents esines ka Seli uurimisaladel, kus taimestatud ala mediaanväärtus ($0,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) sarnanes Ohtu taimestatud alaga ning samuti sarnanesid freesalade mediaanväärtused (Ohtus $-0,6$ ja Selis $0,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$).

Statistiliselt usaldusväärne erinevus alade vahel oli Kruskal-Wallise testi tulemusel olemas. Mann-Whitney U testi tulemusena ilmnis oluline erinevus freesalade ja taimestatud alade voogude vahel, suuremad vood esinesid freesaladelt.

Spearmani astakorrelatsiooni testi järgi N_2O voog korreleerus negatiivselt Ohtu freesalal mõõdetud pinnasetemperatuuridega, kusjuures kõige tugevam seos oli 10 cm sügavuselt mõõdetud pinnasetemperatuuriga ($\rho = -0,81$). Seli freesalal ilmnis positiivne statistiliselt usaldusväärne seos redokspotentsiaaliga, kus korrelatsioonikordaja (ρ) oli $0,82$.

6. Arutelu

6.1. Mulla CO₂-C voog

CO₂ produktsioon on pinnase orgaanilise süsiniku mineralisatsiooni (ehk teisisõnu mullahingamise) ja taimede hingamise tulemus (Blodau 2002). Sõltuvalt hingamise ja taimede fotosünteesi vahelisest suhtest, turbaala kas seob või emiteerib süsihappegaasi (Maljanen *et al.* 2010). Süsiniku mineralisatsiooni määr sõltub hapniku kättesaadavusest ja veetasemest, mikroobide tegevusest, pinnase temperatuurist, taimestiku tüübist ja turba keemilistest omadustest (Blodau 2002).

CO₂-C vood on suuresti sõltuvad keskkonnateguritest ning korrelatsioon on sarnane erineva kasutusala turbaaladel (looduslik, kuivendatud, aktiivne ja mahajäetud turbakaevandusala) (Salm *et al.* 2012).

Võrreldes taimestatud ja taimestamata alasid omavahel Kruskal-Wallise dispersioonanalüüsiga selgus, et taimestatud alade ja freesalade oluliselt erinevad. Taimestatud aladel emissioonid varieerusid oluliselt suuremas vahemikus võrreldes freesaladega. Süsihappegaasi väiksemad emissioonid freesaladel on kooskõlas paljude varasemate uuringute tulemustega (Petroni *et al.* 2003, Waddington *et al.* 2001), kus on leitud, et taimestatud alade hingamine on suurem tänu mullahingamisele lisanduva taimede hingamisele.

Temperatuur on üks paljudest faktoritest, mis kontrollib süsiniku mineraliseerumist (hingamist) mikroorganismide tegevuse mõjutamise kaudu (Petroni *et al.* 2003). Käesoleva töö tulemused on kooskõlas varasemate uuringutega, kus CO₂ vood on tugevas seoses pinnase temperatuuriga (Waddington *et al.* 2001, Petroni *et al.* 2003, Ojanen *et al.* 2010). Kõrgemad pinnase temperatuurid loovad mikroobidele paremad tingimused (McKenzie *et al.* 1998), mis omakorda tähendab suuremaid süsihappegaasi vooge. Töös ei leidnud kinnitust Petroni *et al.* (2003) poolt avaldatu, et taimestatud alade emissioonid reageerivad maapinnalähedase õhutemperatuuri ja eri sügavustelt mõõdetud temperatuuri kõikumistele tugevamalt kui taimestamata alade emissioonid – käesolevas töös seos ei erinenud olulisel määral, olles mõlemal juhul tugevas korrelatsioonis temperatuuride ja voogudega. Piesomeetritest kogutud vee temperatuur oli usaldusväärses seoses nii kõikide uurimisalade emissioonidega eraldi kui ka iga maakasutustüüpe analüüsides. Mitmed uuringud on jõudnud tulemusele, et turbatootmisala taastamisel suureneb kogu hingamine (mullahingamine pluss

taimehingamine) ja seda hoolimata veetaseme tõstmisest aladel. Kõrgenenud hingamine on põhjustatud tõenäoliselt multši lagunemisest tulenevast kõrgendatud CO₂ voost (Petrone *et al.* 2004).

Käesoleva töö uurimisalade veetasemed olid erinevad. Seli frees- ja Seli taimestatud ala veetase erines olulisel määral (Kruskal-Wallise dispersioonanalüüs), kusjuures veetase oli oluliselt madalam taimestatud alal. Ohtu frees- ja taimestatud ala veetasemete erinevus ei olnud statistiliselt oluline, kuid erines siiski vähemal määral, veetase oli madalam Ohtu freesalal. Oluliselt erinesid teineteisest ka mõlemad freesalad veetaseme osas.

