

TARTU ÜLIKOOL

LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND

Ökoloogia ja Maateaduste Instituut

Geograafia osakond

Helen Koger

**Kombineeritud tehismärgalapuhasti puhastusefektiivsus  
veetaseme muutmisel Paistu Kooli pinnasfiltri näitel**

Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal

Juhendajad: prof. Ülo Mander  
teadur Martin Maddison

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja:

Osakonna juhataja:

Tartu 2013

# SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	4
1. TEHISMÄRGALAPUHAHASTID.....	6
1.1 Tehismärgala mõiste.....	6
1.2 Vertikaalvooluline pinnasfilter.....	6
1.3 Horisontaalvooluline pinnasfilter.....	7
1.4. Kombineeritud tehismärgalapuhasti.....	8
2. VEETASEME MUUTMINE PINNASFILTRITES.....	9
2.1 Reostusnäitajate puhastusefektiivsused veetaseme muutmisel.....	9
2.2 Kasvuhoonegaaside emissioon veetaseme muutmisel.....	11
3. PUHAHASTUSPROTSESSID TEHISMÄRGALAS.....	14
3.1 Orgaanilise aine lagundamine.....	14
3.2 Lämmastiku ärastus.....	15
3.3 Fosfori ärastus.....	17
4. MATERJAL JA METOODIKA.....	18
4.1 Uurimisala.....	18
4.2 Väli- ja kameraaltööde meetoodika.....	20
4.3 Andmeanalüüs.....	22
5. TULEMUSED JA ARUTELU.....	23
5.1 Veekvaliteedi näitajad.....	23
5.1.1 Veetase ja reovee temperatuur.....	23
5.1.2 Vooluhulk ja viibeag.....	26
5.1.3 Hapniku küllastuskontsentratsioon ja redokspotentsiaal.....	27
5.1.4 Biokeemiline hapnikutarve ja orgaanilise süsiniku koguhulk.....	30
5.1.5 Üld-, ammonium- ja nitraatlämmastiku kontsentratsioonid.....	32
5.1.6 Üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid.....	36
5.2 Kasvuhoonegaaside emissioonid.....	38
5.2.1 Süsihappegaasi emissioon.....	38
5.2.2 Metaani emissioon.....	40
5.2.3 Naerugaasi emissioon.....	41
5.3 Soovituslik veetase horisontaalvoolulises pinnasfiltris.....	43
KOKKUVÕTE.....	45
SUMMARY.....	47

TÄNUAVALDUSED .....	49
KASUTATUD KIRJANDUS .....	50
Lisad .....	56
Lisa 1: Üldorgaanilise süsiniku (TOC) väärtused ja veetasemed Paistu tehismärgalas ajavahemikul 17. oktoober kuni 5. november .....	56
Lisa 2: pH väärtused ja veetase Paistu tehismärgalas ajavahemikul 17. oktoober kuni 7. november .....	57
Lisa 3: Fosfaatfosfori ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ) väärtused ja veetasemed Paistu tehismärgalas ajavahemikul 17. oktoober kuni 5. november .....	58

## SISSEJUHATUS

Puhastamata reovee juhtimine otse veekeskonda põhjustab veekogude kiirenevat eutrofeerumist ning joogiveevarude rikkumist. Veekogude seisund sõltub reostuskoormusest ja on seega otseselt seotud reovee puhastamise tõhususest (Niine *et al.*, 2010).

Märgalaökosüsteemide kasutamine veepuhastuseks on kujunenud maailmas viimase paarikümne aasta jooksul arvestatavaks veepuhastuse alternatiiviks, kuna need sobivad reovee, tulvavee, tööstus- ja põllumajandusreovee, kaevandusvee ja prügila nõrgvee puhastamiseks (Kadlec & Knight, 1996). Enim kasutatakse tehismärgalaid siiski olmereoveepuhastuses (Vymazal *et al.*, 1998).

Tehismärgala koosneb substraadist, taimestikust ja bioloogilistest organismidest, mis kokku moodustavad biofiltri, kus toimubki reovee peamine puhastusprotsess. Reovee töötlemine tehismärgaladel põhineb samadel füüsikalistel, keemilistel ja/või bioloogilistel protsessidel, mida kasutatakse ka konventsionaalsetes puhastussüsteemides (Mander & Muring, 1997).

Tehismärgalade rajamine ja ehitamine on kallim kui vanade aktiivmuda baasil töötavate reoveepuhastite korrastamine, kuid tehismärgalatehnoloogia eelistamiseks on mitmeid muid põhjuseid. Näiteks on tehismärgaladel madalamad hooldus- ja energiakulud, väiksem jälgimise ja hoolduse vajadus, vähetundlikkus koormuse kõikumise suhtes (Noorvee *et al.*, 2007).

Märgalad ilmestavad ja mitmekesistavad maastikku ning on elukeskkonnaks mitmetele organismidele. Seejuures pole muda kõrvaldamine ning biomassi eemaldamine tehismärgalas eraldi tavaliselt vajalik (Noorvee *et al.*, 2007). Suurimaks tehismärgalade miinuseks võrreldes aktiivmudapuhastitega võib pidada suurema maa-ala vajadust, mis väiksemates maapiirkondades pole siiski probleemiks (Löffler & Pietsch, 1991, *cit.* Luederitz *et al.*, 2001).

Antud magistritöö keskendub eelkõige kombineeritud märgalapuhasti puhastusefektiivsuse uurimisele veetaseme muutmisel. Püstitatud hüpoteesi kohaselt võib soojematel aastaegadel, kui pole külmumisohtu, tõsta veetaset horisontaalfiltri pinnani, et suurendada nii puhastusprotsesside efektiivsust. Kuna tehismärgalad on ka

kasvuhoonegaaside allikad, hinnatakse protsesside toimumise tõhusust lisaks reostusnäitajatele ka gaasiemissioonide uurimise teel.

Töö eksperimentaalne osa on teostatud Viljandi maakonnas Paistu vallas asuva Paistu kooli kombineeritud pinnasfiltersüsteemi baasil.

# 1. TEHISMÄRGALAPUHAŠTID

## 1.1 Tehismärgala mõiste

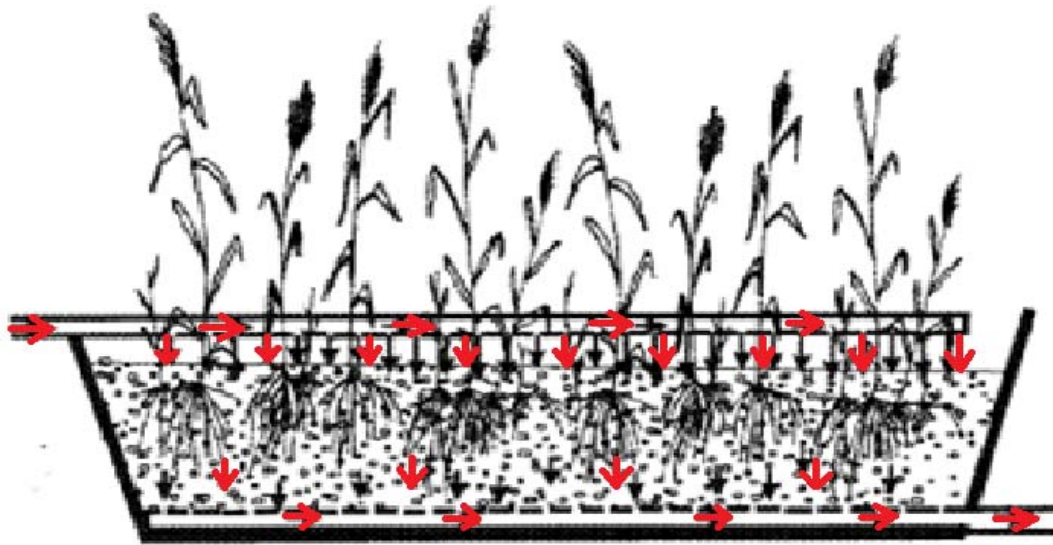
Märgalaökosüsteemide kasutamine veepuhastuseks on kujunenud maailmas viimase paarikümne aasta jooksul arvestatavaks veepuhastuse alternatiiviks. Meetod põhineb looduslike isepuhastusprotsesside kasutamisel kunstlikult loodud ökosüsteemis, kus oskuslikult valitud pinnase, veerežiimi ja taimestiku koosmõjul kujundatakse keskkond, mis soodustab mikroorganismide arengut ning tagab vajalikud puhastusprotsessid (Kadlec & Knight, 1996).

Tehismärgalad reovee puhastamiseks võib klassifitseerida vastavalt domineerivatele makrofütidele veepinnal ujuvate, veealuste ja põhja kinnitunud makrofütidega süsteemideks (Brix, 1993, *cit.* Vymazal *et al.*, 1998). Põhja kinnitunud makrofütidega süsteemid võib vee voolamise järgi klassifitseerida veel vabaveelisteks süsteemideks, horisontaalvoolulisteks ja vertikaalvoolulisteks pinnasfiltriteks ning hübriidsüsteemideks. Antud süsteemidest viimane hõlmab endas nii vertikaalvoolulisi, kui ka horisontaalvoolulisi süsteeme (Vymazal *et al.*, 1998).

## 1.2 Vertikaalvooluline pinnasfilter

Vertikaalse läbivooluga süsteemis juhitakse reovesi filtri pinnale ning reovesi voolab vertikaalsuunaliselt läbi filterkeha (Joonis 1). Filterkeha koosneb erineva hüdraulilise juhtivusega filtermaterjali kihtidest. Pealne kiht on madala hüdraulilise juhtivusega, alumisel kihil on aga kõige suurem hüdrauliline juhtivus, et tagada imunud vee kiire äravool. Reovee puhastamisel tehismärgalasüsteemides on oluline piisava hapnikuvarustuse tagamine. Vee kiire väljavoolamine alumisest vertikaalvoolulise pinnasfiltri kihist põhjustabki õhu ja sealhulgas hapniku kaasatõmbamise filtersüsteemi õhukanalite kaudu (Noorvee *et al.*, 2007). Arvestuslikult suudab üks ruutmeeter filtri pinda viia ööpäeva jooksul vette ligikaudu 30 g hapnikku (Noorvee *et al.*, 2005). Kuna vertikaalfiltrites on tagatud parem hapnikuga varustatus, siis toimub efektiivsemalt

orgaanilise aine ja ammoniumlämmastiku ärastamine (Green *et al.*, 1997; Cooper *et al.*, 1999; Noorvee *et al.*, 2005).



**Joonis 1:** Vertikaalvoolulise pinnasfiltri skeem (Stottmeister *et al.*, 2003). Punaste nooltega on tähistatud vee voolamise suunda.

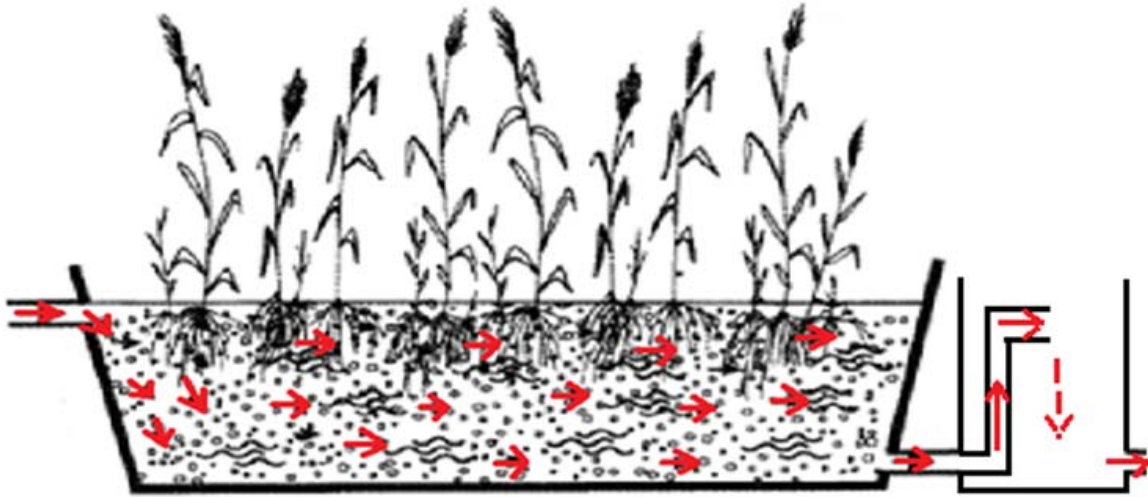
Tavaliselt rakendatakse vertikaalvooluliste pinnasfiltrite puhul vahelduvat koormamist, mis võimaldab filtrisse kogunenud orgaanilisel materjalil aeroobselt laguneda, vältimaks filtri ummistumist (Green *et al.*, 1997; Cooper *et al.*, 1999).

### 1.3 Horisontaalvooluline pinnasfilter

Horisontaalvoolulistes pinnasfiltrites voolab reovesi aeglaselt läbi poorse filterkeha horisontaalsuunaliselt (Joonis 2). Reovesi on kontaktis nii aeroobse, juurte ja risosfääri piirkonnas, kui ka anoksilise ja anaeroobse tsooniga (Vymazal *et al.*, 1998).

Horisontaalvoolulised pinnasfiltrid eemaldavad tavaliselt efektiivselt BHT ja hõljuvaine, kuid anoksiliste ja anaeroobsete tingimuste tõttu ei saavutata täielikku nitrifikatsiooni (Cooper *et al.*, 1999). Horisontaalse läbivooluga pinnasfiltris toimub küll hapnikuga varustamine otsese difusiooni käigus atmosfäärist pinnasesse ja/või hapniku juhtimine pinnasesse taimede poolt (Vymazal *et al.*, 1998), kuid uuringud on näidanud, et sellisel kujul ei anta pinnasfiltrisse piisavalt hapnikku, et kõik aeroobsed protsessid saaksid toimuda. Aeratsioonivõimeks horisontaalvoolulise pinnasfiltri ruutmeetri kohta võib

arvestada vaid kuni 4g O<sub>2</sub> päevas. Seega mängivad horisontaalses pinnasfiltris olulist rolli anaeroobsed protsessid (Noorvee, 2007).



**Joonis 2:** Horisontaalvoolulise pinnasfiltri skeem (Stottmeister *et al.*, 2003) pinnasfiltrist ja väljavoolukaevust, kus kontrollitakse veetaset. Punaste nooltega on tähistatud vee voolamise suunda.

#### 1.4. Kombineeritud tehismärgalapuhasti

Hübriidsüsteemideks ehk kombineeritud süsteemideks nimetatakse omavahel kombineeritud vertikaalvoolulisi ja horisontaalvoolulisi pinnasfiltreid. Mõnikord on lisaks projekteeritud mõni vabaveeline märgala (Kadlec & Knight, 1996). Sellise süsteemi eesmärgiks on kompenseerida ühe või teise pinnasfiltri tüübi puudusi teineteise eeliseid ära kasutades (Vymazal *et al.*, 1998). Horisontaalvoolulised pinnasfiltrid on vähem aeroobsed kui vertikaalvoolulised pinnasfiltrid ning on seetõttu hästi kasutatavad BHT taseme alandamiseks, kuid sobivad vähem NH<sub>4</sub>-N eemaldamiseks. Vertikaalvoolulised pinnasfiltrid on seevastu aeroobsemad ja sobivad tunduvalt paremini nitrifikatsiooniks (Noorvee *et al.*, 2007).

Uuringud on näidanud, et hübriidsed (kombineeritud) tehismärgalapuhastid sobivad puhastama reovett väga muutuvate hüdrauliliste koormuste juures ja ka külma kliima tingimustes (Mander *et al.*, 2007; Öövel *et al.*, 2007).



## 2. VEETASEME MUUTMINE PINNASFILTRITES

Horisontaalvoolulise pinnasfiltri optimaalne sügavus Eesti tingimustes on 1,0 kuni 1,2 meetrit, kusjuures veetase (vee sügavus) on soovitatav hoida 0,7 kuni 0,9 meetrit. Sellisel juhul on tagatud 30 cm paksune soojusisolatsioonikiht süsteemi peal, mis aitab vähendada talviseid puhastusprotsesse pärssivaid temperatuurimõjusid (Noorvee *et al.*, 2007). Antud magistritöö raames uuritakse, kas külmumisohu puudumisel soojemal ajal võiks veetaset tõsta (eeskätt üldlämmastiku eemaldamiseks süsteemist), kuna nii on võimalik pikendada protsesside toimumise- ehk viibeaega (Mander *et al.*, 2007).

Tehismärgalade orgaanilise aine ja lämmastikuärastuse efektiivsus sõltub olulisel määral lahustunud hapniku kättesaadavusest puhastussüsteemis. Seega, minimeerimaks reovee puhastamiseks vajalikku pindala reostusühiku kohta, on oluline leida ja arendada meetodeid, mis parandavad tehismärgala hapnikuvarustust ning seeläbi ka reovee puhastamise efektiivsust. Hapnikuvarustuse parandamiseks on kasutatud mitmeid meetodeid nagu vertikaalvooluliste pinnasfiltrite kasutamine, reovee tagasipumpamise rakendamine, muutuva veetasemega süsteemide ning annus- ja loode-tüüpi süsteemide kasutamine (Karabelnik, 2012).

