

TARTU ÜLIKOOL

LOODUS- JA TÄPPISTEADUSTE VALDKOND

ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT

Evelin Pihlap

**Kuivenduse mõju vees lahustunud orgaanilise süsiniku
ja huumusainete sisaldusele rabades ja siirdesoodes**

Magistritöö (30 EAP) keskkonnatehnoloogia erialal

Juhendajad: PhD Arno Kanal

PhD Ain Kull

PhD Siiri Velling

Tartu 2016

Kuivenduse mõju vees lahustunud orgaanilise süsiniku ja huumusainete sisaldusele rabades ja siirdesoodes

Soodesse kuivenduskraavide rajamisel veetaseme alandamiseks on häiritud soode looduslik süsinikuvoog. Soodes kui suurimates vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC- *dissolved organic matter*) allikates toimub kuivendamisel intensiivistunud turba lagunemise käigus täiendav DOC-i moodustumine ning väljakanne. Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli hinnata kuivenduskraavide mõju vees lahustunud orgaanilise süsiniku ja huumusainete sisaldustele 20 erinevasse soosse rajatud transektide näitel. Transektide proovivõtukaevudest mõõdeti igakuiselt keskkonnaparametreid, analüüsiti DOC-i kontsentratsioon ning vees lahustunud orgaanilise aine detailsemaks kirjeldamiseks fraktsioneeriti 2015. aasta detsembrikuu proovidest huumusained. Andmerea analüüsimisel esines intensiivsem kuivendamise mõju freesturbavälja kuivenduskraavi mõjualas olevates rabades. Soodes, kus esines põhjavee juurdevool, oli kuivenduskraavi mõju ja DOC-i dünaamika hindamine keerulisem. Sõltumata kuivendustüübist oli kuivenduskraavi mõju kadunud kraavist 440-690 m kaugusel, mistõttu võib seal mõõdetud DOC-i kontsentratsiooni $50,8 \pm 16,3$ mgC/l lugeda siirdesoo ja raba looduslikuks fooniks.

Soode kuivendamine, turbavee näitajad (veetase, hapniku sisaldus), vees lahustuv orgaaniline süsinik (DOC), huumusained.

P510 Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia

Drainage effect on content of dissolved organic carbon and humic substances in peat water of raised bogs and transitional mires

Peatlands as the highest sources of dissolved organic carbon (DOC) has been affected by draining. With lowering water table by ditches the decomposition of peat activates and the DOC concentration and flux increases. The aim of the present study was to estimate how far drainage effect reaches on the neighbouring natural mires situated over drainage ditch. The dynamics of dissolved organic carbon (DOC), dissolved inorganic carbon (DIC) and humic substances in peatlands was studied. There were 20 mire transects under study, samples were taken and analysed monthly base. For estimating

peat water more detailed humic substances were fractionated from the samples taken in December 2015. During the study period the most intensive drainage was determined in bogs next to peat mining areas. In peatlands, where groundwater inflow was evident, drainage effect and dissolved organic matter dynamics were more complex to determine. Despite that, among all the study sites was evident that the affect of the drainage ditch balanced between the study wells in the center of peatland (440- 690 m from the ditch). According to the present study it can be claimed that natural background of dissolved organic carbon in mires is $50,8 \pm 16,3$ mgC/l.

Drained peatlands, parameters of peat water (water table, oxygen content), dissolved organic carbon (DOC), humic substances.

P510 Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology

SISUKORD

SISUKORD	4
SISSEJUHATUS.....	6
1. ÜLEVAADE KIRJANDUSEST.....	8
1.1. Turvasmullad	8
1.1.1. Turvasmuldade genees	8
1.1.2. Turbatekke ja lagunemise tsoonid.....	9
1.2. Orgaaniline aine mullas.....	10
1.2.1. Orgaanilise aine lagunemine.....	11
1.2.2. Orgaanilise aine jaotamine: huumusained ja mittehumusained.....	12
1.3. Vees lahustuv orgaaniline aine	14
1.4. Soode kuivendamine	15
1.4.1. Kuivenduse mõju soodes.....	16
2. MATERJALID JA MEETODID	18
2.1. Uuritavad sood.....	18
2.2. Füüsikalised-keemilised analüüsid	21
2.2.1. Kohapealsed mõõtmised	21
2.2.2. Laboratoorne analüüs.....	21
3. TULEMUSED JA ARUTELU	23
3.1. Rabade ja siirdesoodede pH ja lasuvustihedus.....	23
3.2. Veetasemed.....	25
3.3. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldused.....	28
3.4. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduse sõltuvus proovikaevu veetasemest	37
3.5. Soovee temperatuuri ja vees lahustunud hapniku kontsentratsioonide mõju vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldustele.....	44

3.6. Vees lahustunud süsiniku kontsentratsioonide sõltuvus maapinna temperatuurist	48
3.7. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduse sõltuvus turvasmulla tahke süsiniku sisaldusest.....	56
3.8. Huumusainete sisaldus rabades ja siirdesoodes.....	59
KOKKUVÕTE.....	66
KASUTATUD KIRJANDUS.....	68
SUMMARY.....	74
LISAD.....	76
Tänuõnad.....	83

SISSEJUHATUS

Soode looduslikku keskkonda on tugevasti mõjutatud kuivenduskraavide rajamisega, kuna soode kasutusele võtmisel on suurimaks piiranguks turvasmulla kõrge veesisaldus. Eestis intensiivistus oluliselt soode kuivendamine 1950. aastatel, kui toetati ulatuslikult turvasmuldade kasutusele võtmist põllumajanduslikul eesmärgil (Kuum 1954). See on viinud tulemuseni, kus 2009-2013 aastatel läbi viidud 11 289 soode inventeerimisel leiti, et soode pindala on vähenenud ligi 2,8 korda (Paal ja Leibak 2013).

Kuigi soode kuivendamise peamiseks eesmärgiks on veetaseme alandamine, avaldatakse sekundaarset mõju ka teistele teguritele, mille tulemusena on süsiniku talletamise asemel ülekaalus süsiniku väljakanne. Aeratsiooni suurenemisel aktiveerub varasemalt anaeroobsuse tõttu pärsitud turba lagunemine, seetõttu toimub lagunemise protsessi käigus ka vees lahustuva orgaanilise süsiniku (*DOC- dissolved organic carbon*) kontsentratsiooni suurenemine. Lisaks mõjutavad turba lagunemist ning vees lahustuva orgaanilise süsiniku produktsiooni mitmed teised asjaolud: kaugus kuivenduskraavist, veerežiim, pH, toitainete sisaldus, temperatuur ja hooajaline mõju.

Eestis ei ole varasemalt kuivenduskraavi mõju turbavees lahustunud orgaanilise süsiniku ja huumusainete produktsioonile uuritud, mistõttu puudub ülevaade, kui suured on vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldused ning kui ulatuslik on kuivenduskraavide mõju kuivenduskraavidega külgnevatele soodele. Sellest tulenevalt on käesoleva magistritöö eesmärgiks uurida kuivenduskraavide mõju naabruses olevatele siirdesoodele ja rabadele ning nende mõjust turbavees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldusele ning hinnata kraavituse mõju ulatust, sealhulgas DOC-i produktsiooni seoseid erinevate keskkonnanäitajatega. Töös püstitatud hüpoteesideks on:

- a) vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioon häiritud sooökosüsteemis (kuivenduskraavile lähemal) on kõrgem ja ajaliselt varieeruvam kui looduslikus seisundis soos,
- b) turbavees on huumusainete sisaldus kõrgem kuivenduskraavile lähemas vööndis,

- c) turba lagunemist ja seeläbi ka DOC-i sisaldust turbavees mõjutavad veetase, pinnasetemperatuur ja lahustunud hapniku sisaldus,
- d) DOC-i sisaldus on suure varieeruvusega nii erinevate soode lõikes kui soosiseselt tulenevalt mikropinnavormidest (laukad, älved, peenrad) ja keerukast vee liikumisest, kuid kuivenduse mõju ületab looduslikku varieeruvust ja on kvantifitseeritav.

Mudeli arvutuste kohaselt toimub kuivendusega vees lahustunud orgaanilise süsiniku väljakande suurenemine 10-33% ulatuses (Worrall *et al.* 2007), seetõttu peaksid avalduma erinevused Eestis looduslikult taastuvate ning intensiivsema kuivenduskraavidega rabade ja siirdesood vahel. Kuna vees lahustuva orgaanilise aine lahustumine on sõltuvuses turba lagunemise ja turbakihi läbiuhtumisega, on alust oletada, et hooajaliselt avalduvad maksimaalsed kontsentratsioonid, mil valdavad intensiivsemad sajuperioodid. Hooajalisuse hindamisel on leitud, et lumesulamise perioodil toimub hinnanguliselt 37-45 % DOC-i aastasest väljakandest (Dyson *et al.* 2008)

Uuritavate soode valim loodi Keskkonna Investeeringute Keskuse (KIK) projekti "Soode ökoloogilise funktsionaalsuse tagamiseks vajalike puhvertsoonide määratlemine pikaajaliste häiringute leviku piiramiseks või leevendamiseks (2012–2013)" läbiviimiseks (Kull 2013). Magistritöös võeti vaatluse alla 20 transekti, mis grupeeriti kuivenduse- ja sootüübi alusel kuude rühma: vanad osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvad rabad; freesturbaväljaga piirnevad sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga rabad; metsandusliku kuivendusega rabad; piirdekraaviga siirdesoo kõdusoometsad üleminekuga peenar-älves-laugas rabaks, piirdekraavid raba ja siirdesoo vahelise eraldajana; kuivendatud siirdesood. Magistritöö andmerea pikkuseks on 18 kuud (august 2014- jaanuar 2016).

1. ÜLEVAADE KIRJANDUSEST

1.1. Turvasmullad

Turvasmullad ehk soomullad kuuluvad kõige orgaanilise aine rikkamate muldade hulka, kus orgaanilise aine sisaldus võib ulatuda 50-90%-ni. Soomuldades ületab biomassi kuhjumine lagunemise kiirust, mis on tingitud anaeroobse ja toitainete vaese keskkonnatingimuste tõttu. Selle tulemusena toimub orgaanilise aine mittetäielik lagunemine ning turba tekkimine (Clymo 1982; Valk 1988; Inisheva 2006).

1.1.1. Turvasmuldade genees

Soostumise ehk turvasmuldade tekke algtingimuseks on pinnase küllastumine väheliikuga ja hapnikuvaese veega, mida soodustab niiske ja jahe kliima, lähtekivimi veepidavus ning pinnamood, mis takistab vee äravoolu. Nende parameetrite ja omaduste koosmõjul on orgaanilise aine lagunemine aeglustunud (Valk 1988; Wilding 2000; Paal ja Leibak 2013).

Soostumine võib toimuda kas arumaa soostumise, mis on Eestis kõige levinum, või veekogude kinnikasvamise teel. Arumaade soostumise algprotsessiks on gleistumise tulemusel vettpeidava gleihorisoni moodustumine, mis soodustab pinnases vee akumulereerumist. Gleimuldadele on iseloomulik toorhuumusliku horisoni tekkimine, mida loetakse turvastumise algfaasiks, kuna poollagunenud orgaaniline aine akumulereerub liigniiske mineraalmulla pindmisele kihile. Veekogude kinnikasvamisel hakkab tuulte eest varjatud kalda aladel kasvama taimestik ja moodustuma sapropeel, millele järgneb minerotroofse soo arengufaas (Wilding 2000; Kõlli 2012a; Paal ja Leibak 2013).

Soo arenguetappe jagatakse toitumise ja toiteelementide sisalduse alusel kolmeks: madalsood, siirdesood ja rabad (Weber 1907). Madalsoo ehk minerotroofne soo on soostumise esimene faas, millele on iseloomulik toiteelementide suurem sisaldus, kuna on olemas ühendus põhja- ja pinnaveega. Madalsood kujunevad, kui reljeefi kõrgematelt aladelt valgub vesi nõgudesse, moodustades seal anaeroobse keskkonna. Selle tõttu aeglustub bioloogiline aktiivsus ning hakkab moodustuma turvas. Turbakihi

paksuse suurenedes reljeef tasandub, soo pindala suureneb, kaob ühendus pinna- ja põhjaveega, mille tulemusena väheneb soode toitainete sisaldus. Soo, mis on veel segatoiteline, kuid üha enam suureneb toitainevaese sademevee ülekaal, nimetatakse siirdesooks. Soostumise lõppfaasiks on raba ehk ombrotroofne soo, mille ainsaks toitainete allikaks on toitainetevaene sademevesi (Weber 1907; Valk 1988; Kõlli 2012a). Lisaks toitainete sisalduse ja hüdroloogia põhjal võib soode jaotamist käsitleda teistele soodele iseloomulikele näitajatele tuginedes (tabel 1) (Valk 1988; Mitsch *et al.* 2009).

Tabel 1. Soode jaotamine erinevate näitajate põhjal (Valk 1988; Mitsch *et al.* 2009)

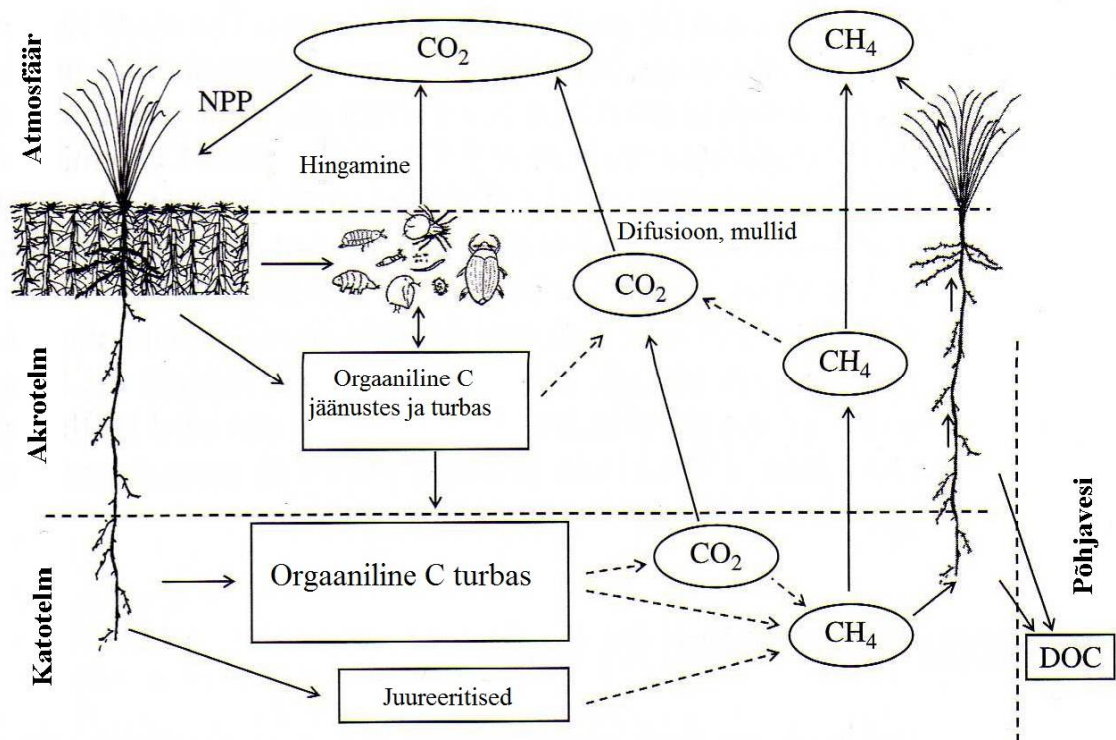
Klassifikatsiooni alus	Toitainerikkad sood	Üleminekusood	Sademetoitelised sood
Pinnamood	Madal soo	Siirdesoo	Kõrgsoo ehk raba
Hüdroloogia	Geogeenne: Limnogeenne Topogeenne Soligeenne		Ombrogeenne
Vee keemia	Minerotroofne	Mesotroofne	Ombrotroofne
Toitained	Eutroofne	Mesotroofne	Oligotroofne
Metsa kasvukohatüüp	Lodu Tarna-madal soo	Siirdesoo	Nõmmraba Siirderaba Kõrgraba

Taimkattes on madal soodes ülekaalus rohttaimed, näiteks tarnad, angervaks ja sammaldest pruunsamblad. Madal soodes leidub puurindes põhiliselt sookaske, paju, sangleppa. Soo arengu käigus muutuvad rabastudes domineerivamateks liikideks turbasammal, mänd, sookail, tupp-villpea, mudatarn, mis suudavad hakkama saada toitainete vaesemas keskkonnas (Valk 1988).

1.1.2. Turbatekke ja lagunemise tsoonid

Vastavalt õhustatusele ja veesisaldusele võime turvasmuldade tekkel eristada kahte tsooni: akrotelm ja katotelm (joonis 1). Akrotelm on turbakihi aeroobne kiht, mille ulatus on piiritletud madalaima veetasemega, kuid üldiselt loetakse akrotelmi ulatuseks maapinnast 10-50 cm. Seda tsooni loetakse turvasmullas kõige aktiivsemaks, kuna aeroobses keskkonnas toimub orgaanilise aine parem lagunemine. Veega küllastunud ja anaeroobset kihti, mis asub akrotelmi all, nimetatakse katotelmiks. Selles kihis toimub orgaanilise aine akumulatsioon, tihenemine, eraldub metaan ning vee koostises on

erinevad lahustunud ühendid, millest suurema osa moodustab vees lahustunud orgaaniline aine (Clymo 1982; Håkan ja Jeglum 2006; Päivänen ja Hånell 2012). Lisaks on akrotelmis ja katotelmis toimuvad protsessid määravaks teguriks soodele iseloomuliku toitainevaese keskkonna tekkimisel. Akrotelmis toimival intensiivsemal lagunemisel jäävad toitained veel seotuks orgaaniliste molekulidega, mis anaeroobsesse keskkonda sattudes, kus lagunemine on peatunud, jäävad olekusse, mida elusorganismid ja taimed oma elutegevuseks kergesti ei saa kasutada (Vitt 2008; Nurkse 2014).



Joonis 1. Turbatekke tsoonid ja süsinikuringe turvasmullas, kus NPP on neto-primaarproduksioon (Håkan ja Jeglum 2006).

1.2. Orgaaniline aine mullas

Mulla orgaanilise aine (SOM- *soil organic matter*) hulka arvatakse kõiki mullas olevaid orgaanilisi materjale olenemata nende lagunemiseastmest ning see võib olla nii taimset kui loomset päritolu (Sumner 2000; Denef *et al.* 2009).

Paljud autorid (Höll *et al.* 2009; Barancikova *et al.* 2010; Gobin *et al.* 2011) on väljatoonud mulla orgaanilise aine olulisuse, kuna mullas olev orgaaniline aine moodustab suurima süsiniku salve. Siiski ei ole maailma eri piirkondades orgaanilise aine tekkimine ühtlane, seda mõjutavad kliima, mulla lõimis, hüdroloogia, maakasutus ja

taimestik (Sposito 2008; Gobin *et al.* 2011). Näiteks võib tuua kliima mõju orgaanilise süsiniku kogusele, mis on mõjutatud temperatuuri, niiskuse ja päikesekiirguse poolt. Niiskema ja jahedama kliimaga piirkonnas, kus orgaanilise aine lagunemine on pärsitud ja biomassi tootmine ületab lagunemise kiiruse, hakkab toimuma orgaanilise aine akumulatsioon (Clymo 1982). Orgaanilise aine akumulatsioon on iseloomulik soodele ning seetõttu loetakse soosid suurimateks orgaanilise süsiniku talletajateks - turvas sisaldab 50-95% orgaanilist ainet (Freeman *et al.* 2004; Inisheva 2006; Pullens *et al.* 2016). Madalsoodes, kus esineb hästi lagunenuid turvas, sisaldab see orgaanilist ainet 70-90%. Siirdesoodes ning rabades on ülekaalus halvasti lagunenuid turvas, kus orgaanilise aine sisaldus on suurem, ulatudes kuni 90-97%-ni (Kõlli 2012b).

1.2.1. Orgaanilise aine lagunemine

Orgaaniline aine moodustub surnud taimede ja organismide jäänuste lagunemisel, mille kogus mullas on sõltuvalt neto primaarproduktiooni ja jäätmete lagunemise kiirusest (Batjes 1996; Denef *et al.* 2009; Kõlli 2012b). Erineva päritoluga orgaanilised ained lagunevad erineva kiirusega, mida on võimalik ligikaudselt hinnata esimest järku kineetikavõrrandiga (VanLoon ja Duffy 2005):

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (\text{Võrrand 1})$$

kus C on kontsentratsioon, t aeg ja k kiiruskonstant, mis sõltub substraadi päritolust ning ümbritsevast keskkonnast.

Vastavalt kineetikavõrrandile on järjestatud orgaanilise aine lagunemise kiirused parasvõttes (VanLoon ja Duffy 2005), kus k on kiiruskonstant ja d on päev:

		k/d ⁻¹
Suhkrud, tärklis, lihtsamad valgud	Kiiresti lagunevad	0,2
Keerukamad valgud	↓	
Hemitselluloos		0,08
Tselluloos		
Ligniin, rasvad		Aeglaselt lagunevad

Algmaterjale lagundatakse keemiliste ja mikrobioloogiliste reaktsioonide käigus moodustades erinevaid ja komplekseid orgaanilisi molekule ja ühendeid, näiteks

aminohappeid, suhkruid, tselluloosi, valke, ligniine ja lipiide (VanLoon ja Duffy 2005; Baldock 2007; Gobin *et al.* 2011). Mikroorganismid toodavad ensüüme, mille abil lagundatakse orgaanilised ained lihtsamateks ühenditeks nagu süsihappegaas ja vesi ning vabanevad toiteelemendid nagu N, P ja S (Gobin *et al.* 2011; Brouns *et al.* 2016).

Turvas koosneb erinevate orgaaniliste ühendite segust, mis sisaldab näiteks tselluloosi, hemitselluloosi, suhkruid, valke, aminohappeid, ligniini ja huumushapped (Håkan ja Jeglum 2006).

Lisaks orgaanilise aine päritolule on lagunemise intensiivsus sõltuvuses mitmetest keskkonnateguritest nagu hapniku sisaldus, pH, mullaniiskus, temperatuur, mullas olevate organismide hulk, koosseis ja elutegevuse intensiivsus. Turvasmuldades on orgaanilise aine lagunemine pärsitud lisaks turbasambla aeglasele lagunemisele ka veega küllastatuse ja happesuse tõttu (Wilding 2000; Schaetzl ja Anderson 2005; Sposito 2008; Kõlli 2012b). Peamiseks happelise keskkonna teguriks on orgaanilise aine lagunemisel vabanev vesinikioon (Goffinet ja Shaw 2008; Vitt 2008). Sootüüpidest ja soorengu keskkonnatingimustest lähtudes, on madalloomuldade turbad keskmiselt või hästi lagunenu, siirdesoo mullad koosnevad peamiselt keskmiselt või halvasti lagunenu turbast ning rabamuldades on ülekaalus halvasti lagunenu turbad (Valk 1988; Kõlli 2012a).

Lagunemisprotsessis on olulisel kohal ka huumusainete tekkimine ehk humifikatsioon, mille käigus osa orgaanilisest ainest muundatakse huumuseks. Huumus on keemiliselt ja füüsikaliselt stabiilne orgaaniline aine, mida mullas elavad organismid ei suuda üldjuhul oma elutegevuseks kasutada (Gobin *et al.* 2011). On leitud, et rabataimede lagunemisel läbib mikroorganismidele kergemini kättesaadav osa humifikatsiooni või mineralisatsiooni ning raskemini lagundatav osa ligniinist akumuleeritakse turbasse (Bambalov 2007).

1.2.2. Orgaanilise aine jaotamine: huumusained ja mittehuumusained

Humifikatsioonis osalenud orgaanilise aine võime jaotada kaheks: huumusained ja mittehuumusained (Tipping 2004). Mittehuumusainete hulka kuuluvad orgaanilised ained nagu sahhariidid, orgaanilised happed ja aminohapped, mis on oma struktuurilt ja omadustelt lihtsamad ning mikroorganismide elutegevusele kättesaadavamad. Siiski

muudab asjaolu, et teatud lihtühendid (nt sahhariidid) võivad olla seotud ka huumusainetega, mittehuumusaineteks klassifitseerimise keerulisemaks (Thurman 1985; Peuravuori 1992; Tipping 2004; Gobin *et al.* 2011).

Huumusained on kõrgmolekulaarsed ühendid, keerulise koostisega ning vastupidavad mikrobioloogilisele degradatsioonile. Huumusained sisaldavad palju erinevaid funktsionaalrühmi, mis võib suurendada nende omadust siduda metalliioone, sealhulgas ka raskmetalle (Rocha *et al.* 1998; Uzuki *et al.* 2001; Gondar *et al.* 2005; Botero *et al.* 2010).

Huumusainete tekkimine on keeruline protsess, mis on jätkuvalt teadusmaastikul üsna ebaselge. Huumuse uurijad on püstitanud erinevaid hüpoteese. Üks varasemaid on ligniini teooria, kus arvatakse, et huumus tekib peamiselt ligniini lagunemise saadustest (Waksman 1932). Kaasajal on seisukoht, et huumusaine tekib polüfenoolide polümeerisatsiooni reaktsiooni käigus või suhkrute ja aminohapete kondensatsioonireaktsioonil moodustuvad polümeersed huumusained (Thurman 1985; Peuravuori 1992; VanLoon ja Duffy 2005).

Huumusainete omaduste kirjeldamise teeb keeruliseks ja kompleksseks asjaolu, et erinevate funktsionaalrühmade olemasolu ja erinev algmaterjali päritolu muudavad keemilise koostise varieeruvaks. On hinnatud, et huumusainete elemendisaldus on järgmine: C 45-63%, O 30-45%, H 3-6% ja N 0,5-5%. S ja P kogus on alla 1% (Peuravuori 1992; Cavani 2003).

Huumusained jagunevad lahustuvuse alusel kolmeks fraktsiooniks: fulvohapped, humiinhapped ja humiinid. Fulvohape on fraktsioon, mis lahustub igas pH vahemikus, ja humiinhapped sadenevad happelises keskkonnas, mistõttu humiinhapete eraldamiseks fulvohapetest viiakse lahuse pH üheni. Humiinid on olenemata pH-st vees mittelahustuvad ning tugevalt seotud mineraalosaga (Thurman 1985; VanLoon ja Duffy 2005; Kõlli 2012b). Kui võrrelda omavahel kahte huumushapet, siis fulvohappel on väiksem süsinikusisaldus ja molekulmass, lisaks on suurem neelamismahutavus ning funktsionaalrühmade arv. Fulvohapete vees paremat lahustuvust soodustab karboksüül ja hüdroksüül funktsionaalrühmade suurem sisaldus, mistõttu vees lahustudes annavad tugevalt happelise lahuse (pH~3) (Thurman 1985; Peuravuori 1992; Kõlli 2012b).

Huumusaineid leidub nii mullas kui ka looduslikus vees. Vees olevad humusained on maismaalist päritolu ja moodustavad põhilise osa vees lahustunud orgaanilisest ainest, andes veele iseloomuliku pruunika värvuse (Håkan ja Jeglum 2006). Mullas ja vees esinevad humusained on defineeritud vastavalt nende eraldamise meetodikale: mullast eraldatakse humusained 0,1 M NaOH lahusega ning vesilahusest humusainete sorptsiooniga XAD/DAX-kolonnile (Thurman 1985; Peuravuori 1992). Turvasmullast orgaanilise aine eraldamisel on leitud, et ekstraheeritud orgaaniline aine sisaldab huumushappeid (Schnitzer 1967; Gondar *et al.* 2005).

1.3. Vees lahustuv orgaaniline aine

Turvasmullad sisaldavad suures koguses orgaanilist süsinikku, mistõttu on soodele iseloomulik süsiniku väljakanne. Enamasti on tähelepanu pööratud kasvuhoonegaaside CO₂ ja CH₄ emissioonile, kuid sood on ka suurimad vees lahustuva orgaanilise süsiniku allikad (Roulet *et al.* 2007; Strack *et al.* 2015; Pullens *et al.* 2016).

Looduslikud veed sisaldavad rohkemal või väiksemal määral orgaanilist ainet: vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldust on hinnatud põhja- ja merevees kuni 0,5 mg/l ja kõige rohkem leidub seda soovees, kus vees lahustuva orgaanilise süsiniku kontsentratsioon võib ületada 30 mg/l (Thurman 1985; VanLoon ja Duffy 2005).

Vees lahustunud orgaaniline aine (DOM- *dissolved organic matter*) on kõige dünaamilisem ja aktiivsem osa orgaanilisest ainest, kuna see on võimeline endaga siduma raskmetalle ja teisi kantserogeenseid ühendeid, mis võidakse veeliikumisega edasi loodusesse kanda (Sumner 2000; Marschner ja Kalbitz 2003; Brooks *et al.* 2007; Qassim *et al.* 2014). Vees lahustuval orgaanilisel ainel on kõrge katioonide sidumise võime ja kuna happelises keskkonnas on metallide lahustuvus suurem, seetõttu on soodustatud ka turvasmuldades nende ühendite väljakanne (Laine *et al.* 1995; Håkan ja Jeglum 2006). Lisaks on vees lahustuv orgaaniline aine oluline toitainete allikas mikroorganismidele ja taimedele ning annab veele iseloomuliku pruunika värvuse (Marschner ja Kalbitz 2003; VanLoon ja Duffy 2005; Strack *et al.* 2015).

Vees lahustuv orgaaniline aine on defineeritud kui orgaaniline aine, mis läbib Ø 0,45 µm poorisuurusega filtri (Thurman 1985; Zsolnay 2003; Strack *et al.* 2015). Orgaanilise aine vees lahustuvust mõjutavad funktsionaalrühmad, millest näiteks karboksüül, hüdroksüül, aldehyüd rühmad suurendavad orgaanilise aine lahustuvust (Thurman

1985). Enamik vees lahustuvast orgaanilisest ainest toodetakse taimede ja organismide elutegevusega ning orgaanilise aine lagunemisel, mille käigus nõrgub orgaanikarikast vett (Sumner 2000; Kaiser ja Kalbitz 2012). Lisaks on esitatud erinevaid spekulatiivseid seisukohti, mille järgi vees lahustuva orgaanilise süsiniku kontsentratsioon sõltub primaarproduktioonist või väga vanast orgaanilised ainest (Freeman *et al.* 2001; Freeman *et al.* 2004). Tipping *et al.* (2010) võttis sooladel vaatluse alla vees lahustunud orgaanilise aine dünaamika ja hindas vees lahustunud orgaanilise aine vanust süsiniku ^{14}C isotoobiga, mille käigus leidis, et vees lahustuv orgaaniline aine pärineb valdavalt maapealsest süsinikust (keskmine vanus 5 aastat), aga sügavamal savipoorides paiknev vanem vees lahustunud orgaaniline aine vabaneb keskkonda väga vähesel määral.

Vees lahustunud orgaanilise aine kontsentratsioon ei ole püsiv, sest looduses toimub nii pidev orgaanilise süsiniku sisse- kui ka väljakanne. Kindlasti osa orgaanilisest ainest lagundatakse bioloogiliste reaktsioonide käigus, adsorbeeritakse mineraalosakestele, lisaks infiltreerub osa turbasse (Sumner 2000; McDowell 2003; Kaiser ja Kalbitz 2012). Nagu mullaski, mõjutavad vesikeskkonnas lagundatavust mikroorganismide kooslus, temperatuur, taimkate, sademed, molekuli suurus ja -struktuur ning turba omadused. Ühendid, mis sisaldavad aroomaatseid tuumi ja alküülühmi, on raskemini lagundatavad ning akumulereeritakse paremini tahkesse faasi (Marschner ja Kalbitz 2003).

1.4. Soode kuivendamine

Aegade jooksul on soosid kasutatud inimtegevuslikel eesmärkidel nagu põllumajandus, metsandus, turba kaevandamine ja teatud osa märgalasid on hävinenud linnastumise tagajärjel (Kuum 1954; Paal ja Leibak 2013).

Soode kasutusele võtmisel on suurimaks piiranguks liigniiskus, mistõttu on turvasmuldi kuivendatud juba 17. sajandist alates. Kuivendamine intensiivistus oluliselt 1950-ndatel aastatel, kuna turvasmuldades nähti väärtuslikku ressursi põllumuldade viljakuse tõstmiseks ning riigi poolt loodi head tingimused, mis võimaldas soosid üha rohkem kasutusele võtta. Selle tulemusena on tänaseks umbes 70% Eesti soodest kuivendamise mõjutatud (Kuum 1954; Paal 2005; Ilomets *et al.* 2007).

Varasemast allikast (Orru 1995) on välja toodud, et Eesti pindalast on turbaaladega kaetud umbes 22,3%, kuid 2009-2012 aastal läbi viidud soode inventeerimisel leiti, et

heas looduseisundis olevate soode (11 289 sood) pindala on praegusel ajal ligikaudu 5,3%. Umbes 17% aladest on mõjutatud inimtegevuse poolt: alad on kaetud soometsadega, endiste turbaaladega, soostuvate metsade ja rohumaadega (Paal ja Leibak 2013).

Soodes kuivenduskraavide rajamise peamiseks eesmärgiks on loodusliku veetaseme alandamine ja külgnevalt alalt vee juurdevoolu takistamine, mis loob soodsama keskkonna ala kasutamiseks põllumajanduslikul, metsanduslikul või turbakaevandamise eesmärgil. Kuivendamisel mõjutatakse keskkonnafaktoreid nagu niiskust, aeratsiooni, temperatuuri ja happelisust, millega omakorda mõjutatakse mullas olevaid mikroorganisme, taimekooslust ja kasvukiirust (Laine *et al.* 1995; Silins ja Rothwell 1999; Minkkinen *et al.* 1999; Paal 2005).

1.4.1. Kuivenduse mõju soodes

Kraavide kaevamisel häiritakse oluliselt soode looduslikku veerežiimi, mis omakorda avaldab mõju turba tekkimisele ja soode süsiniku bilansile. Turvasmulla veesisalduse vähendamisel muudetakse turbakiht aeroobsemaks, mis intensiivistab varasemalt pärsitud orgaanilise aine lagunemisreaktsioone. Aeroobsuse suurenemise käigus vabaneb atmosfääri suurem kogus süsihappegaasi ning väheneb metaani produktsioon (Kuum 1954; Paal 2005; Kimmel *et al.* 2008; Gobin *et al.* 2011). Kuna sood on peamised vees lahustuva süsiniku allikad ja lahustunud orgaaniline aine on lagunemise üks kõrvalsaadusi, on arvatud, et kuivendamine suurendab oluliselt vees lahustuva orgaanilise süsiniku väljakannet (Laine *et al.* 1995; Evans *et al.* 2015).

Kuivenduskraavide rajamine muudab oluliselt turvasmuldade arengut, näiteks madalsoode kuivendamisel muutub varasemalt tekkinud keskmiselt või hästi lagununud turvas kõduturbaks. Siirde- ja rabasoomuldade veesisalduse vähendamisel tekib suurema lagunemisastmega turvas (Kõlli 2012a).