Kanadas Quebecki turbaalaga seotud uurimuses on jõudnud tulemuseni, et kuivemal aastal on kõrgemad CO₂ vood võrreldes niiskemate aastatega (Waddington, McNeil 2002). On koguni hinnatud, et turbaala kuivendamine ja kaevandamine suurendab aeroobse tsooni sügavust ja seega CO₂ vood võivad tõusta 250-300% (Nykanen *et al.* 1995, *cit.* Salm *et al.* 2012). Veetaseme alanemine suurendab aeroobse pindmise kihi osakaalu, mis loob soodsad tingimused orgaanilise aine lagunemiseks (Bubier *et al.* 2003). Veetaseme alanemine võimaldab hapniku paremat kättesaadavust, mis omakorda suurendab süsihappegaasi emissiooni (Alm *et al.* 2007, Martikainen *et al.* 1993). Antud töös avaldus usaldusväärne seos veetaseme ja CO₂ voogude vahel Seli freesalal ning mõlema maakasutustüübil (taimestatud ja freesalal). See on vastuolus Waddingtoni *et al.* (2001) laborikatsetega, kus leiti, et freesalade turvas on vähem mõjutatud aeroobsetest tingimustest (madalamast veetasemest). Ka varasemad uuringud on näidanud, et freesalade rasketilagunev turvas on vähem tundlikum hapniku olemasolule (Waddington *et al.* 2001), mida Magnusson (1993, *cit.* Waddington *et al.* 2001) on põhjendanud faktiga, et vaba hapnikku ning elektroni aktseptorid on vähem saadaval vanemas turbas.

Käesolevas töös ilmnes Spearmani korrelatsiooni testis negatiivne seos vees lahustunud hapniku ja CO₂ voo vahel. Teadaolevalt ei ole CO₂ emissioon otseselt ega kaudselt seotud vees lahustunud hapnikuga. Samas hapniku lahustuvust vees mõjutab temperatuur – jahedamas vees on rohkem lahustunud hapnikku. Temperatuur mõjutab ka CO₂ voogu. Seega on CO₂ emissioon ja vees lahustunud hapnik eeldatavasti seotud läbi temperatuuri.

6.2. CH₄-C voog

Metaan tekib pinnases anaeroobsete protsesside käigus, mida reguleerivad metanogeensed mikroobid (Le Mer, Roger 2001). Metaani teke oleneb otseselt mikroobide aktiivsusest turbas

ja kaudselt mullatemperatuurist, taimestiku tüübist, keemilistest omadustest ja redokspotentsiaali piiridest koos veetasemega (Bubier et al 1993, 1995, Whiting, Chanton 1993, Blodau 2002).

Salm *et al.* (2012) uuringu tulemus näitab, et CH₄-C emissioon oli rohkem sõltuv ala tüübist (looduslik, kuivendatud, aktiivne, mahajäetud turbaala) kui keskkonnateguritest.

Paljud uuringud seostavad metaani emissioone veetaseme (Huttunen *et al.* 2003, Minkinen *et al.* 2007a) ja kuivendusest mõjutatud muutustega (Strack *et al.* 2004) või kuivemast kliimast (Saarnio *et al.* 2007), kuna metanogenees esineb vaid anaeroobsetes tingimustes. Basiliko *et al.* (2007) tõdeb, et kaevandamine ja korrastamine muudab faktoreid, mis kontrollivad CH₄ produktsiooni: pinnase niiskusel on suur mõju taastatud ning kaevandatud aladele, samas seos puudub looduslike aladega.

Käesolevas töös leiti seos veetaseme ja metaanivoo vahel vaid Seli freesalal, kus oli ka kõige kõrgem veetase võrreldes taimestatud aladega märkimisväärselt madalam. Teistel aladel seost veetasemega ei esinenud. Eestis tehtud uuringutes (Soosaar *et al.* 2011, Salm *et al.* 2012) on välja toodud, et madalama põhjaveetasemega (>30 cm) aladel ei esinenud olulist metaanivoogu. Käesoleva tööga on see vastuolus ning metaanivood olid rohkem seotud taimestiku liigilise koosseisuga. Seega on töö tulemused rohkem kooskõlas Glatzel *et al.* uurimustööga (2008), milles veetase ei mõjutanud CH₄ emissioone. Siiski on leitud, et turbaala kuivendamine võib vähendada olulisel määral CH₄ voogu ja muuta turbaala CH₄ sidujaks (Lohila *et al.* 2011).

Tuittila *et al.* (2000) ja Waddington, Day (2007) järgi võib veerežiimi taastamine ja taimestamine suurendada CH₄ vooge võrreldes mitte taastatud aladega. Stracki, Zuback (2012) väitel jäävad CH₄ vood siiski madalamaks võrreldes loodusliku ala emissioonidega, käesoleval juhul ei olnud paraku võimalik võrrelda tulemusi loodusliku alaga.

Suurt osa CH₄ voos omavad ka taimed (Vasander, Kettunen 2006). Mitmetest uuringutest (Frenzel, Karofeld 2000, Christensen *et al.* 2003) on ilmnenu, et metaanivood on oluliselt väiksemad taimestamata aladel võrreldes taimestatud aladega. Lisaks on leitud, et CH₄ vood on korrelatsioonis kõrreliste osakaaluga taimkattes (Tuittila *et al.* 2000, Bubier *et al.* 1995, Nykanen *et al.* 2002, Granberg *et al.* 2001).