### 2.1 Reostusnäitajate puhastusefektiivsused veetaseme muutmisel

Tehismärgalade puhastusefektiivsuse suurendamiseks on tehtud mitmeid katseid muutes veetaset, kus filter täidetaks ja seejärel tühjendatakse teatud sagedusega ja/või teatud ulatuses, et parandada hapnikuga varustatud pinnasfiltris. Filterkeha küllastumisel reoveega luuakse lühikese aja jooksul anaeroobsed ja anoksilised tingimused denitrifikatsiooni tarbeks. Reovee äravoolu ajal lisandub filtrisse imatava hapniku kogus, mis soodustab jällegi aeroobseid puhastusprotsesse (Vymazal & Maza, 2003; Tanner *et al.*, 1999; Sun *et al.*, 2005; Austin *et al.*, 2003).

Sasikala *et al.* (2009) uurisid veetaseme fluktuierimise mõju vertikaalvoolulises pinnasfiltris ning ka taimede mõju puhastusefektiivsusele. Katseks rajati neli mesokosmi, millest kahele oli istutatud pilliroo taimed (*Typha orientalis*). Nendest ühes valitses staatiline veetase, teises veetase fluktuieris. Samade hüdroloogiliste režiimidega rajati

veel kaks mesokosmi, kuhu taimi ei istutatud. Tulemustest selgus, et veetaseme fluktuierimine suurendab oluliselt hapnikusisaldust ning lämmastiku ärastust süsteemist. Taimede mõju ammooniumlämmastiku ärastusele oli suurem staatilise veetase puhul. Samuti leiti, et taimede puudumisel oli nitraatlämmastiku ärastus suurem ja ammooniumlämmastiku ärastus väiksem. Seega antud tulemustest võib järeldada, et taimed on olulised tingimustes, kus hapnik on limiteeritud, kuid veetaseme fluktuierimise tulemusena on süsteemi lisanduv hapnik protsessi toimimiseks piisav.

Vymazal & Maza (2003) viisid läbi katsed, mille käigus alandati kahes pinnasfiltris veetaset (8 cm ja 15 cm). Kui veetase tõusis väljavoolukaevus teatud tasemeni, lasti veetase vastavalt pinnasfiltrile uuesti 8 või 15 cm madalamale. Seejärel hakkas veetase filtris uuesti tõusma. Katsete tulemused näitasid, et veetaseme tõstmise ja alandamise tulemusena paranes horisontaalfiltri puhastusefektiivsus  $\text{NH}_4\text{-N}$  osas 27% ja BHT osas 53%. Hõljuvaine osas puhastusefektiivsus mõnevõrra alanes. Sealjuures suurem positiivne mõju puhastusefektiivsusele esines veetaseme pulseerimisel 15 cm ulatuses. Talveperioodil aga veetaseme muutmisega positiivne efekt süsteemi puhastusefektiivsusele puudus.

Tanner *et al.* (1999) uuris veetaseme fluktuierimise sageduse mõju KHT,  $\text{NH}_4\text{-N}$  ja  $\text{N}_{\text{üld}}$  ärastamisele kõrge  $\text{NH}_4\text{-N}$  sisaldusega reoveest. Katsete käigus uuriti kolme erinevat veetaseme fluktuierimise sagedust (0; 2 ja 6 korda päevas) 7-päeva jooksul. Veetaseme fluktuierimiseks kasutati lisaks mahutit, millesse suunati filtrist väljuv vesi, et see uuesti mesokosmi pumbata. Katsete tulemusena selgus, et lühiajaliste veetaseme fluktuierimise sageduste suurendamisel on võimalik märgatavalt tõhustada vertikaalvoolulise pinnasfiltri orgaanilise aine ja redutseeritud lämmastikuvormide ärastust. KHT ja  $\text{N}_{\text{üld}}$  ärastust on võimalik parandada sobiva fluktuierimissageduse kasutamisel. Pedescoll *et al.* (2011) leidsid, et ammooniumi ärastuse efektiivsus võib veetaseme fluktuierimise tõttu suurened 5 kuni 10%. Nitraatlämmastiku ärastus püsiva kõrge veetaseme tingimustes on aga 68% efektiivsem võrreldes fluktuieriva veetasemega (Ishida *et al.*, 2006).

Loode-tüüpi (ingl.k. „tidal flow”) meetodi kasutamisel täidetakse tehismärgala filterkeha vahelduvalt reoveega ja tühjendatakse. Kui pinnasfilter reoveega täidetakse tõrjutakse veetaseme tõustes filterkehast õhk välja. Pinnasfiltri tühjendamisel tõmmatakse atmosfäärilist filterkehasse jällegi õhku, tekitades seega pinnasfiltris nn „märja” ja „kuiva”

tsükli (Sun *et al.*, 2005). Austin *et al.* (2003) katsetas loode-tüüpi meetodit vertikaalvoolulises pinnasfiltris, kus täitmis- ja tühjendamiskordade arv oli keskmiselt 8 korda päevas ning keskmiseks reovee viibeaajaks 24 h. Antud katsega saadi pinnasfiltri väljavoolus BHT<sub>5</sub> ja N<sub>üld</sub> kontsentratsioonid alla 10 mg/l, kusjuures algselt oli BHT<sub>5</sub> = 402 mg/l ja N<sub>üld</sub> = 38 mg/l, mis näitab meetodi kõrget efektiivsust. Sama tendents esines ka loode-tüüpi süsteemidel, kus täitmis- ja tühjendamistsüklid kordusid iga 4 või 6 tunni tagant, mil tulemused näitasid samuti kõrgemat hapnikutaset võrreldes konventsionaalsete tehismärgaladega, tänu millele suurenes BHT<sub>7</sub> ja NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ärastus (Sun *et al.*, 2005; Wu *et al.*, 2011).

Annuspinnasfiltri puhul täidetakse pinnasfilter veega vajaliku tasemeni ja jäetakse antud veetase piisavalt pikaks, et saavutada vajalik puhastusefektiivsus. Seejärel filter tühjendatakse ja täidetakse uue reoveega. Teise variandina hoitakse pinnasfiltris aga veetase ühtlaselt kõrgena, kus toimub pidev reovee sisse- ja väljavool. Mida rohkem aga filtrit täidetakse ja tühjendatakse, seda enam lisandub pinnasfiltrisse hapnikku ning puhastusprotsessid muutuvad efektiivsemaks (Stein *et al.*, 2003; Tanner *et al.*, 1999). Annus-tüüpi pinnasfiltersüsteemi eristab see, et loode-tüüpi tehismärgala põua ja üleujutus perioodid on tihedamad ning vahelduvad ööpäeva jooksul mitu korda (Karabelnik, 2012).

## 2.2 Kasvuhoonegaaside emissioon veetaseme muutmisel

Lisaks vahelduva voolurežiimi positiivsele mõjule tehismärgalade hapnikuvarustusele ja puhastusefektiivsusele, tuleb arvestada ka kasvuhoonegaaside emissioonist tulenevat võimalikku laiemat mõju keskkonnale.

Karabelnik (2012) uuris oma doktoritöös vahelduva koormamise ja pideva veerežiimi muutmise mõju tehismärgala efektiivsusele, kus kasvuhoonegaaside mõõtmise tulemused kolmel Eestis asuval reovee puhastamiseks kasutataval tehismärgala pinnasfiltersüsteemil näitavad N<sub>2</sub>O emissiooni olulist suurenemist, kuid CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> emissiooni veerežiim ei mõjuta. Mander *et al.* (2011) läbiviidud katsed Kõo, Kodijärve ja Paistu tehismärgalades näitavad samuti märkimisväärset N<sub>2</sub>O emissiooni suurenemist vahelduva vooluga tehismärgalades. Uuringud CH<sub>4</sub> emissioonide kohta olid ettearvamatud. Vahelduva

vooluga tingimustes Kõo ja suurema veetaseme kõikumisega Kodijärve tehismärgalas CH<sub>4</sub> emissioonid olid 7-12 korda suuremad, kui stabiilsema veetasemega tingimustes. Saadud tulemused aga ei ole harukordsed, sest seda kinnitavad veel mitmed uuringud mujal maailmas (Moore & Knowles, 1989; Burbier & Moore, 1993; Yrjälä *et al.*, 2011; Altor & Mitsch, 2006, 2008; Sha *et al.*, 2011; Mitsch *et al.*, 2010; Dinsmore *et al.*, 2009, *cit.* Mander *et al.*, 2011). Samuti on andmeid troopiliste märgalade kohta, kus pulseeriv veetase tõstab metaani emissioone võrreldes stabiilse veetasemega (Mitch *et al.*, 2010 *cit.* Mander *et al.*, 2011). Mõned mesokosmi eksperimendid samuti demonstreerivad CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O suurenevat voogu kiire veetaseme muutusega, kui viimane toimub ± 30 cm ulatuses (Dinsmore *et al.*, 2009, *cit.* Mander *et al.*, 2011), ning ka CH<sub>4</sub> eraldumist gaasimullidena (pulbitsemist), kui veetase kiirelt langeb (Van der Nat & Middelburg, 2000, *cit.* Mander *et al.*, 2011).

Enamus andmed pulseeriva veetasemega süsteemides tõestavad siiski CH<sub>4</sub> emissioonide vähenemist ja N<sub>2</sub>O emissioonide suurenemist. Samuti esineb tendents, kus madalama staatilise veetasemega toimub väiksem metaani emiteerimine võrreldes kõrgemate veetasemetega, N<sub>2</sub>O emissioon suureneb kõrge veetasemega (Mander *et al.*, 2011; Teiter, 2005).

Teiter & Mander (2005) märkisid oma uuringus, et veetaseme tõusul horisontaalvoolulises pinnasfiltris ei pruugi märkimisväärselt muutuda puhastusefektiivsus, kuigi metaani emissioon suureneb. Lisaks on vertikaalvoolulistel pinnasfiltritel N<sub>2</sub>O ja CH<sub>4</sub> emissioonid suuremad kui horisontaalvoolulistel tehismärgaladel (Teiter, 2005; Mander *et al.*, 2008).

Varasemad tulemused Paistu tehismärgala horisontaalvooluliselt pinnasfiltrilt näitavad madala veetaseme puhul kõrgemaid CO<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>O emissioone ning madalamat CH<sub>4</sub> emissiooni (Mander *et al.*, 2011).

Märgalataimestikul on samuti oluline roll kasvuhoonegaaside emissioonidele. Picek *et al.* (2007) uurisid kasvuhoonegaaside emissioone horisontaalvoolulise pinnasfiltritaimestikuga ja taimestikuta tsoonides. Antud tulemused näitasid, et CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> emissioonid olid kõige suuremad taimestikuta sissevoolupoolses osas (4 kuni 309 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup> ja 0 kuni 93 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>) ning emissioonid vähenesid kasvuperioodi lõppedes. Suurem osa CH<sub>4</sub> (64% kogu CH<sub>4</sub> voost) emiteeriti taimestikuta

sissevoolu pooles osas, ent CO<sub>2</sub> emiteeriti üle kogu horisontaalvoolulise pinnasfiltri. Kogu süsiniku emissioonidest oli CH<sub>4</sub> vormis kõigest 10%. N<sub>2</sub>O emissioon antud uurimisalalt oli tühine. Kalkulatsiooni tulemusel leiti, et taimede olemasolu suurendab kogu süsiniku emissiooni ühe kolmandiku kuni ühe neljandiku võrra. Seega tehismärgalades, mis ei ole tugevalt reoveega koormatud, on taimed mikroorganismidele oluliseks süsinikuallikaks.

## 3. PUHASTUSPROTSESSID TEHISMÄRGALAS

### 3.1 Orgaanilise aine lagundamine

Taimestik-pinnasfiltrites moodustavad orgaanilise süsiniku nii reoveega sisenev kui ka kohapeal kasvavate taimede lagunemisel vabanev orgaanika. Põhilisteks vees lahustunud anorgaanilisteks süsinikuühenditeks, mida on küll tunduvalt vähem võrreldes kõigi reovees esinevate süsinikuvormidega, on süsinikdioksiidid, karbonaadid ja dikarbonaadid (Kadlec & Knight, 1996). Orgaaniliste ühendite suuremad osakesed eemaldatakse reoveest kiiresti sadenemise ja filtreerumise teel. Lahustunud orgaanilise aine lagundamisega nii aeroobselt kui ka anaeroobselt saavad hakkama erinevad mikroorganismid.

Aeroobseks lagundamiseks kuluv hapnik siseneb süsteemi kas difusiooni teel otse atmosfäärist või pinnasesse juhitud taimede juurte kaudu. Orgaanika aeroobne lagundamine viiakse märgalas läbi aeroobsete heterotroofsete bakterite poolt vastavalt võrrandile (Vymazal *et al.*, 1998):



Orgaanikat lagundavate mikroorganismide (aeroobsete) elutegevus ning seeläbi kättesaadava orgaanika lagundamine on pärsitud, kui märgalas ei ole piisavalt hapnikku.

Niisiis laguneb orgaaniline aine märgalas mitmesuguste protsesside tulemusel gaasideks (enamasti  $\text{CO}_2$  ja  $\text{CH}_4$ ) ning vees lahustuvateks humiinaineteks. Järgi jäävad mõningad raskesti lahustuvad ühendid, näiteks tselluloos ja ligniin, millest tekivad orgaanilised setted (Kadlec & Knight, 1996).

Orgaaniline süsinik etendab aga olulist rolli mitmetes protsessides, nagu hingamine mulla aeroobses kihis ning käärimine, metanogenees, sulfaadi redutseerimine, nitraadi redutseerimine (denitrifikatsioon) ja raua redutseerimine mulla anaeroobses kihis (Kadlec & Knight, 1996).

Anaeroobne lagunemine on mitmeetapiline protsess, mis toimub lahustunud hapniku puudumisel mikroorganismide elutegevuse tulemusena. Protsessi viivad läbi fakultatiivsed või obligatoorsed anaeroobid. Käärimise esimese etapi lõpp-produktideks

on rasvhapped (2), nagu äädikhape, võihape ja piimhape (3), alkoholid (4) ning CO<sub>2</sub> ja H<sub>2</sub> (Vymazal, 1995, *cit.* Vymazal *et al.*, 1998):



Äädikhape on peamine hape, mis moodustub üleujutatud pinnastes ja setetes. Rangelt anaeroobsed sulfaate redutseerivad (5) ja metaani tootvad (6 ja 7) bakterid kasutavad kääritamise lõpp-produkte, kusjuures oluline on kääritajate bakterite kogukond, kes toodavad aineid, mis on metaboolse aktiivsuse substraadiks. Mõlemad bakterigrupid mängivad tähtsat rolli orgaanilise aine lagundamisel ja süsinikuringel tehismürgalas (Grant & Long, 1985; Valiela, 1984; Vymazal, 1995, *cit.* Vymazal *et al.*, 1998):



Anaeroobne lagundamine on palju aeglasem kui aeroobne lagundamine (Cooper *et al.*, 1996).

### 3.2 Lämmastiku ärastus

Lämmastik esineb reovees mitmesuguste orgaaniliste ja anorgaaniliste vormidena. Kõige tähtsamad lämmastiku anorgaanilised vormid on ammoonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) ja nitraat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Gaasiline lämmastik võib esineda molekulaarse lämmastikuna (N<sub>2</sub>), dilämmastikoksiidina (N<sub>2</sub>O), lämmastikoksiidina (NO<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>O<sub>4</sub>) ning ammoniaagina (NH<sub>3</sub>) (Vymazal, 1995b, *cit.* Vymazal, *et al.*, 2001; Jain & Punmia, 2005, *cit.* Vymazal *et al.*, 1998). Samuti võib lämmastik esineda paljudes orgaanilistes vormides, nagu näiteks ureana, aminohapetena, amiinidena, puriinina ja pürimidiinina (Kadlec & Knight, 1996, *cit.* Vymazal *et al.*, 2001; Jain & Punmia, 2005, *cit.* Vymazal *et al.*, 1998). Peamised lämmastiku ärastamise protsessid tehismürgalas on ammonifikatsioon ja nitrifikatsioon/denitrifikatsioon (Kaldec & Knight, 1996; Vymazal *et al.*, 1998), teisi

(dissimilatiivne nitraadi reduktsioonammooniumiks ehk DNRA, anammoks) lämmastiku ärastamise protsesse siinkohal ei käsitleta.

Ammonifikatsioon (mineralisatsioon) on biokeemiline protsess, milles lämmastikku sisaldavad orgaanilised ained lagundatakse anorgaaniliseks ühendiks - ammoniaagiks (Kadlec & Knight 1996, *cit.* Vymazal *et al.*, 2001).