Lisaks lagunemise intensiivistumisele avaldab veekadu mõju ka turba teistele füüsikalistele ja keemilistele omadustele nagu turbakihi tihenemisele ja vajumisele ning soovee happelisuse vähenemisele (Laine *et al.* 1995; Paal ja Leibak 2013). On leitud, et kuivendatud raba veetaseme tõusul suureneb bikarbonaatide (HCO_3^-) kontsentratsioon turvasmulla ülemistes kihtides, mistõttu on turba lagunemine intensiivsem ja gaasivahetus aktiveerub. Toitainerikkam keskkond ja kõrgem aluseliste katioonide

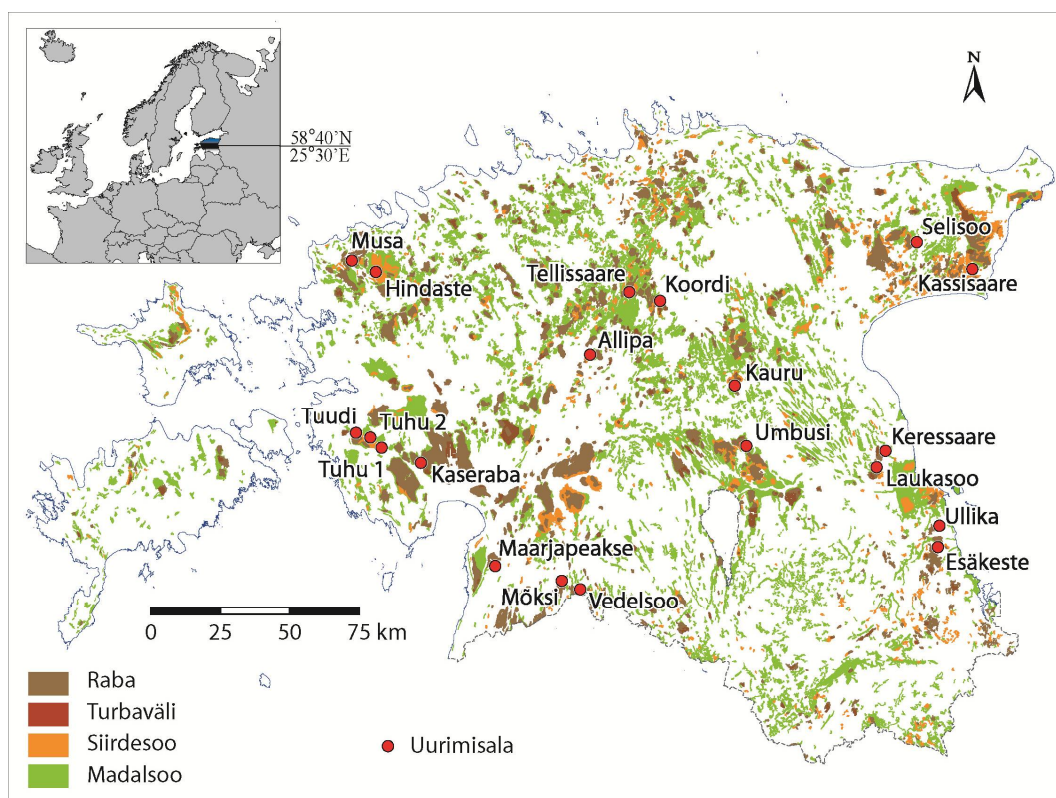
osakaal, mis suurendab puhverdusvõimet, soodustavad orgaanilise aine lagunemist. Seetõttu muudab turbakihi kihistumise muutumine ning tihenemine veerežiimi hindamise keerulisemaks (Lamers *et al.* 1999).

Kuivendamisega kaasnev soode keskkonnanäitajate muutus avaldab mõju ka taimestikule. Kuivenduskraavi läheduses hoogustub puude kasv ning domineerima hakkavad taimeliigid, mis on iseloomulikud metsakooslusele. Kõige tugevam mõju avaldub turbasamblale, mis toitainerikkamas keskkonnas hävineb, mille tulemusena hakkavad samblarindes domineerima teised sambla liigid (Valk 2005; Lamers *et al.* 1999; Paal *et al.* 2016).

2. MATERJALID JA MEETODID

2.1. Uuritavad sood

Uurimisalad (joonis 2) rajati Keskkonna Investeeringute Keskuse poolt finantseeritava projekti "Soode ökoloogilise funktsionaalsuse tagamiseks vajalike puhvertsoonide määratlemine pikaajaliste häiringute leviku piiramiseks või leevendamiseks (2012–2013)" läbiviimiseks 2012. aastal (Kull 2013). Uuringu eesmärk oli vaadata komplekselt erinevate maastikuökoloogiliste parameetrite lõikes kuivenduskraavi mõju ulatust sellega piirnevale alale loodusliku soo poolel. Soode valim moodustati kihilise valimi meetodil, kus lähtekihina kasutati kõiki inventariseeritud Eesti rabasid ja siirdesoid. Järgmise kihina kitsendati valimist kõrgsoode tüübi alusel. Esindusliku valimi saamiseks järgiti ka soode geograafilist paiknemist, lähtekivimit, soo suurust ning kuivenduse intensiivsust ja kraavituse tüüpe. Selleks, et välistada uuritava soo keskosas võimalikku teise sooserva kraavituse mõju, olid valimis vaid sood, mille läbimõõt oli suurem kui 1,5 km. Valimisiseste tulemuste hindamiseks ja võrdlemiseks kasutati vähemalt kahte kordust iga soo- ja kuivendustüübi kohta.

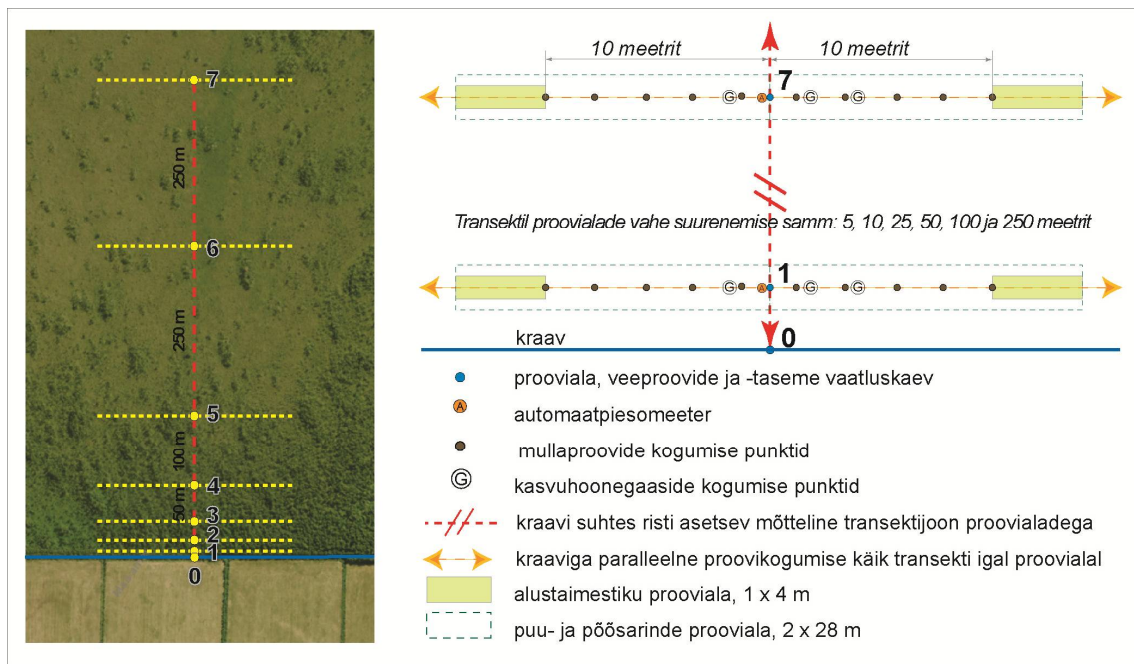


Joonis 2. Uuritavate soode paiknemised (Kull 2013)

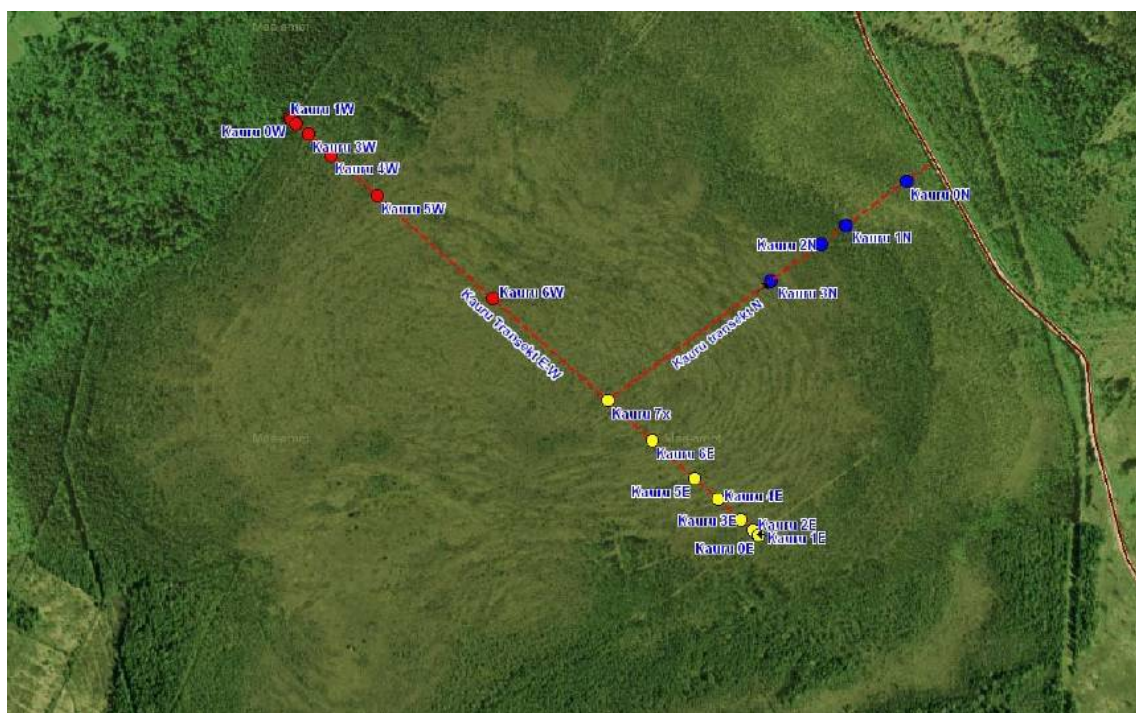
Vastavalt valimi kriteeriumitele loodi uurimisalad transektidega 20 erinevasse soosse, mille võib kraavituse, kasutusviisi või sootüübi põhjal grupeerida järgnevalt:

1. Laukasoo, Umbusi- sügavad kogu turbakihti läbivad mineraalpinnaseni ulatuvad kraavid turbatootmisala servas, millega paralleelselt loodusliku raba pool kulgeb madal (u. 0,5 m sügav) akrotelmi läbiv kraav (nn. topeltkraavitus);
2. Tellissaare, Vedelsoo- metsanduslikul eesmärgil rajatud sügavad mineraalpinnaseni ulatuvad kraavid raba keskosas;
3. Esäkeste, Kaseraba, Koordi, Selisoo- piirdekraavi I alatüüp, siirdesoo- kodusoomets üleminekuga peenar-älves-laugasrabaks;
4. Keressaare, Kauru N, Kauru W, Allipa, Musa, Mõksi- piirdekraavi II alatüüp, kraav raba ja siirdesoo vahel eraldajana;
5. Tuhu1, Tuudi, Hindaste- kuivenduskraaviga siirdesood;
6. Maarjapeakse, Uulika, Kauru E- looduslikult taastuvad rabad, kus vanad käsitsi kaevatud madalad osaliselt kinnikasvanud kraavid ei läbi turbakihti.

Magistritöös jäeti suurema erinevuse tõttu välja Kassisaare ja Tuhu 2 siirdesood. Uurimisaladele loodi kraaviga risti piki nõlvagradienti ja sõltuvalt soo suuruselt või topograafiast 6-7 proovivõtupunkti (joonis 3). Proovivõtupunktid on paigutatud vastavalt kuivenduse mõju intensiivsusele: esimesed proovipunktid asuvad kuivenduskraavi suuremas mõjualas ja üksteisele lähemal ning lõpp-punkt soo keskpunktis või võimalikult looduslikes tingimustes. Sellest tulenevalt suureneb proovivõtupunktide vaheline kaugus järgnevalt: 0 (kraav) – 5m – 10m – 25m – 50m – 100m – 250 m - (250m). Uuritavatest aladest erineb Kauru raba (joonis 4), kus loodi raba keskosast risttransekt. Läänesuunal (Kauru W) ja põhjasuunal (Kauru N) asub piirdekraav ning idatransektil (Kauru E) on looduslikult taastuv vana madal kinnikasvav kuivenduskraav.



Joonis 3. Transekti vaatluskaevude paiknemise põhimõte Hindaste näitel (Paal *et al.* 2016)



Joonis 4. Kauru raba risttransekti põhimõte (Kull 2013)

Iga transekti kõikidesse proovipunktidesse paigaldati maapinda 1,3 m sügavusele Typar SF filterkangaga kaetud ja tihedalt perforeeritud polüpropüleentorust veevaatluskaevud (läbimõõt 75mm), mis tagas küllaldase veevahetusintensiivsuse tõttu vaatluskaevudes

kohese loodusliku veetasemete muutuste avaldumise. Vaatluskaevudes registreeriti veetase, mõõdeti portatiivsete seadmetega vee füüsikalise-keemilised parameetrid ning võeti veeproovid laboratoorseteks analüüsideks.

Käesolevas magistritöös kasutatava lahustunud süsiniku andmerea pikkuseks on 18 kuud (august 2014- jaanuar 2016) ning andmeanalüüsiks kasutati programmi Statistica.

2.2. Füüsikalise-keemilised analüüsid

2.2.1. Kohapealsed mõõtmised

Vaatluskaevudest soovee proovide võtmine ja veeproovide analüüsid toimusid kuupõhiselt. Kohapeal määrati järgmised näitajad: mõõdulindiga määrati vaatluskaevudes soo veetase maapinna suhtes, portatiivsete mõõteseadmega YSI Professional mõõdeti soovee veetemperatuuri, lahustunud hapniku kontsentratsiooni (mg/l), lahustunud hapniku küllastusastet (%), pH-d, elektrijuhtivust ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ja oksüdatsioonireduktseerimispotentsiaali (ORP, mV). Vaatluskaevude kõrval määrati maapinna temperatuur 10, 20, 30 ja 40 cm sügavusel. Talvisel hooajal saadi vaatluskaevudest proove kätte üldjuhul kuni jaanuari kuuni, kuna veebruaris ja märtsis olid sood läbi külmunud, mis ei võimaldanud proove igast vaatluskaevust võtta ning maapinna temperatuuri mõõta.

2.2.2. Laboratoorne analüüs

Vees lahustunud orgaanilise süsiniku ja turbasüsiniku sisalduse määramine

Vaatluskaevudest võetud soovee proov sisaldas lisaks lahustunud ühenditele ka tahket orgaanilist ainet. Selleks, et vesilahusest eraldada lahustunud orgaanilist ainet, filtreeriti proovid läbi 0,45 μm poorisuurusega MN CROMAFIL[®] Xtra PET-45/25 süstlafiltrit. Kuna süsinik on põhiline element orgaanilisest aineist, mõõdetakse orgaanilise aine sisalduse hindamisel süsiniku kontsentratsiooni ning tulemuste kirjeldamisel kasutame mõistet vees lahustunud orgaaniline süsinik (DOC- *dissolved organic carbon*) (Wilke 2005; VanLoon ja Duffy 2005). Sooveest määrati vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ning transektide proovipunktides ka turba süsiniku sisaldust (TC- *total carbon*) Vario TOC cube (Elementar GmbH, Saksamaa) analüsaatoriga. Turba tuhasisalduse määramiseks kuivatati 5 g turvasmulda 2 tundi

105 °C juures ning seejärel pärast kaalumist tuhistati proovi 2 tundi muhvelahjus (360°C).

Huumusainete ja mittehuumusainete eraldamine ning spektrite mõõtmine

Soovees lahustunud orgaanilisest ainest huumusainete sisalduse hindamiseks eraldati 2015. aasta detsembrikuu kolmeteistkümne soo (Umbusi, Laukasoo, Tellissaare, Vedelsoo, Koordi, Esäkeste, Kauru W, Hindaste, Tuhu 1, Tuudi, Uulika, Maarjapeakse ja Kauru E) veeproovidest huumusained, kus fraktsioneerimiseks kasutati adsorbendina Supelite™ DAX-8 polümeeri (Ibrahim *et al.* 2008; Miles 1989). Metoodika põhineb orgaanilise aine hüdrofiilsetel ja hüdrofoobsetel omadustel, kus hüdrofiilsed ühendid pestakse kolonnist välja ning hüdrofoobsed huumushapped adsorbeeruvad protoneeritud vormis pH 2 juures DAX kolonnile (Thurman 1985; Miles 1989). Analüüsi läbiviimiseks viidi soovee pH 2M H₂SO₄ lahusega 2-ni, mille järel pumbati 20 ml uuritavat soovett läbi DAX-8 kolonni Heidolph PD52201 peristaltilise pumbaga (kiirus 1ml/min). Seejärel pesti kolonn läbi 30 ml Millipore veega kindlustamaks mittehuumusainete väljapestust ning saadud 50 ml ekstrakt nimetati mittehuumusaineks. Happelises keskkonnas DAX-8 polümeerile adsorbeerunud huumusained pesti omakorda kolonnist välja 0,1M NaOH lahusega ning seejärel voolutati kolonnist läbi taas 30 ml Millipore vett. Saadud 50 ml ekstrakt nimetati huumusaineks (HS- *humic substance*). Saadud ekstraktidest mõõdeti orgaanilise süsiniku sisaldust DOC-analüsaatoriga Multi N/C UV HS (Analytik Jena, Saksamaa) NPOC-metoodikaga (määramispiir on 1 mgC/l). Huumusainete eraldamise metoodika töökindluse kontrollimiseks kasutati laborisese referentsmaterjalina Soontaga metsakõdu vett.

Soovee huumus- ja mittehuumusainete ekstraktidel mõõdeti UV-VIS spektrofotomeetriga Lambda 35 (PerkinElmer) pidevspektrid vahemikus 200-800nm. Orgaanilise aine iseloomustamiseks võeti lainepikkustel 465 ja 665 nm neelduvuste A₄/A₆ suhe, mille abil on võimalik hinnata aromaatsust ja humifikatsiooni (Chen *et al.* 1976; Zaccone *et al.* 2007).

3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1. Rabade ja siirdesoode pH ja lasuvustihedus

Soode toitelisuse ning sooarengu ülevaate annab tabel 2, kus on kokku võetud uuritavate alade soovee pH_{KCl} keskmised väärtused kogu uurimisperioodi vältel.

Tabel 2. Soode keskmised pH_{KCl} väärtused ja lasuvustihedused kogu transekti pikkuses koos transektisisese varieeruvusega

Kraavituse tüüp	Sooala	pH_{KCl}	Lasuvustihedus g/cm^3
Freesturbaväljaga piirnev topeltkraavitus	Laukasoo	2,68 ±0,14	0,009 ±0,002
	Umbusi	2,69 ±0,52	0,008 ±0,002
Metsanduslik	Tellissaare	2,47 ±0,05	0,008 ±0,002
	Vedelsoo	2,60 ±0,08	0,014 ±0,008
Piiidekraav, tüüp I	Esäkeste	2,70 ±0,11	0,012 ±0,007
	Kaseraba	3,24 ±0,72	0,009 ±0,002
	Koordi	2,92 ±0,68	0,012 ±0,006
	Selisoos	3,03 ±0,11	0,005 ±0,002
Piiidekraav, tüüp II	Keressaare	2,68 ±0,06	0,016 ±0,003
	Kauru W	2,62 ±0,09	0,009 ±0,002
	Kauru N	2,51 ±0,13	0,016 ±0,005
	Allipa	2,64 ±0,17	0,008 ±0,002
	Musa	2,69 ±0,10	0,007 ±0,003
	Mõksi	2,68 ±0,13	0,011 ±0,007
Siirdesood läbiv kraav	Tuhu 1	4,70 ±0,09	0,123 ±0,014
	Tuudi	4,04 ±0,27	0,115 ±0,022
	Hindaste	3,86 ±0,21	0,009 ±0,002
Looduslikult taastuv kraav rabas	Maarjapeakse	2,56 ±0,08	0,013 ±0,004
	Uulika	2,65 ±0,03	0,010 ±0,002
	Kauru E	2,54 ±0,08	0,007 ±0,001

Eesti rabadele on iseloomulik madalam pH võrreldes teiste sootüüpidega: rabas jääb turvasmulla pH_{KCl} 2,2-3,7 vahele, siirdesoods 4,3,-5,7 ja madalsoos 4,7-7,1 (Valk 2005). Kõik uurimisalad vastavad rabadele ja siirdesoodele, vaid üks katseala Tuhu 1 ulatub madalsoode alampiirini. Soovee kõrgem pH_{KCl} viitab toitainerikkama veejuurdevoolu, mida esines uuritavatel aladel siirdesoodes kuni kuuenda proovivõetuspunkti ning piiidekraav I tüübist (siirdesoo-kõdusoometsa üleminekuga rabaks) Esäkestes ja Selisoos. Keskkonna happelisuse suurenemine viitab põhjavee ühenduse katkemisele ning sademeveelisele toitumisele. Uuritavatest aladest jäi rabades freesturbavälja

kuivendusega, metsandusliku kuivendusega ja looduslikult taastunud kraavidega aladel pH_{KCl} üldiselt 2,5-2,7 vahele. Soode kõrgem happelisus pärsib mikrobioloogilist tegevust ning seeläbi ka orgaanilise aine lagunemist (Valk 2005).

Soode kuivendamisel on oluliseks näitajaks ka turvasmulla lasuvustihedus, mis on sõltuvuses turba lagunemisastme ja veetasemega. Kuivendamisel kraaviäärsete alade lasuvustihedus suureneb, kuna:

- a) veetase alaneb ja turbale mõjuva vee üleslükkejõu kahanemise tõttu pinnas tiheneb
- b) õhusisaldus kasvab, turba lagunemine intensiivistub ja toob endaga kaasa raskema anorgaanilise fraktsiooni osakaalu suurenemise (Roostalu 2012).

Eesti soodes jäävad loodusliku turba lasuvustihedused rabades $0,03-0,09 \text{ g/cm}^3$ ja siirdesoodes $0,10-0,15 \text{ g/cm}^3$ vahele (Kõlli 2012a).

Lasuvustiheduste (tabel 2) hindamisel ilmnes iseloomulik kuivenduse mõju: turvasmulla lasuvustihedus vähenes soola keskkoha poole liikudes. Kuivenduskraavi läheduses toimub veetaseme suurel langemisel turbakihi ulatuslikum vajumine (Valk 2005), hüdrauliliselt tähendab see turba tihenemist, mis toob kaasa veejuhtivuse kui ka veemahutavuse languse, mis omakorda võib viia veetaseme suuremate kõikumiseni ja veeliikumise mustrite muutumiseni (rõhised ja külgsuunalised vood). Soovee analüüsi seisukohalt võib see põhjustada kontsentratsioonide suuremaid kõikumisi tingituna sademete vaeste ja rikaste perioodide vaheldumisest.

Vedelseo esimeses mõõtepunktis oli lasuvustihedus kõige kõrgem teises ($0,022 \text{ g/cm}^3$) ja kolmandas ($0,025 \text{ g/cm}^3$) proovipunktis langedes viimases kuuendas transektipunktis $0,006 \text{ g/cm}^3$, mis võib viidata aktiivsemale turba lagunemise piirkonnale kuivenduskraavi läheduses, kuna vees lahustuva orgaanilise süsiniku kontsentratsioon oli kõrgem kuni kolmanda vaatluspunktini. Siiski pole toimunud väga ulatuslikku turbakihi tihenemist, kuna siirde- ja rabamuldade lasuvustihedus võib kuivendamise käigus ulatuda isegi üle $0,2 \text{ g/cm}^3$ (Kõlli 2012a). Siirdesoo grupeeringus on Tuhi 1 ja Tuudi aladel arengufaasile iseloomulikult kõrgem lasuvustihedus kogu transekti lõikes, mis tuleneb siirdesoo omase turvasmulla koosnemisele keskmiselt lagunenu turbast (Kõlli 2012a). Piirdekraavi II tüübi puhul esines Mõksi rabas transekti ulatuses kõige järsem lasuvustiheduse langus, kus esimeses mõõtepunktis oli lasuvustihedus $0,024$

g/cm^3 langedes kuuendas punktis $0,006 \text{ g/cm}^3$, kuna kraavilähedases kihis on turvas peaaegu täielikult lagunenu, aga transekti kraavist kaugeim punkt asub raba keskosas vahetult laugastevööndi servas.

3.2. Veetasemed

Kuivendamise kõige esmane eesmärk on turvasmuldade veetaseme alandamine. Uuritavate alade kuivenduskraavide mõju veetasemele kogu transekti pikkuses kirjeldab joonis 5, kus on võetud uuritavate alade kolme kuu minimaalsed veetasemed eristamiseks kõige suurema kuivenduse mõjuga alasid, ning joonis 6 annab ülevaate veetaseme hajuvusest mõõteperioodi vältel. Minimaalsed veetasemed esinesid enamasti juulist septembrini, kuid Umbusis (proovivõetuspunktides 1, 2 ja 5), Selisoos (proovipunktides 1 ja 2) ning Kauru läänetranssektis (proovivõetuspunktides 1 ja 2) esines madalamaid veetasemeid ka detsembris ja jaanuaris.

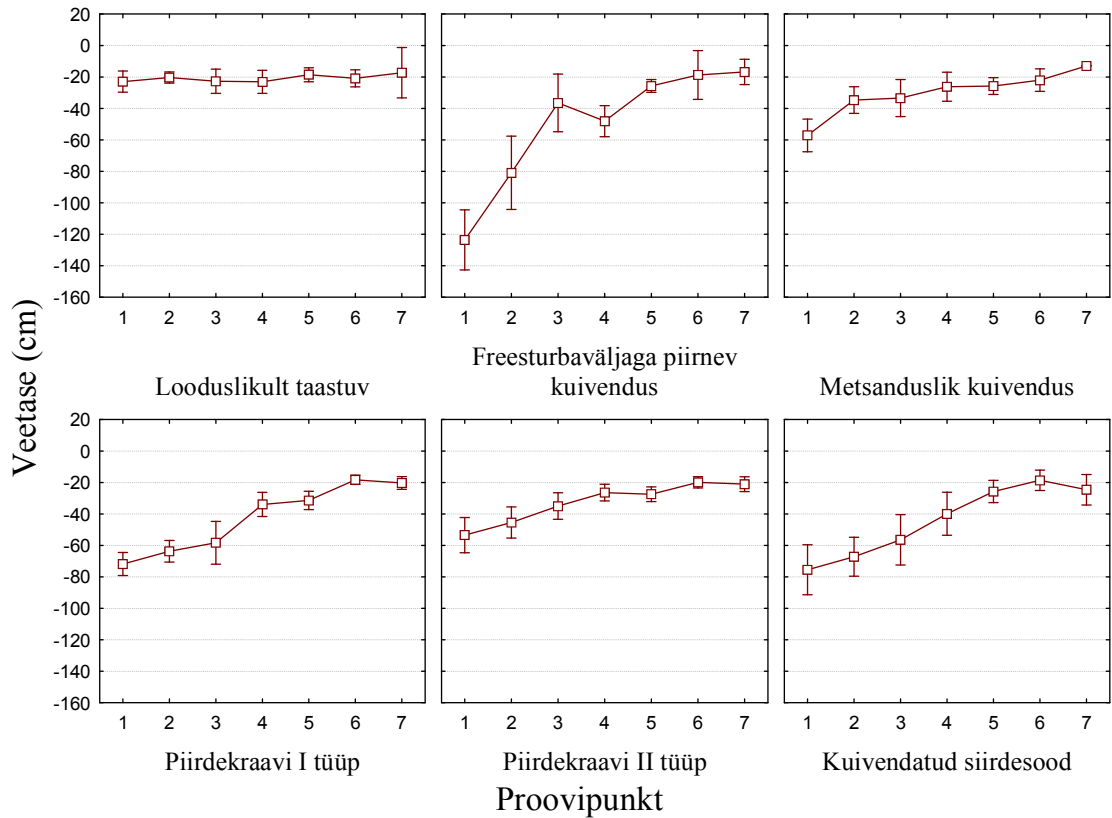
Kõige suuremad veetasemete kõikumised esinevad esimeses kahes transekti punktis. Veetase stabiliseerus soo keskosa poole liikudes. Looduslikult taastuvatel aladel on veetase kogu transekti pikkuses ühtlane, mis viitab kuivenduskraavi praeguseks minimaalsele mõjule soodes toimuvatele protsessidele. Siiski ei või väita, et lageraba on hüdrooloogiliselt lihtne süsteem, sest välja on kujunenud keerukas älvete, laugaste ja nende vaheliste mätaste ning rabapeenarde kompleks, mis kujundab vee liikumist.

Kõige tugevam kuivendamise mõju avaldub freesturbaväljaga külgnevatel aladel, kuhu on lisaks sügavale mineraalpinnaseni ulatuvale kraavile rajatud lisakraav umbes 20 m kaugusele (2 ja 3 transektipunkti vahel), mistõttu kahe kraavi vahelise ala veerežiim ei suuda ühtlustuda täiendava lisakuivendamise tõttu, avaldub esimeses punktis kõige tugevam kuivendus-mõju madalaima veetaseme näol. Neljas proovivõetuspunkt asub rabanõlval, mistõttu on veevahetus intensiivsem ja veetase madalam. Metsanduslikud kuivenduskraavitused on väiksema mõjujõuga, sest ei vaja nii tugevat veetaseme alandamist, kui freesturba tootmine.

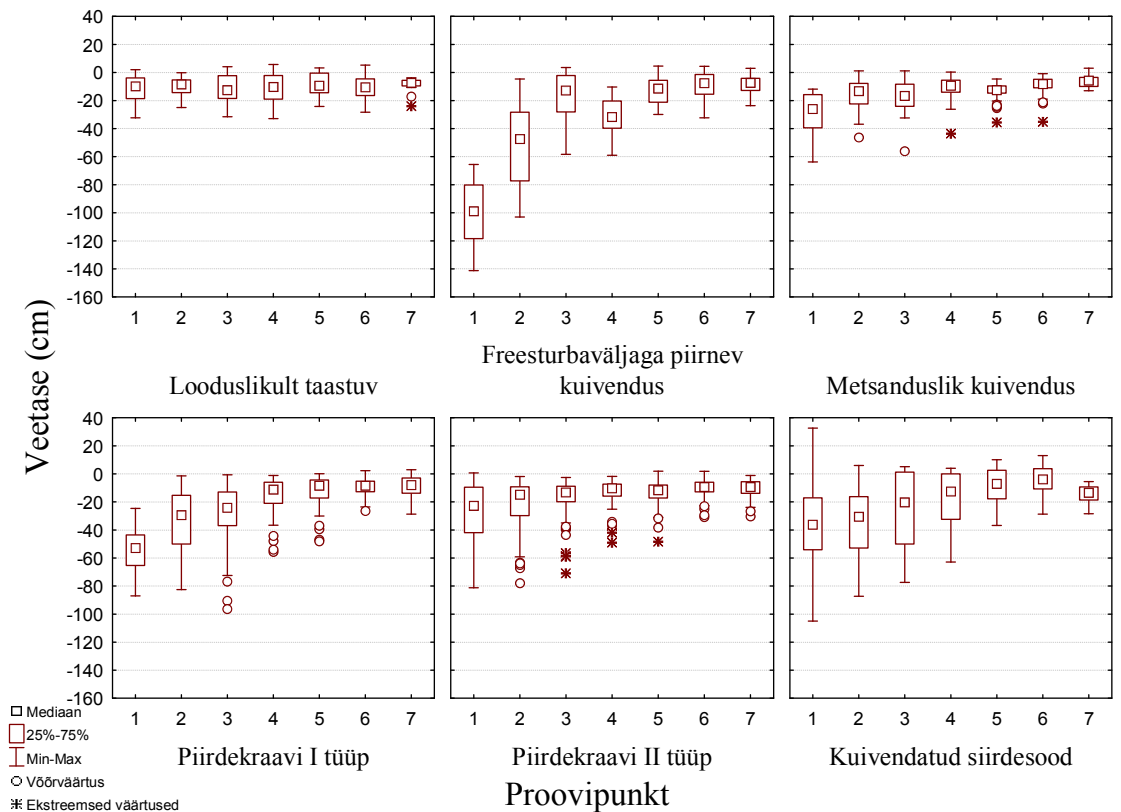
Transektisestest erinevuste hindamiseks kogu uurimisperioodi (18 kuu) vältel kasutati Tukey HSD (*honest significant difference*) testi, kus statistilise olulisuse nivooks oli $p < 0,05$. Tukey HSD testiga ilmses transektide proovivõetuspunktide vahel veetasemete tugevaid statistilisi erinevusi freesturbavälja kuivendusega, metsandusliku kuivendusega ja piirdekraaviga aladel ning siirdesoodes kuni kolmanda või neljanda transektipunktini.

Looduslikult taastuvatel aladel oli kogu transekti lõikes veetase ühtlane, kuna mõõtepunktide vahelistes veetasemete erinevustes statistilist usaldusväärust ei esinenud ($p > 0,05$). Analüüsidest veetasemete hajuvust proovivõtupunktides (peamiselt ajaline varieeruvus), oli suurim veetasemete dispersioon kuivenduskraavi läheduses, mis vähenes mitmekordselt viimases mõõtepunktis. Kõige ühtlasema hajuvusega kogu transekti pikkuses oli looduslikult taastunud soode proovivõtupunktides: esimeses proovipunktis oli $\sigma^2_1 = 89$ ning viimases seitsmendas mõõtepunktis $\sigma^2_7 = 20$, kus alaindeks näitab proovivõtupunkti kohta. Turbakaevanduse naabruses olevates rabades oli esimeses transektipunktis mõõdetud veetasemete hajuvus 18 kuu vältel $\sigma^2_1 = 534$, viimases mõõtepunktis oli see vähenenud $\sigma^2_7 = 43$. Sarnased suured varieeruvuste erinevused kuivenduskraavi mõjuala esimeste punktide ja soo keskosa vahel esinesid ka metsandusliku kuivendusega aladel ($\sigma^2_1 = 263$, $\sigma^2_7 = 22$), piirdekraav I tüübis ($\sigma^2_1 = 202$, $\sigma^2_7 = 55$), piirdekraav II tüübis ($\sigma^2_1 = 549$, $\sigma^2_7 = 41$) ja siirdesoo ($\sigma^2_1 = 659$, $\sigma^2_7 = 36$).

Antud veetasemete tulemuste põhjal võib üldistusena väita, et kuivenduskraavi kõige suurem mõju asub kraavist kuni 15 meetri kaugusel (kuni 2 punkti), mis väheneb keskmistes punktides kuni 40-90 meetri kauguseni (3 ja 4 punkt) ja kuivenduskraavist 440-690 meetri kaugusel olevad punktid (6 ja 7) kirjeldavad sisuliselt juba looduslikku olukorda. Veetasemete hajuvuse hinnangul on veetaseme dünaamikast tingitud häiringud kõige väiksemad transekti kaugemates punktides.