Metaani puhul ilmnes suur varieeruvus erinevate proovivõturingastest mõõdetud voogude vahel. Metaaniemissioon oli suurim tupp-villpea mättaga asuvates rõngastes ning eripära

ilmnes nii Seli kui Ohtu taimestatud aladel. Soontaimed ja eriti rohttaimi teatakse suurte metaani emiteerijatena (Strack *et al.* 2006). Tupp-villpea on hea CH₄ emiteerija, kuna pakub metanogeneesiks substraati ja võimaldab CH₄ liikumist taime atmosfääri (Tuittila *et al.* 2000, Marinier *et al.* 2004). Seega on turba jääkalade taastamisel taimestikul oluline roll metaanivoogude kõikumistes ning võimalusel tuleks vältida teatud liikide kasutamist. Muu taimestikuga kaetud alade (peamiselt raba-karusammal, turbasammal ning soontaimedest kanarbik) ja taimestamata alade emissioonid Selis ei erinenud, küll aga esines oluline erinevus kõikide erinevate taimkatete vahel Ohtus. See võib tuleneda veetasemest, mis Ohtu taimestatud alal oli kõrgem (keskmise veetase 33,8 cm maapinnast) kui taimestamata alal (49,3 cm).

Maljanen *et al.* (2010) märkas mustrit, et kõrgemad CH₄ vood ilmnesid madala pH-ga aladel. Optimaalsed pH väärtused metanogeneesiks on 6-7 (Blodau 2002). Antud töös avaldus seos pH ja metaanivoogude vahel Seli freesalal, mis on kooskõlas ka Weslieni *et al.* (2009) tulemustega.

Fiedler, Sommer (2002) on oma töös järeldanud, et veetaseme mõju CH₄ voogudele lõuna Saksamaa turbaaladel on kaudne ja redokspotentsiaali mõju voogudele on tugevam, kuid mida on harva kinnitatud. Ka käesolevas töös ei leidnud kinnitust metaanivoogude seos redokspotentsiaaliga.

6.3. N₂O-N voog

N₂O tekib pinnases peamiselt mikroorganismide elutegevuse käigus, aeroobse nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni protsesside käigus (Priemé, Christensen 2001). N₂O teket mõjutavad hapnikusisaldus, pinnase veetase ja mineraalse lämmastiku kättesaadavus. Turbaala kuivendamine suurendab tavaliselt hapniku ja mineraalse lämmastiku kättesaadavust (Martikainen *et al.* 1993), ala kattumisel lämmastiku sisaldus turbas väheneb, kuna taimestik tarvitab lämmastiku ära (Wind-Mulder *et al.* 1996).

Käesoleva töö tulemuste kohaselt erinesid alad maakasutusetüübi järgi statistiliselt olulisel määral. Selle põhjuseks võibki lugeda asjaolu, et taimestatud aladel on taimestik lämmastiku tarvitanud (Wind-Mulder *et al.* 1996). Seli taimestatud alal ilmnes eripära, et I kambrist mõõdeti N₂O sidumine läbi kõikide kuude. *Eriophorum vaginatum* on tugev konkurent NO₃⁻ suhtes ja seega mõjutab NO₃⁻ saadavust denitrifikatsioonis ja järelikult reguleerib N₂O emissioone turbaaladelt, vähenev N₂O voog tupp-villpea mätaga rõngast tähendab

konkurentsi lämmastiku pärast (Silvan, *et al.* 2005), mis tähendab, et taimkatte suurem toitainete omastamine, vähendab N₂O emissioone. Sama tendentsi on märganud ka Glatzel, Stahr (2001), kelle uuringus toimus atmosfäärist N₂O sidumine. See vihjab efektiivsele risosfäärsele lämmastiku sidumisele (Glatzel *et al.* 2008).

Maljanen *et al.* (2010) on leidnud, et alad, mille pH ei olnud vahemikus 4-6, olid madalama N₂O emissiooniga. Korrelatsiooni pH ja N₂O emissioonide vahel metsastatud põllumajanduslikul pinnasel on leidnud ka Weslien *et al.* (2009). Käesolevas uurimustöös jäid kõik uurimisalad pH väärtuste vahemikku 3,9-5,5 (mõneti kõrgem pH oli Ohtu uurimisaladel), aga seost pH ja N₂O emissiooni vahel ei esinenud.

Võrreldes uurimisalade voogusid ilmnes Spearmani astakorrelatsiooni testi tulemusena korrelatsioon metaani ja naerugaasi voogude vahel. Seos oli negatiivne, ehk mida suurem oli CH₄ voog, seda väiksem oli N₂O emissioon. Madalamad metaanivood esinesid Seli ning Ohtu freesalal, kõrgemad vood aga taimestatud aladel, naerugaasi vood olid vastupidised - kõrgemad vood freesaladel ning madalamad taimestatud aladel. See on kooskõlas Maljanen *et al.* (2010) uurimistöös leitud, mille kohaselt on mittelineaarne seos CH₄ ja N₂O voogude vahel. Maljanen *et al.* (2010) märkas seost, et CH₄ vood esinesid vaid juhul, kui N₂O emissioon oli madal. Ka Weslien *et al.* (2009) leidis sarnase seose metsastatud turbaalal.

Käesolevas töös olid N₂O emissioon madal ning seega võrdlemisi väheoluline.

7. Kokkuvõte

Eestis on ligikaudu 60 000 ha kuivendatud seos turba tootmisega. Mahajäetud turbaalad omavad suurt mõju süsinikuringele, ümbruskaudsele veerežiimile, bioloogilisele ja maastikulisele mitmekesisusele. Kuivendatud turbaalal hakkab turvas õhuga kokkupuutel mineraliseeruma, millega kaasneb ühelt poolt turba kui loodusvara kadu kui ka õhureostus, emiteerides suurel hulgal CO₂ ning vähemal määral N₂O ning sidudes CH₄.