Ammonifikatsiooni mõjutavad temperatuur, pH, C/N suhe varises, kättesaadav toitainete kogus, pinnase struktuur ja lõimis, ekstratsellulaarsete ensüümide (nt proteaasid) olemasolu, mikroobne biomass ja pinnase redoksomadused. (Reddy & Patrick, 1984; Reddy & D'Angelo, 1997, *cit.* Vymazal *et al.*, 2001). Optimaalne pH vahemik ammonifikatsiooni protsessis on 6,5 ja 8,5 vahel (Patrick & Wyatt, 1964, *cit.* Vymazal *et al.*, 2001). Optimaalne temperatuuri vahemik on 40 kuni 60 °C, mis tavaliselt ei ole saavutatud märgala süsteemides (Reddy & Patrick, 1984, *cit.* Vymazal *et al.*, 2001).

Nitrifikatsiooni defineeritakse kui bioloogilist ammooniumi oksüdeerimist nitraadiks. Nitrifikatsioon on kaheetapiline kemoautotroofne protsess:



mida võib summaarselt kokku võtta valemiga:



Esimeses etapis oksüdeeritakse ammoonium nitritiks kemolitotroofsete bakterite poolt (rangelt anaeroobid). Teine etapp nitrifikatsiooni protsessis on nitriti oksüdatsioon, mida viivad läbi fakultatiivsed bakterid. Nitrifikatsiooni mõjutavad temperatuur, pH väärtus, vee leelisus, anorgaanilise süsiniku allikas, niiskus, nitrifitseerivate bakterite hulk, ammooniumlämmastiku kontsentratsioon ja lahustunud hapnik (Vymazal *et al.*, 1998).

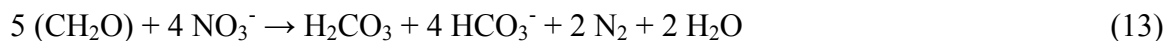
Denitrifikatsiooni defineeritakse kui nitriti või nitraadi bioloogilist redutseerimist molekulaarseks lämmastikuks või gaasilisteks lämmastikoksiidideks, mida illustreerib järgnev võrrand (Vymazal *et al.*, 2001):





Antud reaktsioon on pöördumatu ja toimub vaid kättesaadavate orgaaniliste ühendite olemasolul anaeroobsetes või anoksilistes tingimustes, kus lämmastik on hapniku asemel elektronide akseptor.

Gaasilise lämmastiku produktsioon võib toimuda ka järgnevalt (Hauck, 1984, Paul & Clark, 1996, *cit. Vymazal et al.*, 2001):



### 3.3 Fosfori ärastus

Pinnasfilter-märgalapuhastid on võimelised lisaks lämmastikule eemaldama reoveest ka fosforit. Fosfor esineb tavaliselt reovees ortofosfaadina, polüfosfaadina ning orgaanilise fosforina (Cooper *et al.*, 1996, *cit. Vymazal et al.*, 1998). Peamisteks fosfori sidumismehhanismideks tehismärgalades on adsorptsioon ja sadenemine (Watson *et al.*, 1989, *cit. Vymazal et al.*, 1998).

Fosfori sidumine märgala pinnasesse on kontrollitud redokspotentsiaalide interaktsioonide poolt, nagu redokspotentsiaal, pH väärtus, Fe, Al, Ca mineraalid ja loodusliku fosfori hulk (Vymazal *et al.*, 1998, *cit. Noorvee & Mander*, 2004).

Happelises pinnastes adsorbeeritakse fosfor raud ja alumiinium hüdroksiididele või sadestub rasklahustuva raud- ja alumiiniumfosfaadina (Vymazal *et al.*, 1998, *cit. Noorvee & Mander*, 2004). Aluselises pinnases (pH-l üle 7,0) toimub fosfori sadestamine raskesti lahustuva kaltsiumfosfaadina. Teatud juhtudel moodustub seejuures floorapatiit  $[\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2]$ , mis on raskesti lahustuv ühend (Zhu, 2001, *cit. Noorvee & Mander*, 2004).

Samuti seovad taimed fosforit läbi oma juurte ning transpordivad seda kasvavatesse kudedesse. Taimed omastavad fosforit väiksemates kogustes kui lämmastikku ning taimede poolt ärastatud fosfori hulk moodustab ka suhteliselt väikese osa fosfori hulgast, mis seotakse kogu märgalal (Vymazal *et al.*, 1998, *cit. Noorvee & Mander*, 2004).

## 4. MATERJAL JA METOODIKA

### 4.1 Uurimisala

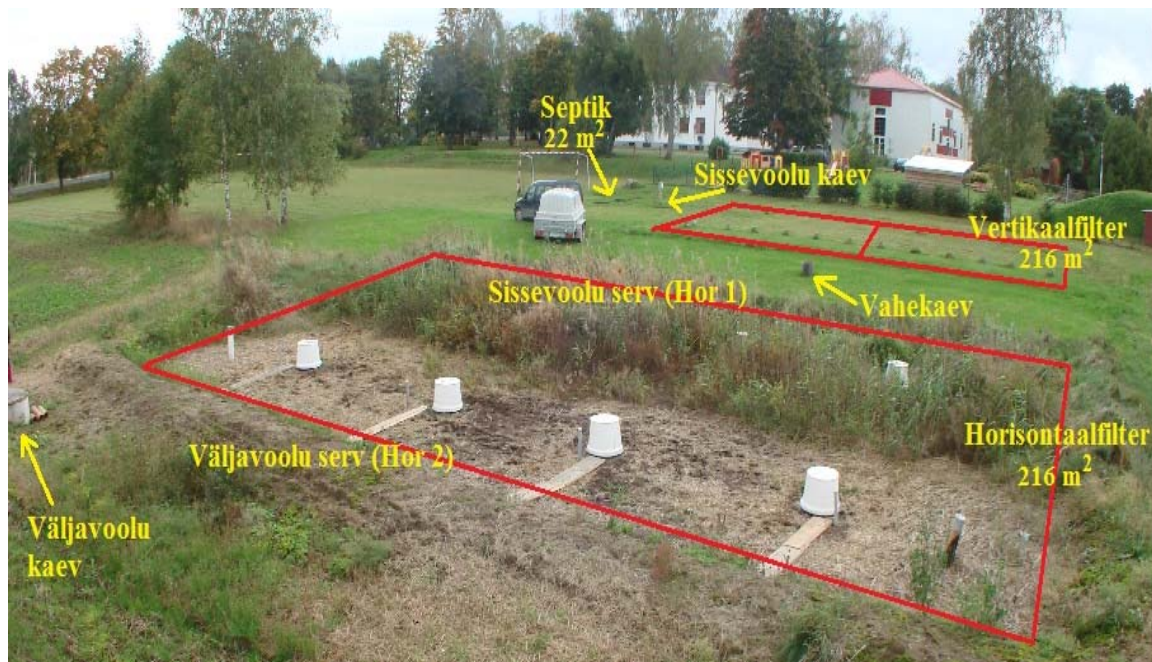
Paistu Kooli hübriidne ehk kombineeritud tehismärgalapuhasti asub Sultsi külas Paistu vallas Viljandimaal. Märgalapuhasti kogupindala on 432 m<sup>2</sup> ning see koosneb horisontaal- ja vertikaalvoolulisest pinnasfiltrist. Süsteemi projekteeris OÜ Bionext dr. Tõnu Muringu juhtimisel ja see valmis 2002. aasta suvel. 2012/2013 õppeaastal puhastab pinnasfiltersüsteem 52 lasteaialapse, 62 õpilase ning 34 töötaja reovett. Kirjanduse andmetel (Kuusik, 1995) annab see reostuskoormuseks ca 59 ie (kasutades erireostust 0,4 ie/inimene) ja 5,9 m<sup>3</sup>/d suuruse vooluhulga (kasutades vee erikuluks 40 l/d inimese kohta). Tehismärgala on aga projekteeritud töötama arvestusliku vooluhulgaga 10,5 m<sup>3</sup>/d ja tunni maksimaalse vooluhulgaga 2,7 m<sup>3</sup>/h (OÜ Bionext, 2002).

Reovesi puhastatakse esmalt mehhaaniliselt rasvapüüdjas 1 l/s ja seejärel septikus mahuga 22 m<sup>3</sup>. Septiku läbinud reovesi pumbatakse kaheosalisse vertikaalvoolulisse Fibo kergkruusaga täidetud filtrisse. Vertikaalvoolulise pinnasfiltri peenraid koormatakse kordamööda iga 3 päeva tagant pumbakaevus asuva kraani abil. Antud eksperimendi jooksul olid samaaegselt koormatud mõlemad filtri peenrad. Vertikaalfilter on kaetud filterkanga, 20 cm huumuskihi ning muruga, et vältida talvisel perioodil (eriti koolivaheajal) külmumisohtu. Vertikaalvoolulise pinnasfiltri pikkus on 18 m, laius 12 m (kogupindala 216 m<sup>2</sup>) ning sügavus 1,2 m.

Järgmise etapina siseneb reovesi läbi kontrollkaevu horisontaalvoolulisse Fibo kergkruusaga täidetud filtrisse, mille pikkus on 18 m, laius 12 m (kogupindala 216 m<sup>2</sup>) ja sügavus 0,8 m. Antud pinnasfiltrist juhitakse heitvesi läbi kontrollkaevu väljavoolukraavi. Antud kaevust on võimalik reguleerida ka horisontaalvoolulise pinnasfiltri veetaset. Väljavoolukraavist imendub juba puhastatud reovesi pinnasesse.

Mõlemad pinnasfiltrid on eraldatud ümbritsetud pinnasest 0,5 mm paksuse EPDM geomembraaniga, mis takistab vee sattumist süsteemi ja vastupidi.

Parima pildi Paistu märgalapuhastist annab Joonis 3:



**Joonis 3:** Paistu kooli pinnasfiltersüsteem (Foto: Martin Maddison).

Joonisel 3 on näha sissevoolukaev, vertikaalvooluline- ja horisontaalvooluline pinnasfilter, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaev ning väljavoolukaev, kust koguti veeproove. Lisaks koguti proove horisontaalvoolulise pinnasfiltri piesomeetritest, mis pildil asuvad kasvuhoonegaaside emissioonide kogumiseks paigaldatud PVC-kambrite kõrval. Piesomeetreid ja gaasi kogumiseks mõeldud kambreid paigaldati kokku 8 (4 sissevoolupoolsele ja 4 väljavoolupoolsele osale).

2002. a. istutati horisontaalvoolulisele pinnasfiltrile 100 pilliroo taime (*Phragmites australis*). Harilikul pillirool on hästi välja arenenud juurestik ja risoomide süsteem, tänu millele paranevad pinnase hüdraulilised omadused, hapnikuga varustus ja toitainete assimilatsioon (Vymazal, 1996). Tänapäevaks on teadmata põhjustel pilliroo taimed hävinenud ja selle asemele on horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu poolsele osale domineerima hakanud kõrvenõgesed (*Urtica dioica*). Nõgese juurestik ei ole aga üldsegi nii sobilik, kui pilliroo taimedel, kuna kõrvenõgese juurestik on maapinnapealsem ja ei soodusta vee voolukanalite teket (Pöldvere, 2005). Lisaks taimed toimivad isolaatorina ehk vähendavad pinnase külmumisohtu ja suvel ülekuumenemist ning nende abil toimub vee filtreerimine ning voolukiiruse vähendamine, mis suurendab tahkete osakeste settimist. Makrofüüdid vähendavad ka filtri ummistamise ohtu ning soodustavad bakterite elutegevust, kuna märgalataimestik juhib oma juurestiku ja risoomide abil märgala põhja hapnikku ning muudab pinnase poorsemaks, mis loob soodsama keskkonna

mikroorganismidele, kes on peamised bioloogilise puhastusprotsessi teostajad (Brix, 1996; Brix, 1997; Kadlec & Knight, 1996; Noorvee *et al.*, 2007; Gomez Cerezo *et al.*, 2001; Sasikala *et al.*, 2009). Seetõttu võib nüüdseks olla pärsitud horisontaalvoolulises pinnasfiltris mitmete puhastusprotsesside toimimine.

Kirjanduse andmeil võib Paistu tehismärgala pidada üheks parimaks funtsioneerivaks süsteemiks Eestis. Samuti tasub märkida, et süsteem näeb hea välja ning sulandub ümbritsevasse keskkonda. Paistu märgalapuhastit saab edukalt demonstreerida kui pilootprojekti suurematele koormustele mõeldud märgalasüsteemide rajamiseks (Mander *et al.*, 2007; Tooming, 2005; Öövel *et al.*, 2007).

## 4.2 Väli- ja kameraaltööde metoodika

Veetaseme muutmise eksperiment viidi läbi ajavahemikul 17.10.2012 kuni 07.11.2012, mil koguti ka gaasi- ja veeproovid nende edasiseks analüüsiks laboris (Tabel 1).

Portatiivse seadmega mõõtmiseks võeti veeproove sissevoolukaevust, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevust, horisontaalvoolulise sissevoolupoolsetest (4 tk) ja väljavoolupoolsetest piesomeetritest (4 tk) ning väljavoolukaevust (Joonis 3). Mõõteseadmeks oli YSI Professional Plus, millega määrati temperatuuri, redokspotentsiaali, lahustunud hapniku sisaldust ning ammoonium- ja nitraatlämmastikku. Antud mõõteseade kalibreeriti mõõtmisperioodi alguses ning ka mõõtmisperioodi jooksul. Comet logeriga mõõdeti õhutemperatuuri ning pinnasfiltri temperatuuri kolmel erineval sügavusel (-5, -15 ja -25 cm). Lisaks võeti eksperimendi jooksul tehismärgala sissevoolukaevust, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevust ning väljavoolukaevust veeproovid ning määrati akrediteeritud Tartu Keskkonnauuringute Laboris biokeemiline hapnikutarve ( $BHT_7$ ), ammooniumlämmastik ( $NH_4^+$ ), nitraatlämmastik ( $NO_3^-$ ), üldlämmastik ( $N_{\text{üld}}$ ), fosfaatfosfor ( $PO_4^{3-}$ ), üldfosfor ( $P_{\text{üld}}$ ) ning üldorgaaniline süsinik (TOC).

**Tabel 1:** Veetaseme muutmise eksperimendi ning gaasi- ja veeproovide kogumise ajakava.

Kuupäev (kellaeg)	Veetase		Gaasi- proovid	Veeproovid	
	Plaanitud	Tegelik		Portatiivne instrument	Tartu Keskkonna- uuringute Labor
17.10.12 (17:00)	Kõrge	Kõrge	+	+	+
22.10.12 (11:00)	Kõrge	Keskmine	+	+	+
23.10.12 (11:00)	Kõrge	Keskmine	+	+	
24.10.12 (15:00)	Kõrge	Keskmine	+	+	
26.10.12 (9:00)	Kõrge	Kõrge	+	+	+
26.10.12 (15:00)	Alanemine	Keskmine	+	+	
27.10.12 (9:00)	Alanemine	Madal	+	+	
27.10.12 (15:00)	Alanemine	Madal	+	+	
28.10.12 (12:00)	Madal	Madal	+	+	
29.10.12 (10:00)	Madal	Madal	+	+	+
30.10.12 (11:00)	Madal	Madal	+	+	
31.10.12 (7:00)	Madal	Madal	+	+	+
05.11.12 (10:00)	Madal	Madal	+	+	+
07.11.12 (17:00)	Kõrge	Kõrge	+	+	

Kasvuhoonegaaside (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O) emissiooni mõõtmiseks koguti proove horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolses ja väljavoolupoolses osas 4 korduses pimekambri meetodil (Joonis 3). Antud meetodil kasutati valgeid valgust mitteläbilaskvaid 65 liitrise mahuga PVC-kambreid, mis asetati pinnasfiltrisse vajutatud õhukindla veetihendiga plastikringi peale. Gaasiproovid koguti eelevalueritud (0,3 mbar) 100 ml klaaspudelitesse. Gaasiproovide kogumine viidi läbi 1 h jooksul 15-minutilise intervalliga nii, et igast kambrit saadi 5 proovi – esimene ehk 0-proov võeti kohe peale kambri paigaldamist, teine 15 minuti, kolmas 30 minuti, neljas 45 minuti ja viies 1 h möödudes proovivõtu algusest.

Saadud gaasiproovide CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O sisaldus määrati elektron-detektoriga (ECD) ja leek-ionisatsiooni detektoriga (FID) varustatud gaas-kromatograafi (Shimadzu 2015 GC) abil Tartu Ülikooli geograafia osakonna maastiku aineringe laboris. Gaasivoo intensiivsus arvutati gaasikontsentratsiooni lineaarse muutuse alusel võttes arvesse pimekambri ruumala ja kambri kaetud pindala (Hutchinson & Livingston, 1993; Mander *et al.*, 2003). Kambrit võetud viiest proovist kolm läksid arvesse lineaarsuse arvestamiseks (Drösler, 2005). Determinatsioonikordaja R<sup>2</sup> lävendiks oli CO<sub>2</sub> puhul 0,95; CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O korral R<sup>2</sup>=0,9.

Paistu kooli reoveepuhastil puudub vee erikasutusluba, mistõttu on töö analüüsimise aluseks võetud Vabariigi Valitsuse 31. juuli 2001. a määruse nr 269 „Heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise kord” normatiivid, mis kehtivad puhastusastmele 2000-9999 ie.