Joonis 5. Kolme minimaalsed veetasemega kuu keskmine veetase maapinna suhtes uurimisaladel piki transekti



Joonis 6. Veetasemete hajuvus mõõteperioodi 18 vältel kuivendatud siirdesoodes ja rabades

3.3. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldused

Kuivendamise käigus avalduvat mõju vees lahustuva orgaanilise süsiniku (DOC-*dissolved organic carbon*) kontsentratsioonidele kogu uurimisperioodi vältel iseloomustavad joonised 7-14, millest joonised 8 ja 10 annavad täiendava ülevaate looduslikult taastuvate soode ja turbakaevanduse vastas olevate alade DOC-i kontsentratsioonide varieeruvust 18 kuu vältel. Proovivõtupunktide vees lahustunud orgaanilise ja anorgaanilise süsiniku kontsentratsioonide olulisi statistilisi erinevusi hinnati Tukey HSD statistilise testiga ($p < 0,05$), mis on joonistel 7, 9 ja 11-16 esitatud numbritega.

Looduslikult taastuvatel aladel olid vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonid ühtlased kogu transekti pikkuses. Joonisel 8 avaldub vegetatsiooniperioodile iseloomulik vees lahustuva orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni tõus maist septembrini. Tukey HSD testi rakendades ilmnes statistilisi erinevusi ainult kahe viimase mõõtepunkti vahel (joonis 7), mis võib olla tingitud soos toimuvate looduslike protsessidega.

Sarnaselt veerežiimile on tugevama kuivendusega aladel vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioonid kõige enam mõjutatud kuivenduskraavile lähemates esimestes proovivõtupunktides. Lisaks ilmneb freesturbaväljaga piirnevale alale (joonis 9) rajatud topeltkraavituse mõju ka vees lahustunud orgaanilise süsiniku väärtustel, kus on iseloomulik kontsentratsiooni langus esimeses proovivõtupunktis, kuna orgaanilise aine lagunemine on pärsitud kuivemate olude tõttu. Freesturbavälja vastas olevates soodes on kõige soodsam keskkond turba lagunemiseks teises transektipunktis, mistõttu erines antud punkt teistest proovipunktidest nii Tukey HSD statistilise testiga (joonis 9) kui ka eristus kõige enam transektide aegrea joonisel (joonis 10) kõrgeimate DOC-i kontsentratsioonidega. Metsandusliku (joonis 11) eesmärgil rajatud kuivenduskraavidega piirnevatel aladel erinesid statistiliselt kraavilähedased punktid alates viiendast proovivõtupunktist, mistõttu viiendale punktile iseloomulik vees lahustuva kontsentratsiooni langus viitab kuivenduskraavi mõju kadumisele.

Siirdesoodes (joonis 14) vees lahustunud orgaanilise süsiniku suuremad kontsentratsioonid kogu transekti pikkuses on tõenäoliselt põhjustatud toitainerikkama põhjavee juurdevoolust, mis soodustab lagunemisprotsessi. Osalist põhjaveelist

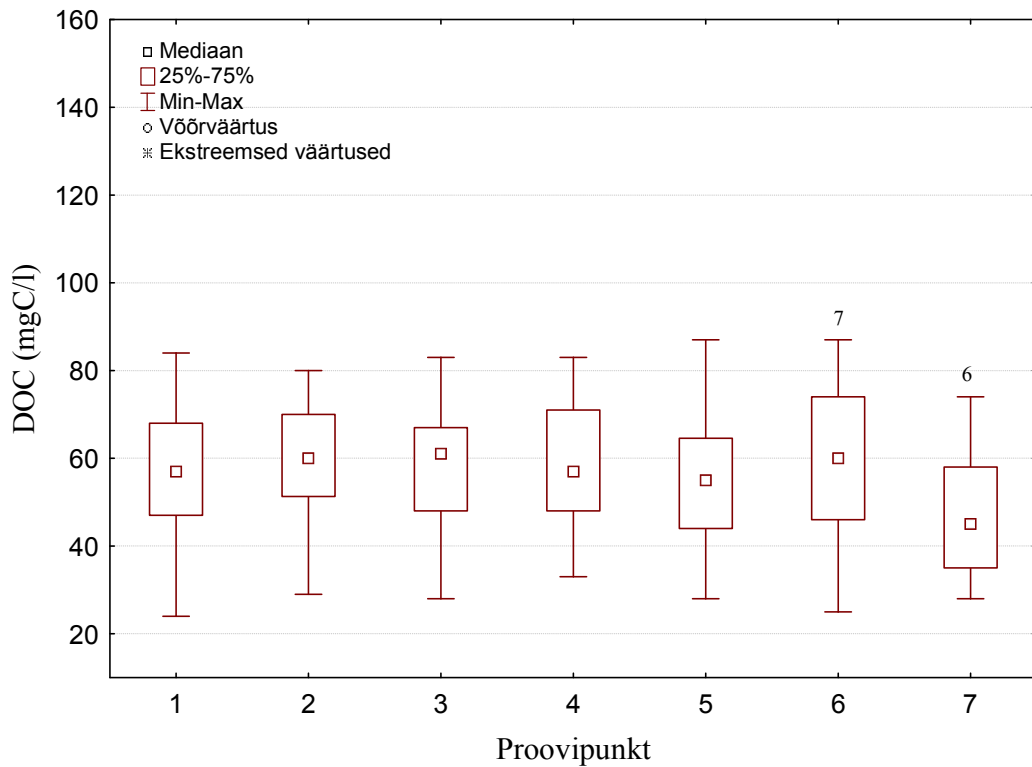
toitumist kinnitavad kõrgemad pH_{KCl} väärtused (peatükk 3.1., tabel 2) ja suuremad vees lahustunud anorgaanilise süsiniku (DIC- *dissolved inorganic carbon*) sisaldused (joonis 16). Kuna uuritavatele aladele on tolmu juurdekanne vähetõenäoline, siis on anorgaanilise süsiniku (karbonaatide) olemasolu tingitud põhjavee juurdevoolust.

Toitainete rikkam ja vähem happelisem keskkond loob soodsamad tingimused turba lagunemisprotsessile ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku tekkimisele, mille tõttu on siirdesoo keskosas vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonid üsna kõrged ning kuivendamise mõju DOC-i dünaamikale keerulisem tuvastada. Kui siirdesoo grupeeringu esimeses transektipunktis oli DOC-i kontsentratsioon $47,6 \pm 11,2$ mgC/l, siis viiendas punktis oli kontsentratsioon $59,1 \pm 29,5$ mgC/l. Võrdluseks metsandusliku kuivendusega aladel, kus põhjavee mõju puudub, oli esimeses mõõtepunktis vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioon $60,3 \pm 14,8$ ja viiendas punktis $41,7 \pm 9,6$ mgC/l. Quebecis on leitud, et keskmiselt lagunenu turbaga soometsades võib DOC-i kontsentratsioon juulist-novembri varieeruda 41–81 mg/l piires, andes keskmiseks 58,6 mg/l (Dalva ja Moore 1991).

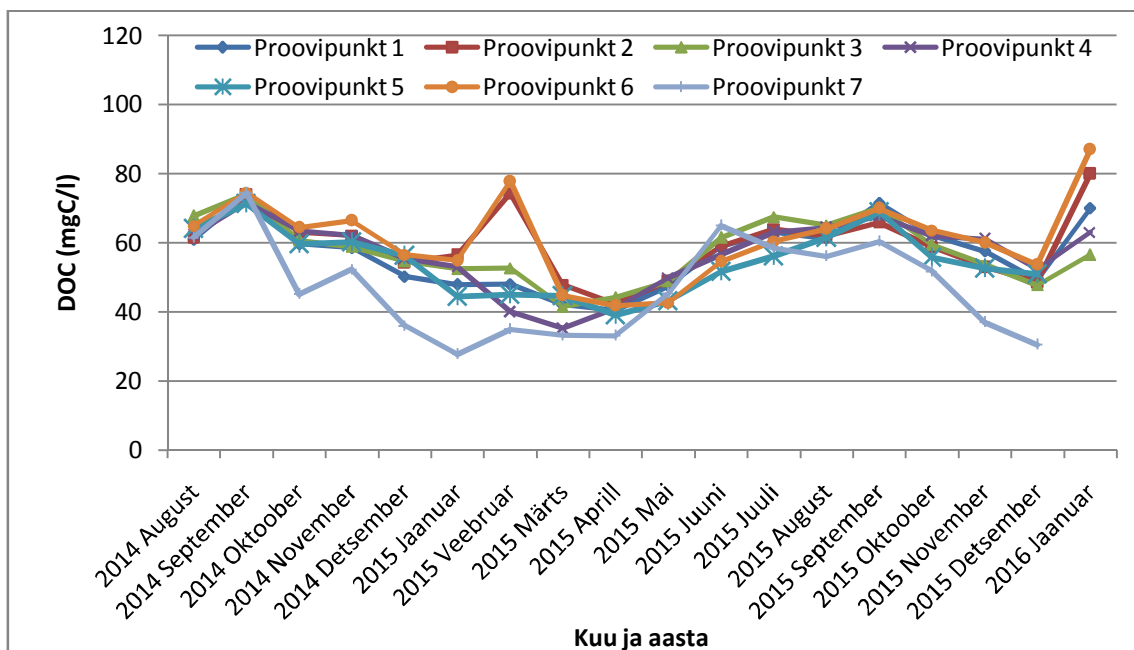
Lisaks on arvatud, et DOC-i lahustumine on suurem kõrgemal pH väärtusel (Qassim *et al.* 2014). Tukey HSD statistilise testiga esines siirdesoo olulisi statistilisi erinevusi viienda ja kuuenda proovivõtupunkti vahel, mida võib seostada soo keskosas siirdesoo looduslikku üleminekut rabafaasi ja seetõttu siirdesoo turba osalise asendumisega rabaturbaga.

Kõrgemad vees lahustunud anorgaanilise süsiniku kontsentratsioonid esinesid ka piirdekraavi I tüübi puhul kuni neljanda proovipunktini (joonis 12), mis ühtib uuritavate soolade pH muutustega transekti lõikes. Piirdekraavi II tüüpi kuivendusega soodes oli vees lahustunud anorgaanilise süsiniku sisalduse kõrgenemine hooajaliselt mitte süsteemne vaid episoodiline. See mõõdeti ühekordsena Kauru W esimeses punktis (2015. juuli), Allipa teises transektipunktis (2014. august) ja Musa esimeses punktis (2014. september), kus kolme ala põhiselt ületas vees lahustunud anorgaanilise süsiniku sisaldus napilt määramispiiri $2,4 \pm 0,2$ mgC/l. Teistel uuritavatel sooladel jäi anorgaanilise süsiniku kontsentratsioon alla meetoodika määramispiiri ≤ 2 mgC/l, mille tõttu ei olnud võimalik madalamaid sisaldusi tuvastada. Piirdekraavi I tüübi (joonis 12) DOC-i sisalduste hindamisel oli statistiliselt kõige erinevam kuues punkt, kus esines ka iseloomulik kontsentratsiooni langus. Piirdekraavi II tüübis (joonis 13) olid

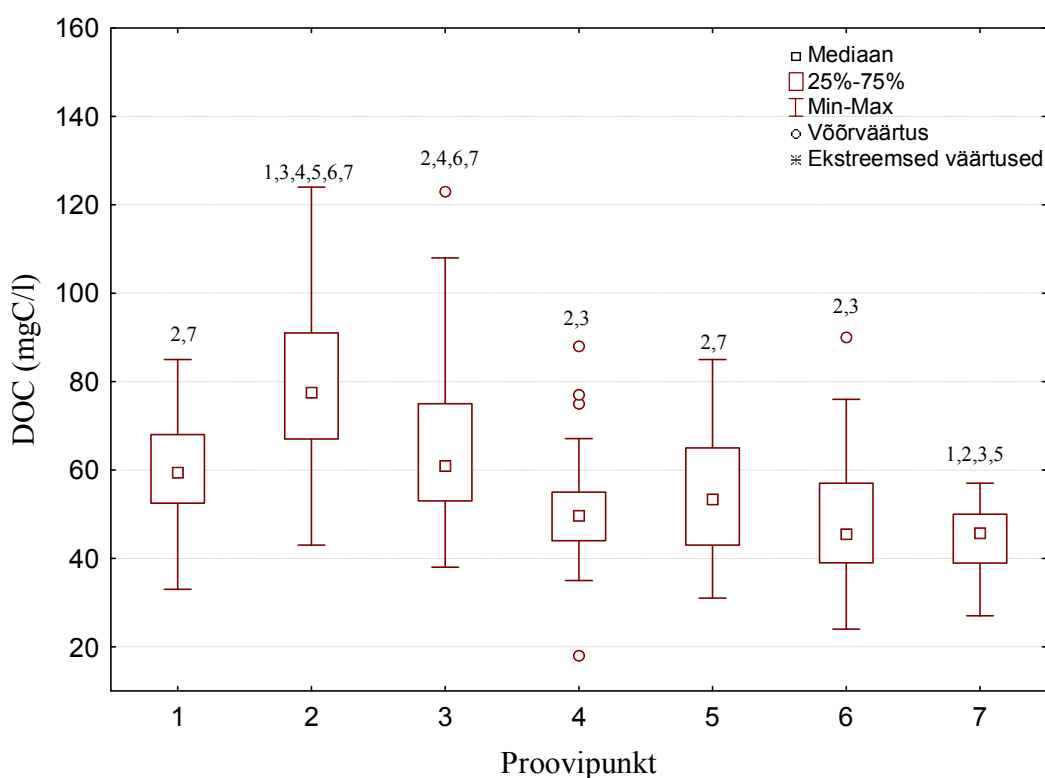
transektipunktid teineteisest statistiliselt tugevalt erinevad kogu transekti pikkuses, kuna esines kontsentratsioonide langus kuivenduskraavist kaugenemisel.



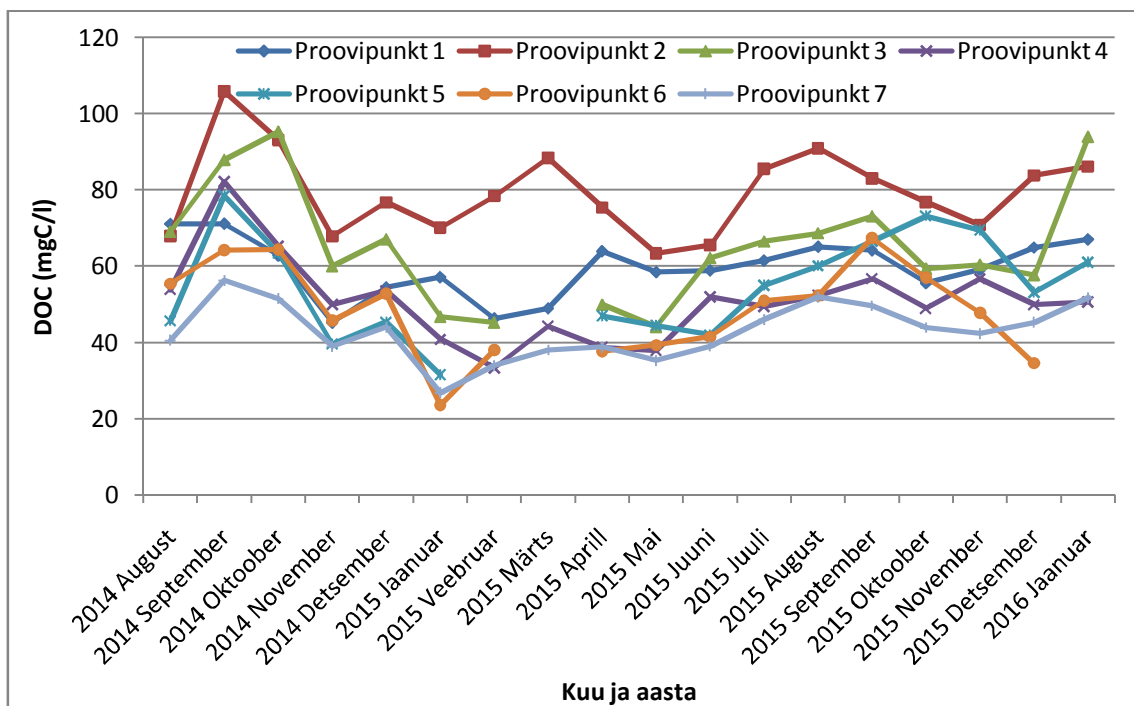
Joonis 7. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioonid vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel. Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritega.



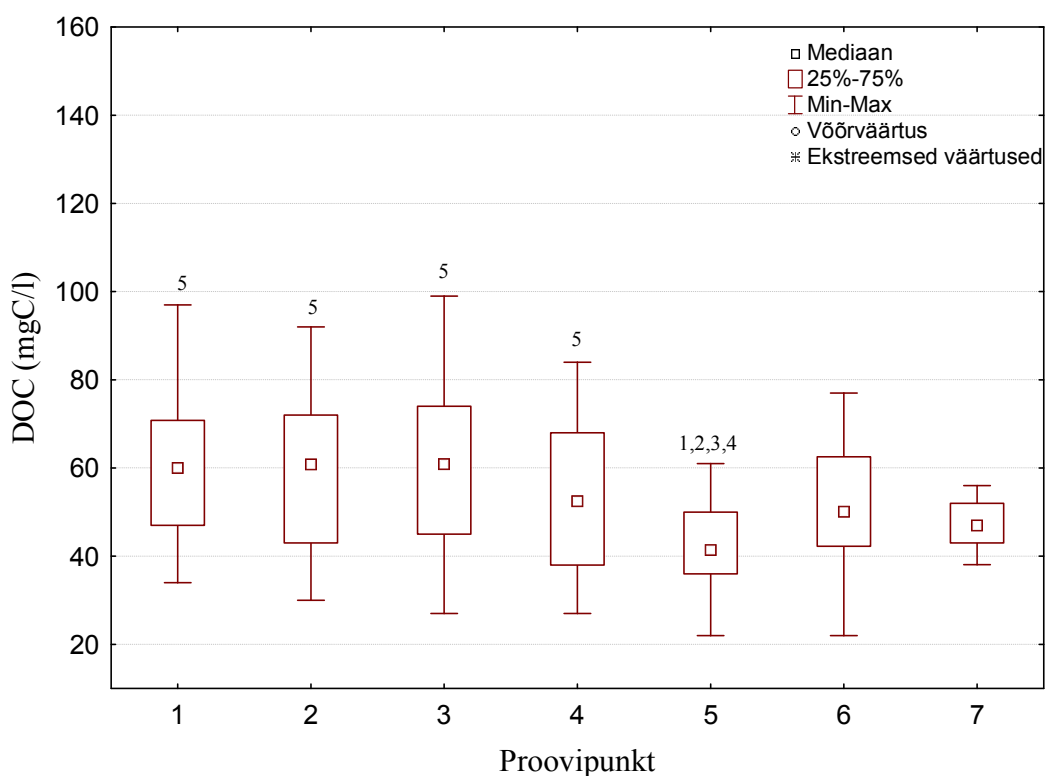
Joonis 8. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse muutused vaatlusperioodil vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



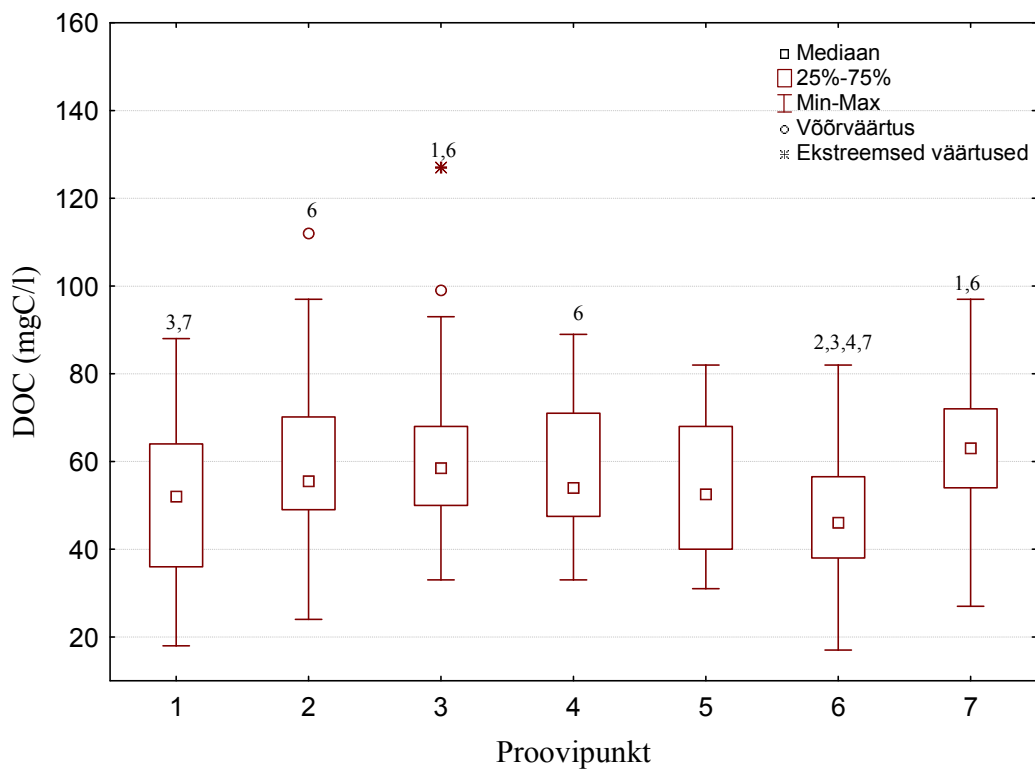
Joonis 9. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioonid freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel. Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritega.



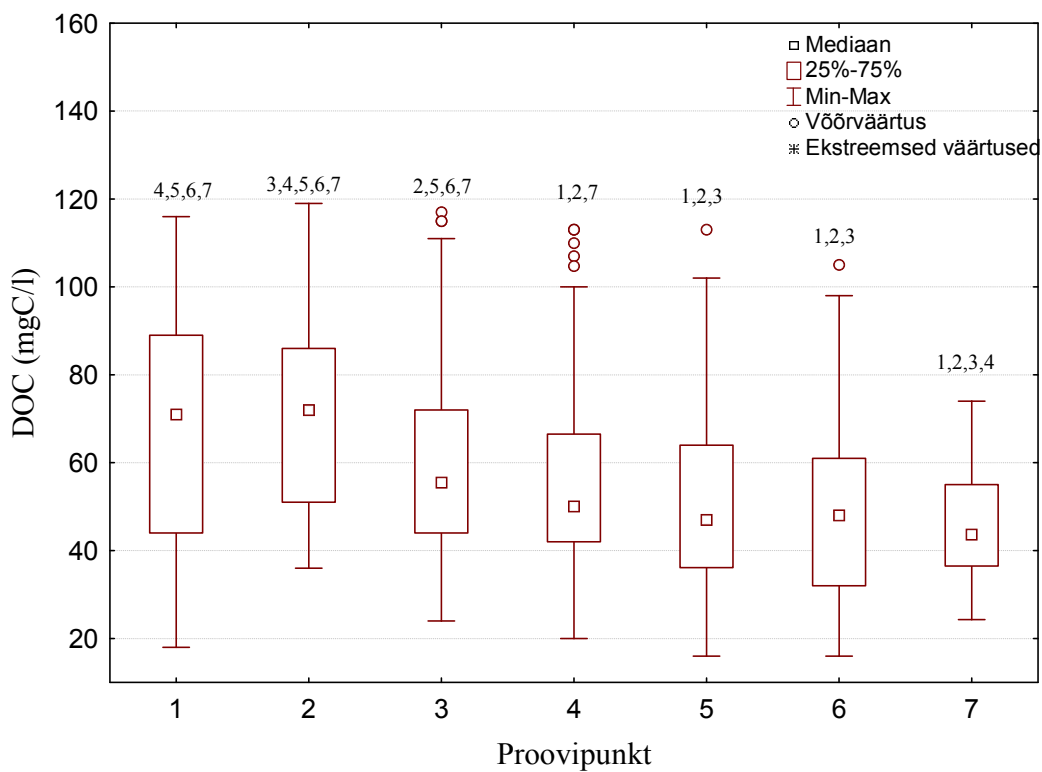
Joonis 10. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse muutused vaatlusperioodil freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



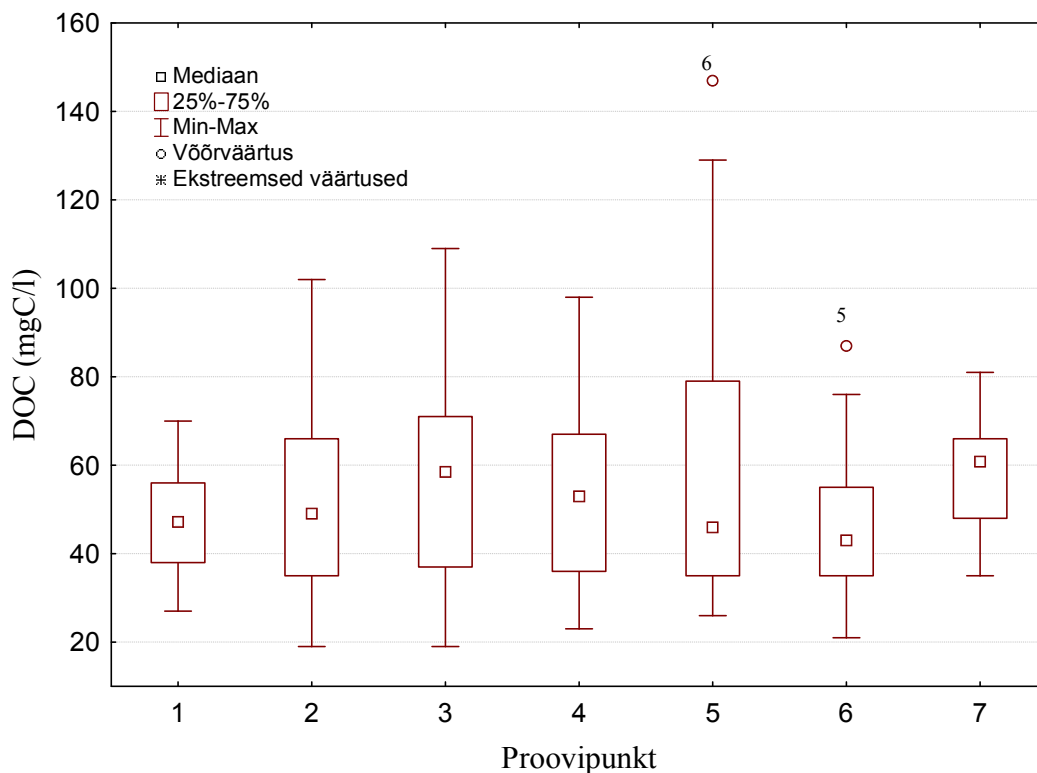
Joonis 11. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioonid metsandusliku kuivendusega rabades. Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritega.



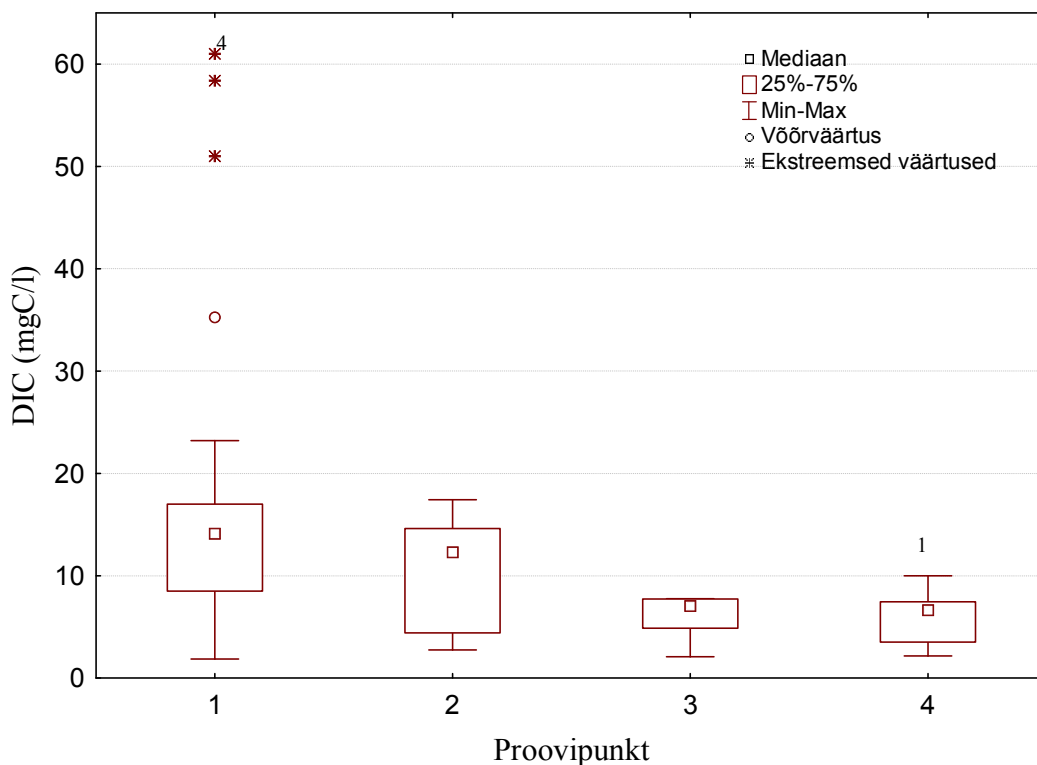
Joonis 12. Veepuhastatud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioonid piirdekraaviga I kuivendustüübiga aladel. Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritega.



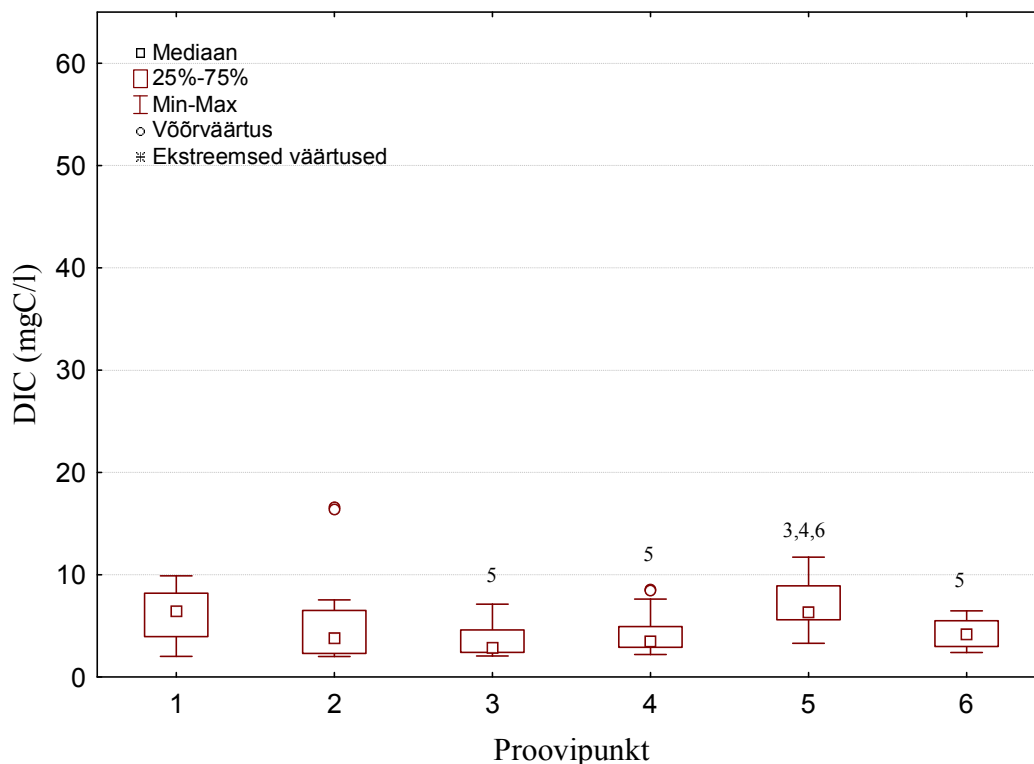
Joonis 13. Veepuhastatud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioonid piirdekraaviga II kuivendustüübiga aladel. Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritega.



Joonis 14. Veis lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioonid kuivenduskraaviga siirdesoodes. Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritega.



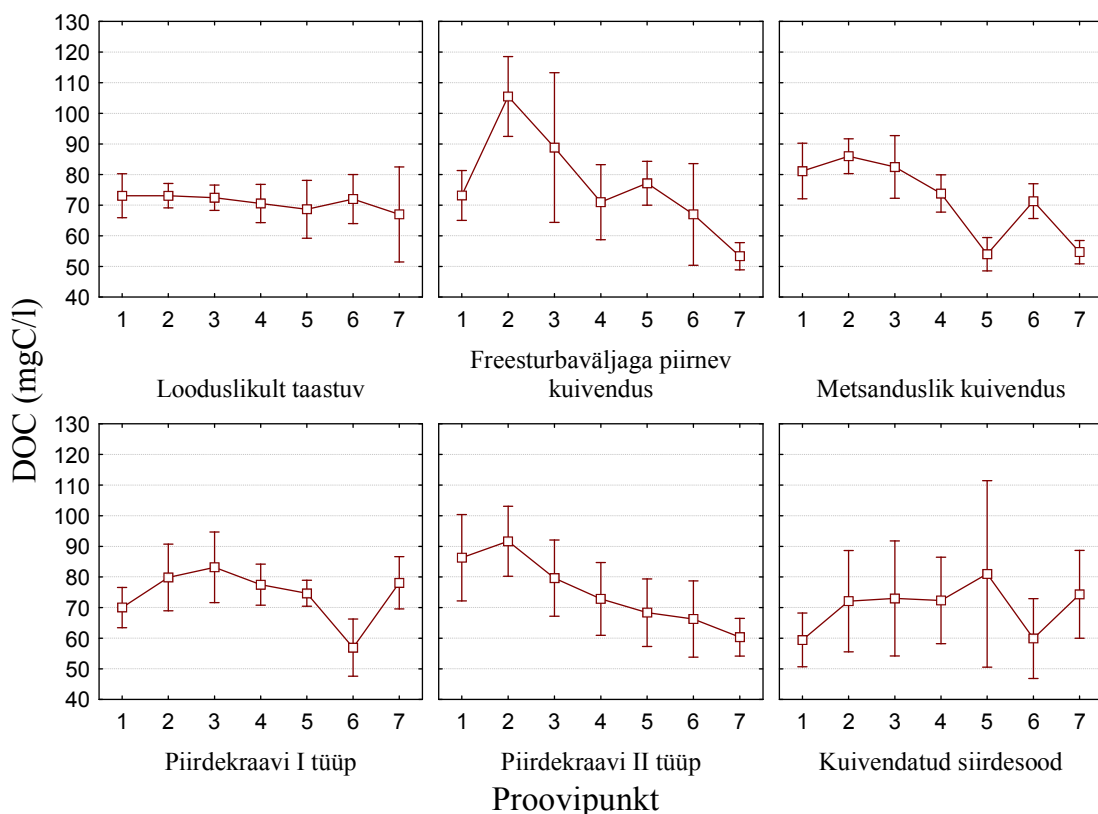
Joonis 15. Veis lahustunud anorgaanilise süsiniku (DIC) kontsentratsioonid väitel piirdekraaviga I kuivendustüübiga aladel Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritega.