Jääkturbaalade kasutamise võimalusi on mitmeid: marjakasvatuse rajamine, metsastamine, põllumajanduskultuuride kasvatamine (mustikas, jõhvikas), energianiidu rajamine, turbakaevandamisealade kuivendusvee puhastamiseks. Metsastamine ning põllumajanduslikel eesmärkidel jääksoode kasutamine ei peata turba mineraliseerumist ning kasvuhoonegaaside eraldumist. Seega kui on eesmärgiks peatada turbakadu ning vähendada kasvuhoonegaaside emissioone turbajääkaladelt, siis tuleb luua sobivad tingimused taassoostumiseks, et taastada funktsionaalne turvast akumulatsiooniv ja süsihappegaasi siduv ökosüsteem. Akrotelmi rekultiveerimine on edukas meetod turbaala korrastamiseks. Käesolevas töös kasutati Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituudi töötajate rajatud katsealasid. Seli ja Ohtu endistele freesaladele külvati turba- ja raba-karusammalt ning taastati endist veerežiimi.

Käesoleva töö raames mõõdeti kasvuhoonegaaside voogusid nimetatud katsealadelt ning võrdlevalt lähedalasuvatelt freesaladelt hindamaks alade vahelisi erinevusi. Samuti analüüsiti gaasivoogude võimalikke seoseid erinevate keskkonnanäitajatega. Lisaks uuriti ka taimestiku liigilise koosseisu mõju kasvuhoonegaaside emissioonidele.

Käesoleva magistritöö tulemused näitasid, et kasvuhoonegaaside vood erinesid oluliselt turba freesaladel ning turbasammalde külvamise teel korrastatud aladel Ohtu ja Seli uurimisalade näitel. Süsihappegaaside emissioonid varieerusid hooajaliselt ning alade vaheliselt suurel määral. Suletud kambri meetodil mõõdetud CO₂ emissioonide puhul leiti statistiline erinevus taimestatud ja freesalade vahel. CH₄ voogude puhul eristusid alad olulisel määral – taimestatud aladel olid suuremad metaanivood võrreldes freesaladega ja seda eriti kohtades, kus kasvas tupp-villpea, muu taimestiku ning taimestamata alade vahel Selis olulist erinevust ei olnud (voogude mediaanväärtused olid vastavalt 60 ja 25 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹). Ohtu aladel sellist tendentsi ei ilmnenud ning freesalal esines koguniski metaani sidumist (voogude mediaanväärtused vastavalt 118 ja -5 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹). Ilmselt mängis siin rolli ka madal veetase, mis mõjus metanogeneesi inhibeerivalt. N₂O emiteerimise osas erinesid alad

teineteisest olulisel määral, kusjuures väiksemad vood olid taimestatud aladel. N₂O vood olid madalad ning seega väheolulised keskkonnariski seisukohalt.

Keskkonnateguritest mõjutas voogude varieeruvusi enim temperatuur ja veetase. Keskkonnategurid mõjutasid enim CO₂ voogusid, tugevaim seos esines temperatuuridega, nii maapinna lähedase õhu-, erinevatelt sügavustelt mõõdetud pinnase- ja veetemperatuuriga (seos oli eksponentsiaalne).

Käesoleva töö tulemuste põhjal võib järeldada, et endiste turbatootmisalade korrastamine turbasammalde ja raba-karusammalde külvamise teel:

- (1) suurendab hingamist;
- (2) suurendab CH₄ emissiooni, eriti aladel, mis on kaetud tupp-villpea mättaga;
- (3) vähendab N₂O emissiooni võrreldes taastamata aladega.

Töös püstitatud hüpoteesi õnnetus tõestada CH₄ ja N₂O voogude hindamisel, samas ei õnnestunud tõestada ega ka ümber lükata CO₂ voo vähenemist atmosfääri, kuna kasutatud meetodika ei võimaldanud hinnata taimestatud alade CO₂ vahetust. Täpsema hinnangu saamiseks oleks vaja uurida CO₂ vahetust taimestatud aladelt või turbasammaldega korrastatud alade netoproduksiooni, et hinnata süsiniku bilanssi ning globaalse soojenemise potentsiaali. Samuti oleks vajalikud pikemaajalised uuringud, eriti mis puudutab taimede koosluste arengut rekultiveeritud soodes.

8. Summary

The effect of the *Sphagnum* rehabilitation of abandoned peat extraction sites on greenhouse gas fluxes

Natural peatlands are sinks for CO₂ and emit CH₄ and slightly N₂O. Peat extraction and after-management has an impact on greenhouse gas fluxes. The drainage of the peat extraction areas has an impact on the greenhouse gas fluxes, CO₂ and N₂O emission increases while CH₄ decreases. Different abandoned peatland site managements also have a variable impact on greenhouse gas fluxes.

The aim of this research is to estimate the effect of re-vegetation on greenhouse gas emissions - total respiration (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) - in two North Estonian cutover bogs rehabilitated with acrotelm.

To investigate the effect of *Sphagnum* regeneration on abandoned peat extraction sites, two study sites were selected: Seli and Ohtu bogs. Both sites are abandoned peat fields with weakly decomposed residual *Sphagnum* peat. *Sphagnum* diaspores were scattered and covered with mulch in Seli spring 2005 and in Ohtu spring 2007. Greenhouse gas emissions were also registered in two adjacent non-vegetated plots.