### 4.3 Andmeanalüüs

Andmetöötlus viidi läbi programmiga MS Excel 2007, eelnevalt süstematiseerides saadud andmed, mille alusel arvutati keskmised tulemused ning koostati graafikud. Graafikutel esitatavad andmed on toodud mediaanväärtustena, millele on lisatud miinimum- ja maksimumväärtused, demonstreerides uurimisala kvaliteedinäitajate varieeruvust. Miinimumid ja maksimumid puuduvad joonistel vaid juhul, kui antud tulemus on saadud ühe mõõtmiskorra tulemusel.

Täiendavaks statistiliseks andmeanalüüsiks kasutati programmi Statistica 7 (Statsoft Inc.). Muutujate normaaljaotuse kontrollimiseks kasutati Kolmogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro-Wilksi teste. Iga järgnev test on eelmisest erinevuste suhtes tundlikum ja tugevam. Mõõdetud parameetrite tulemused ei vastanud enamikel juhtudel normaaljaotusele, mistõttu tuli kasutada mitteparameetrilisi meetodeid. Veetaseme manipulatsiooni ajal mõõdetud gaasiemissiooni ja keskkonnaparameetrite erinevuste olulisuse hindamisel kasutati Kruskal-Wallis ANOVA testi. Kasvuhoonegaaside emissiooni ja erinevate keskkonnategurite vaheliste seoste analüüsil rakendati Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi.

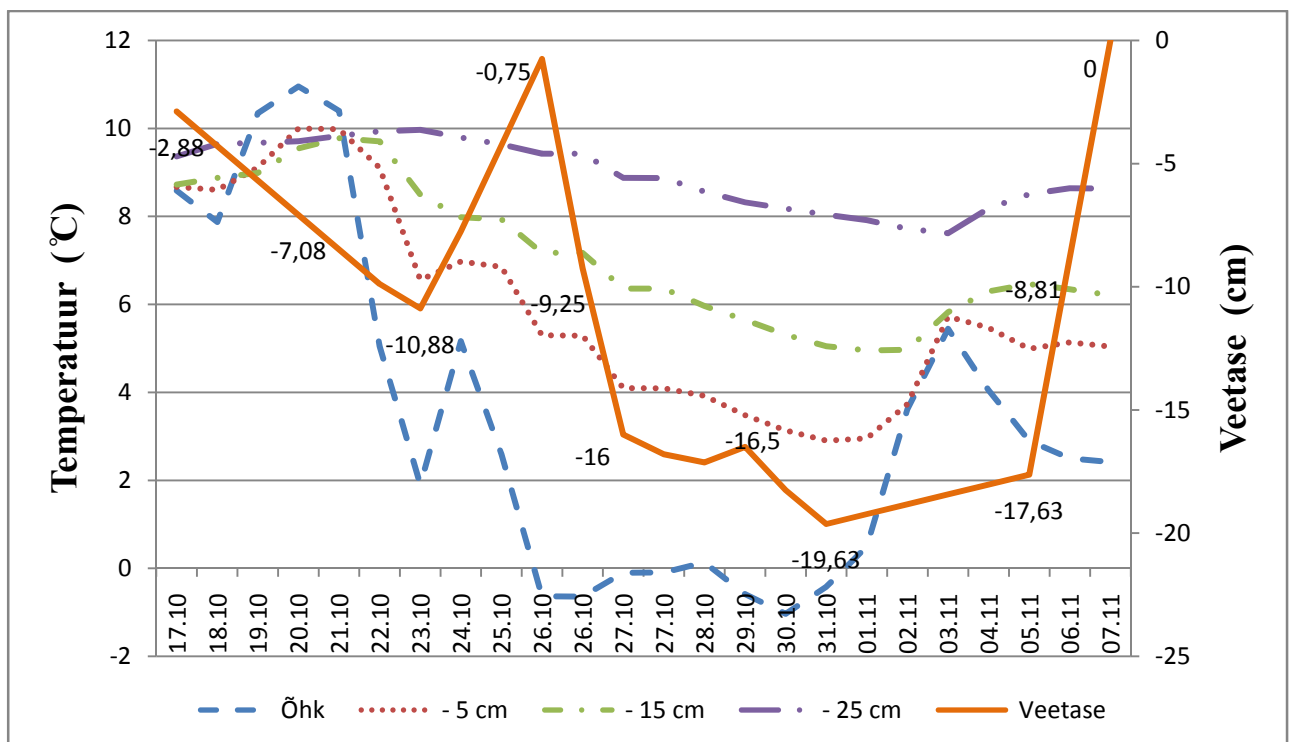
Olulisuse nivoo oli kõigil juhtudel  $\alpha = 0,05$ .

## 5. TULEMUSED JA ARUTELU

### 5.1 Veekvaliteedi näitajad

#### 5.1.1 Veetase ja reovee temperatuur

Antud magistritöö eesmärgiks oli selgitada horisontaalvoolulises pinnasfiltris veetaseme fluktuatsiooni mõju puhastusefektiivsustele ja gaasiemissioonidele. Veetaseme muutust ja temperatuuri pinnasfiltri erinevates kihtides kirjeldab Joonis 4.



**Joonis 4:** Paistu märgalapuhasti temperatuuride mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused õhus ning pinnasfiltris sügavusel 5, 15 ja 25 cm ja veetase ajavahemikul 17. oktoober kuni 7. november.

Eksperimendis plaaniti uurida kõrget ja madalat veetaset. Kõrge veetaseme hoidmisel selgus tõsiasi, et horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolutoru vertikaalvoolulise ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevust asub veidi madalamal, kui oli plaanitud veetase tõsta. Seetõttu kõrge veetaseme hoidmisel veetase varieerus vahekaevu ja horisontaalfiltril vahel, mistõttu veetase ei püsinud horisontaalfiltril pinnal. Seetõttu uuriti eksperimendi jooksul lisaks madalale ja kõrgele veetasemele veel keskmist veetaset, mida illustreerib ka tabel 1.

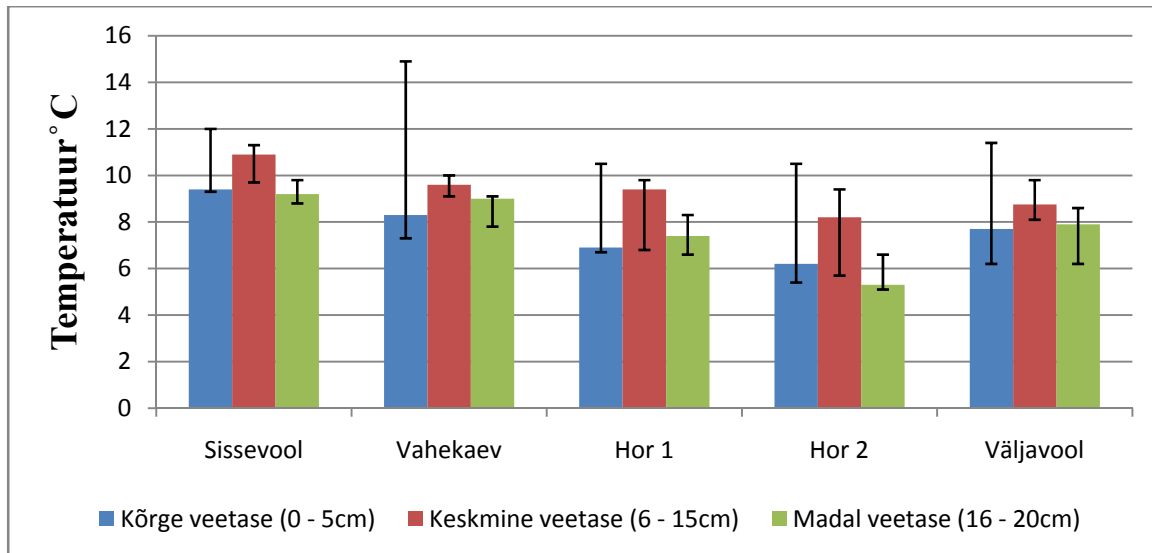
Veetase horisontaalfiltri sissevoolu- ja väljavoolupoolses osas korreleerus Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemuste järgi temperatuuriga horisontaalvoolulises pinnasfiltris sügavusel -5cm ( $\rho_{SV} = 0,71$  ja  $\rho_{VV} = 0,78$ ), -15cm ( $\rho_{SV} = 0,65$  ja  $\rho_{VV} = 0,70$ ) ja -25cm ( $\rho_{SV} = 0,64$  ja  $\rho_{VV} = 0,72$ ). Antud korrelatsioon näitab, et kõrge veetaseme põhjustab soojemad tingimused pinnasfiltri kihtides, sest filtrisse siseneva reovee temperatuur on kõrgem kui filtermaterjalil (Joonis 5). Veetasemete ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri väljavoolupoolse osa redokspotentsiaali vahel leiti negatiivne korrelatsioon ( $\rho_{SV} = -0,54$  ja  $\rho_{VV} = -0,54$ ), mis viitab asjaolule, et kõrgem veetase tekitab horisontaalfiltris anaeroobsemaid tingimusi. Samuti esineb veetasemete ja horisontaalfiltri sissevoolupoolse osa metaani emissioonide vahel negatiivne korrelatsioon ( $\rho_{SV} = -0,57$  ja  $\rho_{VV} = -0,66$ ). Teiste kvaliteedinäitajate ja veetasemete vahel olulist korrelatsiooni ei esinenud.

Jooniselt 4 nähtub, et temperatuurimuutuse ulatuse ja pinnasfiltri sügavuse vahel esineb oluline seos. Sügavamad pinnasfiltri kihti mõjutab välisõhu temperatuur vähem kui maapinnale lähemal paiknevaid pinnasfiltri punkte, kuid seda juhul, kui veetase on kõrge. Madala veetaseme puhul temperatuurid pinnasfiltri kihtides, mis jäävad veetasemest kõrgemale, tasapisi ühtlustuvad. Spearmani astakorrelatsiooni järgi esineb positiivne seos õhutemperatuuri ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri temperatuuridel sügavusel -5 cm ( $\rho = 0,74$ ) ja -15 cm ( $\rho = 0,61$ ). Sügavusel -25 cm korrelatsioon õhutemperatuuriga puudub.

Puhasti projekteerimisel pöörati suurt tähelepanu märgala töötamise kindlustamisele külmal perioodil, kuna tegemist on kooli puhastusseadmega ning selle tõttu võib reovee pealevool teatud juhtudel katkeda mitmeks nädalaks.

Keskmine reovee temperatuur sissevoolus oli ajavahemikul 17.oktoober kuni 7. november  $9,93^{\circ}\text{C}$  ja väljavoolus  $8,14^{\circ}\text{C}$ , mis näitab temperatuuri langemist puhastis vähem kui 2 kraadi võrra. Seega on märgalapuhastis tagatud piisav reovee temperatuur isegi külmemal perioodil, kui esinevad väikesed miinuskraadid, et tagada nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni toimimine madalatel välisõhu temperatuuridel (Kadlec & Knight, 1996). Reovee temperatuurid Paistu märgalas eksperimendi vältel on toodud joonisel 5.



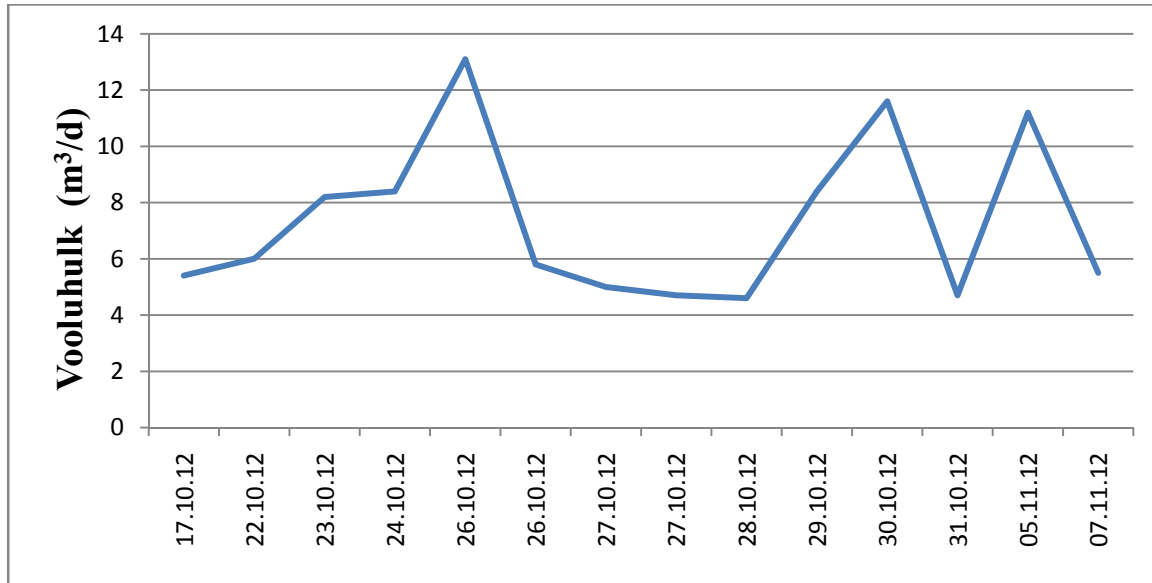


**Joonis 5:** Paistu märgalapuhasti reovee temperatuuri mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus, horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolses (Hor 1) ja väljavoolupoolses (Hor 2) osas ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral.

Reovee temperatuuri väike langus puhastis tuleneb süsteemi heast soojusisolatsioonist. Lisasoojustust annab ka vertikaalfiltrit kattev 30 cm mullakiht. Veelgi külmemates tingimustes võib horisontaalfiltris vee temperatuuri alandada taimkatte puudumine (Brix, 1996), eriti väljavoolupoolsel osal, kus taimestik puudub täiesti. Reovee temperatuuri graafikult on näha, et ka eksperimendi jooksul on horisontaalvoolulise pinnasfiltri väljavoolu poolses osas olnud madalamad temperatuurid, kui sissevoolupoolses osas. Seega on miinuskraadidel otstarbekam veetaset hoida madalal, tagamaks soojusisolatsiooni säilimise süsteemi pinnakihis.

### 5.1.2 Vooluhulk ja viibeag

Vooluhulgad Paistu märgalapuhastis varieerusid eksperimendi vältel vahemikus 4,5 kuni 14 m<sup>3</sup>/d (Joonis 6).



**Joonis 6:** Paistu märgalapuhasti reovee vooluhulga väärtused mõõtmisperiodil 17. oktoober kuni 7. november 2012.

Paistu märgalapuhasti vooluhulkade jooniselt on näha, et reovee sissevoolu hulk kõigub suures ulatuses. Antud asjaolu selgitab mõõtmiste läbiviimise aeg. Päeval ajal, mil koolimajas viibivad õpilased (62), lasteaialapsed (52) ning kooli töötajad (34) on vooluhulk märkimisväärselt suurem, kui öisel ajal, mil tegevus uurimisala objektile puudub. Samuti on varahommikul ja õhtusel ajal sissevool väiksem. Joonisel kujutatud vooluhulga muutuse trend on põhjustatud eri kellaaegadel võetud proovidest (Tabel 1), kuid ka nädalapäevast. Seega keskmise vooluhulga väärtuse viga suurendavad mõõtmiskordade kellaajad – kõige rohkem on vooluhulkasid mõõdetud ajal, mil toimub tegevus koolimajas, kuid öisel ajal pole tehtud ühtki mõõtmist. Öist aega võib illustreerida aga ka nädalavahetustel toimunud mõõtmised, sest siis puudus samuti peaveol. Lisaks oli osa eksperimendi perioodist sügisene koolivaheaeg, mille tõttu antud tulemused ei peegelda nii hästi tavaolukorda. Edasisel tulemuste arutelul tuleb arvestada ka asjaoluga, et samal ajal mõõdetud sissevoolu ja väljavoolu näitajad ei ole hästi võrreldavad, kuna sissevoolus vooluhulgad ja seega ka reovee koormus varieeruvad suures ulatuses.

Ühekordsete vooluhulkade mõõtmiste andmed pole nii usaldusväärsed, kui keskmistatud vooluhulk, mistõttu viibeja arvutamiseks kasutati kogu eksperimendi jooksul saadud mõõtmistulemuste keskmist väärtust, milleks oli 5,9 m<sup>3</sup>/d. Arvutusliku viibeja leidmiseks kasutati valemit:

$$\tau = V/Q, \quad (14)$$

kus  $\tau$  on ööpäevane viibeag märgalal,  $V$  veemaht märgalal (m<sup>3</sup>) ning  $Q$  vooluhulk (m<sup>3</sup>/d).