Joonis 16. Veepis lahustunud anorgaanilise süsiniku (DIC) kontsentratsioonid kuivenduskraaviga siirdesoodes. Transektipunktide omavahelised statistilised olulised erinevused ($p < 0,05$) on esitatud numbritena.

Uuritavate soode veepis lahustunud orgaanilise süsiniku maksimaalsete kontsentratsioonide kolme kuu põhise varieeruvust kirjeldab joonis 17. Maksimaalsete DOC-i kontsentratsioonide suurem amplituut iseloomustab transektipunktis turba lagunemiseks vajaliku aeratsiooni ja veesisalduse olemasolu, kuna veepis lahustuva orgaanilise süsiniku produktsioon sõltub orgaanilise aine lagunemisest. Suurimate kontsentratsiooninäitade kitsam vahemik iseloomustab keskkonnaolude stabiilsemat seisundit, kus keskkonnatingimused pole soodsad orgaanilise aine lagunemiseks. Maksimaalsed kontsentratsioonid esinesid üsna erinevatel aegadel (vahemikus maist kuni novembrini), kuid siiski kõige sagedamini esinesid suurimad väärtused augustist oktoobrini, mil toimub sama aasta bioproduktsiooni kergestilaguneva osa lagunemine. Erandlikke üksiknäituseid mõõdeti ka talvekuudel, kus veeproove sai koguda valikuliselt soode läbikülmumise tõttu, nii leiti piirdekraavi II tüübis Mõksi teises jaanuaris ja Keressaare kuuendas proovivõtupunktis veebruaris kõrgeid DOC kontsentratsioone ning Umbusi freesturbavälja piirnevas rabas teises transektipunktis märtsis. Siinkohal võib neid kõrvalekaldeid seostada pinnase külmumise ja sulamise tsüklitega liikvele mineva orgaanikarikka pinnaveega.

Turbakaevanduse vastas olevates soodes esines maksimaalsete väärtuste kõige suurem varieerumine kolmandas punktis umbes 30 meetri kaugusel kraavist (maksimaalsed väärtused septembris ja oktoobris), mille tõttu on antud proovivõtukaev ilmselt kõige rohkem mõjutatud keskkonnatingimuste muutustest (mõjutavad nii sügav põhikraav kui akrotelmi läbiv sekundaarne kraav). Kogu transekti pikkuses esinesid suuremad maksimaalsete kontsentratsioonide kõikumised siirdesoods ja piirdekraaviga aladel, kuid kõige stabiilselt väikseim hajuvus esines looduslikult taastuvates soolades ja metsandusliku kuivendusega aladel. Siirdesoo viienda punkti suurim kõikumine on tingitud intensiivsema põhjavee juurdevoolu mõjutusega (DIC $7,2 \pm 2,5$ mgC/l), mis loob soodsamad tingimused orgaanilise aine lagunemiseks. Lisaks viitab maksimaalsete vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonide esinemise periood, et soodes toimuv süsinikuringe on enamasti aktiveeritud taimede primaarproduktiooni poolt (joonised 8 ja 10) (Freeman *et al.* 2004).



Joonis 17. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kolme kuu suurima kontsentratsiooniga kuu keskmised väärtused piki transekti

3.4. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduse sõltuvus proovikaevu veetasemest

Sooalade veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni omavahelist sõltuvust proovivõtupunktide kaupa iseloomustavad joonised 18-23. Veetasemete nullväärtus (0) tähendab veetaseme ulatust maapinnani ning hindamise aluseks on veetaseme alanemine ehk negatiivse väärtuse suunal. Joonistel olev determinatsioonikordajaga r^2 iseloomustab veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku omavahelist seost ning dispersioon σ^2 vees lahustunud orgaanilise süsiniku hajuvust uurimisala transektil proovivõtupunkti kaupa kogu mõõtmisperioodi 18 kuu vältel.

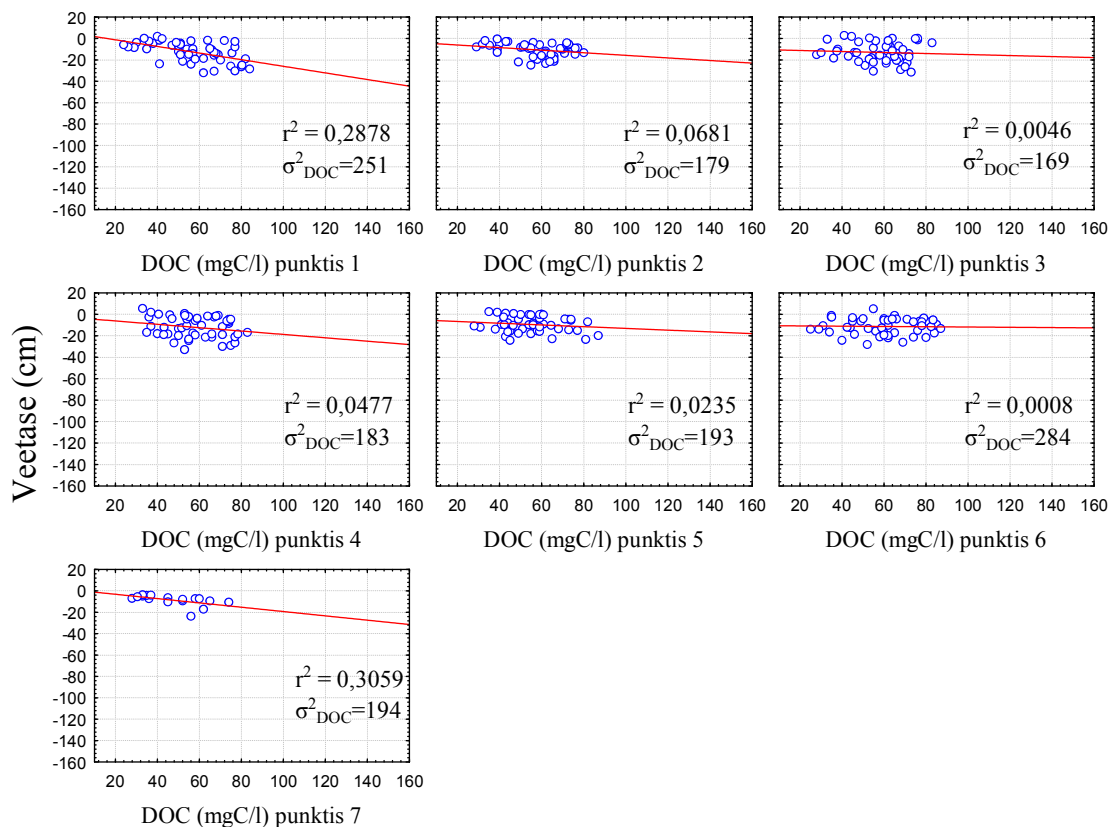
Veetaseme languse ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduse seos proovivõtupunktis praktiliselt puudub, kuid see suureneb soo keskosa poole liikudes, selgemini siirdesoo (joonis 23) ja freesturbaväljaga piirnevates soodes (joonis 19). Looduslikult taastuvate soolade (joonis 18) seitsmendas mõõtepunktis on determinatsioonikordaja väärtus ligikaudu 0,3, freesturbavälja kuivenduskraaviga soo (joonis 19) eelviimases mõõtepunktis on 0,5 ning siirdesoo (joonis 23) viimases punktis 0,4.

Kuivenduskraavi lähedal ehk kõige häiritumas mõõtetsoonis on vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonid väga hüpliku laadiga, mistõttu on ka mõõteväärtuste hajuvus väga suur (freesturbavälja kuivenduskraaviga raba teises mõõtepunktis 28-119 mgC/l) ja see sumbub soo keskpunkti poole liikudes (freesturbavälja kuivenduskraaviga raba viimases transektipunktis 27-56 mgC/l), mis viitab keskkonnatingimuste stabiliseerumisele ning kuivenduskraavi kahanevale mõjule. Looduslikult taastuvates soodes on hajuvusväärtus kogu transekti lõikes üsna ühtlane ning siirdesoo puhul ilmneb põhjavee juurdevoolu (joonis 16) mõju DOC-i kontsentratsioonide suurele varieeruvusele (joonis 23).

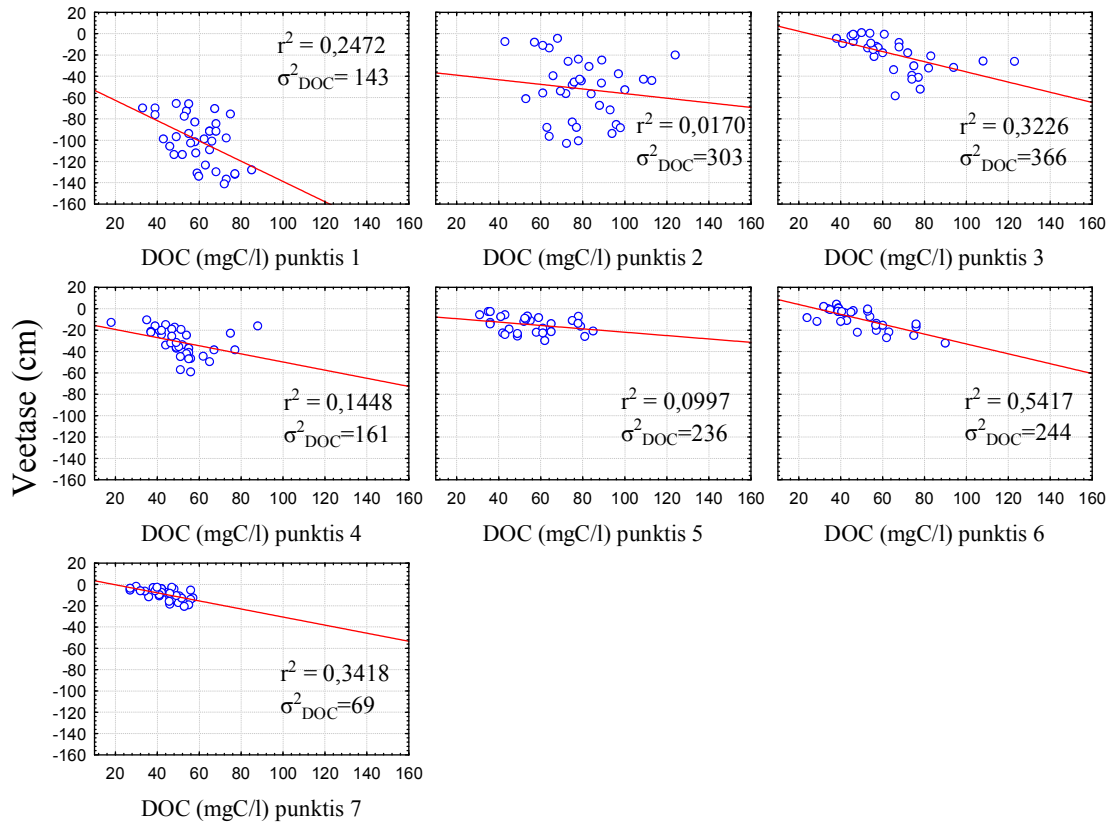
Antud tulemuste põhjal näib, et soolade mõõtepunktides, kus kahe parameetri omavaheline suhe ei avaldu ning dispersioon on suur, on vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioon lisaks kuivenduskraavile mõjutatud erinevatest keskkonnatingimustest nagu lahjenemine põhja- või sademeveega, turba lagunemise ja mikrobioloogilise aktiivsusega, veejuhtivuse ja temperatuuriga. Erinevate

keskkonnatingimuste koosmõju ja nende omavaheliste proportsioonide muutmine muudab sooladel vees lahustunud orgaanilise aine dünaamika keerulisemaks ja raskesti hinnatavaks. Erinevates sooökosüsteemides läbiviidud turbavee DOC mõõtmised on näidanud, kontsentratsioonid on väga kõikumavad (muutlikud) nii ajas kui ruumis (Moore 1987; Marin *et al.* 1990)

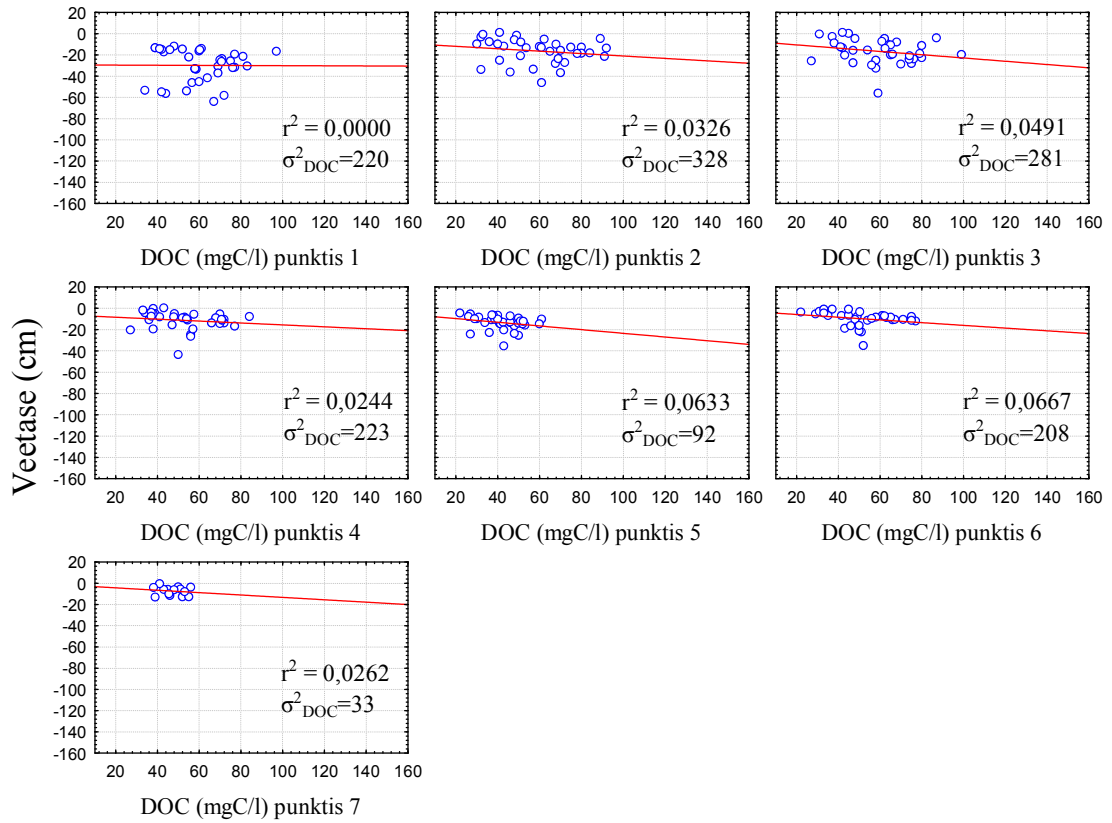
Veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduse sõltuvuse keerukust on välja toodud ka teadusartiklis, kus vees lahustunud orgaanilise süsiniku väljakanne oli väga väike pidevalt veerohkes seisundis kui ka liig kuivades turvasmuldades (Mitchell ja McDonald 1992). Kuigi ei ole välistatud, et ka sademete rohkemal perioodil võib vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioon tõusta, on see üldjuhul raskemini tuvastatav esile kutsutud lahjendusefekti tõttu (Thurman 1985).



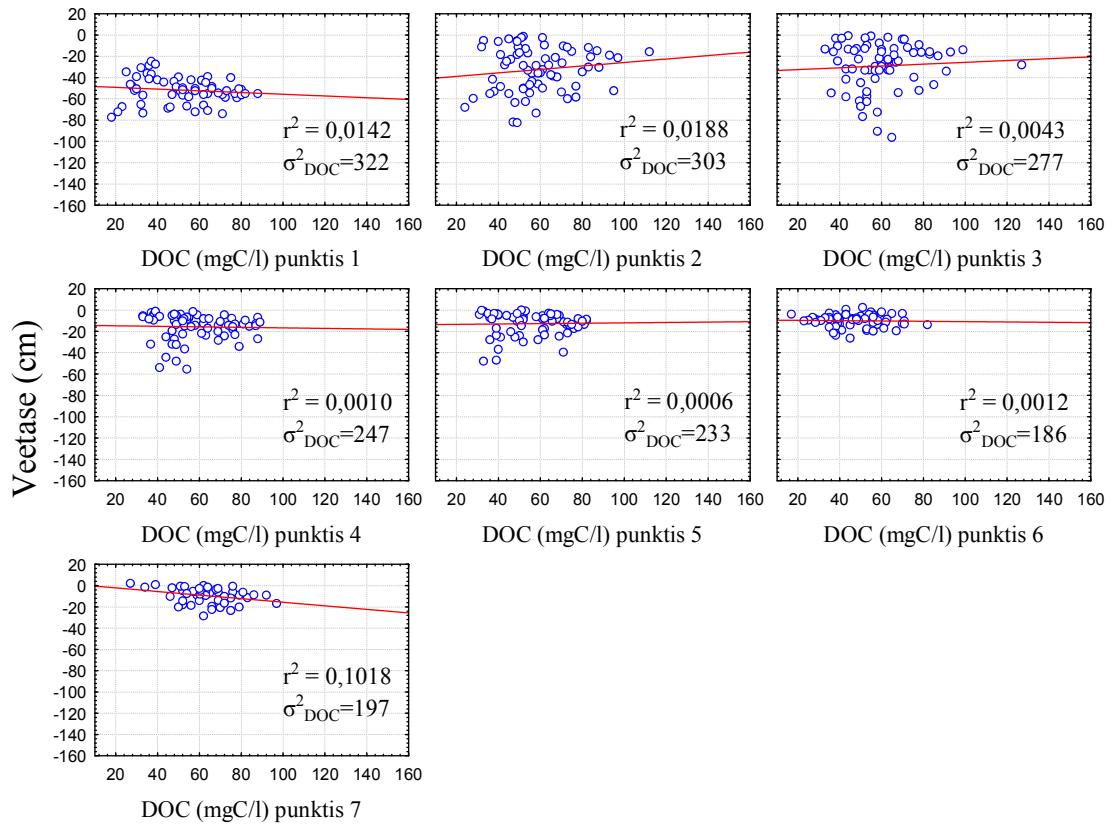
Joonis 18. Veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse sõltuvus mõõdepunkti siseselt vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



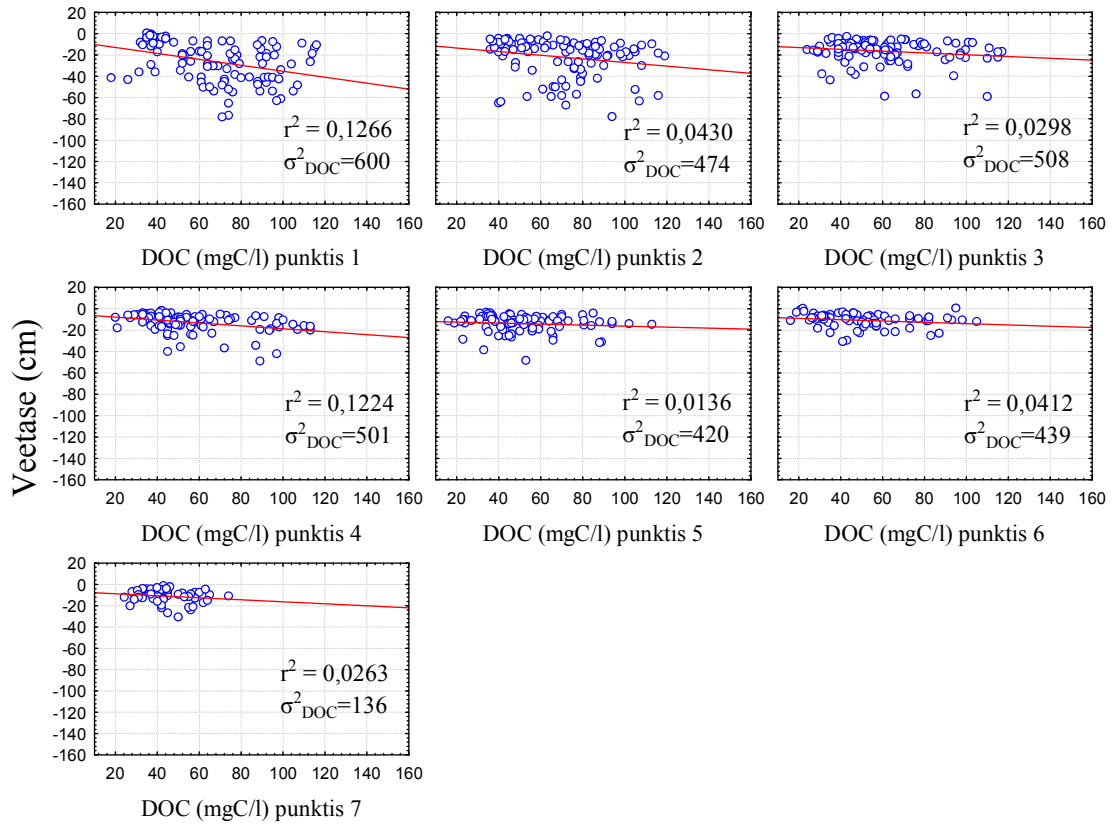
Joonis 19. Veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse sõltuvus mõõtetepunkti siseselt freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



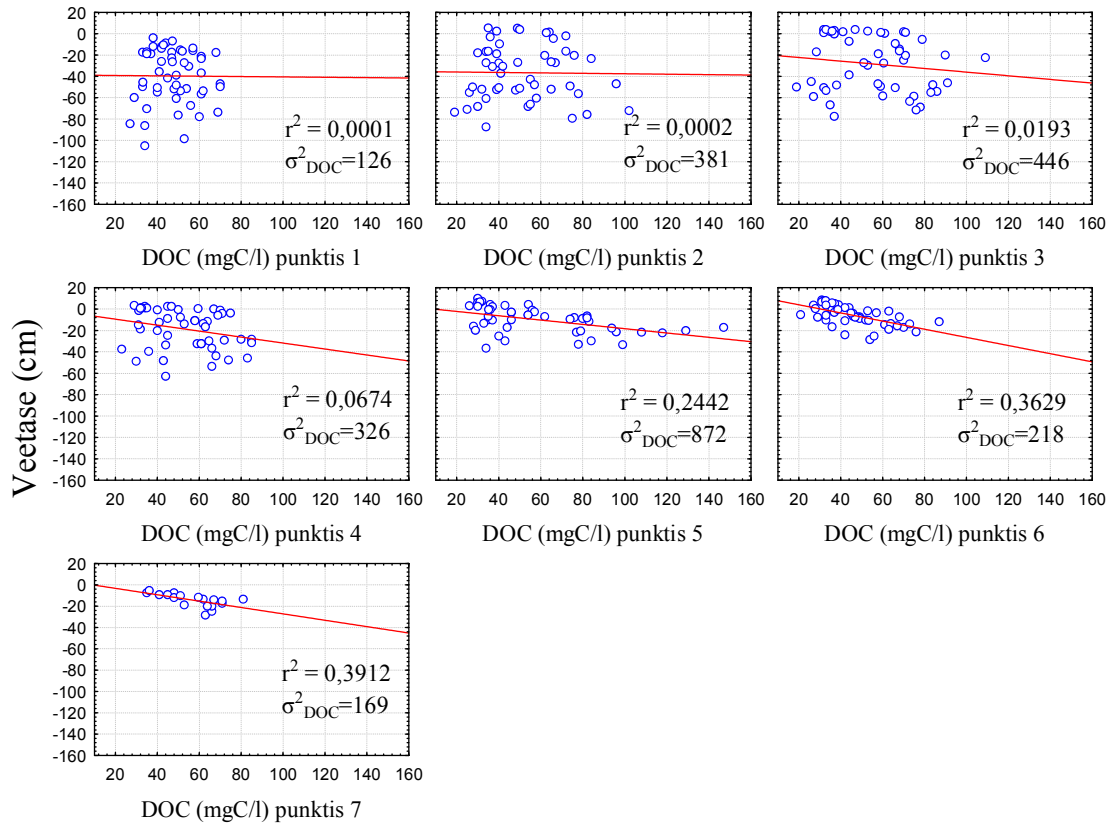
Joonis 20. Veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse sõltuvus mõõdepunkti siseselt metsandusliku kuivendusega rabades



Joonis 21. Veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse sõltuvus mõõdepunkti siseselt piirdekraaviga I kuivendustüübiga aladel



Joonis 22. Veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse sõltuvus mõõdepunkti siseselt piirdekraaviga II kuivendustüübiga aladel



Joonis 23. Veetaseme ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sisalduse sõltuvus mõõtepunkti siseselt kuivenduskraaviga siirdesoodes

3.5. Soovee temperatuuri ja vees lahustunud hapniku kontsentratsioonide mõju vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldustele

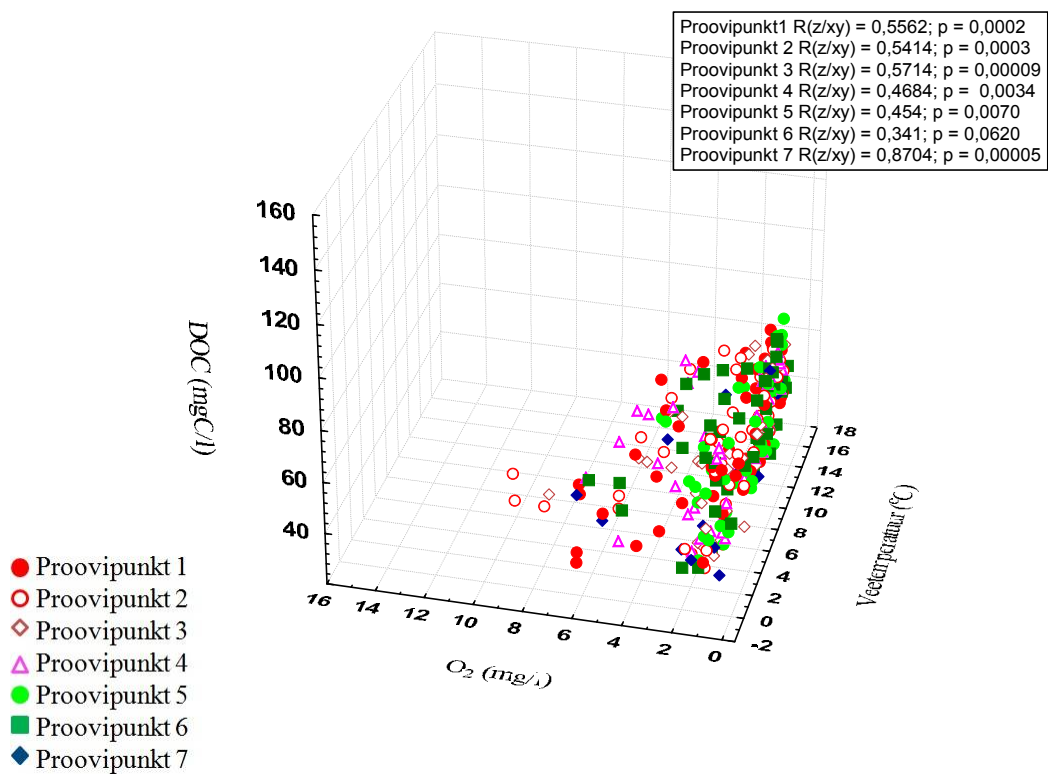
Joonised 24-29 iseloomustavad veetemperatuuri ja soovees lahustunud hapniku sisaldust 18 kuu vältel ning nende omavahelist mõju vees lahustuva orgaanilise süsiniku kontsentratsioonidele. Kolme parameetri omavahelise sõltuvuse usaldusväärsust mõõtepunkti siseselt hindab joonistele lisatud p -väärtus, kus statistilise olulisuse piiriks on võetud $p < 0,05$.

Looduslikus vees kõigub lahustunud hapniku kontsentratsioon 0-14 mg/l piires, sealjuures jahedama temperatuuriga on vees lahustunud hapniku sisaldus suurem (Алекни 1970; Никаноров ja Посохов 1985). Kuna uuritavatel aladel ei olnud veetemperatuuride vahemik suur, jäädes mõõteperioodil $7,1 \pm 3,5$ °C vahemikku, võib veetemperatuuri pidada hapniku lahustuvuse mõjutava tegurina vähe oluliseks. Kui turbavees on veekeskkonnale omased lagundajad, on ilmselt kõrgete veetasemete juures turbavees O₂ sisaldus madalam, kuid samal ajal suureneb ka teiste keskkonnategurite mõju. Aereeritav turbakiht suurendab kokkupuudet atmosfääri õhuga läbi turba makropoorsuse, mis võib O₂ sisaldust suurendada. Selline olukord on kraavilähedastest punktides, kus veetase on vaatluskaevudes sügavamal (joonised 5-6). Samal ajal veetaseme langedes võib ka lagundajate tegevus seiskuda, sest turba liiga tugeval kuivenemisel ei jätku piisavalt mullavett.

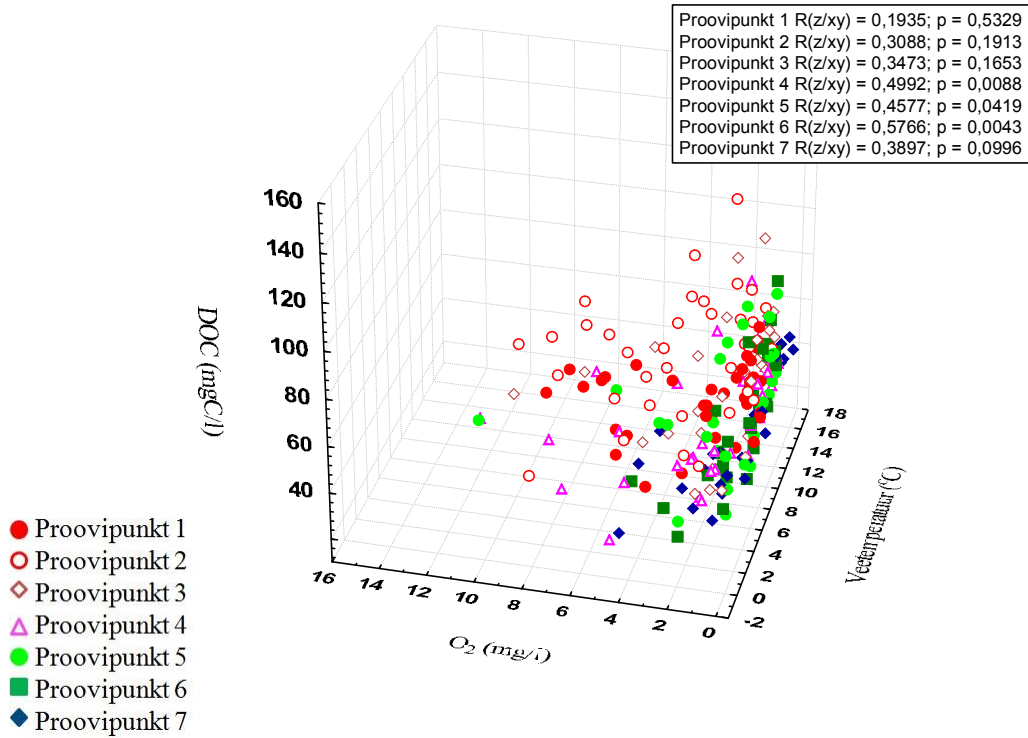
Looduslikult taastuvatel aladel (joonis 24) ilmneb soojemal hooajal, kui veetemperatuur on kõrgem, intensiivsem turba lagunemine, kuna vees lahustuva orgaanilise süsiniku sisaldus kasvab ning vees olev hapnik kasutatakse lagundajate poolt ära. Tugevama kuivendusega aladel nagu freesturbavälja kuivenduskraaviga rabades (joonis 25), metsandusliku kuivendusega soodes (joonis 26) esines kaugemates transektipunktides looduslikult taastuvate soodega sarnane trend.

Kuivenduskraavi lähedal oli soojematel perioodidele sõltumata temperatuurist lahustunud hapniku ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldused kõrgemad. Kraavilähedastes punktides, kus veetase madalam, on aeratsioon ning orgaanilise aine lagunemine rohkem soodustatud. Soodes (joonised 27-29), kus esineb põhjaveega mineraalainete (põhiliselt HCO₃⁻) juurdekannet, esines kõrgemaid soovees lahustunud

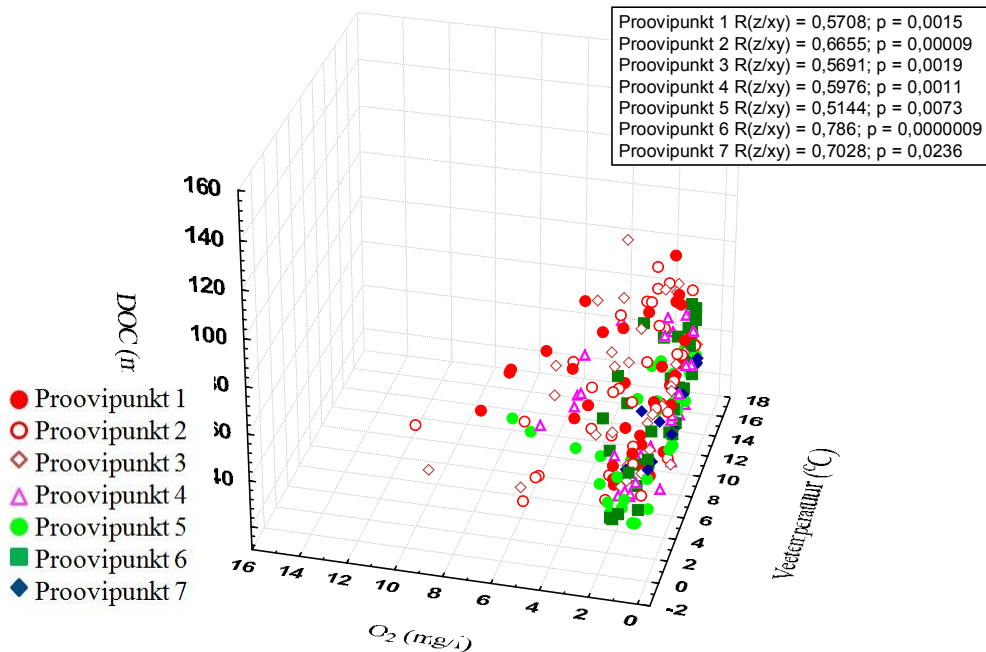
hapniku kontsentratsioone ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldusi ka kaugemates transektipunktides. Siiski on näha looduslikult taastuvatele aladele sarnast trendi, kus ilmneb vees lahustunud hapniku kontsentratsiooni langust soojematel perioodidel.