CO₂, CH₄ and N₂O were measured using the closed chamber technique once a month from July to November 2010 and in June and August 2011. Samples were collected in 5 replicates from each four sites and were analyzed using the Shimadzu 2014 gas-chromatograph. The measurements of groundwater level, water quality (temperature, pH, redox potential, dissolved O₂) and soil temperature (10, 20, 30 and 40 cm depths) were performed simultaneously.

The results of this research showed significantly higher respiration and CH₄ emissions in vegetated plots (148.4 and 67.3 g CO₂-C m⁻² a⁻¹, and 226.9 and 8.2 μg CH₄-C m⁻² a⁻¹, respectively). The CO₂ efflux in vegetated sites are higher due to the decomposition of the mulch and respiration. Methane fluxes are higher in vegetated sites because of the higher water level and plants. Methane fluxes were especially high from vegetated plots, where *Eriophorum vaginatum* tussocks were sited. Vegetated plots in Ohtu and Seli sites showed significantly lower N₂O emission than bare peat plots (2.1 and -0.1 μg N₂O-N m⁻² a⁻¹, respectively). The collar with *Eriophorum vaginatum* tussock had significantly lower N₂O

emission compared to other vegetated plots. *Eriophorum vaginatum* is an effective competitor for NO_3^- and therefore controls the availability of NO_3^- for denitrification, and consequently moderates the N_2O emissions from peatlands.

In conclusion, field investigations provided additional information on the effect of rehabilitation on greenhouse gas fluxes. Our study showed:

- lower N_2O emission in vegetated sites;
- higher CH_4 emission from vegetated plots, especially from *Eriophorum vaginatum* sites;
- higher respiration from vegetated sites.

However, further studies are needed to assess the balance of CO_2 in vegetated plots that would give more information about the global warming potential of rehabilitated sites. In addition, long-term investigations are essential, especially regarding the development of the plant communities of rehabilitated bogs.

9. Tänuavaldused

Suured tänud käesoleva töö juhendajale Kaido Soosaarele igakülgse abi eest töö teostamisel, tema kannatlikkuse ja mõistva suhtumise eest.

Samuti tänan Tartu Ülikooli geograafia osakonnast Dr Martin Maddisoni ning Järvi Järveoja välitöödel abistamise eest. Suur tänu ka professor Krista Lõhmusele Tartu Ülikooli botaanika osakonnast, kes andis nõu statistikat puudutavates küsimustes. Lisaks soovin tänada Tallinna Ülikoolist Dr Mati Ilometsa alasid iseloomustava informatsiooni eest.

10. Kasutatud kirjandus

- Alm, J., Shurpali, N.J., Tuittila, E.-S., Laurila, T., Maljanen, M., Saarnio, S., Minkkinen, K., 2007. Methods for determining emission factors for the use of peat and peatlands-flux measurement and modeling. *Boreal Environment Research*, 12: 85–100.
- Basiliko, N., Blodau, C., Roehm, C., Bengtson, P., Moore, T. R., 2007. Regulation of Decomposition and Methane Dynamics across Natural, Commercially Mined, and Restored Northern Peatlands. *Ecosystems*, 7: 1148–1165.
- Blodau, C., 2002. Carbon cycling in peatlands — A review of processes and controls. *Environmental Reviews*, 10: 111-134.
- Bubier J.L., Crill, P.M., Moore, T.R., Savage, K., Varner, R., 1998. Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO₂ exchange in a boreal peatland complex. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 703–714.
- Bubier, J.L., 1995. The relationship of vegetation to methane emission and hydrochemical gradients in northern peatlands. *Journal of Ecology*, 83: 403-420.
- Bubier, J.L., Bhatia, G., Moore, T.R., Roulet, N.T., Lafleur, P.M., 2003. Spatial and temporal variability in growing-season net ecosystem carbon dioxide exchange at a large peatland in Ontario, Canada. *Ecosystems*, 6: 353-367.
- Bubier, J.L., Moore, T.R., Roulet, N.T., 1993. Methane emissions from wetlands in the midboreal region of northern Ontario, Canada. *Ecology*, 74: 2240–2254.
- Campbell, D. R., Lavoie, C., Rochefort, L., 2002. Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. *Canadian Journal of Soil Science*, 82: 85–95.
- Campeau, S., Rochefort, L., 1996. Sphagnum regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. *Journal of Applied Ecology*, 33: 599–608.
- Christensen, T.R., Panikov, N., Mastepanov, M., Joabsson, A., Stewart, A., Öquist, M., Sommerkorn, M., Reynaud, S., Svensson, B., 2003. Biotic controls on CO₂ and CH₄ exchange in wetlands – a closed environment study. *Biogeochemistry*, 64: 337–354.
- Famous, N.C., Spencer, M., Nilsson, H., 1991. Revegetation patterns in harvested peatlands in Central and Eastern North America. In: D. N. Grubich, T. J. Malterer (eds), *Peat and peatlands: The resource and its utilization*. Proceedings of the International Peat Symposium, Duluth, pp 48-66.