Veemahu leidmiseks märgalal arvestasin kogu materjali keskmiseks poorsuseks 59% (kergekruus 65%, killustik 25%) ning materjali kogumahuks märgalal 366 m<sup>3</sup>, millest hinnanguliselt 50% oli reoveega täidetud. Sel juhul on veemaht märgalal arvutuslikult 91,5 m<sup>3</sup> (Tooming, 2005).

$$\tau = 91,5/5,9 = 15,5 \text{ päeva.} \quad (15)$$

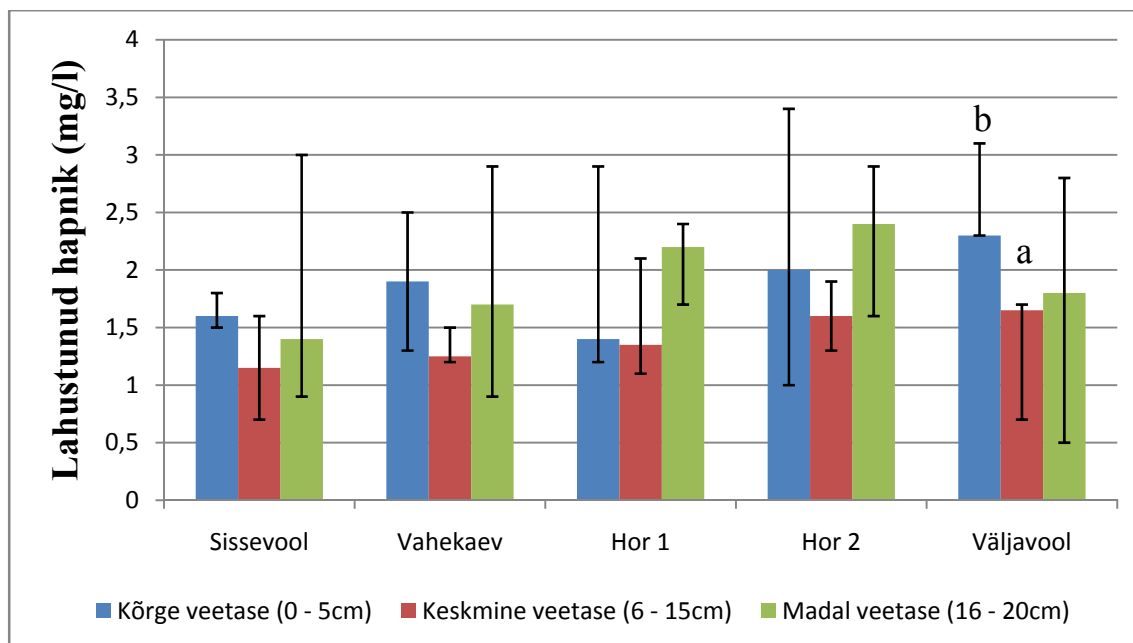
Lisaks peab arvestama, et veetaseme alandamine ja tõstmine muudab viibeaga. Osa eksperimendi ajast oli koolivaheaeg, mistõttu saadud tulemus võib olla tegelikust suurem.

### **5.1.3 Hapniku küllastuskontsentratsioon ja redokspotentsiaal**

Piisava hapniku olemasolul saavad aeroobsed mikroorganismid lagundada orgaanilisi aineid. Seetõttu on oluline lahustunud hapniku kontsentratsioon vees.

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi erinesid üksteisest usaldusväärselt kõrge ja keskmise veetaseme lahustunud hapniku kontsentratsioonid väljavoolus. Teiste lahustunud hapniku väärtuste korral ei leitud Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi statistiliselt usaldusväärset erinevust.

Lahustunud hapniku küllastuskontsentratsioonide muutused on toodud joonisel 7.



**Joonis 7:** Paistu märgalapuhasti reovee lahustunud hapniku kontsentratsioonide mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus, horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolses (Hor 1) ja väljavoolupoolses (Hor 2) osas ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral. Tähed viitavad statistiliselt olulisele erinevusele ( $p < 0,05$ ) saadud tulemuste väärtustes (selgitus: kõrge (a), keskmine (b) ja madal (c) veetase).

Jooniselt nähtub, et hapniku küllastuskontsentratsioonid märgalapuhastis suurenevad. Antud asjaolu on seletatav sellega, et puhastusprotsessi alguses tarbitakse orgaanilise aine lagundamiseks ja ammooniumlämmastiku nitrifitseerimiseks rohkem hapnikku, mida aga hiljem nii palju ei vajata. See tingibki lahustunud hapniku suuremad kontsentratsioonid reovee liikumisel väljavoolu poole. Paistu märgalapuhastis võib hapniku kontsentratsioone tõsta ka sissevoolu ja ülevoolukaevude konstruktsioon, kus reovee vabakukkumise tõttu toimub teatav vee aereerimine. Jooniselt on näha samuti tendents, kus kõrgemate veetasemete korral on horisontaalvoolulises pinnasfiltris lahustunud hapniku kontsentratsioon väiksem, madalama veetaseme puhul muutuvad tingimused jälle aeroobsemaks.

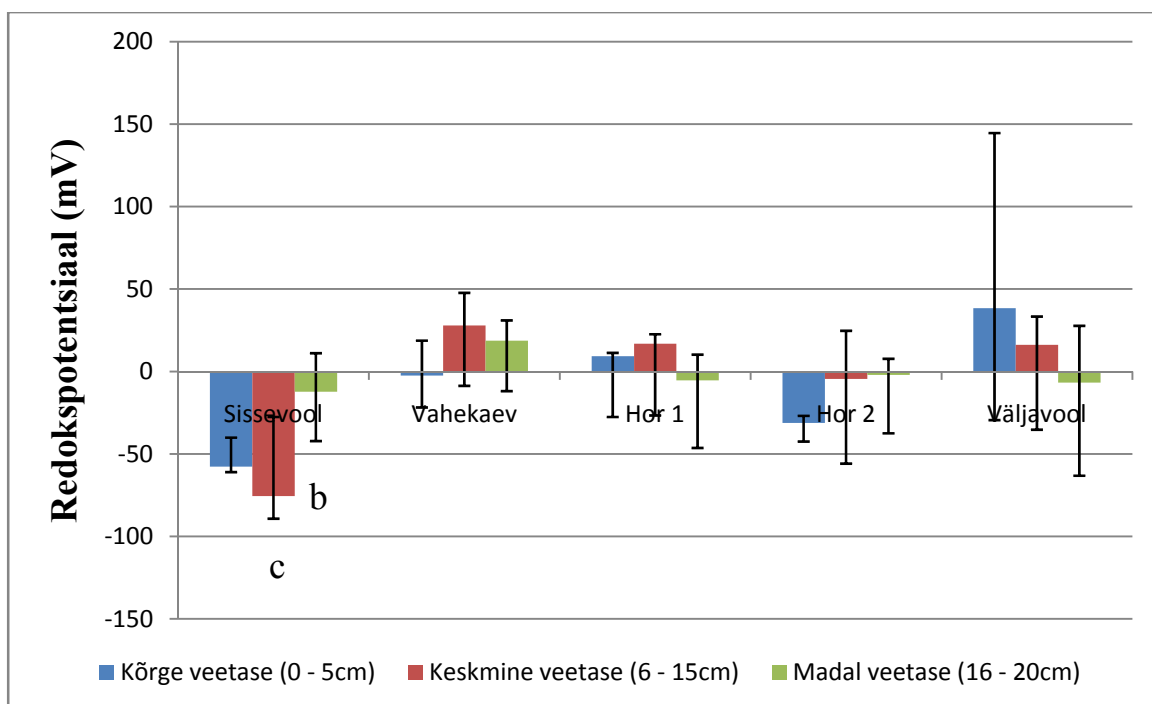
Lahustunud hapniku väärtused horisontaalvoolulises pinnasfiltris Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemuste järgi korreleerusid enim nitraatlämmastiku väärtustega sissevoolus, vahekaevus, horisontaalvoolulise pinnasfiltri sisse- ja väljavoolupoolses osas ning väljavoolus ( $\rho = 0,57$  kuni  $0,92$ ). See näitab, et lahustunud hapniku olemasolul toimub nitrifikatsioon. Horisontaalvoolulises pinnasfiltris esineb ka

negatiivne korrelatsioon lahustunud hapniku ja temperatuuride vahel pinnasfiltris sügavusel -5cm, -15cm ja -25cm ( $\rho = -0,54$  kuni  $-0,67$ ), mis näitab, et jahedamas vees lahustub rohkem hapniku. Lahustunud hapniku ja veetaseme vahel korrelatsiooni ei esinenud.

Redokspotentsiaali kaudu saab hinnata vee oksüdeerimise ning redutseerimise võimet. Redokspotentsiaal  $>300$  mV näitab aeroobseid tingimusi (hea oksüdeerimisvõime) ning  $<200$  mV anaeroobseid tingimusi (hea redutseerimisvõime) (Kadlec & Knight, 1996).

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi erinesid üksteisest usaldusväärselt keskmise ja madala veetaseme redokspotentsiaalide väärtused väljavoolus (Joonis 8). Teiste redokspotentsiaali väärtuste korral ei leitud Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi statistiliselt usaldusväärset erinevust.

Paistu märgalapuhasti reovee redokspotentsiaali väärtused on toodud joonisel 8:



**Joonis 8:** Paistu märgalapuhasti reovee redokspotentsiaalide mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus, horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolses (Hor 1) ja väljavoolupoolses (Hor 2) osas ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral. Tähed viitavad statistiliselt olulisele erinevusele ( $p < 0,05$ ) saadud tulemuste väärtustes (selgitus: kõrge (a), keskmine (b) ja madal (c) veetase).

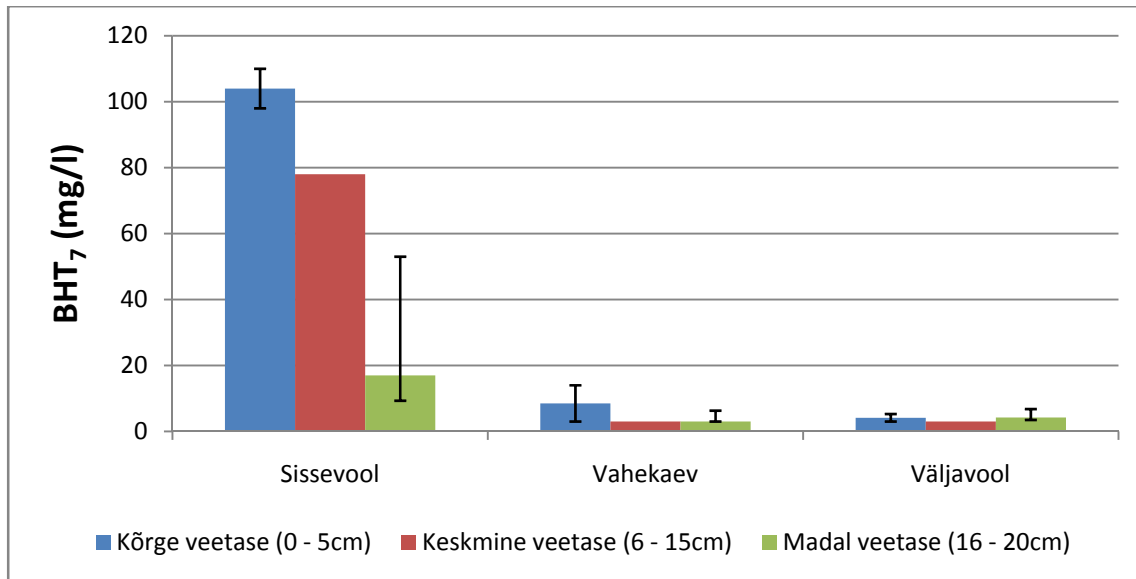
Redokspotentsiaali väärtused näitavad, et vesi Paistu märgalapuhastis on valdavalt anaeroobne (-89,3 – 144,6 mV). Redokspotentsiaal oli kõrgem vahekaevus ja horisontaalfiltri sissevoolupoolses osas, mis on mõjutatud vertikaalfiltrist, kus toimub vee aereerimine. Samuti oli redokspotentsiaal kõrgem väljavoolus, mis võib olla tingitud reovee vabakukkumise teel toimuvast aereerimisest. Horisontaalfiltri sissevoolupoolse osa suurem redokspotentsiaal võrreldes väljavoolupoolse osaga võib olla tingitud ka taimestiku esinemisest, kuna märgalataimed juhivad oma juurestiku ja risoomide abil märgala põhja hapnikku. Sellegipoolest on vee oksüdeerimisvõime kõikide puhastusetappide puhul madal.

Redokspotentsiaali graafikult on märgata, et vahekaevus on kõrge veetaseme puhul redokspotentsiaal väiksem kui madala veetaseme korral, mis võib olla tingitud sellest, et kõrge veetaseme korral tekkis vertikaalvoolulise pinnasfiltri põhja veekiht, mistõttu ei toimunud nii efektiivset aereerimist. Keskmise veetaseme korral on tegemist peamiselt veetaseme tõusu või langusega, mille tagajärjel tekivad aeroobsemad tingimused ja seetõttu võib redokspotentsiaal olla kõrgem.

#### **5.1.4 Biokeemiline hapnikutarve ja orgaanilise süsiniku koguhulk**

Olmereovees on tavaliselt märkimisväärtes kogustes orgaanilist ainet või ka anorgaanilisi süsinikuühendeid, mida iseloomustatakse kõige sagedamini biokeemilise hapnikutarbe (BHT) alusel. Sadenemise ja filtreerimise teel eemaldatakse reoveest kiiresti suuremad orgaaniliste ühendite osakesed. Mikroorganismid lagundavad orgaanilist ainet aeroobselt kui ka anaeroobselt. Orgaanikat lagundavate mikroorganismide elutegevus ning seeläbi orgaanika lagundamine on kõige enam pärsitud hapnikusisaldusest reovees. Kui hapnikku on piisavalt, siis lagundatakse ära kogu orgaanika, mis on mikroorganismidele kättesaadav.

BHT<sub>7</sub> koormused sissevoolus on eksperimendi jooksul olnud üsna ebaühtlased, kuid see pole puhastusefektiivsusele negatiivset mõju avaldanud, kuna BHT<sub>7</sub> kontsentratsioonid väljavoolus pole oluliselt muutunud. Paistu märgalapuhasti reovee BHT<sub>7</sub> väärtused on toodud joonisel 9:



**Joonis 9:** Paistu märgalapuhasti reovee BHT<sub>7</sub> kontsentratsioonide mediaanväärtused, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral.

Kontsentratsioonid Paistu kooli märgalapuhasti väljavoolus jäävad alla 15 mg/l, mis on nõutud puhastusastmele 2000-9999 ie määruse „Heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise kord” normatiivide kohaselt. Samuti ei täheldatud veetasemete muutusega kaasnevat biokeemilise hapnikutarbe väärtuse muutust väljavoolus, ehkki vahekaevus on kõrgema veetaseme puhul märgata BHT<sub>7</sub> kontsentratsiooni kasvu. Antud asjaolu on selgitatav sellega, et peamine orgaanika lagundamine toimub hapnikuküllases vertikaalvoolulises pinnasfiltris, kus puhastusprotsesside toimumine ei sõltu madalast veetasemest horisontaalvoolulises pinnasfiltris. Kõrge veetaseme puhul täitub aga ka vahekaev, mille tõttu jääb vertikaalvoolulise pinnasfiltri põhja veekiht, mis aeglustab aeroobset orgaanilise aine lagunemist.

Biokeemilise hapnikutarbe väärtused väljavoolus korreleerusid negatiivselt süsihappegaasi emissioonidega horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu- ( $\rho = -0,87$ ) ja väljavoolupoolses osas ( $\rho = -0,93$ ), mis viitab asjaolule, et mida intensiivsem on olnud CO<sub>2</sub> emissioon, seda rohkem on lagundatud orgaanilist ainet, mistõttu BHT<sub>7</sub> väärtus on väljavoolus ka väiksem. Samuti esineb negatiivne seos vahekaevus vee temperatuuri ja biokeemilise hapnikutarbe väärtuse vahel ( $\rho = -0,86$ ), mis näitab et kõrgematel temperatuuridel toimub efektiivsem orgaanilise aine ärastus.