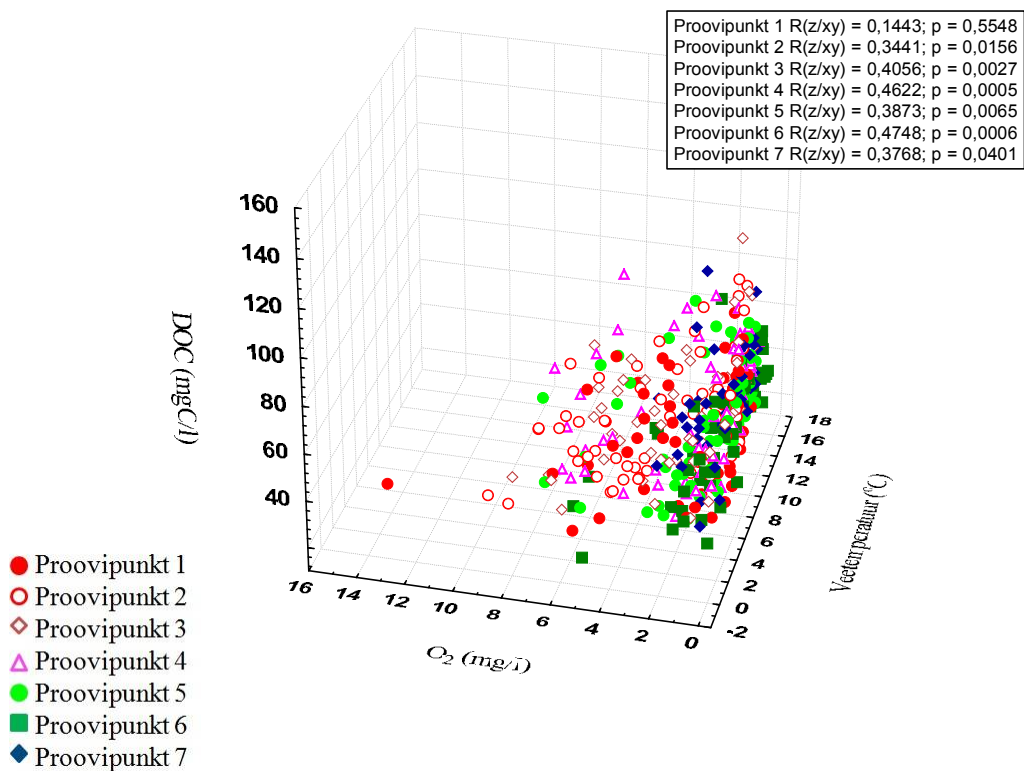
Joonis 24. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus vees lahustunud hapniku kontsentratsioonist ja veetemperatuurist vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



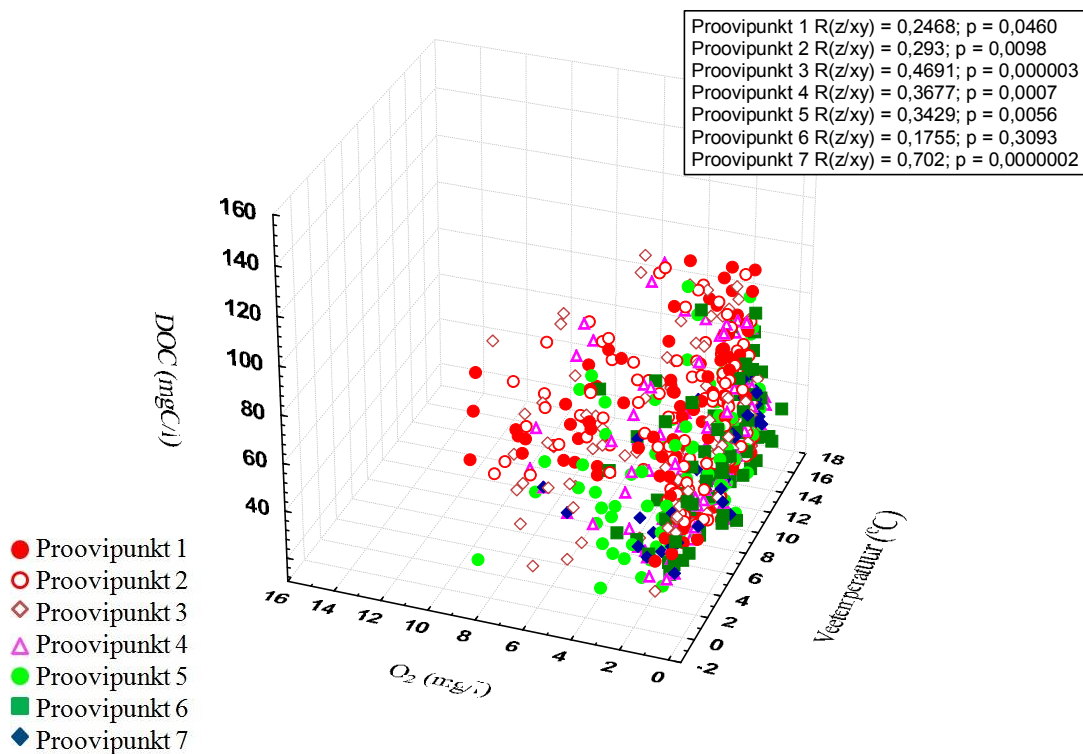
Joonis 25. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus vees lahustunud hapniku kontsentratsioonist ja veetemperatuurist freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



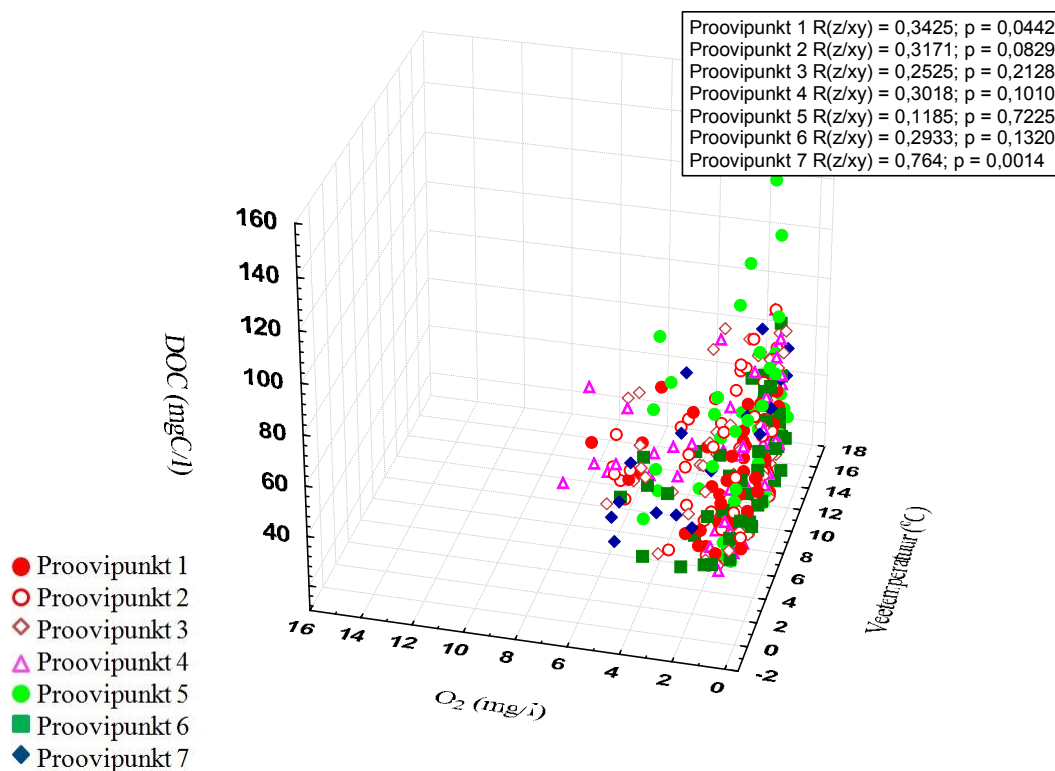
Joonis 26. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus vees lahustunud hapniku kontsentratsioonist ja veetemperatuurist metsandusliku kuivendusega rabades



Joonis 27. Veis lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus vees lahustunud hapniku kontsentratsioonist ja veetemperatuurist piirkraaviga I kuivendustüübiga aladel



Joonis 28. Veis lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus vees lahustunud hapniku kontsentratsioonist ja veetemperatuurist piirkraav II kuivendusega aladel



Joonis 29. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus vees lahustunud hapniku kontsentratsioonist ja veetemperatuurist kuivendatud siirdesoodes

3.6. Vees lahustunud süsiniku kontsentratsioonide sõltuvus maapinna temperatuurist

Orgaanilise aine lagunemine on sõltuvuses temperatuuriga (Silvola *et al.* 1996), mille tõttu on vees lahustunud orgaanilise süsiniku tekkimisel ja sisalduse hindamisel oluline arvesse võtta ka hooajalist mõju.

Orgaaniliste muldade soojusjuhtivus on väga väike varieerudes veega küllastatuse korral 0,50 W/(m*K) ja kuivades tingimustes 0,06 W/(m*K) vahel (Farouki 1981). Kuna kuiv turvas on halb soojusjuht, toimub kevadel soojenemine aeglasemalt ning märg turvas külmub talvel ka kiiremini (Swanson ja Rothwell 1989). Seetõttu toimub soodes temperatuuri aastaajaline muutus viibeajaga ning sood võivad olla aprillis ja maiski teatud kohtades veel külmunud. Hinnates maapinna temperatuure kogu andmerea pikkuses oli maikuuks üldjuhul kogu turbakiht ülesse sulanud ning soodes hakkas temperatuur kasvama saavutades maksimumi augustiks. Augustis ja septembris, millal esinevad kõrgemad temperatuurid, toimub intensiivsem orgaanilise aine

lagunemine. Oktoobrikuus toimub jahtumine ning sellel perioodil on iseloomulik sademete rohkuse tõttu turvasmulla intensiivsem läbiuhtumine. Novembrist aprillini valdasid minimaalsed temperatuurid, mistõttu lagunemisprotsessid pidurduvad ja turba läbikülmumine peatab need sootuks. Seetõttu käesolevas magistritöös jagati hooajalisuse hindamiseks temperatuuride alusel perioodid järgnevalt:

- Turvasmulla soojenemine: mai- juuli
- Turvasmulla maksimaalsed temperatuurid: august-september
- Turvasmulla jahtumine: oktoober
- Talvine hooaeg: november-aprill

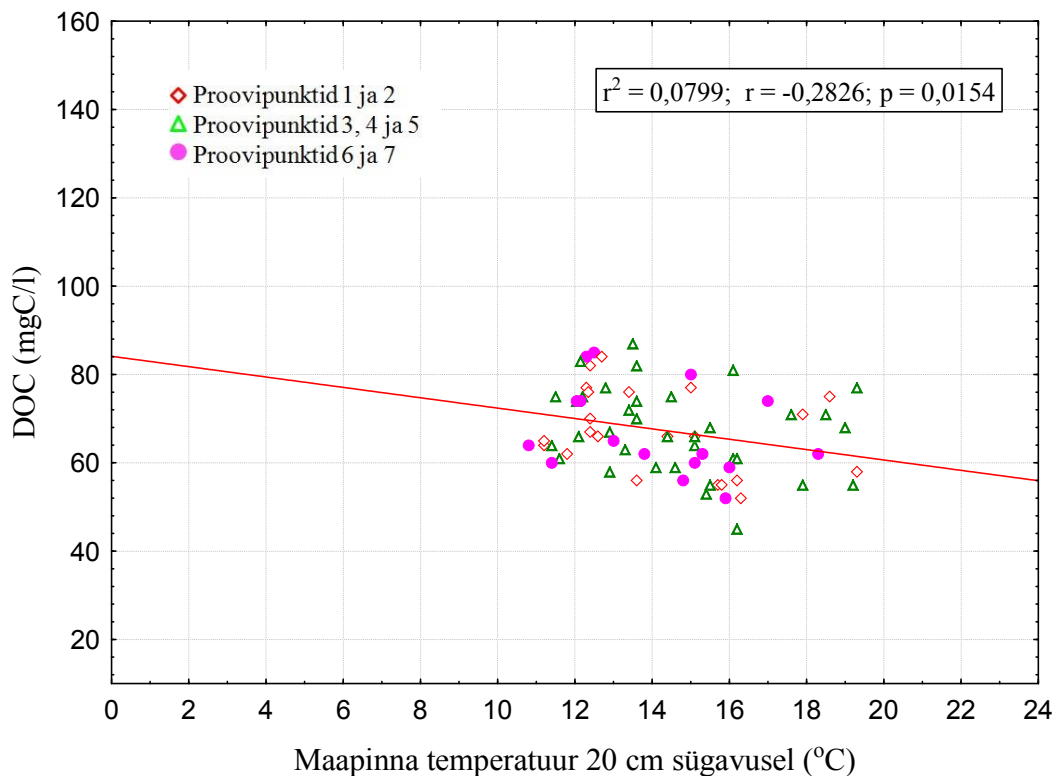
Joonised 30-41 kirjeldavad maapinna temperatuuri mõju turbakihi maksimaalse temperatuuri ja jahtumise perioodil. Lisas 1 on ülevaade joonistest, kus on esitatud DOC-i ja maapinna temperatuuri sõltuvused maapinna soojenemise ja talvise mõjutustega kuudel.

Erinevate perioodide võrdlemisel ilmneb augustist septembrini (joonised 30-35) maapinna temperatuuri kasvades vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonide väärtuste langemine. Seevastu looduslikult taastuvates soodes (joonis 36), piirdekraavide aladel (joonised 39 ja 40) ja siirdesoods (joonis 41) on oktoobris näha, mil sajuperioodid on tihedamad, vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni tõusu. Seega leostub läbiuhtumise perioodil aereeritud akrotelmist soovette lahustumisvõimelist süsinikku. Veetasemete muutused (joonis 5-6) uurimisperioodil kinnitavad, et looduslikult taastuvas soos on vihmavee liikumise teekond soovee tasemini vähemalt kraavilähedastes turvastes lühem, mistõttu avaldub kiirem DOC kontsentratsiooni muutus.

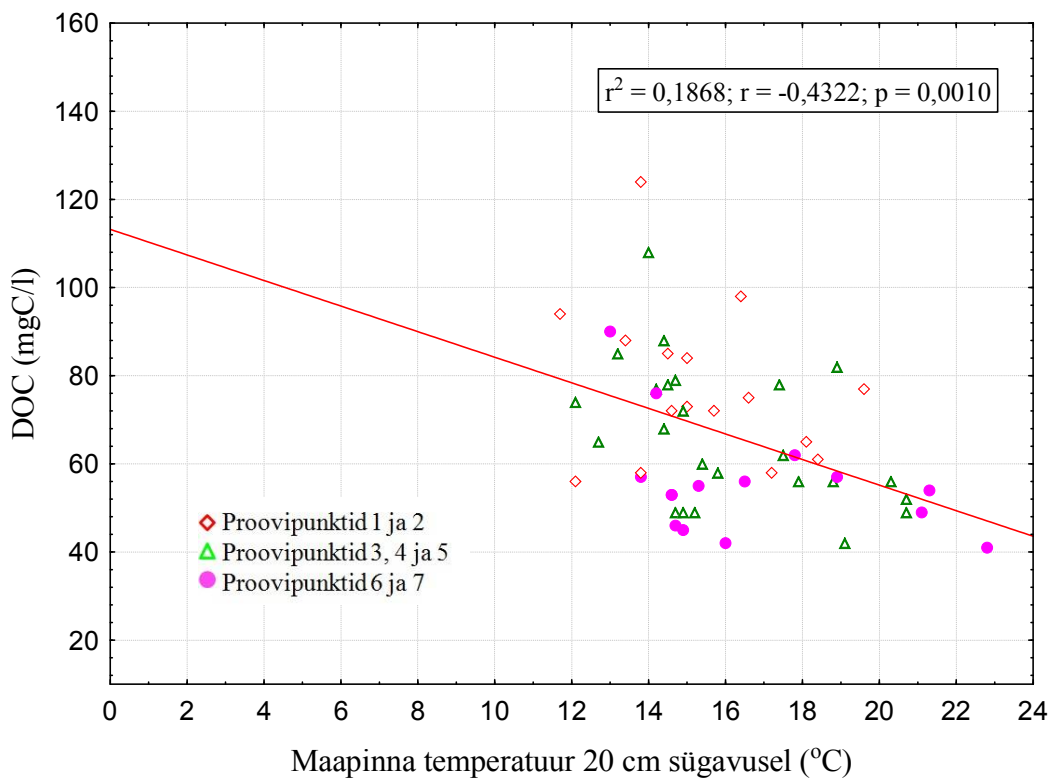
Looduslikult taastuvatel aladel (joonised 30 ja 36) ei sõltunud vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldus mõõtepunkti kaugusest, need olid olenemata transektipunkti kaugusest ja temperatuurist sarnased. Kuna mõõtmiskaevude veetase oli taastuvas soos transekti koguulatuses kõige ühtlasem (joonis 5 ja 6), ei avaldunud kuivenduskraavi kauguse mõju. Tugevama kuivenduse mõjuga soodes, milleks võib lugeda freesturbavälja vastas olevaid rabasid (joonised 31 ja 37) ilmsid transektipunktide vahelised erinevused, kus hooajaliselt on samal maapinna temperatuuril kraaviäärsematel aladel kõrgemad vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldused kui kaugemates punktides, mis viitab kraavi läheduses intensiivsemale

orgaanilise aine lagunemisele. Sarnast seaduspärasust esineb kohati ka metsandusliku kuivendusega aladel (joonised 32 ja 38), kuid siiski mitte nii tugevalt. Uuritavatel objektidel, kus toitaineterikkama vee mõjutused on suuremad, nagu piirdekraav I tüübi (joonised 33 ja 39) ja siirdesoode puhul (joonised 35 ja 41), ei avaldu transektipunktide vahelised erinevused nii tugevalt.

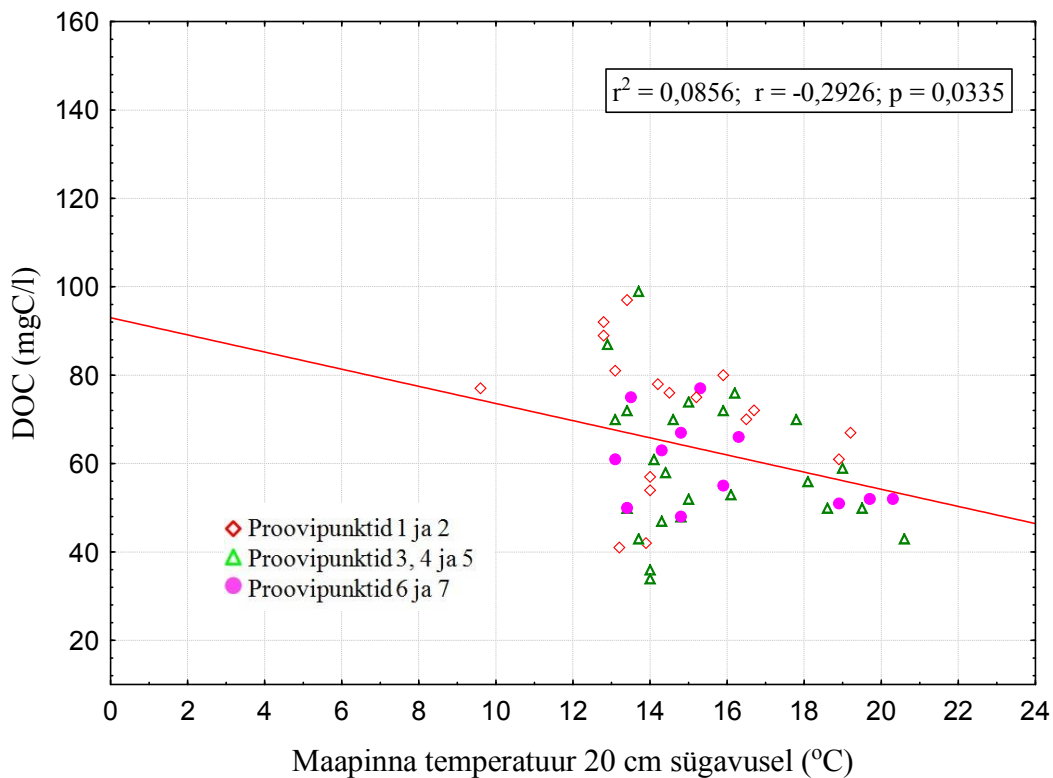
Madalaimad vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonid esinesid iga soola puhul talveperioodidel (joonised lisa 1), langedes piirdekraav II kuivendustüübiga aladel isegi alla 20 mgC/l.



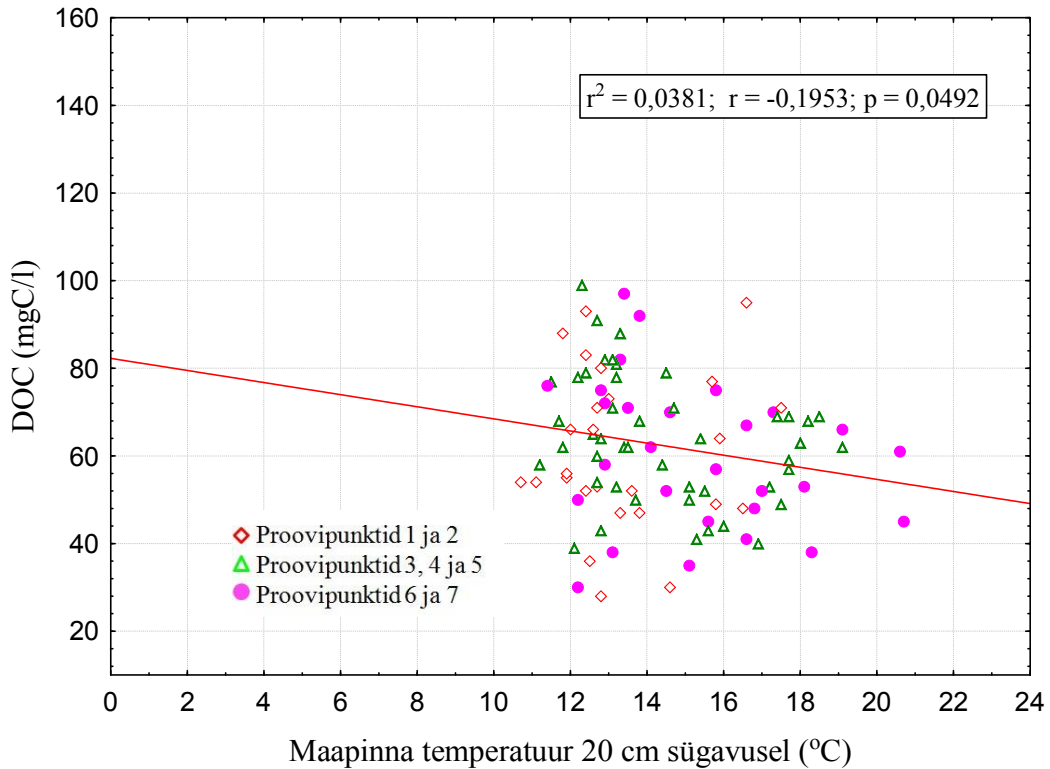
Joonis 30. Veis lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) maksimaalsete temperatuuride perioodil vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



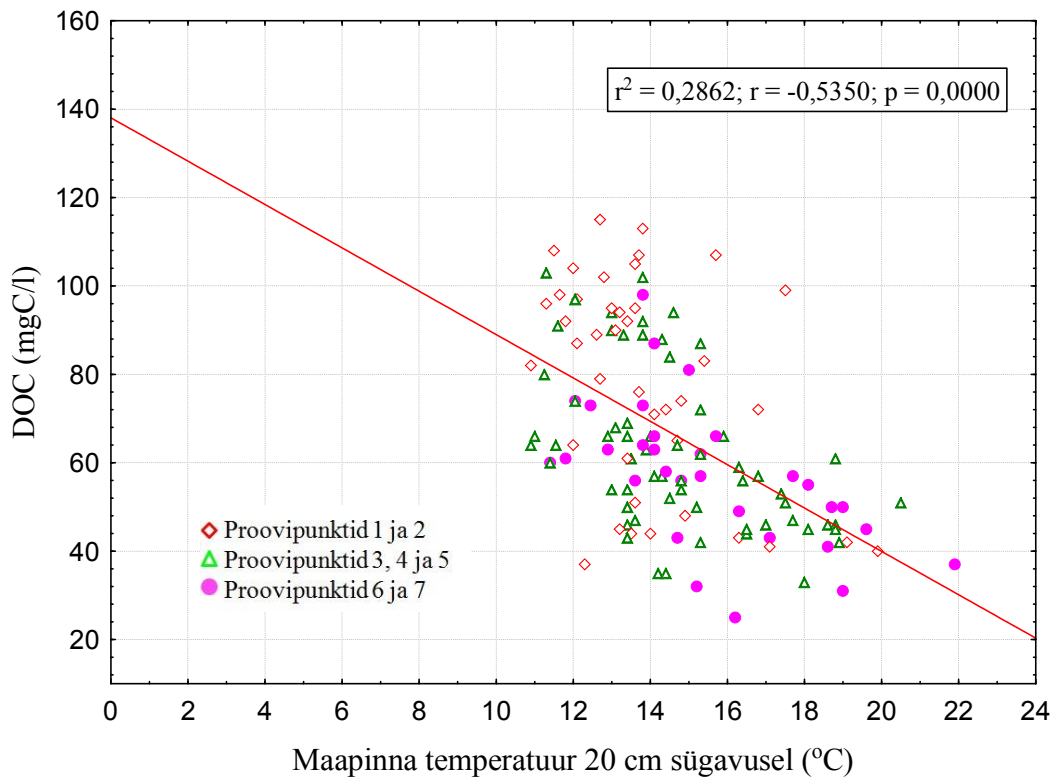
Joonis 31. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) maksimaalsete temperatuuride perioodil freesturbaväljaga piirnevatel kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



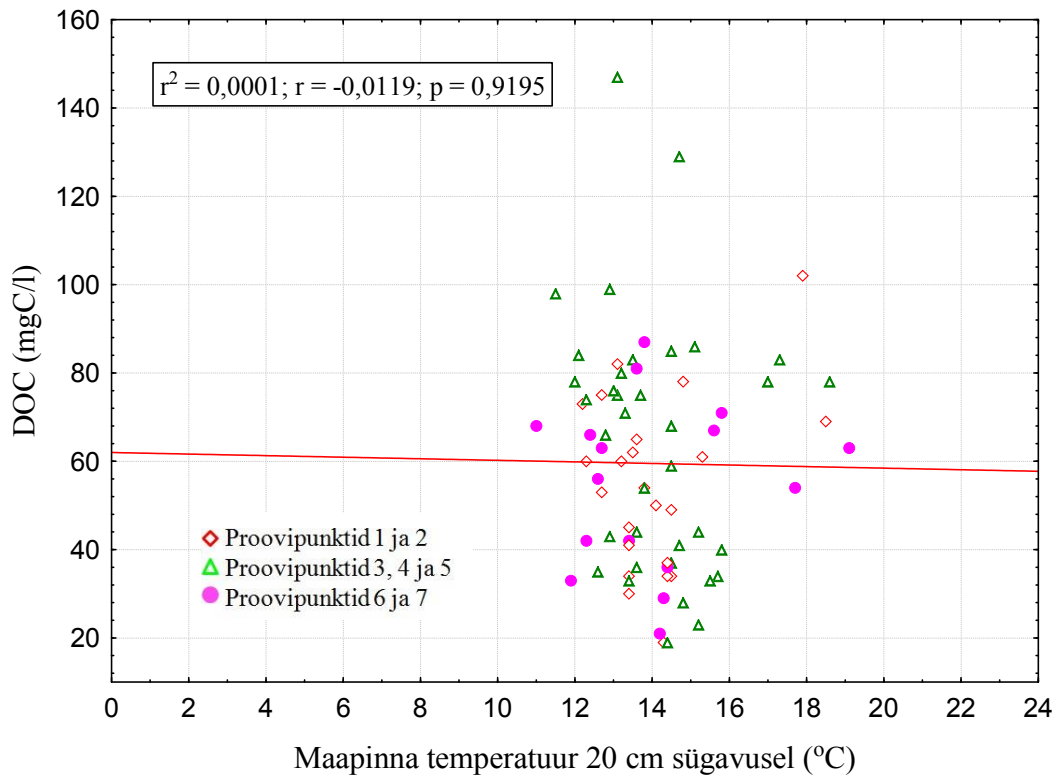
Joonis 32. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) maksimaalsete temperatuuride perioodil metsandusliku kuivendusega rabades



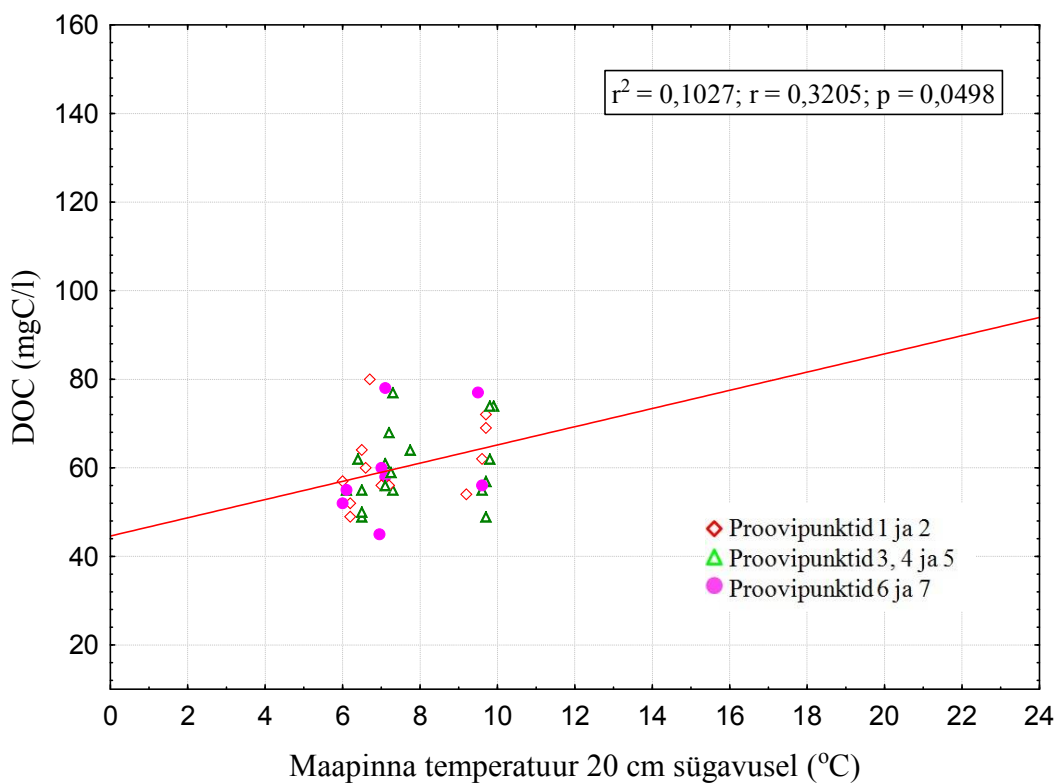
Joonis 33. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) maksimaalsete temperatuuride perioodil piirkraaviga I kuivendustüübiga aladel



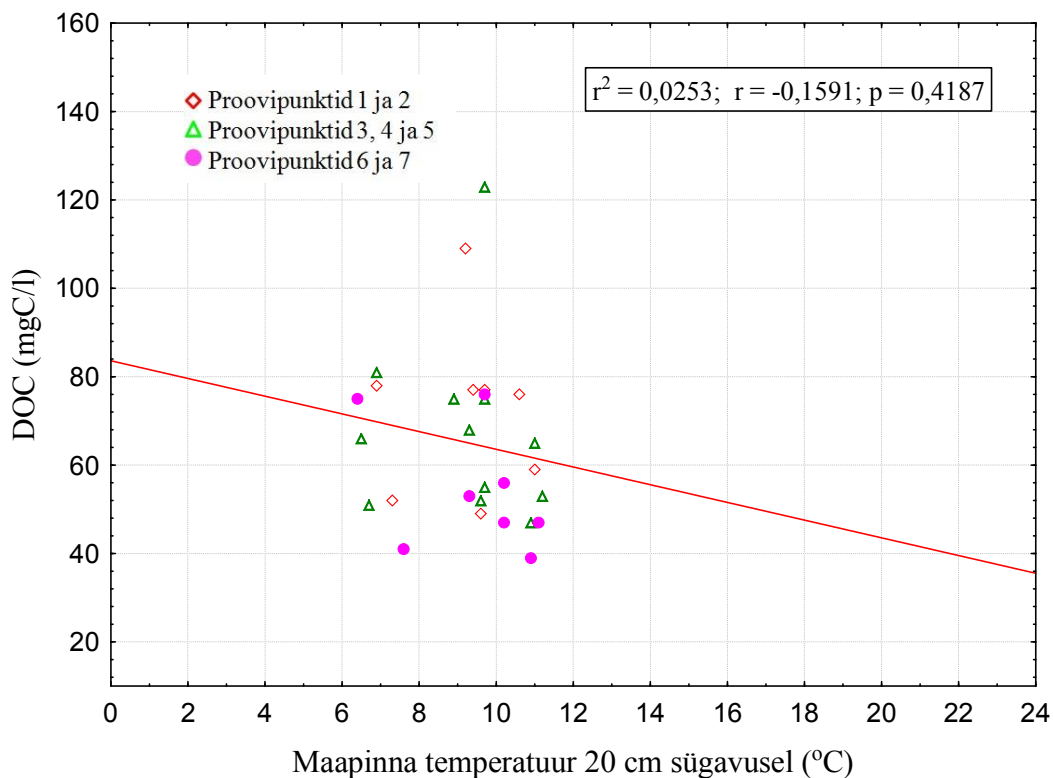
Joonis 34. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) maksimaalsete temperatuuride perioodil piirkraaviga II kuivendustüübiga aladel