- Fiedler, S., Sommer, M., 2000. Methane emissions, groundwater levels and redox potentials of common wetland soils in a temperate-humid climate. *Global Biogeochemical Cycles*, 14: 1081–1093.
- Frenzel, P., Karofeld, E., 2000. CH₄ emission from a hollow-ridge complex in a raised bog: The role of CH₄ production and oxidation. *Biogeochemistry*, 51: 91–112.
- Gebauer, R.L.E., Reynolds, J.F., Tenhunen, J.D., 1995. Growth and allocation of the arctic sedges *Eriophorum angustifolium* and *E. vaginatum*: effects of variable soil oxygen and nutrient availability. *Oecologia*, 104: 330–339.
- Glatzel, S., Forbrich, I., Krüger, C., Lemke, S., Gerold, G., 2008. Small scale controls of greenhouse gas release under elevated N deposition rates in a restoring peat bog in NW Germany. *Biogeosciences*, 5: 925–935.
- Glatzel, S., Stahr, K., 2001. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilised grassland in southern Germany. *Plant & Soil*, 231: 21–35.
- Gorham, E., 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable response to climatic warming. *Ecology Applications*, 1: 182–195.
- Granberg, G., Sundh, I., Svensson, B.H., Nilsson, M., 2001. Effects of increased temperature, nitrogen, and sulphur deposition on methane emission from a mixed mire in northern Sweden: a three year factorial designed field experiment. *Ecology* 82: 1982–1998.
- Groeneveld, E.V.G., Masse, A., Rochefort, L., 2007. *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology* 15: 709–719.
- Heikkinen, J.E.P., Elsakov, V., Martikainen, P.J., 2002. Carbon dioxide and methane dynamics and annual carbon balance in tundra wetland in NE Europe, Russia. *Global Biogeochemical Cycles* 16:1115.
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 1993. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: Harper, L.E., Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Rolston, D.E. (eds.). *Agricultural Ecosystems Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. ASA Special Publication No. 55. American Society of Agronomy, Madison, MI, USA, pp 1-55.
- 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, 147-151.

- Hyvönen, N.P., Huttunen, J.T., Shurpali, N.J., Tavi, N.M., Repo, M.E., Martikainen, P.J., 2009. Fluxes of nitrous oxide and methane on an abandoned peat extraction site: effect of reed canary grass cultivation. *Bioresource technology*, 100: 4723–30.
- Ilomets, M., 2001. Mis saab jääsoodest? *Eesti Loodus*, Nr 6, lk 218-221.
- Ilomets, M., 2003. Mille arvel kaevandame turvast? *Eesti Loodus*, Nr 2, lk 20-24.
- Ilomets, M., Pajula, R., Sepp, K., Truus, L., 2010. Keskkonnakorraldus, Maapõue alamprogramm programmi projekt nr 14 „Turba jääkväljade rekultiveerimine turbasammaldega“ Lõpparuanne. Kättesaadav elektroonselt: <http://www.tlu.ee/files/arts/1011/Turbabe45a5a36afe49d68d387e9d21058a6f.pdf>, 19.05.2013).
- Joosten, H., Clarke, D. (eds), 2002. Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group, International Peat Society. Saarijärvi, Finland.
- Karofeld, E., Ilomets, M., 2008. On the impact of oil shale mining and processing on mires in Northeast Estonia. *International Mire Conservation Group Newsletter*, 4: 10-11.
- Kettunen, A., 2003. Connecting methane fluxes to vegetation cover and water table fluctuations at microsite level: a modelling study. *Global Biogeochemical Cycles*, 17: 1051-1029.
- Kimmel, K., Kull, A., Salm, J.-O., Mander, Ü., 2010. The status, conservation and sustainable use of Estonian wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 18: 375–395.
- Kink, H., Andresmaa, E., Orru, M., 1998. Eesti soode hüdrogeoloogiline. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn.
- Korhola, A., Tolonen, K., Turunen, J., Jungner, H., 1995. Estimating long-term carbon accumulation rates in boreal peatlands by radiocarbon dating. *Radiocarbon* 37: 575–584.
- Laine, J., Silvola, J., Tolonen, K., Alm, J., Nykänen, H., Vasander, H., Sallantausta, T., Sinisalo, J., Martikainen, P.J., 1996. Effect of water-level drawdown on global climatic warming: northern peatlands. *Ambio*, 25: 179–184.
- Lavoie, C., Grosvernier, P., Girard, M., Marcoux, K., 2003. Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management*, 11: 97–107.
- Lavoie, C., Rochefort, L., 1996. The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: a spatial and dendroecological analysis. *Ecoscience*, 3: 101–111.

- Le Mer, J., Roger, P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37: 25–50.
- Leibak, E., Paal, J., 2011. Soode looduskaitseline inventeerimine. Eestimaa Looduse Fond, Tartu.
- Lofffield, N., Flessa, H., Augustin, J., Beese, F., 1997. Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases: methane, carbon dioxide and nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality*, 26: 560–564.
- Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Ojanen, P., Laurila, T., 2011. Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. *Biogeosciences*, 8: 3203–3218.
- Luberg, A., 1995. Kütteturba tootmine Eestis. In Juske, A. (eds), *Turbatootmine Eestis. Artiklite kogumik (lk 9–12)*. Eesti Turbaliit, Pärnu.
- Mäkiranta, P., Hytönen, J., Aro, L., Maljanen, M., Pihlatie, M., Potila, H., Shurpali, N.J., Laine, J., Lohila, A., Martikainen, P.J., Minkkinen, K., 2007. Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cutaway peatlands. *Boreal Environment Research*, 12: 159–175.
- Magnusson, T., 1993. Carbon dioxide and methane formation in forest mineral and peat soils during aerobic and anaerobic incubations. *Soil Biology & Biochemistry*, 25: 877–883.
- Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J.T., Martikainen, P.J., 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences*, 9: 2711–2738.
- Mander, Ü., Järveoja, J., Maddison, M., Soosaar, K., Aavola, R., Ostonen, I., Salm, J.-O., 2012. Reed canary grass cultivation mitigates greenhouse gas emissions from abandoned peat extraction areas. *Global Change Biology Bioenergy*, 4: 462–474.
- Mander, Ü., Uuemaa, 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: 172–181.
- Marinier, M., Glatzel, S., Moore, T.R., 2004. The role of cotton-grass (*Eriophorum vaginatum*) in CO₂ and CH₄ fluxes from restored peatlands, Eastern Canada. *Ecoscience*, 11: 141–149.