TOC-i kontsentratsiooni muutus sarnaneb BHT<sub>7</sub>-le (Lisa 1). Üldorgaanilise süsiniku koguhulk väheneb peamiselt vertikaalvoolulises pinnasfiltris. Vertikaalvoolulise

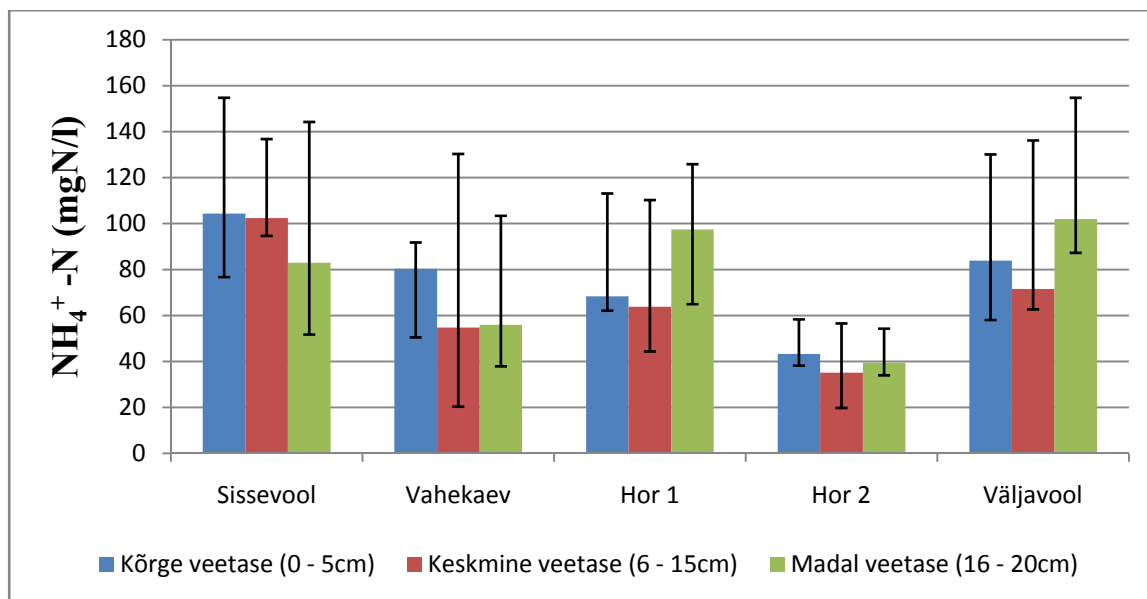
pinnasfiltri töö efektiivsus langeb veetaseme tõusuga, mis on samuti põhjustatud kõrge ja keskmise veetaseme korral jäävast veekihtist vertikaalfiltri põhja, mistõttu ei toimu vee kiiret väljavoolamist pinnasfiltri alumisest kihist, mis põhjustaks õhu ja sealhulgas hapniku kaasatõmbamist filtersüsteemi. Seetõttu veekiht vertikaalvoolulise filtri põhjas takistab aeroobset lagunemist. Horisontaalvoolulises pinnasfiltris toimunud TOC-i kontsentratsiooni muutus pole märkimisväärne. Samuti pole horisontaalfiltris märgata veetaseme muutmise mõju TOC-i väärtusele väljavoolus.

### **5.1.5 Üld-, ammoonium- ja nitraatlämmastiku kontsentratsioonid**

Peamised lämmastiku ärastamise protsessid tehismärgalas on ammonifikatsioon, nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon (Kaldec & Knight, 1996). Paistu eksperimendis mõõdeti reovees ammoonium-, nitraat – ja üldlämmastiku kontsentratsioone, mille tulemused on välja toodud joonistel 10, 11 ja 12.  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ja  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  graafikud on koostatud YSI Professional Plus saadud tulemustega, kuigi samad proovid olid analüüsitud ka akrediteeritud Tartu Keskkonnauuringute Laboris. Portatiivse seadmega saadud tulemused esitatakse siinkohal seetõttu, et YSI Professionaliga mõõdeti ammoonium- ja nitraatlämmastikku ka horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu- ja väljavoolu poolses osas. Mõlemal viisil saadud kontsentratsioonimuutuste trendid olid üksteisele väga sarnased, mistõttu võib kindel olla kohapeal mõõdetud tulemuste õigsuses.

Ammooniumlämmastiku kontsentratsioon väheneb puhastussüsteemi etappides horisontaalvoolulise pinnasfiltri väljavoolupoolse osani (Joonis 10). Väljavoolu kaevust võetud proovid näitavad aga ammooniumlämmastiku kontsentratsiooni kasvu. Kõige paremini demonstreerib kõrge veetase  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  kontsentratsiooni vähenemist.





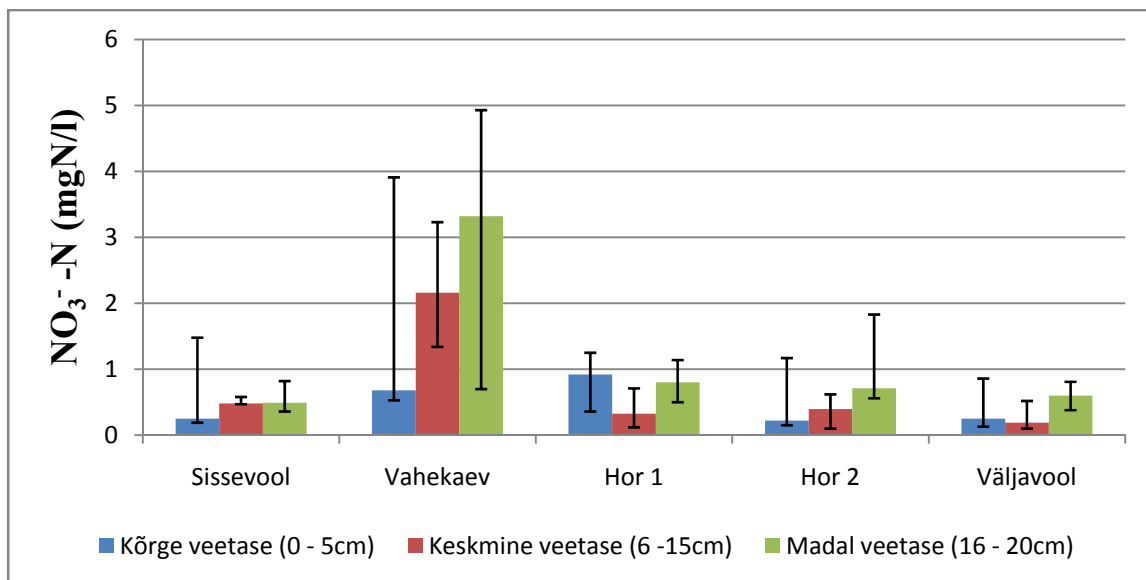
**Joonis 10:** Paistu märgalapuhasti reovee ammooniumlämmastiku kontsentratsioonide mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus, horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolses (Hor 1) ja väljavoolupoolses (Hor 2) osas ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral.

Seoses nitraatlämmastiku kontsentratsiooni suurenemisega vertikaalvoolulise- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus, võib järeldada, et vertikaalvoolulises pinnasfiltris toimus nitrifikatsioon, mis on kaheastmeline protsess, kus ammoonium muudetakse bakterite elutegevuse toimetel nitritiks ja seejärel nitraadiks (Joonis 11). Kõrge veetaseme korral  $\text{NH}_4^+$  iooni sisalduse suurenemine võib viidata ka DNRA protsessi (nitraatiooni anaeroobsele dissimilatsioonile ammooniumiooniks) toimimisele.

Graafikult (Joonis 11) on märgata nitraatlämmastiku kontsentratsiooni suurt muutust vahekaevus erinevate veetasemete korral. Kõrge ja keskmise veetaseme korral tekkis vertikaalvoolulise pinnasfiltri põhja veekiht, mistõttu tekkisid anaeroobsemad tingimused ning nitrifikatsioon aeglustus. Madala veetaseme korral vertikaalvoolulises pinnasfiltris toimub vee kiire äravool, mis põhjustab õhu ja sealhulgas hapniku kaasatõmbamise filtersüsteemi. Nitrifikatsiooniprotsess vajab hapnikku, mistõttu kõrge veetase antud uurimisala puhul halvendab vertikaalfiltri töö efektiivsust.

Nitraatlämmastiku vähenemine pärast vahekaevu viitab denitrifikatsiooni toimumisele. Lisaks olid  $\text{NO}_3\text{-N}$  keskmised kontsentratsioonid horisontaalvoolulises pinnasfiltris madala veetaseme korral veidi kõrgemad, kui võrrelda keskmise ja kõrge veetasemega. Seda võib põhjendada madalama veetasemega tekkivate aeroobsemate tingimustega,

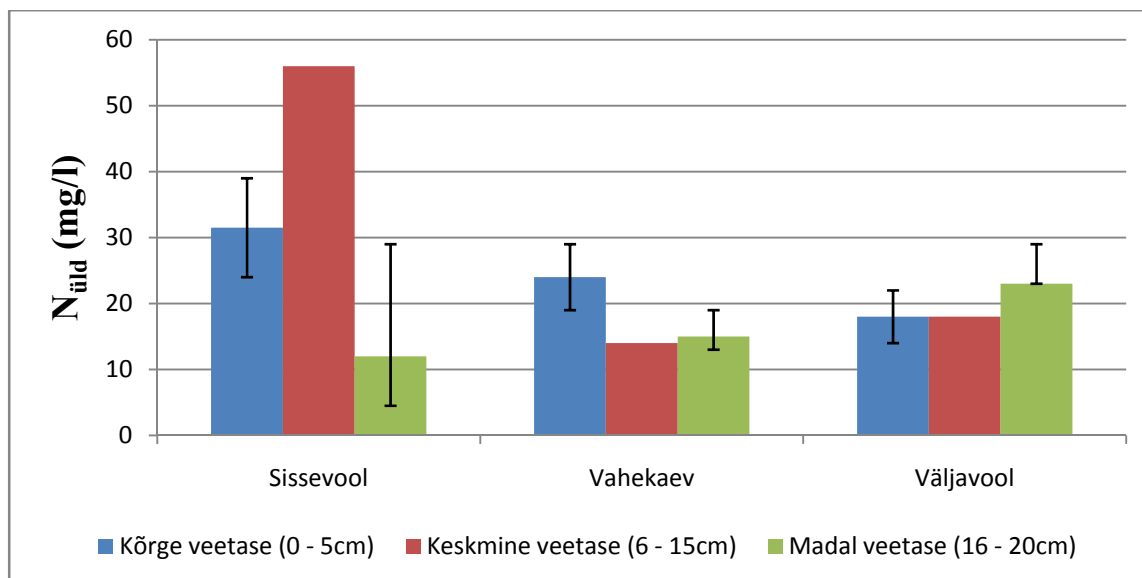
mille tõttu toimub ka horisontaalvoolulises pinnasfiltris mingil määral lisaks denitrifikatsioonile ka nitrifikatsioon.



**Joonis 11:** Paistu märgalapuhasti reovee nitraatlämmastiku kontsentratsioonide mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus, horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolses (Hor 1) ja väljavoolupoolses (Hor 2) osas ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et Paistu tehismärgalas üldlämmastiku kontsentratsioon (Joonis 12) väheneb enim vertikaalvoolulises pinnasfiltris, kus toimuvad peamiselt aeroobsed protsessid. Kõrge veetaseme korral ei toimu nii intensiivset hapniku kaasatõmbamist filtrisse ja seetõttu on üldlämmastiku kontsentratsioon kõrge veetaseme korral vahekaevus kõrgem. Keskmise veetaseme puhul on tegemist peamiselt veetaseme tõusu või langusega, mis põhjustab filtri aereerimist ning seetõttu on vahekaevus üldlämmastiku kontsentratsioon langenud.

Väljavoolus kõrgem üldlämmastiku kontsentratsioon võrreldes vahekaevuga keskmise ja madala veetaseme puhul võib olla mingil määral tingitud pinnasfiltris orgaanilise lämmastiku akumulatsioonist ning ka veetaseme kõikumise tulemusena tekkivatest aeroobsematest tingimustest, mille tõttu ei saa toimuda täielikult denitrifikatsioon, mis on anaeroobne protsess. Madala veetaseme puhul lüheneb ka viibeaeg, mistõttu horisontaalvoolulises pinnasfiltris ei toimu nii efektiivselt nitriti või nitraadi bioloogiline redutseerumine molekulaarseks lämmastikuks või gaasilisteks lämmastikoksiidideks.



**Joonis 12:** Paistu märgalapuhasti reovee üldlämmastiku kontsentratsioonide mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral.

Kõige efektiivsemalt toimub üldlämmastiku ärastus kõrge veetaseme puhul, mis võib olla tingitud anaeroobsemate tingimuste esinemisest horisontaalvoolulises pinnasfiltris, tänu millele toimub efektiivsem denitrifikatsioon. Seda kinnitab ka Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemused, kus üldlämmastiku kontsentratsiooni väärtused väljavoolus on negatiivses korrelatsioonis veetasemega horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu- ( $\rho = -0,81$ ) ja väljavoolupoolses osas ( $\rho = -0,81$ ) ehk mida kõrgem veetase, seda väiksem üldlämmastiku kontsentratsioon on väljavoolus. Siiski toimub horisontaalfiltris üldlämmastiku kontsentratsiooni vähenemine aeglasemalt, kui vertikaalvoolulises pinnasfiltris. Selle põhjuseks võib olla ebapiisav süsiniku ja lämmastiku suhe denitrifikatsiooni võimaldamiseks. Kirjanduse andmeil peaks süsiniku lämmastiku (C/N) suhe olema teoreetiliselt 0,7 ja reaalses tingimustes 1,5 (Laber *et al.*, 2002 cit. Põldvere, 2005). Paistu märgalas toimub peamine süsiniku eemaldamine juba vertikaalvoolulises pinnasfiltris (Joonis 9), mistõttu horisontaalvoolulisse pinnasfiltrisse sisenev reovesi sisaldab endas liiga vähe denitritseerijatele mikroorganismidele vajalikku süsinikku.

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi ei esinenud ammoonium-, nitraat- ega üldlämmastiku väärtustes statistiliselt usaldusväärset erinevust.

Üldlämmastiku väärtused väljavoolus korreleerusid Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemuste järgi lahustunud hapniku väärtustega horisontaalvoolulises

pinnasfiltris ( $\rho_{SV} = 0,84$  ja  $\rho_{VV} = 0,81$ ), mis tähendab, et suurem lahustunud hapniku kontsentratsioon horisontaalvoolulises pinnasfiltris takistab denitrifikatsiooni toimumist ning seetõttu on väljavoolus üldlämmastiku kontsentratsioon suurem. Negatiivne seos horisontaalfiltri väljavoolupoolses osas mõõdetud dilämmastikoksiidi ja väljavoolus mõõdetud üldlämmastiku väärtuste vahel ( $\rho = -0,84$ ) viitab asjaolule, et horisontaalvoolulises pinnasfiltris nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni toimudes, kui tekib  $N_2O$ , väheneb väljavoolus üldlämmastiku kontsentratsioon.

### 5.1.6 Üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid

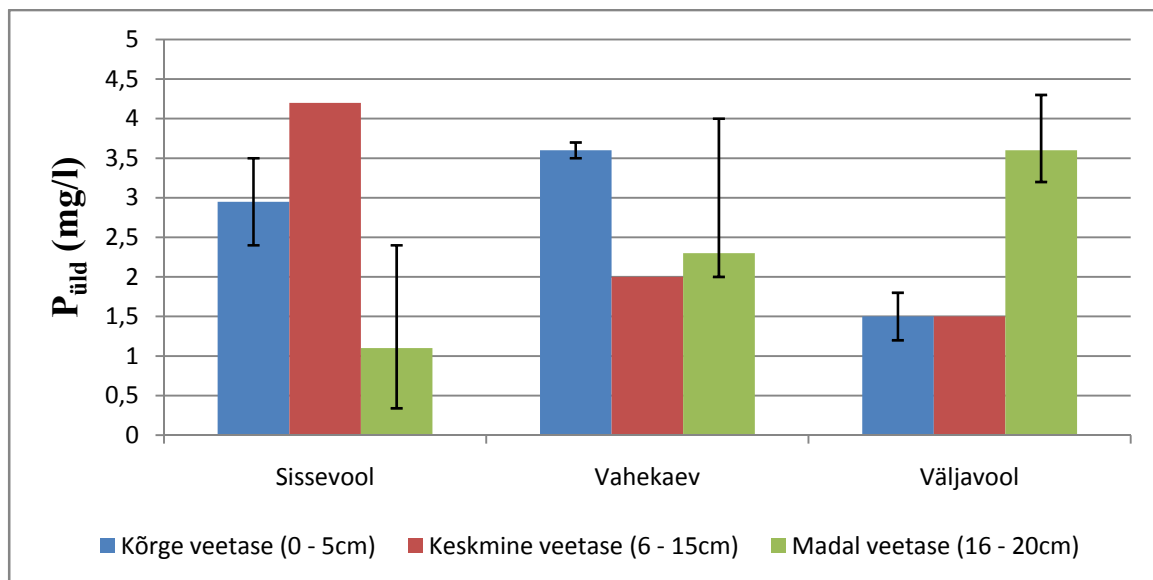
Fosfori eemaldamine reoveest on peamiselt seotud vees lahustunud anorgaanilise fosfaadi adsorptsiooni ja sadenemisega, kus fosfaat reageerib raua, alumiiniumi või kaltsiumi mineraalidega (Vohla *et al.*, 2011). Paistu märgalapuhasti filtermaterjalina on kasutatud kergkruusa, mille kaltsiumi, alumiiniumi ja magneesiumi sisaldus on suur ning tänu millele peaks toimuma efektiivne fosforiärastus (Johansson, 1997).

Happelises pinnases adsorbeeritakse fosfor raud ja alumiinium hüdroksiididele või sadestub rasklahustuva raud- ja alumiiniumfosfaadina (Vohla *et al.*, 2011). Aluselises pinnases (pH-l üle 7,0) toimub fosfori sadestamine rasklahustuva kaltsiumfosfaadina (Kaasik *et al.*, 2008; Kõiv *et al.*, 2010). Paistu pinnasfilter oli eksperimendi jooksul nii happeline kui ka aluseline (Lisa 2), kuid enamjaolt esinesid siiski aluselised tingimused, mistõttu võib eeldada, et fosfor sadestub peamiselt kaltsiumfosfaadina.

Paistu kooli pinnasfiltersüsteemi üldfosfori kontsentratsioonid on välja toodud joonisel 13.