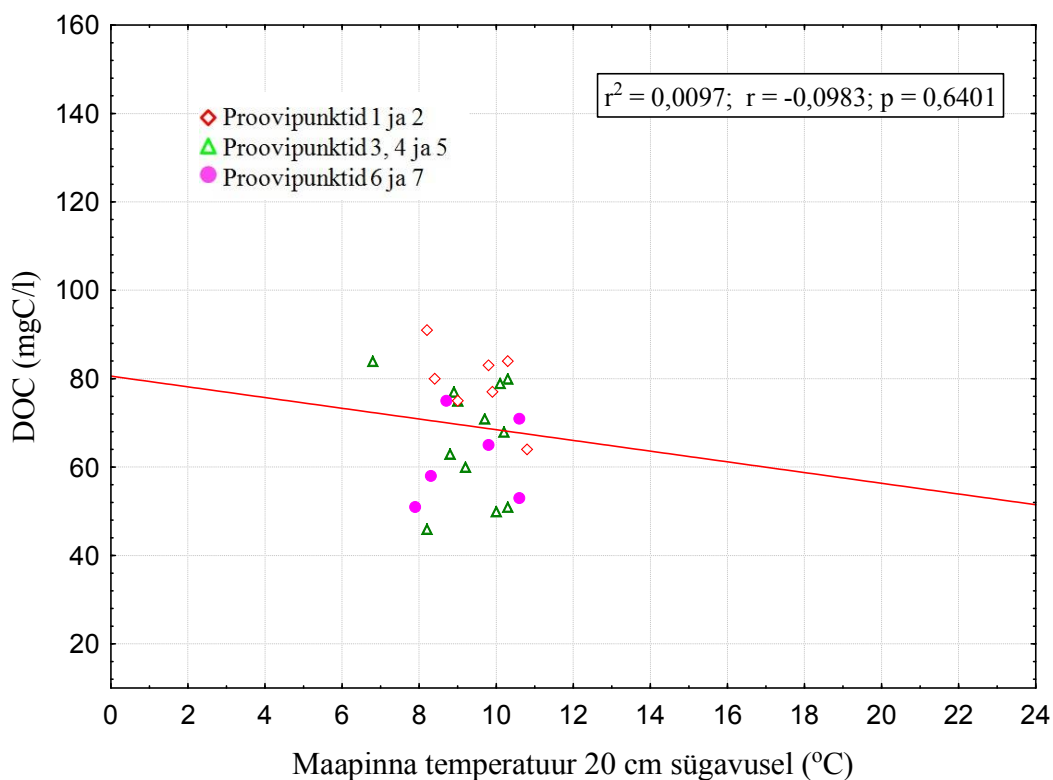
Joonis 35. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) maksimaalsete temperatuuride perioodil kuivenduskraaviga siirdesoodes



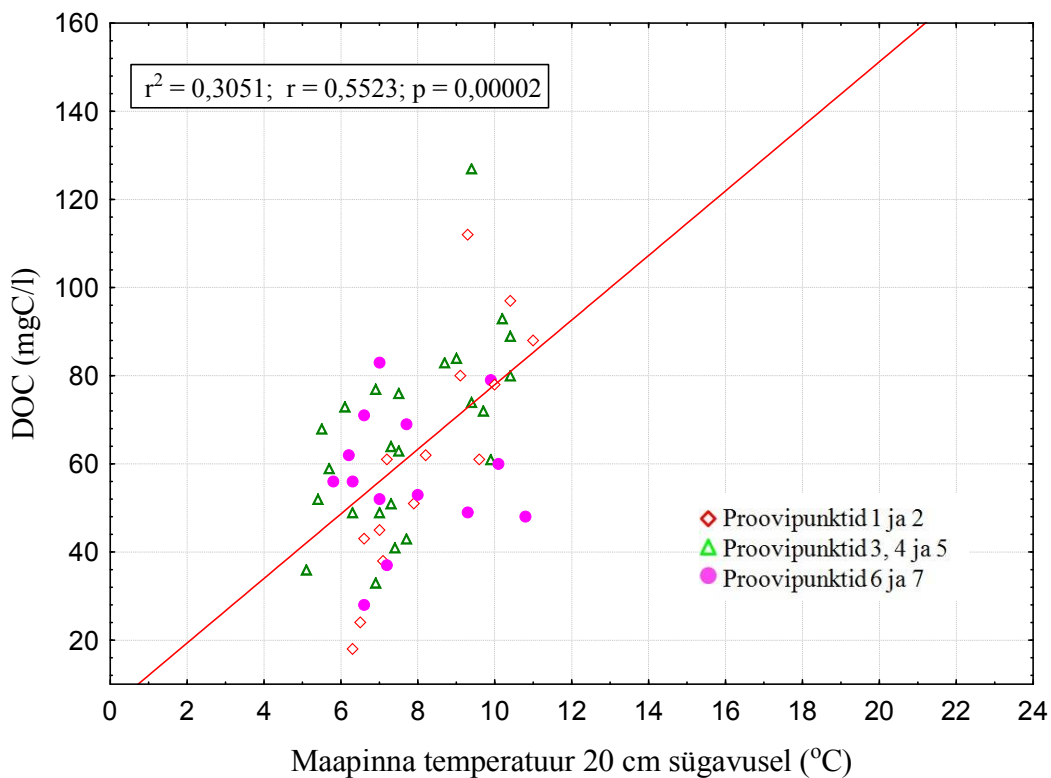
Joonis 36. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuride jahtumise perioodil vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



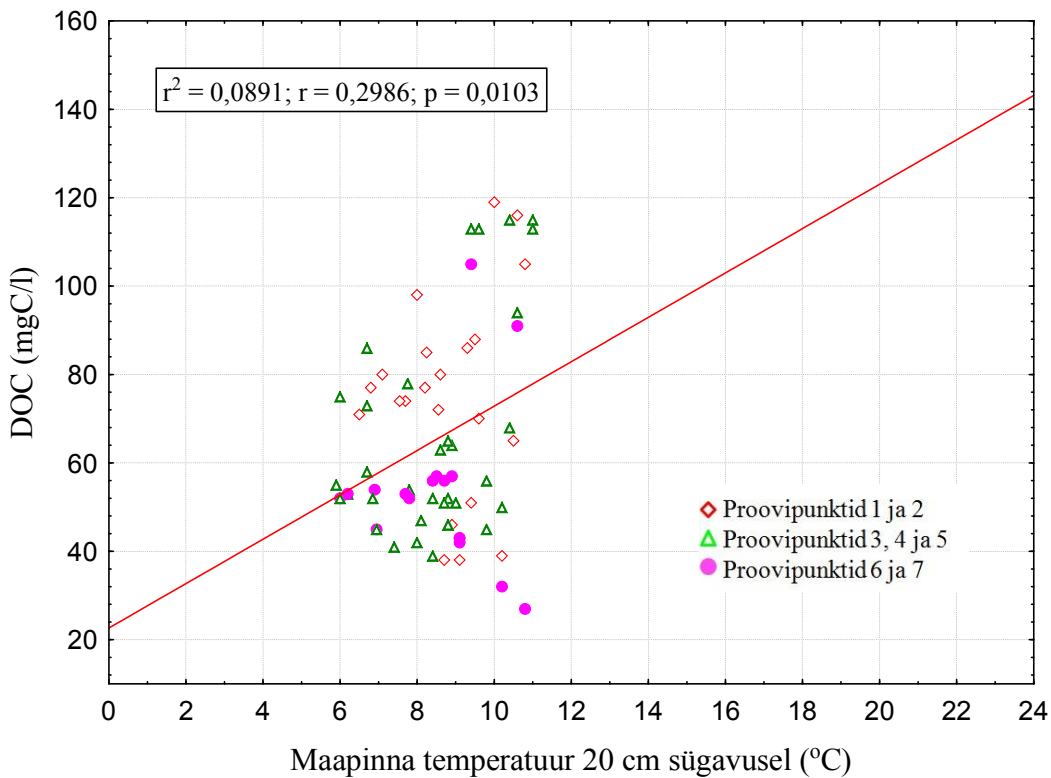
Joonis 37. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuride jahtumise perioodil freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



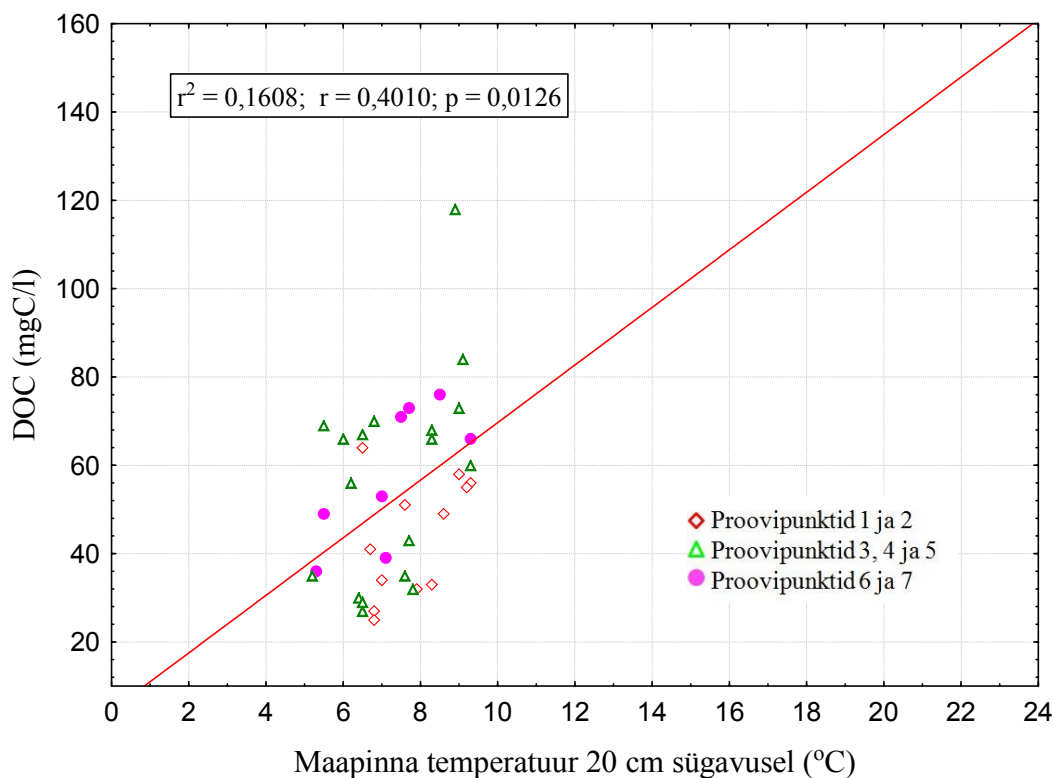
Joonis 38. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuride jahtumise perioodil metsandusliku kuivendusega rabades



Joonis 39. Veis lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuride jahtumise perioodil piirdekraaviga I kuivendustüübiga aladel



Joonis 40. Veis lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuride jahtumise perioodil piirdekraaviga II kuivendustüübiga aladel



Joonis 41. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuride jahtumise perioodil kuivenduskraaviga siirdesoodes

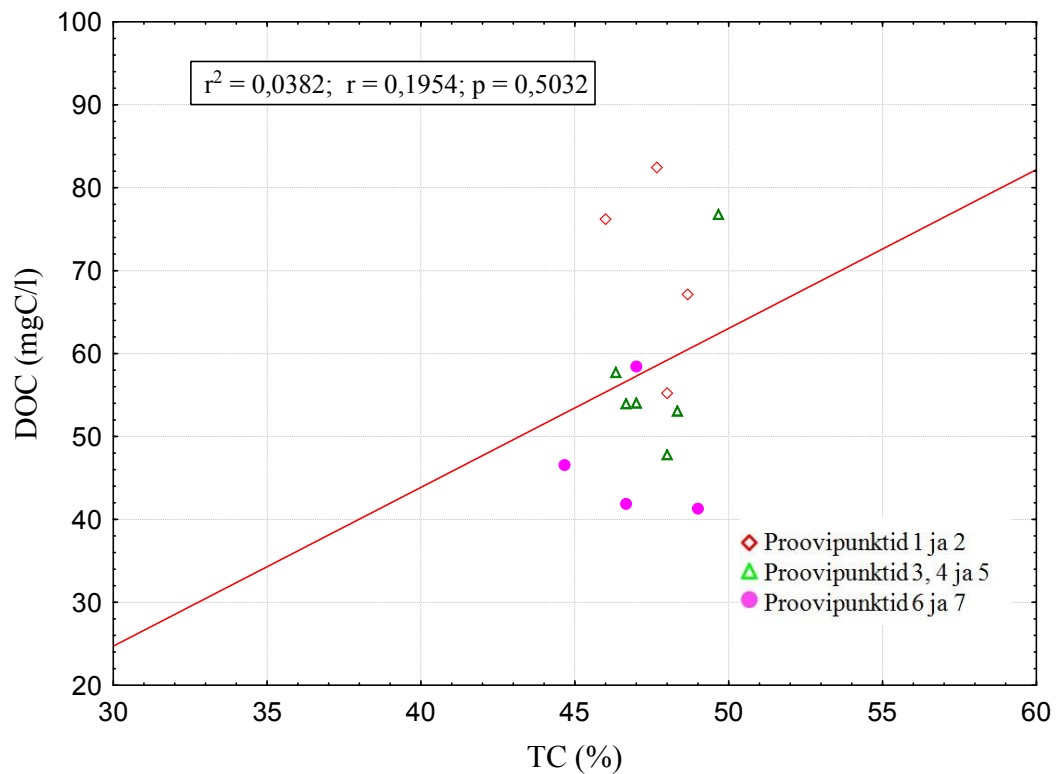
3.7. Veet lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduse sõltuvus turvasmulla tahke süsiniku sisaldusest

Vees lahustunud orgaanilise süsiniku ning turvasmulla süsiniku sisalduse sõltuvust kirjeldavad joonised 42-45. Kuna piirdekraaviga soodes ja siirdesoodes on põhjavee juurdevoolu tõttu tuhasus üsna kõrge, on nende aladele juurde lisatud tuhasuse mõju DOC-i produktsioonile.

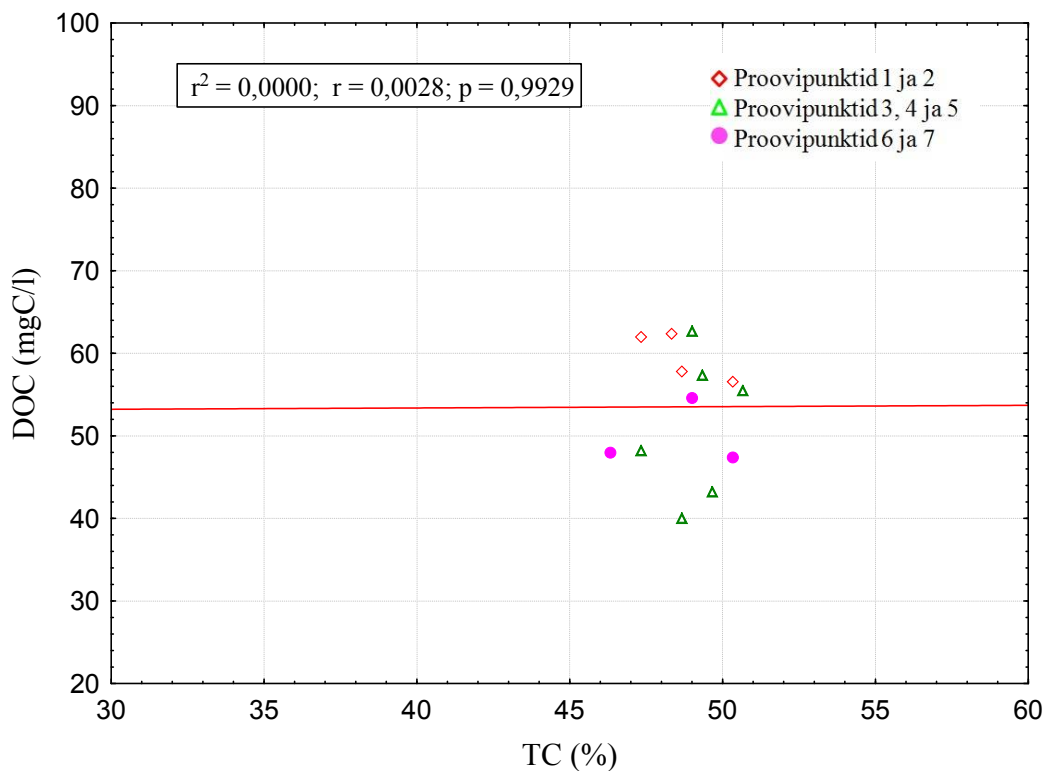
Soodes, kus põhjavee mõju ei avaldunud, oli freesturbavälja vastas olevates soodes turba tuhasus $1,75 \pm 0,45\%$ ja metsandusliku kuivendusega soodes $1,96 \pm 0,27$. Eesti rabaturvaste pindmise 5–25 cm tuhasus kõigub 1–6% ulatuses (Valk 2005). Rabaturvastele on iseloomulikuks peetud ka tuhasuse kitsamalt piiritletud vahemikku 2,5–3,5% (Kõlli 2012a). Üldjuhul looduslikes soodes, mida rohkem puitunud taimematerjali osaleb turba moodustumises, seda tuhasem on ka turvas.

Piirdekraaviga soodes ulatus esimeses transektipunktis tuhasus $21,48 \pm 16,28\%$ -ni. Tulemustest ilmneb, et piirdekraavi ja siirdesooga piirnevates uuringualadel avaldab DOC-i produktsioonile mõju pigem põhjavee juurdevool, mis soodustab turba

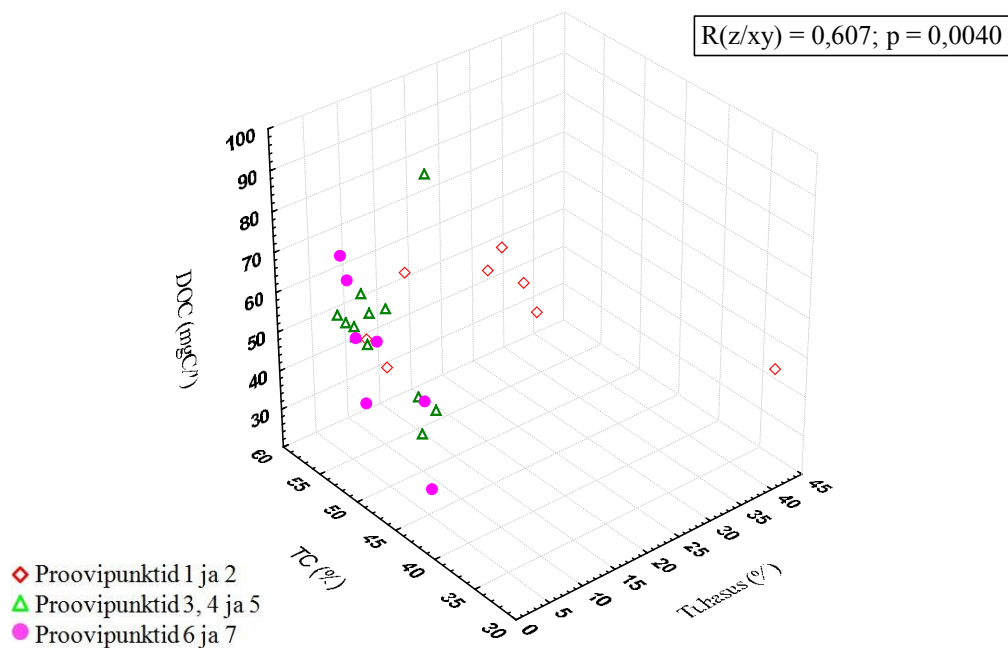
lagunemist. Freesturbavälja kuivenduskraaviga aladel ja metsandusliku kuivendusega aladel ei avaldu seost turba süsinikusisalduse ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduste vahel.



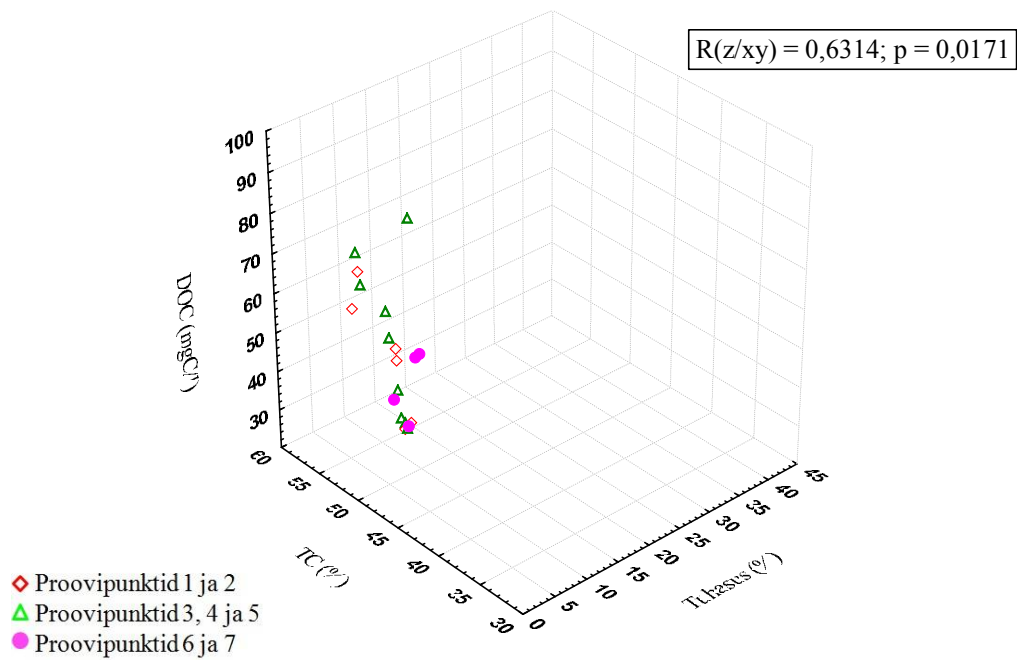
Joonis 42. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ja turba süsiniku (TC) sisalduse sõltuvus freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



Joonis 43. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ja turba süsiniku (TC) sisalduse sõltuvus metsandusliku kuivendusega rabades



Joonis 44. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ja turba süsiniku (TC) sisalduse sõltuvus piirdekraaviga soodes

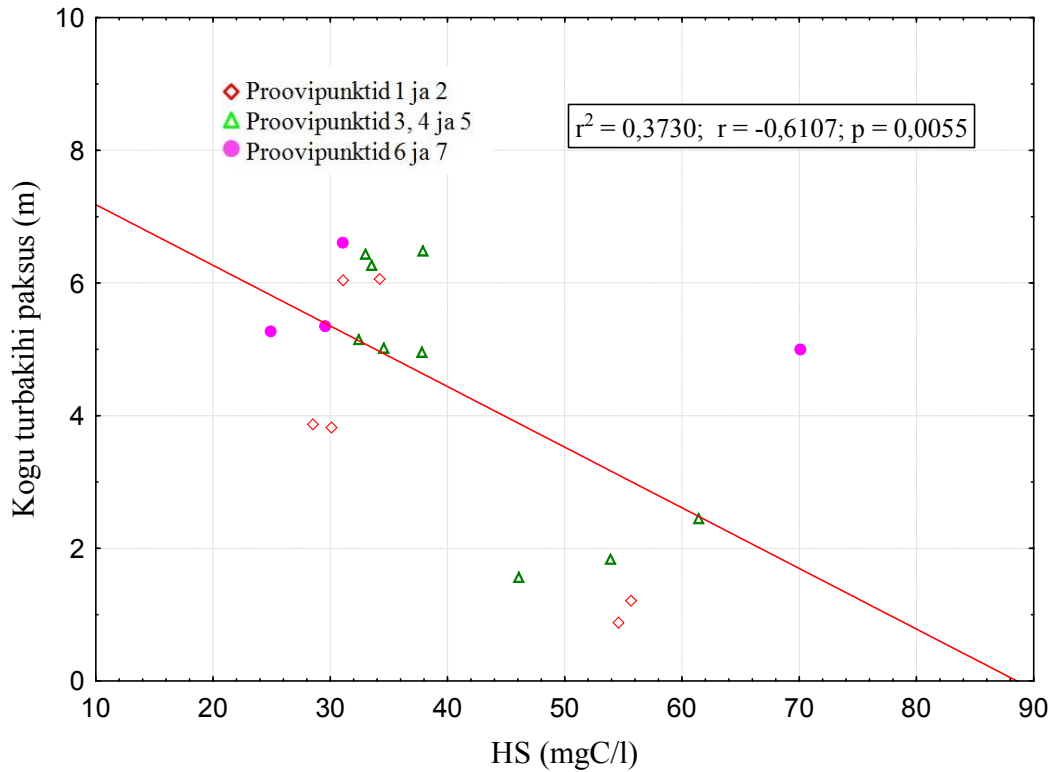


Joonis 45. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ja turba süsiniku (TC) sisalduse sõltuvus kuivendatud siirdesoodes

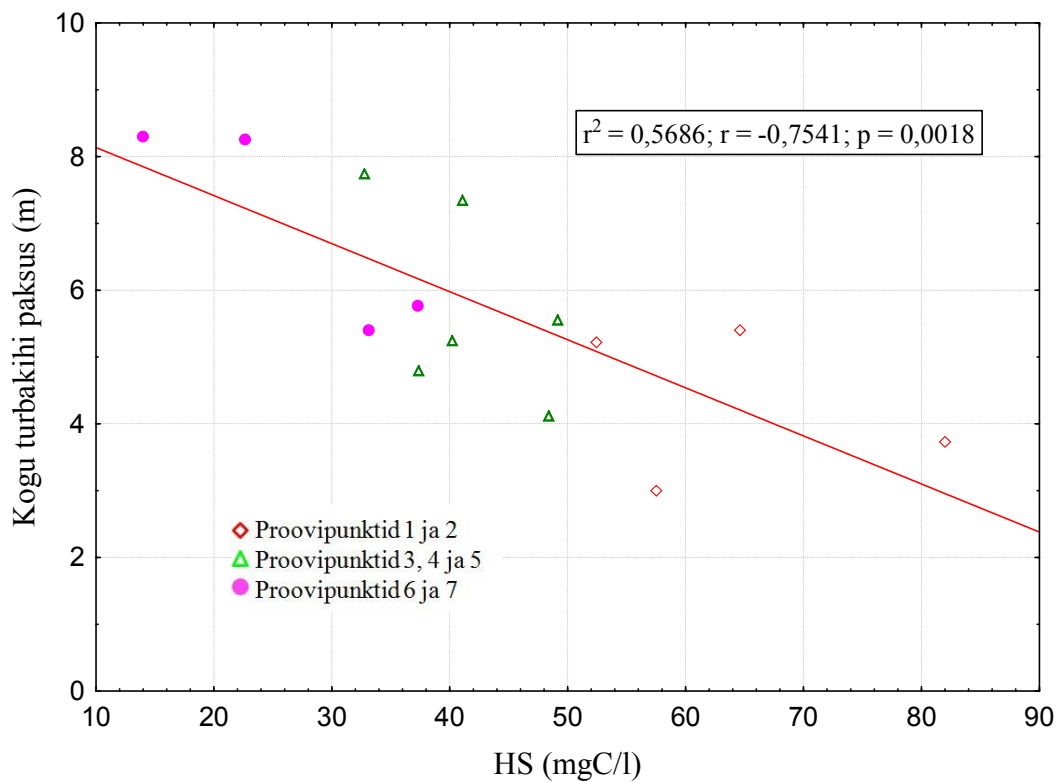
3.8. Huumusainete sisaldus rabades ja siirdesoodes

Soodes aitab huumusainete sisaldus hinnata orgaanilise aine lagunemise intensiivust (Thurman 1985). Joonised 46-50 annavad ülevaate kogu turbakihi paksuse ja huumusainete sisalduse omavahelisest sõltuvusest.

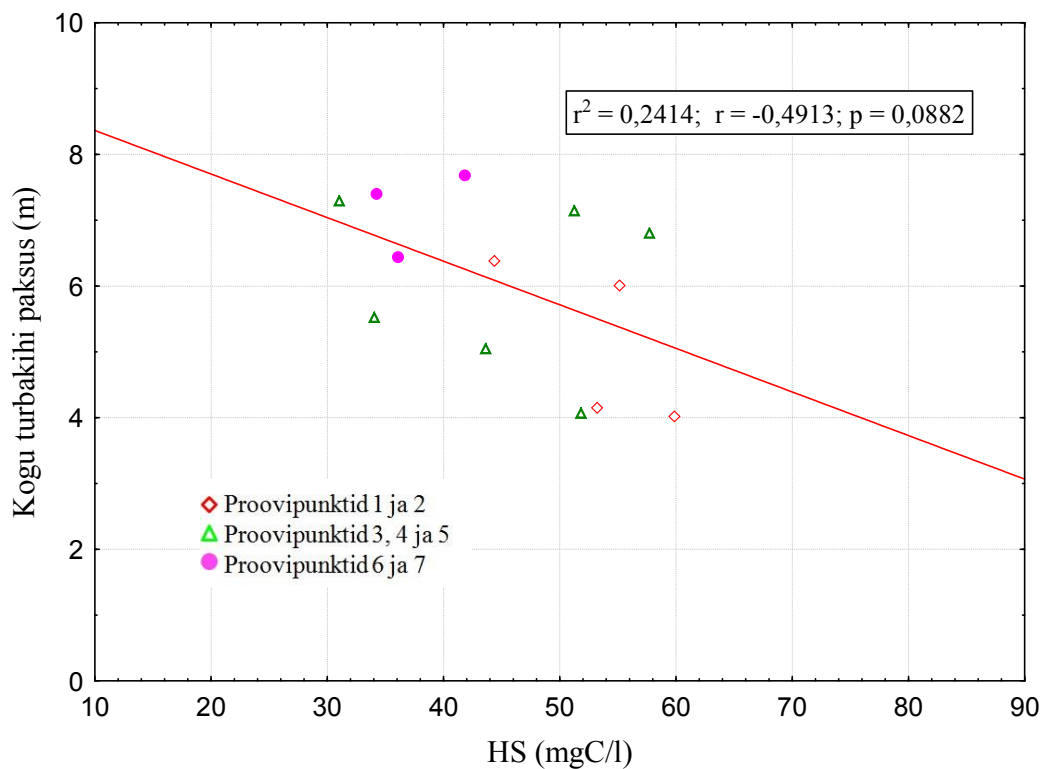
Huumusainete kontsentratsioonide hindamisel transektilõikes ilmnes iga uuritava ala puhul, et kuivenduskraavi lähedasematel aladel on huumusainete sisaldus suurem. Veetasemest tingitud aeroobsuse suurenemine soodustab orgaanilise aine lagunemist, mille tulemusena toimub turvasmulla intensiivsem lagunemine ja selle tõttu kuivenduskraavi lähedastel aladel suureneb huumusainete sisaldus. Lisaks on turba lagunemise intensiivsuse suurenemisel turbakiht rohkem kokkuvajunud (Valk 2005). Kõige tugevam seos turbakihi paksuse ja huumusainete kontsentratsioonide vahel on freesturbaväljaga piirnevas rabas (joonis 47), kus ilmnes veetasemete hindamisel (joonis 5) ka kõige suurem kuivendamise mõju.