- Martikainen, P. J., Nykanen, H., Crill, P., Silvola, J., 1993. Effect of a lowered water-table on nitrous-oxide fluxes from Northern peatlands. *Nature*, 366: 51–53.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., 1995. Changes in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites with different trophic. *Plant & Soil*, 168-169: 571–577.
- Masing, V., 1988. Soode mõiste, levik ja väärtus. – Rmt-s: Valk, U. (koost.), Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk 7-21.
- McKenzie, C., Schiff, S., Aravena, R., Kelley, C., St. Louis, V., 1998. Effect of temperature on production of CH₄ and CO₂ from peat in a natural and flooded boreal forest wetland. *Climate Change* 40: 247-266.
- Minkkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I., Laine, J., 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 - the impact of forestry drainage. *Global Change Biology* 8: 785-799.
- Nykanen, H., Vasander, H., Huttunen, J.T., Martikainen, P.J., 2002. Effect of experimental nitrogen load on methane and nitrous oxide fluxes on ombrotrophic boreal peatland. *Plant & Soil* 242: 147–155.
- Nykanen, H., Alm, J., Lang, K., Silvola, J., Martikainen, P.J., 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography* 22: 351–357.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J., Penttilä, T., 2010. Soil–atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 260: 411–421.
- Orru, M., 1992. Eesti turbavarud. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Orru, M., 1995. Eesti turbasood: teatmik. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Orru, M., Paal, J., & Niitlaan, E. (2011). Turba kaevandamine. In J. Paal (Ed.), Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine (pp. 27–32). Tartu.
- Orru, M., Paal, J., Niitlaan, E., 2011. Turba kaevandamine. Rmt-s J. Paal (eds), Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine (lk 27–32). Tartu.
- Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, A., Moen, A., Børset, E., Kuusemets, V., Truus, L., Leibak, E., 1999. Estonian Wetland Inventory 1997. Publication of the project „Estonian Wetlands Conservation and Management“. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Paal, J., Lode, E., Triisberg, T., 2011. Jääksoo ja turba jääklasund. In Paal, J. (koost), Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine (lk 41–44). Eesti Turbaliit, Tartu.

- Petrone, R.M., Waddington, J.M., Price, J.S., 2003. Ecosystem-scale flux of CO₂ from a restored vacuum harvested peatland. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 419–432.
- Petrone, R.M., Price, J.S., Waddington, J. M., Von Waldow, H., 2004. Surface moisture and energy exchange from a restored peatland, Québec, Canada. *Journal of Hydrology*, 295: 198–210.
- Price, J.S., Heathwaite, A.L., Baird, A.J., 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 65–83.
- Price, J.S., 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *Journal of Hydrology*, 202: 21–32.
- Price, J.S., Rochefort, L., Francois, Q., 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and Sphagnum regeneration. *Ecological Engineering*, 10: 293–312.
- Price, J.S., 1996. Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes*, 10: 1263–1272.
- Priemé, A., Christensen, S., 2001. Natural perturbations, drying-wetting and freezing-thawing cycles, and the emission of nitrous oxide, carbon dioxide and methane from farmed organic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 2083-2091.
- Ramst, R., Orru, M., 2009. Eesti mahajäetud turbatootmisalade taastaimestumine. Eesti Põlevloodusvarad ja -jäätmel, 1-2: 6-7.
- Rochefort, L., 2000. Sphagnum – a keystone genus in habitat restoration. *The Bryologist*, 103: 503–508.
- Rozental, V., 2011. Eesti turbatööstuse ajalugu 2. osa. In Nomine, Tallinn.
- Rowlands, R.G., Feehan, J., 2000. The ecological future of industrially milled cutaway peatlands in Ireland. *Aspects of Applied Biology*, 58: 263–270.
- Saarnio, S., Morero, M., Shurpali, N., Tuittila, E.-S., Mäkilä, M., Alm, J., 2007. Annual CO₂ and CH₄ fluxes of pristine boreal mires as a background for the lifecycle analyses of peat energy. *Boreal Environmental Research*. 12: 101–113.
- Salm, J.-O., Kimmel, K., Uri, V., Mander, Ü., 2009. Global warming potential of drained and undrained peatlands in Estonia: a synthesis. *Wetlands*, 29: 1081–1092.
- Salm, J.-O., Maddison, M., Tammik, S., Soosaar, K., Truu, J., Mander, Ü., 2012. Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from undisturbed, drained and mined peatlands in Estonia. *Hydrobiologia*, 692: 41–55.