Antud uurimustööst ning Toomingu (2005) magistriltööst nähtub, et horisontaalse pinnasfiltri fosforiärastusvõime on aastatega kahanenud. Fosfori sidumist peetakse ka pinnasfiltriga märgalapuhastite eluiga limiteerivaks faktoriks (Grüneberg & Kern, 2000). Kuna Paistu märgalapuhasti on töös olnud ligi 11 aastat, siis on tõenäoline, et filtermaterjal hakkab tasapisi küllastuma (Vohla *et al.*, 2007). Samuti võib fosforiärastust vähendada taimkatte hävimine horisontaalvoolulisel pinnasfiltril, kuna taimed seovad fosforit. Taimede poolt ärastatud fosfori hulk moodustub aga suhteliselt väikese osa

fosfori hulgest, mis ärastatakse kogu märgalal (Vymazal *et al.*, 1998, *cit.* Noorvee & Mander, 2004).



**Joonis 13:** Paistu märgalapuhasti reovee üldfosfori kontsentratsioonide mediaanväärtused, miinimum- ja maksimumväärtused sissevoolus, vertikaal- ja horisontaalvoolulise pinnasfiltri vahekaevus ning väljavoolus kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral.

Üldfosfori jooniselt selgub, et kõrge ja keskmise veetaseme puhul on kontsentratsioonid väljavoolus piirnormi piiril, kui võtta arvestuseks reostusallika 2000-9999 ie-st lähtuva reostuskoormuse piirväärtuse (1,5 mg/l). Madala veetaseme korral on üld-, kui ka fosfaatfosfori (Lisa 3) kontsentratsioonid väljavoolus aga ligi 2 korda kõrgemad. Asjaolu võib seletada kontakt- ehk viibeaja lühenemisega, mille tõttu ei kulge puhastusprotsessid lõpuni, kuna substraadi ja vee kokkupuuteaeg on liiga lühike. Külma kliimaga aladel loetakse piisavaks 4-nädalast viibeaega (Mander *et al.*, 2001). Teiseks põhjuseks, mille tõttu madala veetaseme korral üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid väljavoolus kasvasid, võivad olla veetaseme muutmisest (eelkõige veetaseme alandamisega) tekkinud redokspotentsiaali muutused. Horisontaalvoolulised pinnasfiltrid omavad suurt potentsiaali fosfori sidumisel just seetõttu, et filtermaterjal on seal pidevalt üle ujutatud ja märgala redokspotentsiaalis ei toimu kõikumisi. Veetaseme alandamine põhjustab aga ebahühtlast veevoolu ja oksüdatsioonitingimuste muutust, mis võivad põhjustada desorptsiooni ja fosfori vabanemist. Seetõttu ei ole ka vertikaalvoolulised pinnasfiltrid nii efektiivsed fosfori ärastamisel (Kaldec & Knight, 1996; Liira *et al.*, 2009).

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi ei esinenud erinevate eksperimendifaaside ja ka proovivõtukohtade vahel fosfaat- ega üldfosfori väärtustes statistiliselt usaldusväärset erinevust.

Spearmani astakkorrelatsiooni analüüsi tulemuste järgi ei leitud üldfosfori väärtustes seost veetaseme ega redokspotentsiaaliga, kuid positiivne korrelatsioon esines üldfosfori kontsentratsioonil väljavoolus lahustunud hapniku kontsentratsioonidega horisontaalvoolulises pinnasfiltris ( $\rho_{SV} = 0,94$  ja  $\rho_{VV} = 0,94$ )

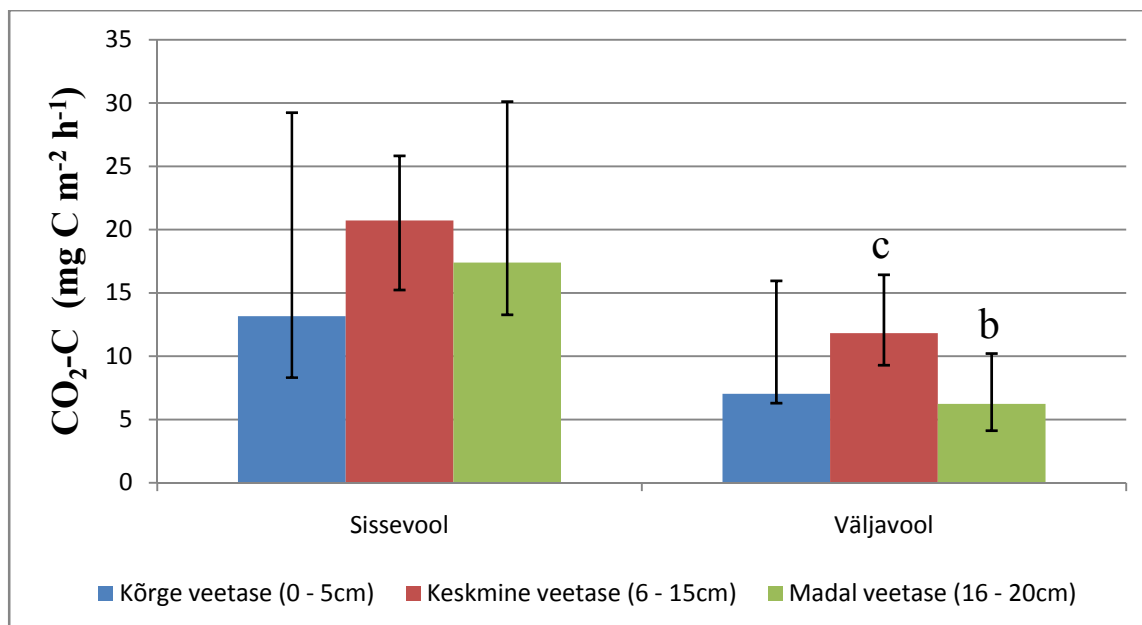
## **5.2 Kasvuhoonegaaside emissioonid**

### **5.2.1 Süsihappegaasi emissioon**

Keskmine süsihappegaasi emissioon uurimisalal varieerus vahemikus 4,1 kuni 26,9 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Joonis 14).

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi erinesid üksteisest usaldusväärset keskmise ja madala veetaseme süsihappegaasi emissioonid väljavoolus (Joonis 14). Teiste CO<sub>2</sub> emissiooni väärtuste korral ei leitud Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi statistiliselt olulist erinevust.

Süsihappegaasi emissioonide jooniselt on näha, et kõrgemad CO<sub>2</sub> emissioonid olid horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal, mil suurim mediaanväärtus esines madala veetaseme puhul (30,1 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ja väikseim mediaanväärtus kõrge veetaseme puhul (8,3 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Horisontaalvoolulise pinnasfiltri väljavoolupoolsel osal esinesid väiksemad mediaanväärtused, mil suurim oli keskmise veetaseme puhul (16,4 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ja väikseim madala veetaseme puhul (4,1 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Antud tulemus on selgitatav sellega, et sissevoolupoolsel osal on taimestiku kasv märksa lopsakam (sh kasvavad seal pillirooga vaheldumisi kõrvenõgesed), mis mullahingamist intensiivistab, samuti on orgaanilise aine sisaldus reovees sissevoolupoolses osas kõrgem.



**Joonis 14:** CO<sub>2</sub> emissioonide mediaan-, miinimum- ja maksimumväärtused Paistu märgalapuhasti horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu- ja väljavoolupoolsel osal kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral. Tähed viitavad statistiliselt olulisele erinevusele ( $p < 0,05$ ) saadud tulemuste väärtustes (selgitus: kõrge (a), keskmine (b) ja madal (c) veetase).

CO<sub>2</sub> seost orgaanilise aine sisaldusega näitas Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemus, mil emissioonid horisontaalfiltrilt korreleerusid negatiivselt BHT<sub>7</sub> väärtusega väljavoolus ( $\rho_{sv} = -0,87$  ja  $\rho_{vv} = -0,93$ ). Seega mida intensiivsem on olnud CO<sub>2</sub> emissioon, seda väiksem on BHT<sub>7</sub> kontsentratsioon väljavoolus.

Samuti on sissevoolu poolel kõrgemad vee temperatuurid (Joonis 5), mille tõttu mikroorganismidel on paremad tingimused orgaanilise aine lagundamiseks. Seetõttu suureneb süsihappegaasi emissioon. CO<sub>2</sub> voo vähenemine väljavoolupoolsel osal on tingitud lisaks temperatuuri alanemisele ka orgaanilise aine vähenemisest, mille tõttu ei toimu enam nii intensiivset süsihappegaasi eraldumist. Süsihappegaasi emissiooni seost näitab ka Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemused. CO<sub>2</sub> emissioon korreleerus horisontaalvoolulise pinnasfiltri väljavoolupoolsel osal -15 cm ( $\rho = 0,57$ ) ja -25 cm ( $\rho = 0,58$ ) sügavuselt mõõdetud temperatuuriga ning vee temperatuuriga ( $\rho = 0,69$ ) vahekaevus. Viimasega korreleerus ka süsihappegaasi emissioon horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal ( $\rho = 0,55$ ).

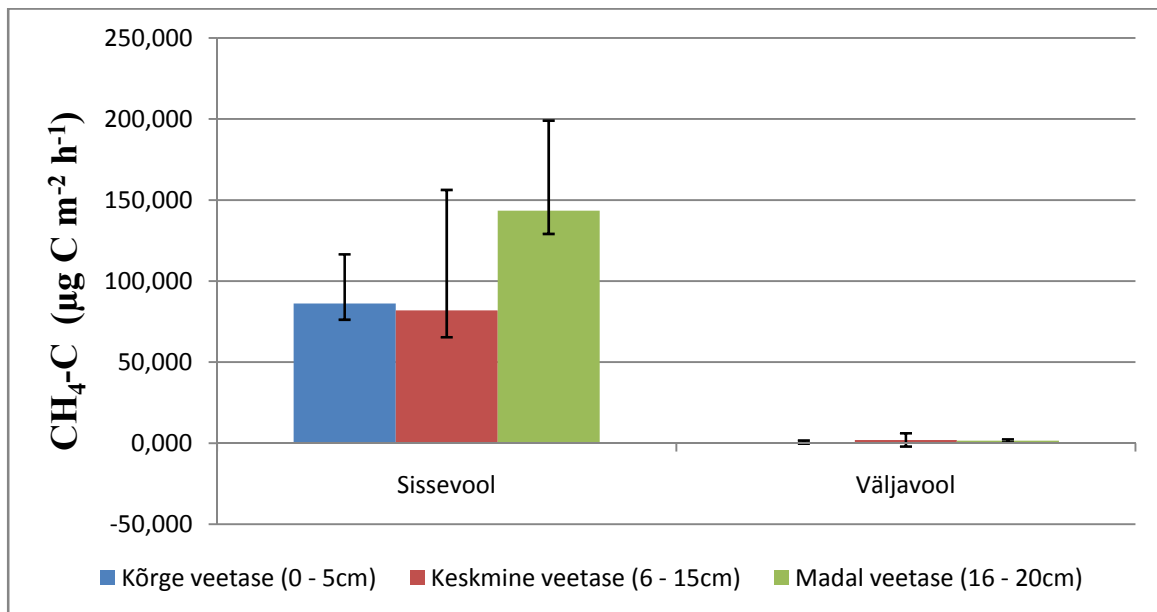
Veetasemetest lähtuvalt võiks öelda, et keskmise veetaseme puhul toimub suurim CO<sub>2</sub> emissioon, mida võib selgitada asjaoluga, et antud veetaseme puhul on tegemist peamiselt

veetaseme tõusmise või alanemisega, mistõttu toimub mingil määral aereerimine. Aeroobsemates tingimustes toimub jällegi efektiivsem orgaanilise aine lagunemine. Horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal on mediaanväärtus madalama veetaseme puhul suurem, kui kõrge veetaseme puhul, mida võib samuti seletada aeroobsemate tingimustega. Väljavoolupoolsel osal CO<sub>2</sub> mediaanvood on kõrge ja madala veetaseme puhul ligikaudu samad, kuna suurem osa orgaanilisest ainest on juba süsteemis eemaldatud. Spearmani astakorrelatsioon ei näidanud seost süsihappegaasi voogude ja veetaseme vahel.

### 5.2.2 Metaani emissioon

Keskmine metaani emissioon Paistu horisontaalvoolulisel pinnasfiltril varieerus vahemikus -2,1 kuni 172,1 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Joonis 15).

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi ei esinenud metaani emissiooni väärtustes statistiliselt usaldusväärset erinevust.



**Joonis 15:** CH<sub>4</sub> emissioonide mediaanväärtused, miinimum- ja maksimumväärtused Paistu märgalapuhasti horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu- ja väljavoolupoolsel osal kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral.

Kõrgeim CH<sub>4</sub> emissiooni mediaanväärtus oli madala veetaseme korral horisontaalfiltri sissevoolupoolsel osal (199,1 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ja madalaim keskmise veetaseme korral



horisontaalfiltri väljavoolupoolsel osal ( $-2,0 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Graafik demonstreerib selgelt horisontaalfiltri väljavoolupoolse osa väga väikest metaanivoogu või metaani sidumist kõikide veetasemete korral (mediaanväärtus  $-2,0$  kuni  $6,2 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), mille väärtused on siiski nullilähedased. Metaanivood sissevoolupoolsel osal on veidi suuremad (mediaanväärtus  $65,4$  kuni  $199,1 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Antud asjaolu selgitab taimkatte vohamine sissevoolupoolsel osal, sest juurestiku ja varise kaudu lisandub süsteemi rohkem orgaanilist ainet.

Veetaseme mõju  $\text{CH}_4$  emissioonile on segadust tekitav, sest kõrgemate veetasemete puhul esinevad sissevoolupoolsel osal madalamad metaanivood, mis teooriale toetudes võiks olla vastupidine. Spearmani astakorrelatsioon näitab samuti positiivset seost lahustunud hapniku kontsentratsiooniga ( $\rho = 0,58$ ) sissevoolupoolses osas ja negatiivset seost sissevoolu- ( $\rho = -0,57$ ) ja väljavoolupoolsetes ( $\rho = -0,66$ ) servades esinenud veetasemetega.

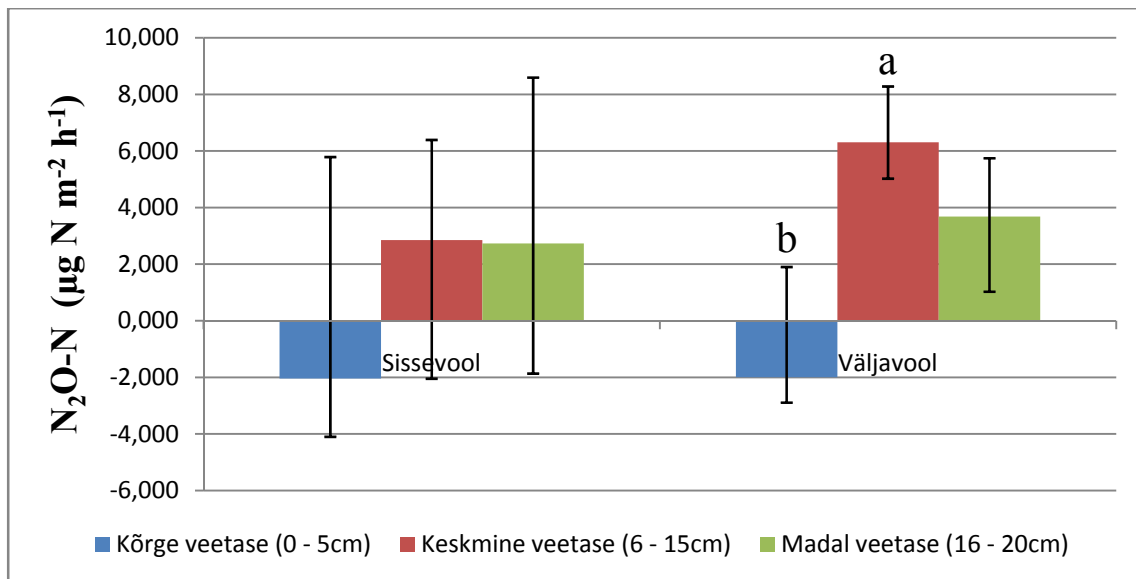
Graafikult pole veetaseme mõju väljavoolupoolses osas märgata.

Metaani voog sissevoolupoolsel osal korreleerus Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemuste järgi negatiivselt  $-5 \text{ cm}$  ( $\rho = -0,79$ ),  $-15 \text{ cm}$  ( $\rho = -0,71$ ) ja  $-25 \text{ cm}$  ( $\rho = -0,72$ ) sügavusel mõõdetud temperatuuridega ning ka õhutemperatuuriga ( $\rho = -0,62$ ).

### 5.2.3 Naerugaasi emissioon

Naerugaasi tekib tehismärgalas peamiselt denitrifikatsiooni produktina, kuid tõenäoliselt ka nitrifikatsiooni käigus. Keskmine naerugaasi emissioon Paistu horisontaalvoolulisel pinnasfiltril varieerus vahemikus  $-4,6$  kuni  $16,0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Joonis 16).