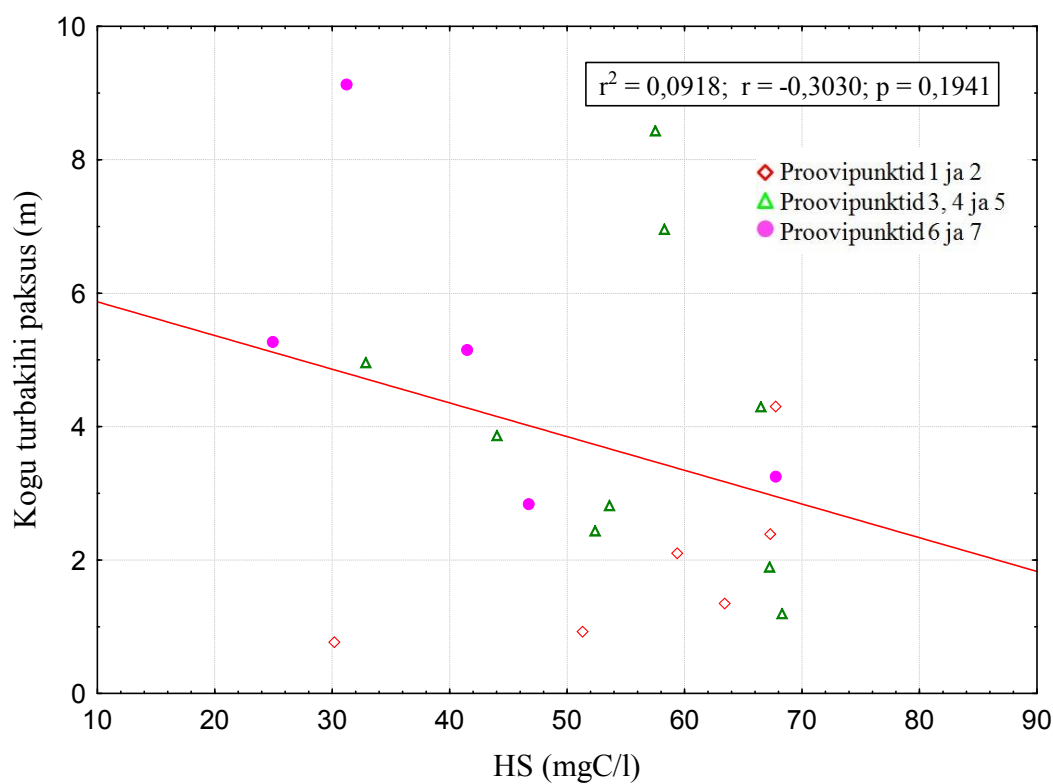
Joonis 46. Turbakihi paksuse ja humusainete (HS) sisalduse sõltuvus vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



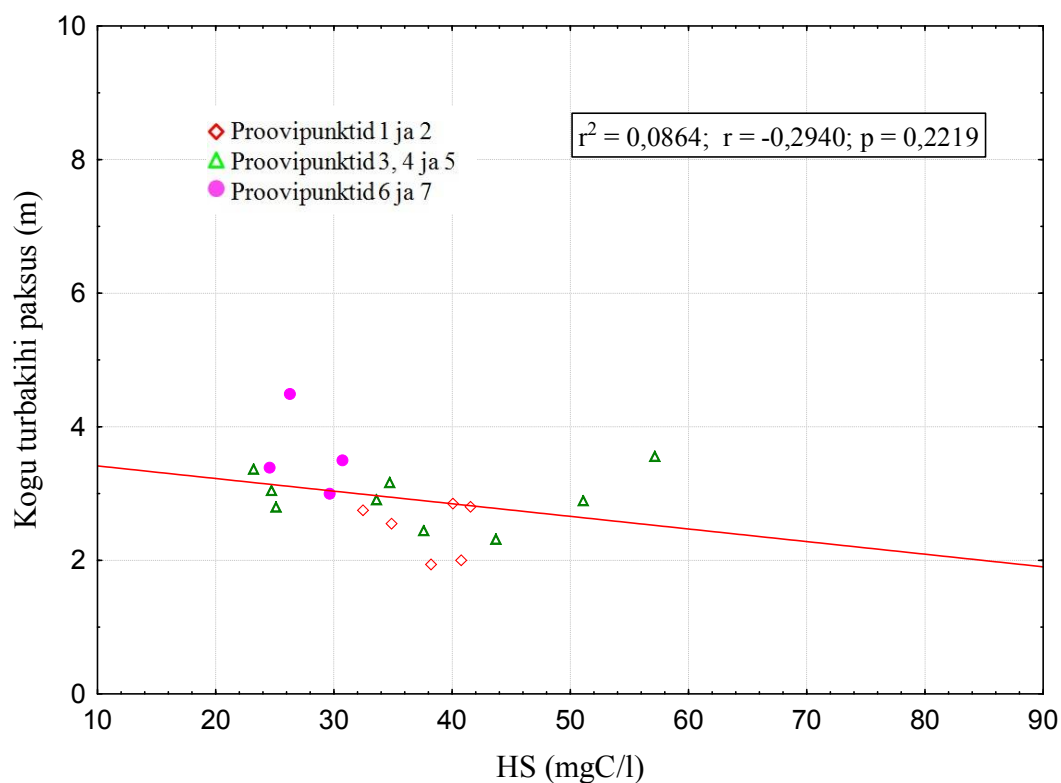
Joonis 47. Turbakihi paksuse ja humusainete (HS) sisalduse sõltuvus freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



Joonis 48. Turbakihi paksuse ja huumusainete (HS) sisalduse sõltuvus metsandusliku kuivendusega rabades

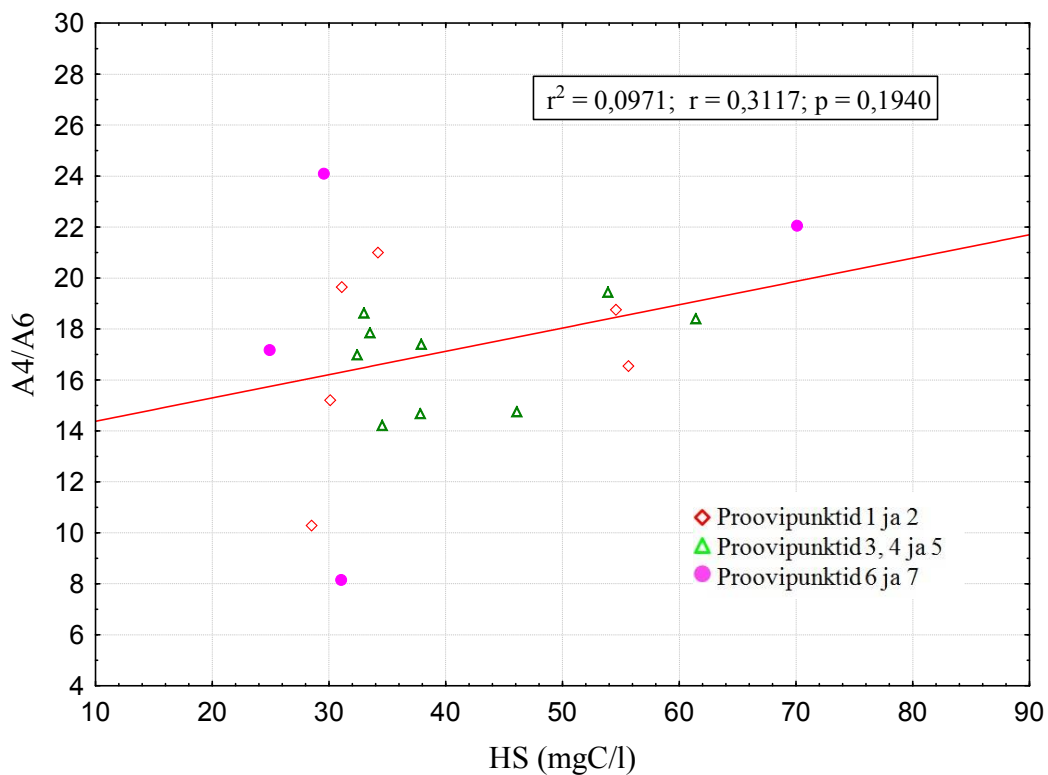


Joonis 49. Turbakihi paksuse ja huumusainete (HS) sisalduse sõltuvus piirdekraavi kuivendustüübiga aladel

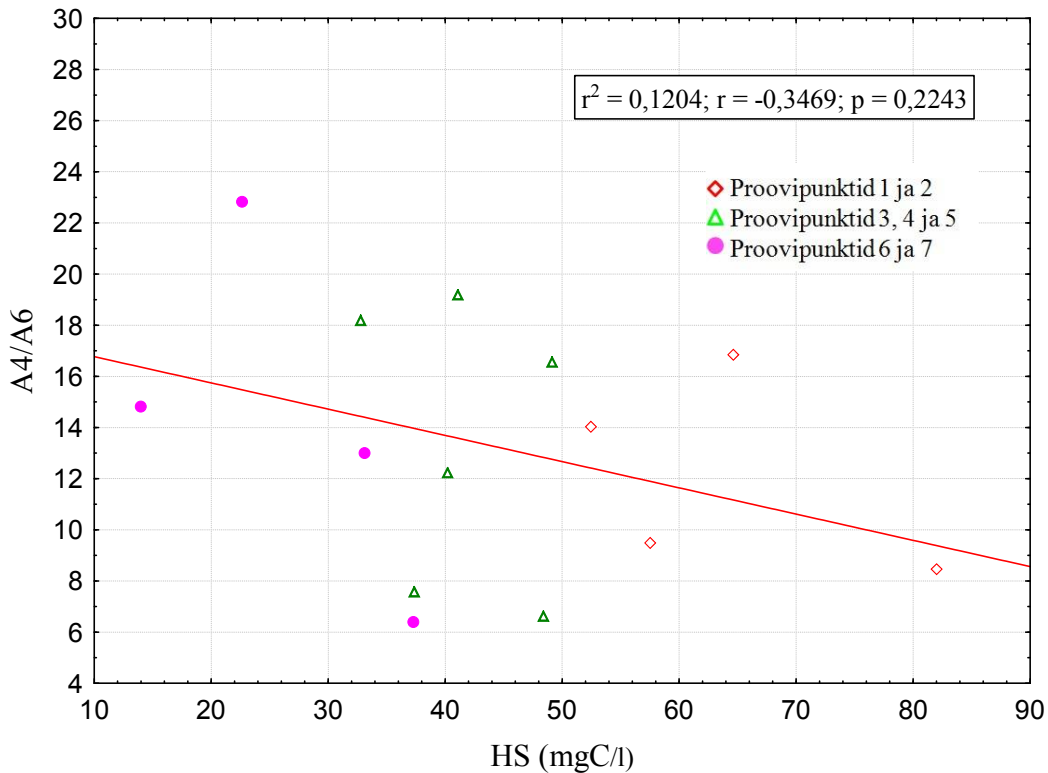


Joonis 50. Turbakihi paksuse ja huumusainete (HS) sisalduse sõltuvus kuivendatud siirdesoodes

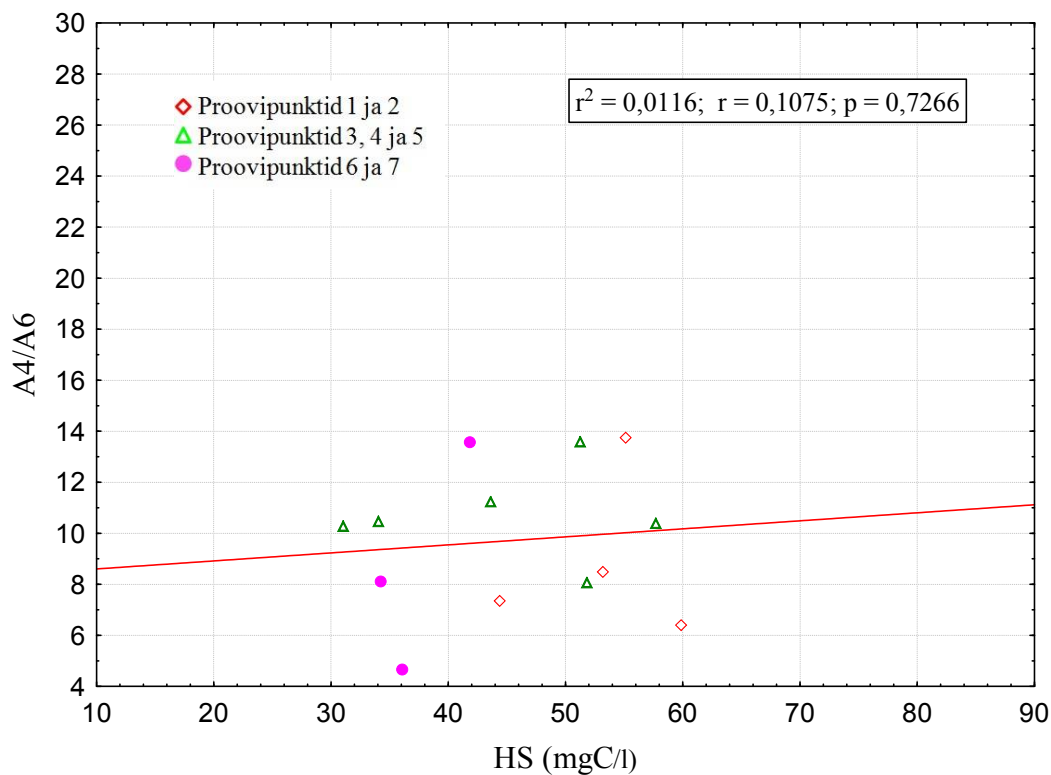
Spektrofotomeetria on üks tuntumaid meetodikaid hindamaks huumusainete kvalitatiivset sisaldust humiinhapete ja fulvohapete sisalduse alusel, kuna huumusainete valgusneeldumine on seda suurem, mida suurem on kondensatsiooniate ning selle abil on võimalik hinnata molekulmassi ja hinnata humifikatsiooni (Szajdak *et al.* 2007; Thurman 1985). Hindamaks huumusainete sisaldust iseloomustavad joonised 51-55 spektrite A4/A6 neelduvuste suhte lainepikkustel 465nm ja 665 nm ning huumusainete kontsentratsioonide sõltuvusi. Antud aladel varieerub A4/A6 suhe üsna palju olenemata mõõtepunktist, mistõttu ei avalda mõõtepunktide kaugus kuivenduskraavist erinevusi humifikatsiooniprotsessis. Suurem A4/A6 suhe viitab väikesema molekulidega ühendite suuremat ülekaalu soovees ja fulvohapete suuremale sisaldusele. A4/A6 suhe, mis jääb alla 5 viitab kõrgemale humifikatsioonile ja humiinhapete ülekaalule (Thurman 1985; Strack *et al.* 2015). Antud spektrite tulemustest näib, et soodes (joonised 51-55) on ülekaalus fulvohapped ja humifikatsiooniate on väike, mis viitab, et vees lahustunud orgaaniline aine on pärit hiljuti toimunud orgaanilise aine lagunemise protsessist.



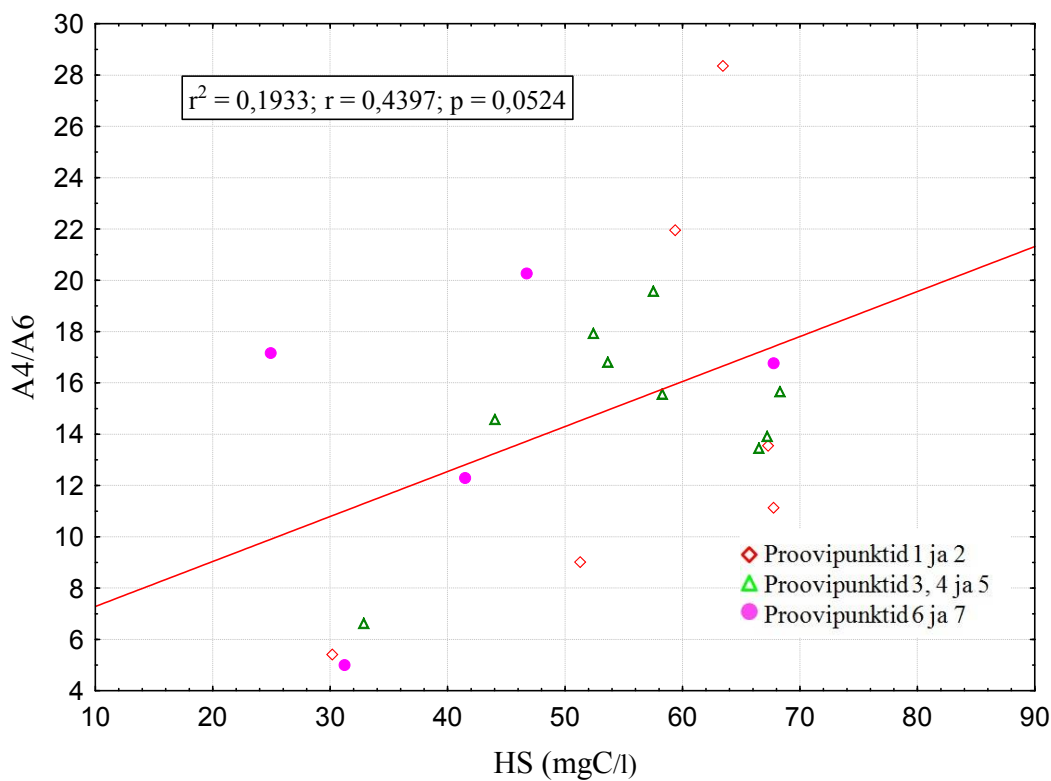
Joonis 51. Huumusainete neelduvuse A4/A6 suhte ja humusainete (HS) sisalduse sõltuvus vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



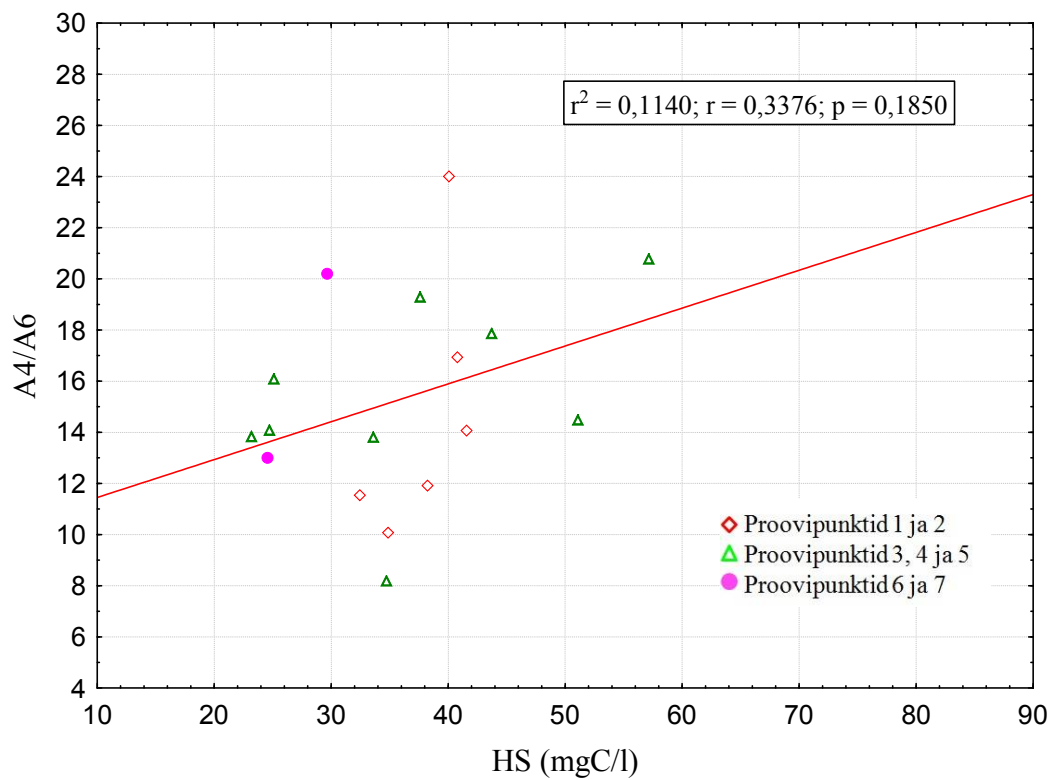
Joonis 52. Huumusainete neelduvuse A4/A6 suhte ja humusainete (HS) sisalduse sõltuvus freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



Joonis 53. Huumusainete neelduvuse A4/A6 suhte ja huumusainete (HS) sisalduse sõltuvus metsandusliku kuivendusega rabades



Joonis 54. Huumusainete neelduvuse A4/A6 suhte ja huumusainete (HS) sisalduse sõltuvus piirdekraavi kuivendustüübiga aladel



Joonis 55. Huumusainete neelduvuse A4/A6 suhte ja huumusainete (HS) sisalduse sõltuvus kuivendatud siirdesoodes

KOKKUVÕTE

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli hinnata siirdesood ja rabade kuivenduskraavide mõju ulatust vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ja huumusainete sisaldusele, mida Eestis ei ole varasemalt uuritud. Lisaks kontsentratsioonide varieeruvusele transekti ulatuses hinnati ka keskkonnanäitajate (pH, turba lasuvustihedus, vees lahustunud hapniku sisaldus, turbakihi paksus, hooegade vaheldumine) seoseid turbavees lahustunud orgaanilise aine sisaldusega.

Uurimisaladeks oli 18 sood, kuhu rajatud transektid (kokku 20 transekti) grupeeriti vastavalt sootüübi ja kuivendamise eesmärgi alusel kuueks: vanad osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvad rabad; freesturbaväljaga piirnevad sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga rabad; metsandusliku kuivendusega rabad; piirdekraaviga siirdesoo kõdusoometsad üleminekuga peenar-älves-laugas rabaks, piirdekraavid raba ja siirdesoo vahelise eraldajana; kuivendatud siirdesood. Igas transektis oli 6-7 vaatluskaevu, mille vahemaad paiknesid vastavalt kuivenduskraavi mõjuulatuse vähenemisega soo keskosa poole liikudes.

18 kuu pikkuse andmerea analüüsimisel ilmnis looduslikult taastuvatel aladel kuivenduskraavi mõju puudumine ning kõige tugevam kuivendamise häiring tuvastati freesturbavälja kuivenduskraavi mõjualas olevates rabades. Kuivendatud siirdesoodega ja piirdekraavidega külgnevates soodes mõjutas suure tõenäosusega turbalasundi alune põhjavee väljakiilumine vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonide suurenemist ka kuivenduskraavist kaugemates mõõtekaevudes, mis muutis kuivenduskraavi mõju hindamise keeruliseks. Siirdesoo viiendas transektipunktis oli uurimisperioodi vältel vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioon $59,1 \pm 29,5$ mgC/l. Siiski avaldusid mõned olulised seosed kuivendamise ulatuse ning keskkonnanäitajate mõjust turba lagunemisele ja vees lahustuva orgaanilise süsiniku moodustumisele: kuivenduse mõju vähenes soo keskosa poole liikudes ning soojematel perioodidel toimus aktiivsem vees lahustuva orgaanilise süsiniku (DOC) produktsioon. Lisaks viitasid lahustunud hapniku kontsentratsiooni, veetemperatuuri ja DOC-i sisalduste omavahelised seosed ning huumusainete eraldamisel fulvohapete ülekaal

(uurimisalade spektrite A4/A6 keskmine suhe oli 14,4) turvasmullas toimuvatele aktiivsetele lagunemisprotsessidele.

Veetasemete erinevuse ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonide varieeruvuse ning Tukey HSD statistilise testi tulemuste alusel puudus kuivenduskraavi mõju kuuenda ja seitsmenda proovivõtupunkti vahel ehk kuivenduskraavist 440-690 m kaugusel. Uuritavates siirdesoodes ja rabades olid uurimisperioodi pikkuses esimestes transektipunktides keskmised veetasemed (cm) ja vees lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonid (mgC/l) järgnevad: looduslikult taastuvates soodes $-11,6 \pm 9,4$ cm ja $56,6 \pm 19,9$ mgC/l, freesturbavälja kuivenduskraaviga piirnevates rabades $-102,1 \pm 23,1$ cm ja $59,8 \pm 11,9$ mgC/l, metsandusliku kuivendusega soodes $-31,1 \pm 16,2$ cm ja $60,3 \pm 14,8$ mgC/l, piirdekraav I tüübiga soodes $-54,6 \pm 14,2$ cm ja $52,1 \pm 17,9$ mgC/l, piirdekraav II tüübiga soodes $-54,6 \pm 14,2$ cm ja $68,8 \pm 24,5$ mgC/l ning kuivendatud siirdesoodes $-28,1 \pm 20,3$ cm ja $47,7 \pm 11,2$ mgC/l. Seevastu viimastes proovivõtupunktides olid keskmised veetasemed ja DOC-i kontsentratsioonid langenud ning hajuvused vähenenud: freesturbavälja kuivenduskraaviga piirnevates rabades $-9,3 \pm 6,5$ cm ja $43,8 \pm 8,3$ mgC/l, metsandusliku kuivendusega soodes $-7,8 \pm 6,8$ cm ja $51,3 \pm 10,9$ mgC/l, piirdekraav I tüübiga soodes $-9,0 \pm 6,6$ cm ja $58,4 \pm 15,5$ mgC/l, piirdekraav II tüübiga soodes $-9,5 \pm 6,2$ cm ja $48,0 \pm 19,6$ mgC/l ning kuivendatud siirdesoodes $-7,0 \pm 9,6$ cm ja $45,8 \pm 14,2$ mgC/l. Erandlikult looduslikult taastuvates soodes, kus asusid vanad madalad kraavid, esines väga väike veetaseme ja DOC-i kontsentratsiooni tõus $-12,3 \pm 6,7$ cm ja $57,3 \pm 18,1$ mgC/l, mis on tõenäoliselt tingitud looduslikest protsessidest.

Eeltoodu alusel ja et soovesi valgub keskosalt äärealadele, võime vees lahustunud orgaanilise süsiniku looduslikuks fooniks siirdesoodes ja rabades lugeda kõikide uurimisalade viimaste transektipunktide keskmist vees lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldust: $50,8 \pm 16,3$ mgC/l.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Baldock J. A. (2007) Composition of Organic Carbon in Soil, in *Nutr. Cycl. Terr. Ecosyst.*, (Marschner P., Rengel Z., eds), Vol. 10, pp. 1–3. Springer Berlin Heidelberg, Heidelberg.
- Bambalov N. N. (2007) The lignin content in virgin and cultivated peat soils of Belarussian poles'e. *Eurasian Soil Sci.* **40**, 1175–1180.
- Barancikova G., Halás J., Gutteková M., Makovníková J., Nováková M., Skalský R., Tarasovičová Z. (2010) Application of RothC model to predict soil organic carbon stock on agricultural soils of Slovakia. *Soil Water Res.* **5**, 1–9.
- Batjes N. H. (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* **47**, 151–163.
- Botero W. G., Oliveira L. C. de, Rocha J. C., Rosa A. H., Santos A. Dos (2010) Peat humic substances enriched with nutrients for agricultural applications: competition between nutrients and non-essential metals present in tropical soils. *J. Hazard. Mater.* **177**, 307–11.
- Brooks M. L., Meyer J. S., McKnight D. M. (2007) Photooxidation of wetland and riverine dissolved organic matter: Altered copper complexation and organic composition. *Hydrobiologia* **579**, 95–113.
- Brouns K., Keuskamp J. A., Potkamp G., Verhoeven J. T. A., Hefting M. M. (2016) Peat origin and land use effects on microbial activity, respiration dynamics and exo-enzyme activities in drained peat soils in the Netherlands. *Soil Biol. Biochem.* **95**, 144–155.
- Cavani L. (2003) Identification of organic matter from peat, leonardite and lignite fertilisers using humification parameters and electrofocusing. *Bioresour. Technol.* **86**, 45–52.
- Chen Y., Senesi N., Schnitzer M. (1976) Information Provided on Humic Substances by E4/E6 Ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **41**, 352–358.
- Clymo R. S. (1982) The Limits to Peat Bog Growth. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* **303**, 605–654.
- Dalva M., Moore T. R. (1991) Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry* **15**, 1–19.

- Denef K. , Plante A. F. , Six J. (2009) Characterization of soil organic matter, in *Soil Carbon Dyn.*, (Kutsch W. L., Bahn M., Heinemeyer A., eds), pp. 91–126. Cambridge University Press, New York.
- Dyson K. E., Billett M. F., Dinsmore K. J., Harvey F., Thomson A. M., Piirainen S., Kortelainen P. (2008) Release of aquatic carbon from two peatland catchments in E. Finland during the spring snowmelt period. *Biogeochemistry* 103, 125–142.
- Evans C. D., Renou-Wilson F., Strack M. (2015) The role of waterborne carbon in the greenhouse gas balance of drained and re-wetted peatlands. *Aquat. Sci.*, 1–18.
- Farouki O. T. (1981) Thermal properties of soils. *CRREL Monogr.* **81**, 134.
- Freeman C., Evans C. D., Monteith D. T., Reynolds B., Fenner N. (2001) Export of organic carbon from peat soils. *Nature* **412**, 785.
- Freeman C., Fenner N., Ostle N. J., Kang H., Dowrick D. J., Reynolds B., Lock M. a, Sleep D., Hughes S., Hudson J. (2004) Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature* **430**, 195–198.
- Gobin A., Campling P., Janssen L., Desmet N., Delden H. van, Hurkens J., Lavelle P., Berman S. (2011) *Soil organic matter management across the EU- best practices , constraints and trade-offs.*
- Goffinet B., Shaw A. J. (2008) *Bryophyte Biology.* Cambridge University Press.
- Gondar D., Lopez R., Fiol S., Antelo J. M., Arce F. (2005) Characterization and acid–base properties of fulvic and humic acids isolated from two horizons of an ombrotrophic peat bog. *Geoderma* **126**, 367–374.
- Håkan R., Jeglum J. K. (2006) *The Biology of Peatlands.* Oxford University Press, New York.
- Höll B. S., Fiedler S., Jungkunst H. F., Kalbitz K., Freibauer A., Drösler M., Stahr K. (2009) Characteristics of dissolved organic matter following 20years of peatland restoration. *Sci. Total Environ.* **408**, 78–83.
- Ibrahim M. B. M., Moursy A. S., Bedair A. H., Radwan E. K. (2008) Comparison of DAX-8 and DEAE for Isolation of Humic Substance from Surface Water. *J. Environ. Sci. Technol.* **2**, 90–96.
- Iilomets M., Kimmel K., Stén C.-G., Korhonen R. (2007) *Mires in Estonia and Southern Finland.* NGO GeoGuide Baltoscandia, Tallinn.
- Inisheva L. I. (2006) Peat soils: Genesis and classification. *Eurasian Soil Sci.* **39**, 699–704.
- Kaiser K., Kalbitz K. (2012) Cycling downwards – dissolved organic matter in soils.

- Soil Biol. Biochem.* **52**, 29–32.
- Kimmel K., Kull A., Salm J.-O., Mander Ü. (2008) The status, conservation and sustainable use of Estonian wetlands. *Wetl. Ecol. Manag.* **18**, 375–395.
- Kull A. (2013) *Soode ökoloogilise funktsionaalsuse tagamiseks vajalike puhvertsoonide määratlemine pikaajaliste häiringute leviku piiramiseks või leevendamiseks (2012–2013)*. Aruanne. Käsikirjaline materjal KIK arhiivis: www.kik.ee
- Kuum J. (1954) *Soode kuivendamine ja kasutamine põllumajanduses*. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.
- Kõlli R. (2012a) Eesti mullad, in *Mullateadus*, (Astover A., ed), pp. 305–397. Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Kõlli R. (2012b) Mulla orgaaniline aine, in *Mullateadus*, (Astover A., ed), pp. 69–101. Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Laine J., Vasander H., Sallantaus T. (1995) Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environ. Rev.* **3**, 286–303.
- Lamers L. P. M., Farhoush C., Groenendael J. M. Van, Roelofs J. G. M. (1999) Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *J. Ecol.* **87**, 639–648.
- Marin L. E., Kratz T. K., Bowser C. J. (1990) Spatial and temporal patterns in the hydrogeo-chemistry of a poor fen in northern Wisconsin. *Biogeochemistry* **11**, 63–76.
- Marschner B., Kalbitz K. (2003) Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma* **113**, 211–235.
- McDowell W. H. (2003) Dissolved organic matter in soils—future directions and unanswered questions. *Geoderma* **113**, 179–186.
- Miles C. J. (1989) Aquatic Humic Substances (PROPOSED), in *Stand. Methods Exam. Water Wastewater*, (Clesceri L. S., Greenberg A. E., Trussel R. R., eds), pp. 5–37–5–41. American Public Health Association, Baltimore.
- Minkkinen K., Vasander H., Jauhiainen S., Karsisto M., Laine J. (1999) Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. *Plant Soil* **207**, 107–120.
- Mitchell G., McDonald A. T. (1992) Discolouration of water by peat following induced drought and rainfall simulation. *Water Res.* **26**, 321–326.
- Mitsch W. J., Gosselink J. G., Anderson C. J., Zhang L. (2009) *Wetland Ecosystems*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey.

- Moore T. R. (1987) Patterns of dissolved organic matter in subarctic peatlands. *Earth Surf. Process. Landforms* **12**, 387–397.
- Nurkse (2014) Eesti soosamblad. *Igarss 2014* 1, 1–5.
- Orru M. (1995) *Eesti turbasood*. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Paal J. (2005) Estonian Mires, in *Moore - von Sib. bis Feuerl. / Mires - from Sib. to Tierra del Fuego*, p. 117–146.
- Paal J., Jürjendal I., Suija A., Kull A. (2016) Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires and Peat* **18**, 1–19.
- Paal J., Leibak E. (2013) *Eesti soode seisund ja kaitstus*. AS Regio, Tartu.
- Peuravuori J. (1992) *Isolation, fractionation and characterization of aquatic humic substances. Does a distinct humic molecule exist?* Department of Chemistry University of Turku, Turku.
- Pullens J. W. M., Sottocornola M., Kiely G., Toscano P., Gianelle D. (2016) Carbon fluxes of an alpine peatland in Northern Italy. *Agric. For. Meteorol.* **220**, 69–82.
- Päivänen J., Hännell B. (2012) *Peatland Ecology and Forestry- a Sound Approach*. University of Helsinki, Department of Forest Sciences, Helsinki.
- Qassim S. M., Dixon S. D., Rowson J. G., Worrall F., Evans M. G., Bonn A. (2014) A 5-year study of the impact of peatland revegetation upon DOC concentrations. *J. Hydrol.* **519**, 3578–3590.
- Rocha J. C., Rosa A. H., Furlan M. (1998) An alternative methodology for the extraction of humic substances from organic soils. *J. Braz. Chem. Soc.* **9**, 51–56.
- Roostalu H. . (2012) Mulla füüsikalised omadused, in *Mullateadus*, (Astover A., ed), pp. 129–175. Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Roulet N. T., Lafleur P. M., Richard P. J. H., Moore T. R., Humphreys E. R., Bubier J. (2007) Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Glob. Chang. Biol.* **13**, 397–411.
- Schaetzl R. J. ., Anderson S. (2005) *Soils: genesis and geomorphology*. Cambridge University Press, UK.
- Schnitzer M. (1967) Humic-Fulvic Acid Relationships in Organic Soils and Humification of the Organic Matter in These Soils. *Can. J. Soil Sci.* **47**.
- Silins U., Rothwell R. L. (1999) Spatial patterns of aerobic limit depth and oxygen diffusion rate at two peatlands drained for forestry in Alberta. *Can. J. For. Res.* **29**, 53–61.
- Silvola J., Alm J., Ahlholm U., Nykänen H., Martikainen P. J. (1996) CO₂ fluxes from

- peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *J. Ecol.* **84**, 219–228.
- Sposito G. (2008) *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.
- Szajdak L., Brandyk T., Szaty J. (2007) Chemical properties of different peat-moorsh soils from the Biebrza River Valley. **5**, 165–174.
- Strack M., Zuback Y., McCarter C., Price J. (2015) Changes in dissolved organic carbon quality in soils and discharge 10 years after peatland restoration. *J. Hydrol.* **527**, 345–354.
- Sumner M. E. (2000) *Handbook of Soil Science*. CRS Press LLC, Florida.
- Swanson L. E., Rothwell R. L. (1989) Substrate freeze-thaw in a drained Alberta fen. *Can J Res* **19**, 1024–1029.
- Zaccone C., Miano T. M., Shotyck W. (2007) Qualitative comparison between raw peat and related humic acids in an ombrotrophic bog profile. *Org. Geochem.* **38**, 151–160.
- Zsolnay Á. (2003) Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. *Geoderma* **113**, 187–209.
- Thurman E. M. (1985) *Organic geochemistry of natural waters*. Springer Netherlands.
- Tipping E. (2004) *Cation binding by humic substances*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tipping E., Billett M. F., Bryant C. L., Buckingham S., Thacker S. a. (2010) Sources and ages of dissolved organic matter in peatland streams: Evidence from chemistry mixture modelling and radiocarbon data. *Biogeochemistry* **100**, 121–137.
- Uzuki Y. S., Amaguchi Y. Y., Uzuki S. S., Irata S. H., Ihara M. A., Iraki K. H. (2001) Characteristics of Aquatic Humic Substances in Natural Waters by Synchronous and Derivative Synchronous Fluorescence Spectrum. **17**, 1605–1608.
- Waksman S. (1932) *Principles of Soil Microbiology*. Williams & Wilkins, Baltimore.
- Valk U. (1988) *Eesti Sood*. Valgus, Tallinn.
- Valk U. (2005) *Eesti rabad*. OÜ Halo Kirjastus, Tartu.
- VanLoon G. W., Duffy S. J. (2005) *Environmental Chemistry- A Global Perspective*. Oxford University Press, New York.
- Weber C. A. (1907) Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. *Bot. Jahrbuch* **90**, 19–34.
- Wilding L. P. (2000) Classification of Soils, in *Handb. Soil Sci.*, (Sumner M. E., ed), pp. E175– E392. CRS Press LLC, Florida.

- Wilke B. M. (2005) Determination of Chemical and Physical Soil Properties, in *Monit. Assess. Soil Bioremediation*, (Margesin R., Schinner F., eds), pp. 47–95. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Heidelberg.
- Vitt D. H. (2008) *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier.
- Worrall F., Gibson H. S., Burt T. P. (2007) Modelling the impact of drainage and drain-blocking on dissolved organic carbon release from peatlands. *J Hydrol* **338**, 15–27.
- Алекни О. А. (1970) *Основы гидрохимии*. Гидрометеиздат, Ленинград.
- Никаноров А. М., Посохов Е. В. (1985) *ГИДРОХИМИЯ*. Ленинград Гидрометеиздат, Ленинград.

Drainage effect on content of dissolved organic carbon and humic substances in peat water of raised bogs and transitional mires

Evelin Pihlap

SUMMARY

The aim of the present study was to estimate drainage effect on the content of dissolved organic carbon and humic substances in peat water of raised bogs and transitional mires, which has not been studied in Estonia yet. For analyzing interactions between ditches and carbon fluxes in raised bogs and transitional mires, environmental parameters such as pH, bulk density, dissolved oxygen content, thickness of peat and seasonal variation were taken into account.