- Shurpali, N.J., Hyvönen, N.P., Huttunen, J.T., Clement, R.J., Reichstein, M., Nykanen, H., Biasi, C., Martikainen, P.J., 2009. Cultivation of a perennial grass for bioenergy on a boreal organic soil - carbon sink or source? *Global Change Biology Bioenergy* 1: 35-50.
- Silvan, N., Tuittila, E.-S., Kitunen, V., Vasander, H., Laine, J., 2005. Nitrate uptake by *Eriophorum vaginatum* controls N₂O production in a restored peatland. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 1519–1526.
- Soosaar, K., Mander, Ü., Maddison, M., Kanal, A., Kull, A., Lõhmus, K., Truu, J., Augustin, A., 2011. Dynamics of gaseous nitrogen and carbon fluxes in riparian alder forests. *Ecological Engineering* 37: 40–53.
- Soro, A., Sundberg, S., Rydin, H., 1999. Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs. *Journal of Vegetation Science*, 10: 549–560.
- 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: GB4003.DOI 10.1029/2003GB002209.
- Strack, M., Waddington, J.M., Rochefort, L., Tuittila, E.-S., 2006. Response of vegetation and net ecosystem carbon dioxide exchange at different peatland microforms following water table drawdown *J. Geo- phys. Res.*, 111: G02006.
- Strack, M., Zuback, Y.C.A., 2012. Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration. *Biogeosciences Discussion*, 9: 17203-17233.
- Zetterberg, L., Uppenberg, S., Åhman, M., 2004. Climate impact from peat utilisation in Sweden. *Mitigation and Adaption Strategies for Global Change*, 9: 37–76.
- Trumm, U., 2011. Eesti turbatööstuse ajalugu. In Nomine, Tallinn.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., 1995. Vegetation and CO₂ balance in an abandoned harvested peatland in Aitoneva, southern Finland. *Suo*, 46: 69–80.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V. M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P. J., Laine, J., 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland, *Global Change Biology*, 6: 569–581.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H., Laine, J., 1999. Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia*, 120: 563–574.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P. J., Laine, J., 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology*, 6: 569–581.

- Tuittila, E.-S., Vasander, H., and Laine, J., 2004. Sensitivity of C sequestration in reintroduced Sphagnum to water-level variation in a peat extraction peatland, *Restoration Ecology*, 12: 483–493.
- Updegraff, K., Bridgham, S.D., Pastor, J., Weishampel, P., Harth, C., 2001. Response of CO₂ and CH₄ emissions from peatlands to warming and water table manipulations. *Ecology of Applications*, 11: 311–326.
- Waddington, J.M., Day, S.M., 2007. Methane emissions from a peatland following restoration. *Journal of Geophysical Research*, 112: 1-11.
- Waddington, J.M., Rochefort, L., Campeau, S., 2003. Sphagnum production and decomposition in a restored cutover peatland. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 85–95.
- Waddington, J.M., Rotenberg, P.A., Warren, F. J., 2001. Peat CO₂ production in a natural and cutover peatland: Implications for restoration. *Biogeochemistry*, 54: 115–130.
- Waddington, J.M., McNeil, P., 2002. Peat oxidation in an abandoned cutover peatland. *Canadian Journal of Soil Science*, 82: 279-286.
- Vasander, H., Kettunen, A., 2006. Carbon in Boreal Peatlands. *Ecological Studies*, 188: 165–194.
- Vasander, H., Tuittila, E., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 51–63.
- Weslien, P., Kasimir-Klemedtsson, Å., Börjesson, G., Klemedsson, L., 2009. Strong pH influence on N₂O and CH₄ fluxes from forested organic soils. *European Journal of Soil Science*, 3: 311–320.
- Whiting, G.J., Chanton, J.P., 1993. Primary production control of methane emission from wetlands. *Nature*, 364: 794–795.
- Wind-Mulder, H.L., Rochefort, L., Vitt, D.H., 1996. Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecology Engineering*, 7: 161-181.
- Yavitt, J.B., Williams, C.J., Wieder, R.K., 1997. Production of methane and carbon dioxide in peatland ecosystems across North America: Effects of temperature, aeration, and organic chemistry of the peat. *Journal of Geomicrobiology*, 14: 299–316.
- Yli-Petäys, M., Laine, J., Vasander, H., Tuittila, E.-S., 2007. Carbon gas exchange of a re-vegetated cut-away peatland five decades after abandonment. *Boreal Environment Research*, 12: 177–190.

Interneti allikad

Maa-ameti geoportaal (<http://geoportaal.maaamet.ee/>), 17.05.2013.

Keskkonnaministeerium, Eesti turbaalade kaitse ja säästliku kasutamise viisid, eelnõu (http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1083186/Turbakontseptsioon_kodulehe_T%C4IENDATUD.pdf), 10.05.2013.

Maa-amet, Maavaravarude koondbilanss (http://geoportaal.maaamet.ee/docs/koondbilanss_2011.pdf?t=20120607152429), 10.05.2013.

Ramst, R., Orru, M., Halliste, L., 2005. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 1. etapp ([http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1125326/6.1.+I+etapp+\(Harju,+Rapla,+Laane+mk\).pdf](http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1125326/6.1.+I+etapp+(Harju,+Rapla,+Laane+mk).pdf)), 10.05.2013.

Riigikontroll, Turbavarude kasutamine: kontrolliaruanne nr. OSIV-2-6/05/71 (<http://www.riigikontroll.ee/tabid/215/Audit/1850/WorkerTab/Audit/WorkerId/51/language/et-EE/Default.aspx>), 14.07.2005.