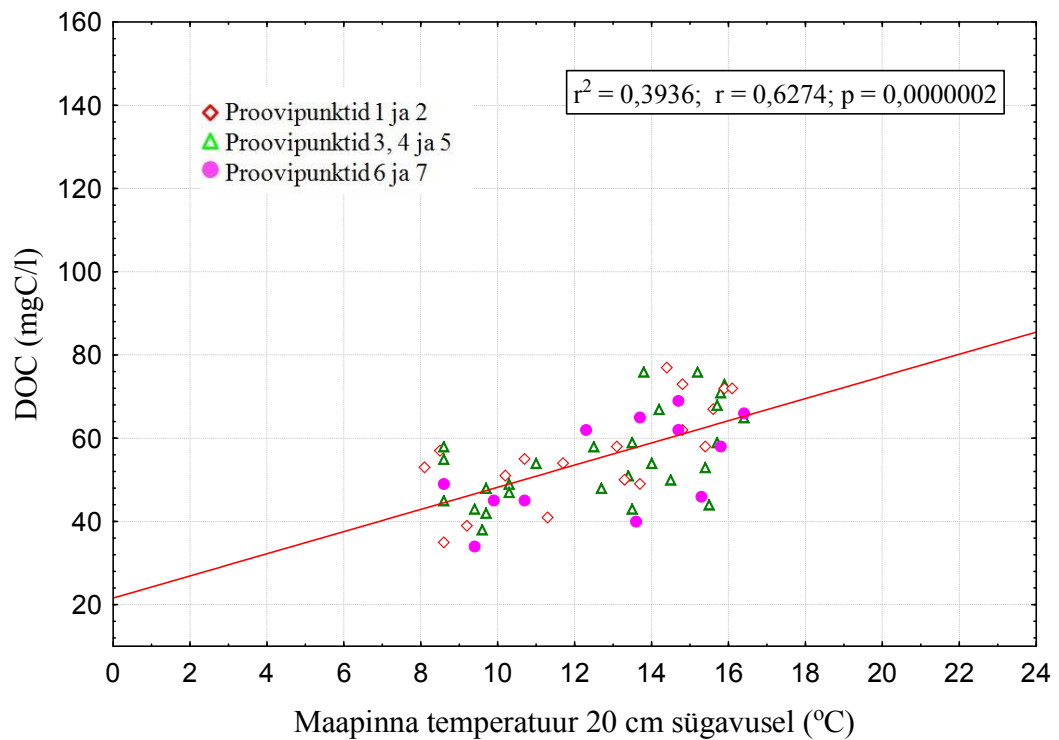
Study sites were chosen by the Environmental Investment Center (KIK) project of *Buffer zones to limit and mitigate harmful effects of long-term antropogenic influence to maintain ecological functional of bogs* (Kull 2013). For the study 20 different transects were chosen among 18 mires and bogs, which were categorized into six groups: naturally recovered peatlands, drained peatlands next to the peat mining ditches, bogs next to forestry ditch, ditches between the transition of mire woodland and bog, drainage between the transition of mires and bogs, and drained mires. In each site 6-7 sampling points were set along the transect line with distance intervals 5, 10, 25, 50 100 and 250 m.

During the study period of 18 months (august 2014- january 2016) the drainage effect on the natural peatlands was minimal and the most intensive drainage was determined in the bogs next to peat mining areas. Because of groundwater inflow in transitional mires, the concentration of dissolved organic matter dynamics were affected by higher nutrient input, therefore drainage effect was more complex to determine. In transitional mires, in the fifth well DOC concentration $59,1 \pm 29,5$ mgC/l was measured. Despite that, important effects of draining was detected among the study sites: the impact of ditches disappeared in the center of study sites and during higher temperature seasons higher production of DOC was determined. With fractionating and characterizing humic substances active peat decomposition was evident in each site as well.

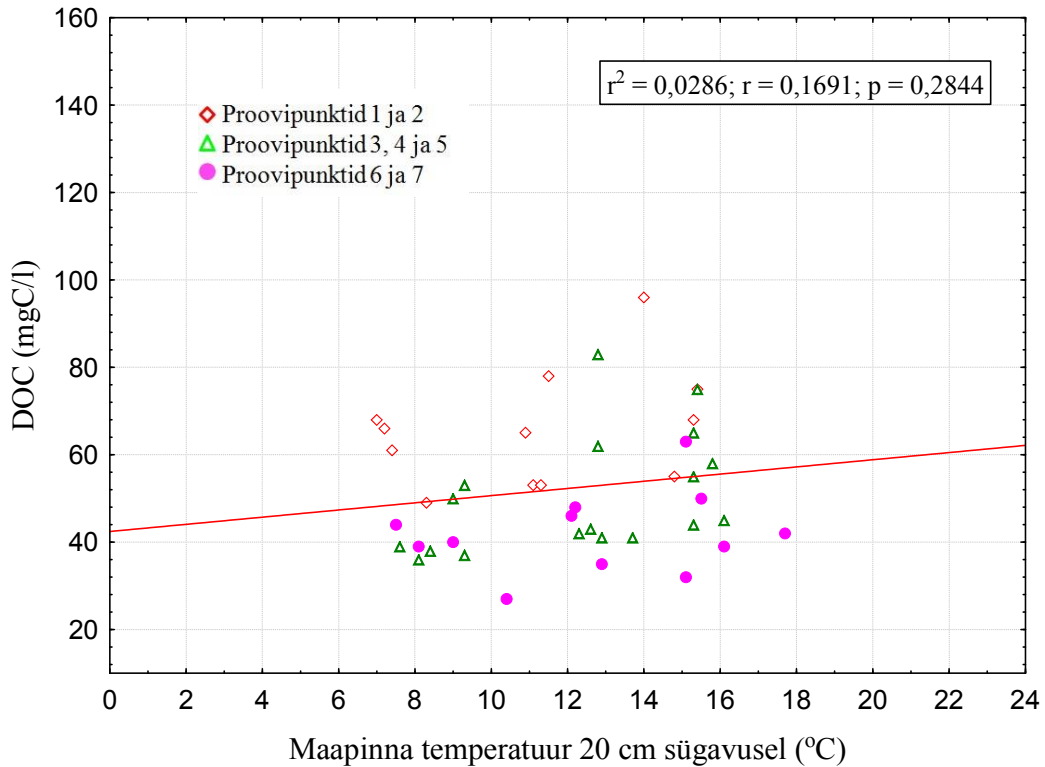
According to the the dynamics of water level, the variation of dissolved organic matter concentration and Tukey HSD statistical test the effect of the drainage ditch disappeared in the center of peatland (440- 690 m from the ditch). Among the study sites average water level (cm) and dissolved organic carbon concentration (mgC/l) was higher in the first transect points, according to, in naturally recovered peatlands $-11,6 \pm 9,4$ cm and $56,6 \pm 19,9$ mgC/l, next to peat mining bogs $-102,1 \pm 23,1$ cm and $59,8 \pm 11,9$ mgC/l, next to forestry ditch $-31,1 \pm 16,2$ cm and $60,3 \pm 14,8$ mgC/l, in the bogs between the transition of mire woodland and bog $-54,6 \pm 14,2$ cm and $52,1 \pm 17,9$ mgC/l, drainage between the transition of mires and bogs $-54,6 \pm 14,2$ cm and $68,8 \pm 24,5$ mgC/l and in drained mires $-28,1 \pm 20,3$ cm and $47,7 \pm 11,2$ mgC/l. In contrast, in the center of the peatland the variation and average water level and DOC was much lower: next to peat mining bogs $-9,3 \pm 6,5$ cm and $43,8 \pm 8,3$ mgC/l, in the areas next to forestry ditch $-7,8 \pm 6,8$ cm and $51,3 \pm 10,9$ mgC/l, in the bogs between the transition of mire woodland and bog $-9,0 \pm 6,6$ cm and $58,4 \pm 15,5$ mgC/l, drainage areas between the transition of mires and bogs $-9,5 \pm 6,2$ cm and $48,0 \pm 19,6$ mgC/l and in drained mires $-7,0 \pm 9,6$ cm and $45,8 \pm 14,2$ mgC/l. In naturally recovered bogs water level and DOC concentration was little bit higher $-12,3 \pm 6,7$ cm and $57,3 \pm 18,1$ mgC/l due to natural affects. According to the present study, it can be claimed that natural background of dissolved organic carbon in mires is $50,8 \pm 16,3$ mgC/l.

LISAD

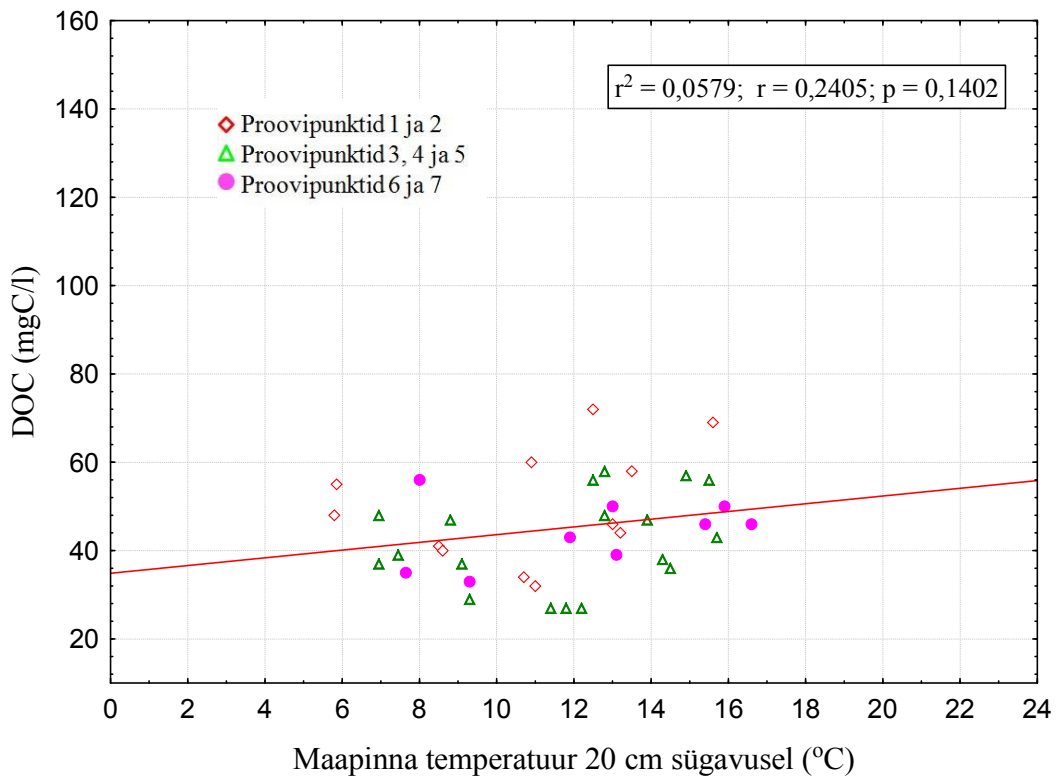
Lisa1. Veep lahustunud orgaanilise süsiniku sõltuvused maapinna temperatuurist soojenemise perioodil ja talvisel hooajal



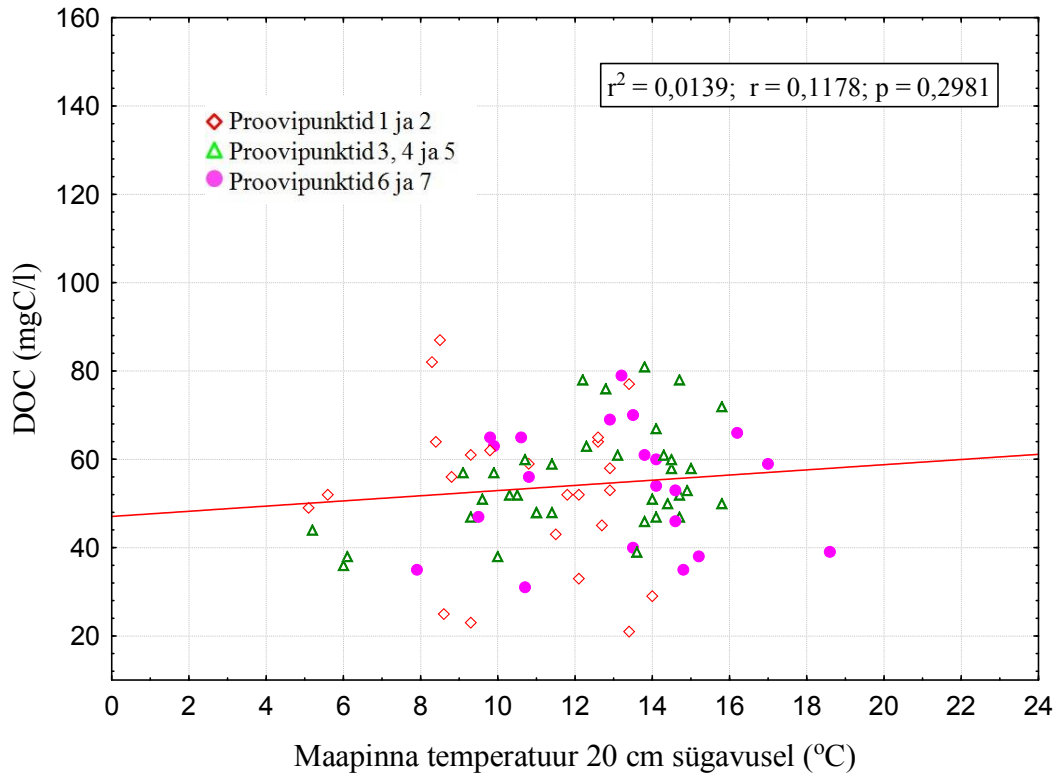
Joonis 1. Veep lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuri soojenemise perioodil vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



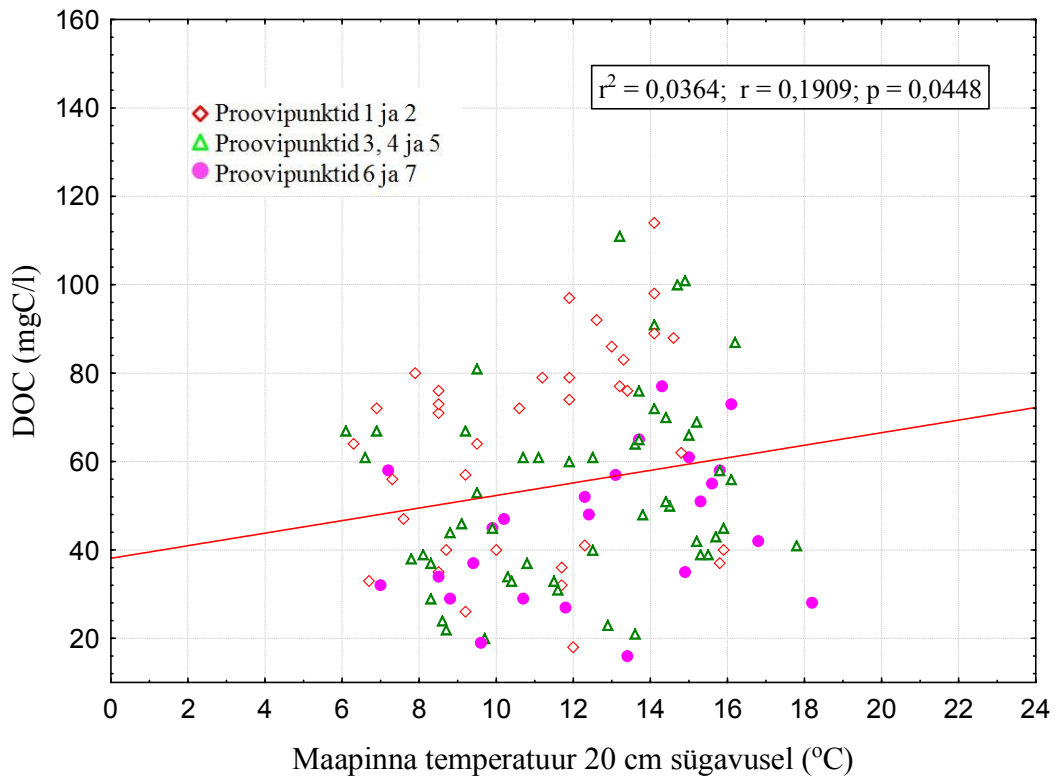
Joonis 2. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuri soojenemise perioodil freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



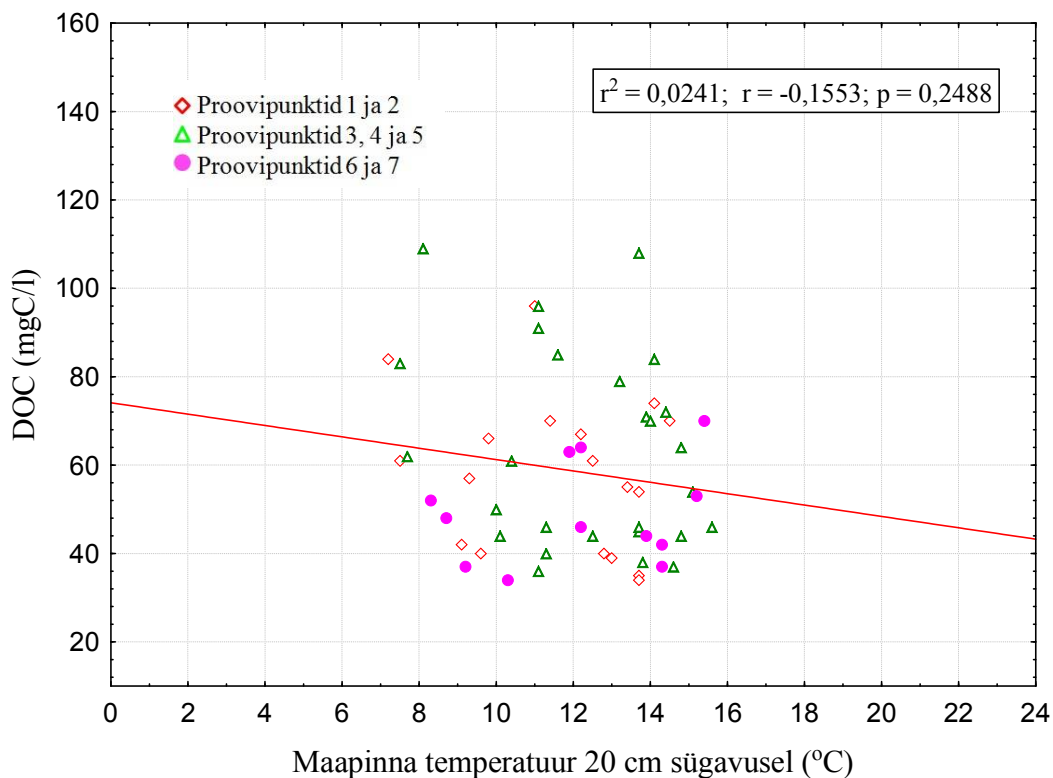
Joonis 3. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuri soojenemise perioodil metsandusliku kuivendusega rabades



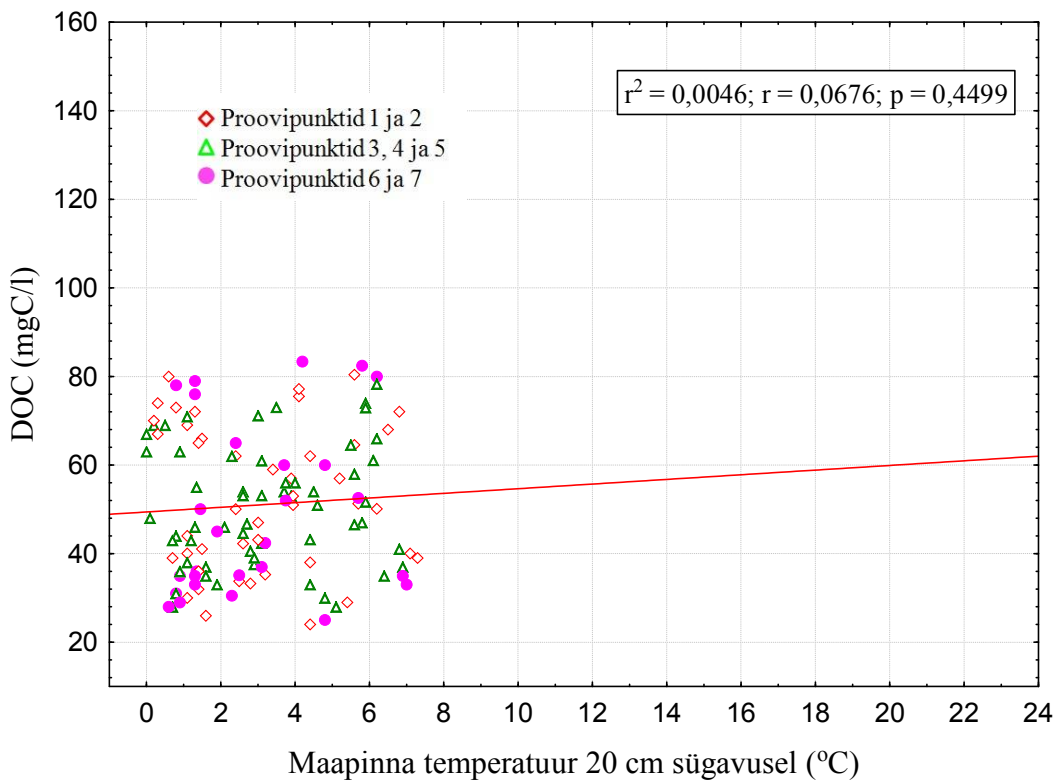
Joonis 4. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuri soojenemise perioodil piirdekraaviga I kuivendustüübiga aladel



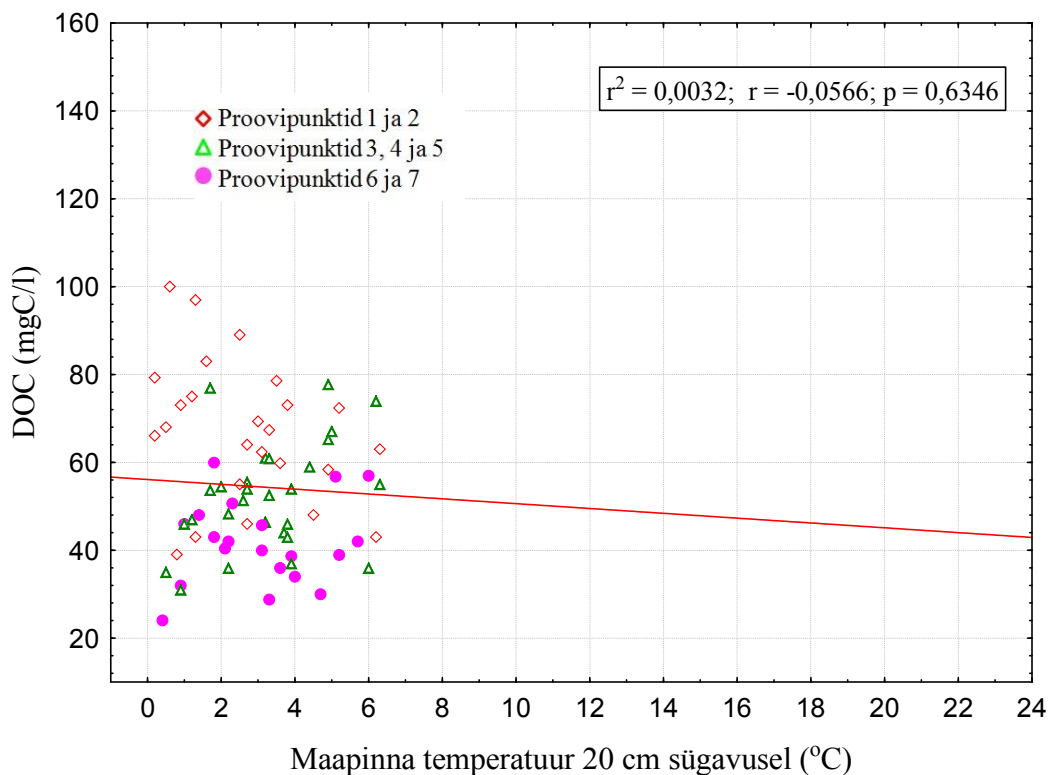
Joonis 5. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuri soojenemise perioodil piirdekraaviga II kuivendustüübiga aladel



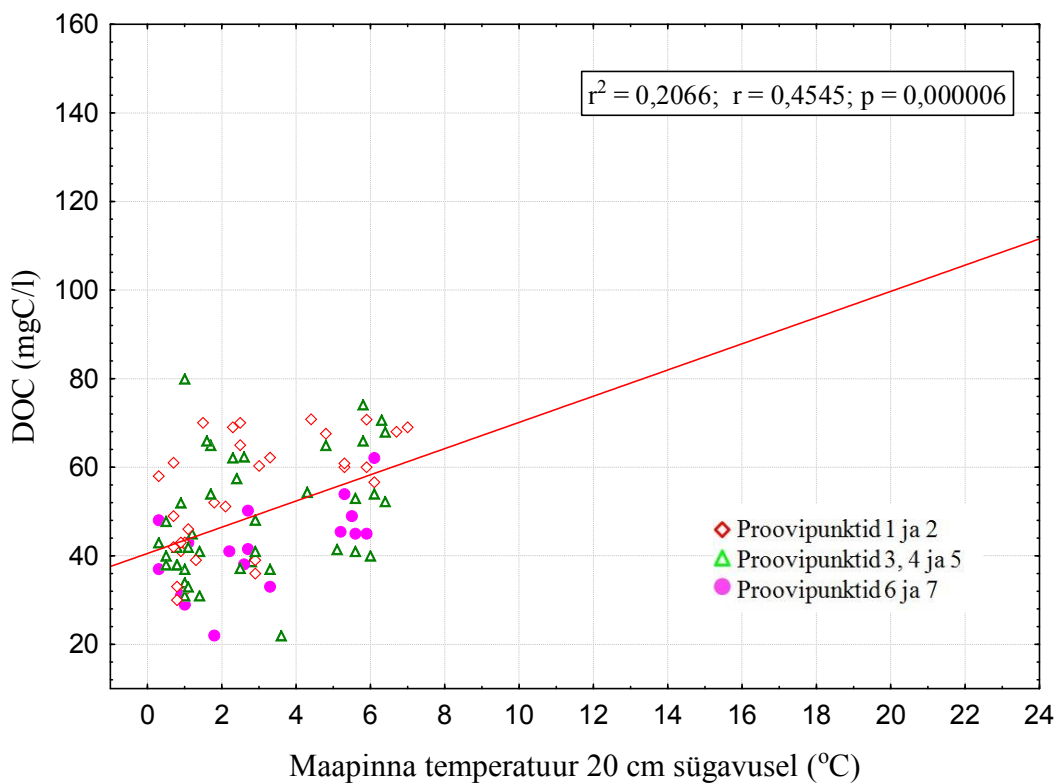
Joonis 6. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) temperatuuri soojenemise perioodil kuivenduskraaviga siirdesoodes



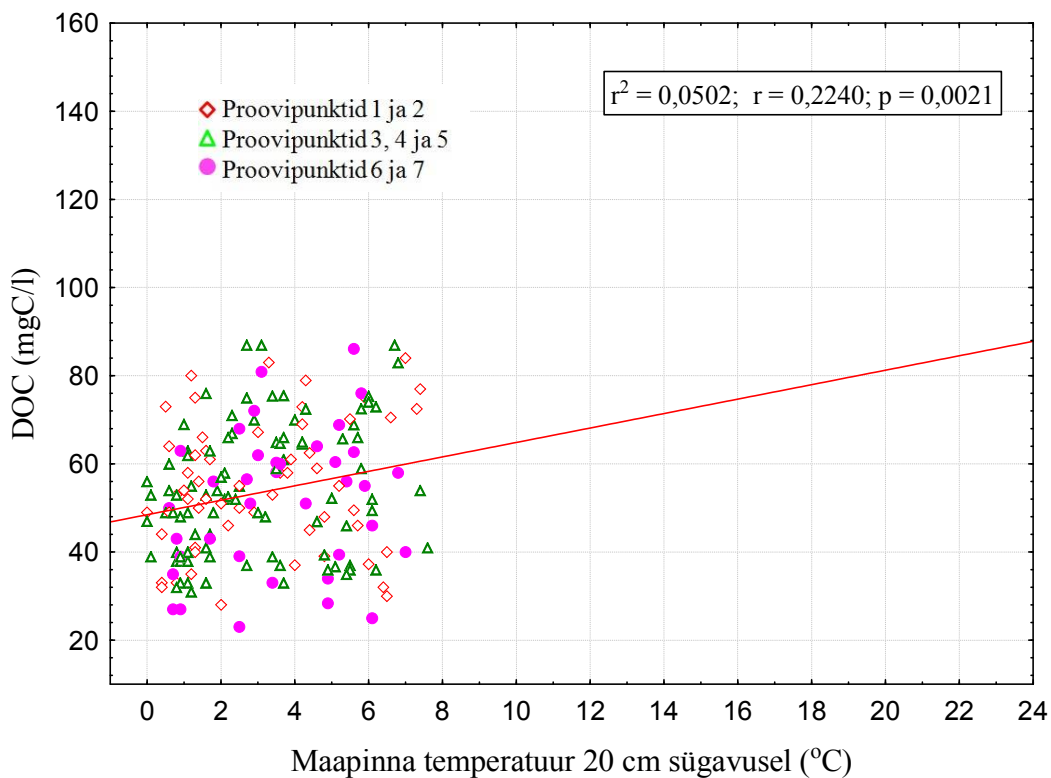
Joonis 7. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) talvisel perioodil vanade osaliselt kinnikasvanud kraavidega looduslikult taastuvate rabade uurimisaladel



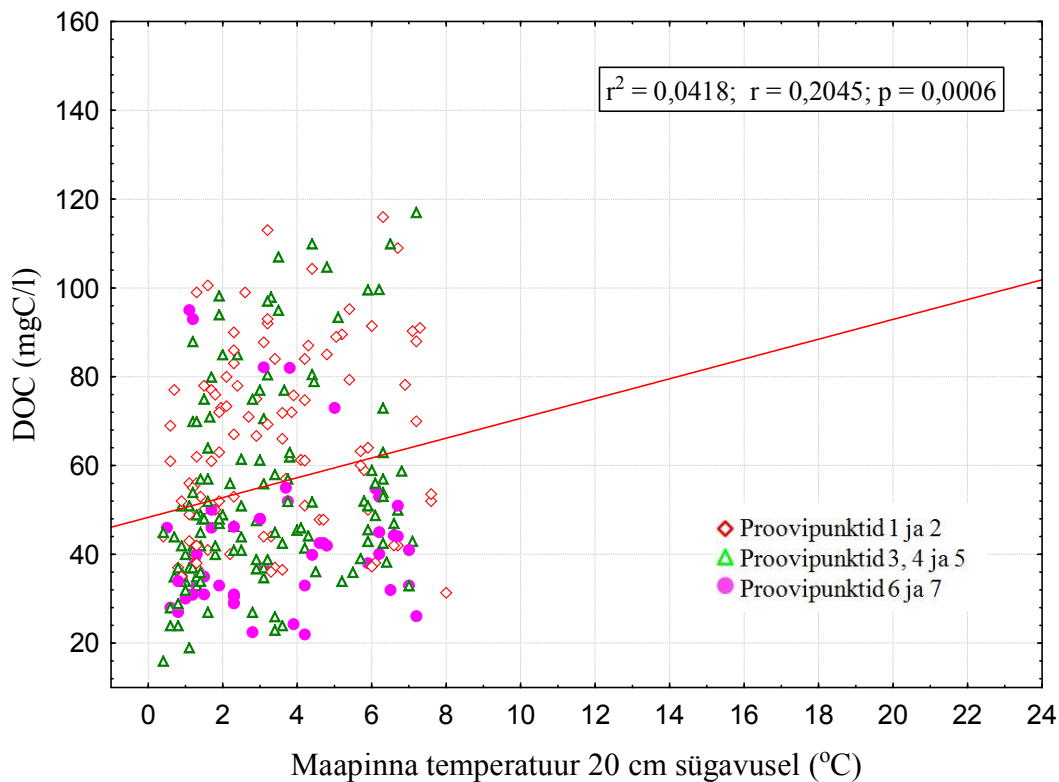
Joonis 8. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) talvisel perioodil freesturbaväljaga piirnevatel sügava kuivenduskraavi ja sellega paralleelse akrotelmi läbiva sekundaarse kraaviga raba aladel



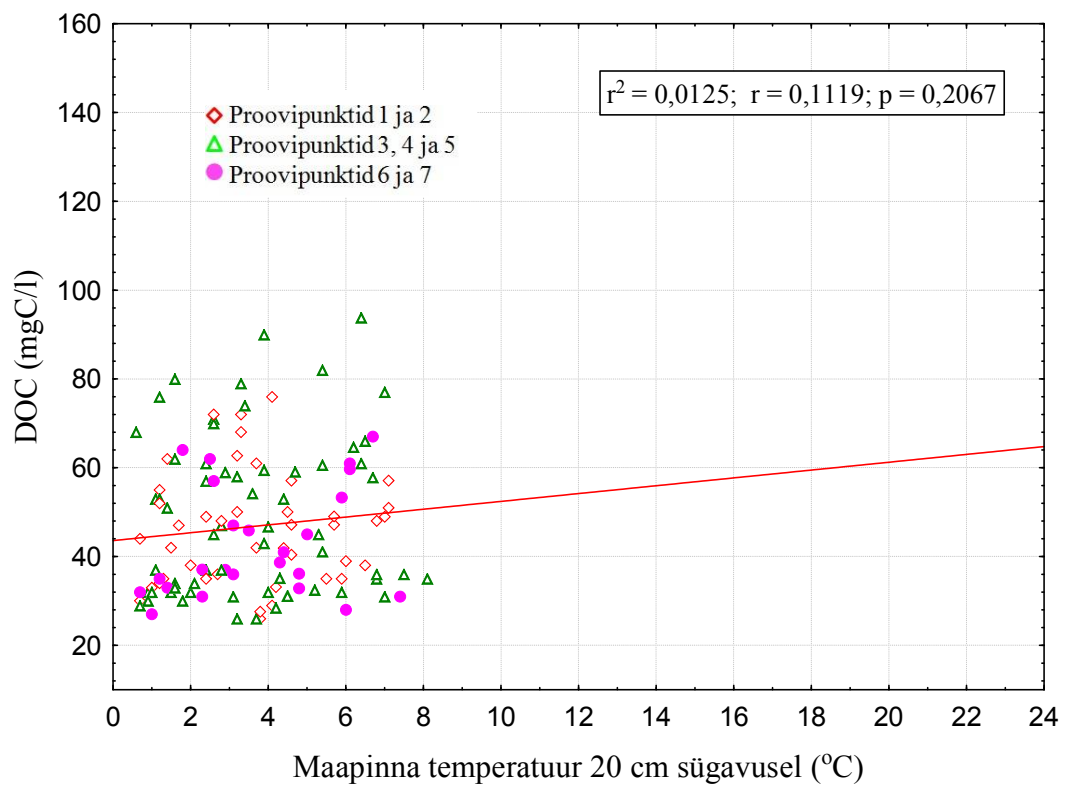
Joonis 9. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) talvisel perioodil metsandusliku kuivendusega rabades



Joonis 10. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) talvisel perioodil piirdekraaviga I kuivendustüübiga aladel



Joonis 11. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) talvisel perioodil piirdekraaviga II kuivendustüübiga aladel



Joonis 12. Vees lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) sõltuvus maapinna temperatuurist (20 cm sügavusel) talvisel perioodil kuivenduskraaviga siirdesoodes

Tänuõnad

Autor avaldab tänu Arno Kanalile, Ain Kullile ja Siiri Vellingule magistritöö juhendamise ja väga hea koostöö sujumise eest. Lisaks soovib avaldada tänu Mae Urile, Anne Menertile ja Aare Selbergile nõuannete eest, mis aitasid magistritöö valmimisele kaasa.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Evelin Pihlap,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Kuivenduse mõju vees lahustunud orgaanilise süsiniku ja huumusainete sisaldusele rabades ja siirdesoodes”

mille juhendajad on Arno Kanal, Ain Kull ja Siiri Velling,

- 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, **18.05.2016**