Joonisel 16 on toodud naerugaasi voo keskmised väärtused uurimisperioodi jooksul horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu- ja väljavoolupoolsel osal. Uurimisperioodi jooksul kõrgeim  $\text{N}_2\text{O}$  voo mediaanväärtus oli  $8,6 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  madala veetaseme puhul horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal, madalaim aga  $-4,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kõrge veetaseme puhul horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal.



**Joonis 16:** N<sub>2</sub>O emissioonide mediaanväärtused, miinimum- ja maksimumväärtused Paistu märgalapuhasti horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolu- ja väljavoolupoolsel osal kõrge, keskmise ja madala veetaseme korral. Tähed viitavad statistiliselt usaldusväärsele erinevusele ( $p < 0,05$ ) saadud tulemuste väärtustes (selgitus: kõrge (a), keskmine (b) või madal (c) veetase).

Graafikult näeme, et kõikide veetasemete puhul esines sissevoolupoolel ka negatiivset voogu. Samuti esineb negatiivne voog kõrge veetaseme puhul väljavoolupoolsel osal. Horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal keskmise ja madala veetaseme korral on aga kogu eksperimendi jooksul toimunud naerugaasi emissioon, olles kõrgeim keskmise veetaseme puhul ( $8,3 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), ja madalaim madala veetaseme puhul ( $1,0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ).

Keskmise ja madala veetaseme puhul esinevad suuremad naerugaasi vood võrreldes kõrge veetasemega. Antud asjaolu on selgitatav aeroobsemate tingimustega, mille tõttu toimub orgaanilise aine kiirem lagunemine ning kasvab naerugaasi tekkeks vajalike lämmastikühendite sisaldus ja kiirenevad nitrifikatsioon kui ka - tänu nitraatiooni tekkele nitrifikatsiooni tagajärjel - denitrifikatsioon. Siiski oli N<sub>2</sub>O emissioon uurimiselalt väga madal ning naerugaasi voo mediaanväärtused kõrge veetaseme korral olid isegi negatiivsed, mis viitab sellele, et pinnasfiltris toimus N<sub>2</sub>O sidumine.

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi erinesid üksteisest usaldusväärselt kõrge ja keskmise veetaseme dilämmastikoksiidi emissioonid väljavoolus (Joonis 16). Teiste N<sub>2</sub>O väärtuste korral ei leitud Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi statistiliselt usaldusväärselt erinevust.

Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi tulemuste järgi esines positiivne seos horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolisel osal mõõdetud dilämmastikoksiidi ja lahustunud hapniku ( $\rho = 0,53$ ) vahel, mis näitab et lahustunud hapniku juuresolekul tekib rohkem naerugaasi nitrifikatsiooni käigus. Negatiivne seos väljavoolupoolisel osal mõõdetud lämmastikoksiidi ja väljavoolus mõõdetud üldlämmastiku väärtuste vahel ( $\rho = -0,84$ ) viitab asjaolule, et horisontaalvoolulises pinnasfiltis nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni toimudes väheneb väljavoolus üldlämmastiku kontsentratsioon.  $N_2O$  voogude ja veetasemete vahel korrelatsiooni ei esinenud.

### **5.3 Soovituslik veetase horisontaalvoolulises pinnasfiltris**

Paistu märgalapuhasti on olnud töös juba ligi 11 aastat. Tööst saadud tulemuste põhjal võib väita, et antud süsteemi toimib küllaltki efektiivselt siiani, kuid veetaseme reguleerimisega saab süsteemi veelgi efektiivsemaks muuta.

Tööst saadud tulemuste põhjal horisontaalvoolulises pinnasfiltris veetaseme tõstmine pikendab viibeaega, tänu millele suureneb lämmastikuühendite ärastamise efektiivsus. Samuti kõrge ja keskmise veetaseme korral on fosfori kontsentratsioonid väljavoolus väiksemad. Biokeemilise hapnikutarbe ja üldorgaanilise süsiniku kontsentratsioonid väljavoolus veetaseme muutmisel märkimisväärselt ei muutunud.

Vertikaalvoolulises pinnasfiltris on veetaseme tõstmise tulemusena biokeemilise hapnikutarbe, üldorgaanilise süsiniku, lämmastik- ja fosforiühendite puhastusefektiivsus hoopiski kahanenud. Halvema reostusnäitajate ärastamise efektiivsuse põhjustas liigne veetaseme tõstmine, mille tõttu vertikaalfiltri põhja tekkis veekiht, mis takistas vee kiiret väljavoolamist alumisest vertikaalfiltri kihist, tänu millele toimuks õhuhapniku kaasatõmbamine filtersüsteemi.

Metaani ja dilämmastikoksiidi vood horisontaalvooluliselt pinnasfiltrilt olid väga madalad. Veetasemetest lähtuvalt olid dilämmastikoksiidi ja metaani emissioonide väärtused suuremad aeroobsemates tingimustes. Aeroobsemad tingimused esinesid madala veetaseme ning keskmise veetaseme puhul.  $CH_4$  voo selline muutus on üllatav, kuna teooriale toetudes peaksid antud tulemused olema vastupidised.  $CO_2$  emissioon oli

suurim keskmine veetaseme korral, madalaim horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal kõrge ja väljavoolupoolsel osal madala veetaseme korral.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et veetaseme tõstmisega kaasnesid horisontaalvoolulises pinnasfiltris efektiivsemad puhastusprotsessid. Veetaseme liigne tõstmine kahandas aga vertikaalvoolulise pinnasfiltri tööd. Seega efektiivsemate puhastusprotsesside saavutamiseks on soovitatav tõsta veetaset horisontaalvoolulises pinnasfiltris tasemeni, mis ei mõjutaks vertikaalvoolulise pinnasfiltri tööd. Selleks piiriks on horisontaalvoolulisse pinnasfiltrisse sisenev reoveetoru.

## KOKKUVÕTE

Käesolevas magistritöös analüüsiti märgalapuhastis toimunud puhastusprotsesse veetaseme muutmisel ajavahemikul 17.10.2012 kuni 07.11.2012. Püstitatud hüpoteesi kohaselt muudab soojematel aastaegadel, kui pole külmumisohtu, kõrgem veetase oluliselt puhastusprotsesside efektiivsust ja kasvuhoonegaaside emissioone. Protsesside toimumise tõhusust hinnati reostusnäitajate ning ka gaasiemissioonide uurimise teel. Töö praktiline osa viidi läbi 2002. aastal rajatud Paistu kooli kombineeritud pinnasfiltersüsteemil, mis asub Viljandi maakonnas Paistu vallas.

Paistu märgalapuhasti efektiivsuse muutust analüüsiti biokeemilise hapnikutarbe, üldorgaanilise süsiniku, ammoonium-, nitraat- ja üldlämmastiku ning fosfaat- ja üldfosfori sisalduse muutuse alusel. Lisaks uuriti uurimisobjekti vooluhulkasid, hapnikusisaldust, redokspotentsiaali ning temperatuuri. Gaasiemissioonidest analüüsiti süsihappegaasi, diämmastikoksiidi ja metaani voogu, mille proovid koguti horisontaalvooluliselt pinnasfiltrilt suletud kambri meetodil.

Paistu kooli reoveepuhastil puudub vee erikasutusluba, mistõttu on märgalapuhasti töö efektiivsuse analüüsimise aluseks võetud Vabariigi Valitsuse 31. juuli 2001. a määruse nr 269 „Heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise kord” normatiivid, mis kehtivad puhastusastmele 2000-9999 ie. Uurimistöö tulemuste põhjal on Paistu tehismärgala väljavoolus kõikide veetasemete korral nõuetekohane BHT<sub>7</sub> kontsentratsioon. Üldfosfori kontsentratsioon väljavoolus oli aga kõrge, jäädes kõrge ja keskmise veetaseme korral normatiivide piirile, ületades aga madala veetaseme korral kehtestatud piirnормi ligi 2 korda. Üldlämmastiku kontsentratsiooni antud määruses pole kehtestatud, kuid antud töös saadud tulemuste põhjal oli üldlämmastiku ärastus eksperimendi vältel väga väike.

Horisontaalvoolulises pinnasfiltris suurendab veetaseme tõstmise lämmastik- ja fosforiühendite ärastamise efektiivsust, sest viibeaeg pikeneb. Madala veetaseme korral kahekordistub üldfosfori sisaldus heitvees, kuna toimub viibeaja lühenemine ja fosfori väljaleostumine pinnasfiltris. Biokeemilise hapnikutarbe ja üldorgaanilise süsiniku kontsentratsioonid väljavoolus veetaseme muutmisel märkimisväärselt ei muutunud.

Vertikaalvoolulises pinnasfiltris on veetaseme tõstmise tulemusena biokeemilise hapnikutarbe, üldorgaanilise süsiniku, lämmastik- ja fosforiühendite puhastusefektiivsus

hoopiski kahanenud. Halvema puhastusefektiivsuse põhjustas liigne veetaseme tõstmine, mille tõttu vertikaalfiltri põhja tekkis seisev anaeroobne veekiht.

Süsihappegaasi ja metaani emissioonid olid suuremad horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal võrreldes väljavoolupoolse osaga, mida põhjustab taimestiku esinemine ning ka orgaanilise aine suurem sisaldus sissevoolupoolses osas. Dilämmastikoksiidi emissioonid olid suuremad väljavoolupoolsel osal, kuid erinevus sissevoolupoolse osaga polnud märkimisväärne. Naerugaasi ja metaani emissioonid uurimisel olid siiski väga madalad. N<sub>2</sub>O puhul olid väärtused kohati isegi negatiivsed, mis viitab asjaolule, et pinnasfiltris toimus dilämmastikoksiidi sidumine, eeldatavasti vees lahustumise tagajärjel.

Metaani ja dilämmastikoksiidi vood horisontaalvooluliselt pinnasfiltrilt olid väga madalad, mistõttu on raske hinnata erinevate veetasemetega kaasnevat emissioonide muutust. Siiski veetasemetest lähtuvalt võiks kokkuvõtvalt öelda, et aeroobsemates tingimustes olid nii dilämmastikoksiidi kui ka metaani emissioonide väärtused suuremad. CH<sub>4</sub> voo selline muutus on üllatav, kuna teooriale toetudes peaksid aeroobsemates tingimustes metaani emissioonid vähenema. CO<sub>2</sub> emissioon oli suurim keskmise veetaseme korral, madalaim horisontaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolupoolsel osal kõrge ja väljavoolupoolsel osal madala veetaseme korral.

Antud magistritöös saadud tulemused üldjoontes kinnitasid püstitatud hüpoteesi, mille kohaselt horisontaalvoolulises pinnasfiltris veetaseme muutmine oluliselt mõjutas nii reovee kvaliteeti kui ka kasvuhoonegaaside emissiooni. Paistus läbiviidud katse näitas, et veetaseme tõstmise tulemusena paraneb puhastusprotsesside efektiivsus horisontaalvoolulises pinnasfiltris tänu viibeaja pikenemisele. Veetaseme tõstmisel peab arvestama aga horisontaalvoolulisse pinnasfiltrisse siseneva reoveetoru paiknemise kõrgust, kuna sissevoolust kõrgem veetase tekitab vertikaalvoolulise pinnasfiltri põhja veekihi, mis takistab viimases toimuvaid puhastusprotsesse.

Veelgi usaldusväärsema ja põhjalikuma tulemuse saamiseks tuleks seireandmete hulka veelgi suurendada, mis tähendaks süsteemi pikaajalisemat jälgimist erinevate veetasemete korral. Vertikaalvoolulises pinnasfiltris toimuvate protsesside jälgimiseks võiks samuti uurida gaasiemissioonide voogusid sellest.

# **THE PURIFICATION EFFICIENCY OF A HYBRID CONSTRUCTED WETLAND FOR WASTEWATER TREATMENT IN PULSING WATER TABLE CONDITIONS**

**Helen Koger**

## **Summary**

This thesis analyzed the purification processes of the water level alteration in the constructed wetlands from 17.10.2012 until 07.11.2012. According to the, during the warmer seasons of the year, when there is no freezing risk, higher water level in the horizontal subsurface flow filter can increase the efficiency of the purification processes. The efficiency of the processes was assessed by examining wastewater quality indicators and gasemissions. The experimental part of the research was conducted in the county of Viljandi in the parish of Paistu, on the combined (hybrid) constructed wetland system, which was built in 2002 to treat wastewater from a schoolhouse.

The alteration of the effectiveness of the Paistu wetlands purification was analyzed based on the change of the biochemical oxygen demand and concentrations of total organic carbon, phosphate phosphorus, total phosphorus, ammonia-, nitrate- and total nitrogen. Additionally, the quantum of the flow, the content of the oxygen and temperature of the wastewater was examined. Based on the gas samples gathered in the horizontal subsurface flow (HSSF) filter bed using closed chamber technique, emissions of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide were analyzed.

In general, raising water table in the HSSF filter increases efficiency of the elimination of nitrogen compounds, because the retention time is extended. In case of high and average water level the concentrations of total phosphorus in outflow are smaller, in case of low water level the consistence of total phosphorus in wastewater has doubled.

The phenomenon is explainable with phosphorus leaching from the soil filter and the shortened retention time. The concentrations of biochemical oxygen demand and total organic carbon do not change significantly during the alteration of the water outflow.

In the vertical flow filter bed, as a result of raising water level, the water purification effectiveness of biochemical oxygen demand, total organic carbon, nitrogen- and phosphor compounds, has decreased.

The emissions of carbon dioxide and methane were higher in the inflow of the horizontal subsurface flow filter bed than the outflow part, which is probably caused by the vegetation effects and the higher consistence of organic substance. The emissions of nitrous oxide gas were higher in the part of outflow, but the difference with the inflow was not significant. Though, the emissions of nitrous oxide gas and methane from the study area were very low.  $N_2O$  values were in spots even negative, which refers to the fact that there was a binding of nitrous oxide in the soil filter, most probably due to solution is water.

The flows of methane and nitrous oxide gas from the horizontal flow soil filter were very low, which makes it hard to compare the change of emissions that comes with different water levels. Though, depending of the water levels, it can be concluded that in more aerobic conditions the values of the emissions of nitrous oxide and methane were higher. The conditions that were more aerobic occurred in case of lower and average water level. Increasing  $CH_4$  emission, however, was surprising, because in more areated conditions the  $CH_4$  emissions should be decreasing. The emission of  $CO_2$  was the highest when the water level was at average. The emission of  $CO_2$  was the lowest on the horizontal flow filter's inflow part when the water level was high and on the outflow when the water level was low.

According to the results of this thesis, the water level in a horizontal subsurface filter bed had measurable effect on both water quality and greenhouse gas emission. The tests conducted in Paistu show that as a result of raising the water level, the efficiency of the purification processes in a horizontal subsurface flow filter improves, because the retention time is prolonged. When raising the water level, it is important to bear in mind the height of the wastewater pipe that enters the horizontal flow filter bed, because a water level that is higher than the inflow, can create a stagnat water layer in the bottom of the vertical flow filter bed that impedes the purification processes in it.



## **TÄNUAVALDUSED**

Soovin avaldada tänu kõigile, kes aitasid kaasa käesoleva magistritöö valmimisele.

Suured tänud Tartu Ülikooli keskkonnatehnoloogia teadurile Alar Teemuskile gaasiproovide töötlemise eest ja geograafia osakonna doktorandile Järvi Järveojale, kes oli abiks välitöödel.

Eriti tahan tänada oma juhendajaid professor Ülo Manderit ja teadur Martin Maddisoni oskusliku juhendamise eest.

## KASUTATUD KIRJANDUS

- Austin, D., Lohan, E., Verson, E., 2003.** Nitrification and denitrification in a tidal vertical flow wetland pilot. Proceedings of the Water Environmental Technical Conference (Los Angeles, California)
- Brix, H., 1996.** Role of macrophytes in constructed wetlands. In: 5-th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 15-19, Vienna. Keynote Address 2
- Brix, H., 1997.** Do macrophytes play a role in constructed wetlands? *Water Science and Technology*, 35 (5), 11-17
- Gomez Cerezo, R., Suarez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., 2001.** The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering* 16, 501-517
- Green, M., Friedler, E., Ruskol, Y., Safrai, I., 1997.** Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands. *Water Science Technology*, 35 (5), 63-70
- Grüneberg, B., Kern, J., 2000.** Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands. In: 7th International Conference of Wetlands Systems for Water Pollution Control, Grosvenor Resort, Lake Buena Vista, Florida, Nov 11-16, University of Florida, Vol 1, 113-120
- Cooper, P., Griffin, P., Humphires, S., Pound, A., 1999.** Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. *Water Science and Technology*, 40 (3), 283-289
- Drösler, M., 2005.** Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. Dissertation, TU München, München

- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 1993.** Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: Harper, L.E., Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Rolston, D.E. (eds.). *Agricultural Ecosystems Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. ASA Special Publication No. 55. American Society of Agronomy, Madison, MI, USA, 1-55
- Ishida, C. K., Kelly, J. J., Gray, K. A., 2006.** Effects of variable hydroperiods and water level fluctuations on denitrification capacity, nitrate removal, and benthic-microbial community structure in constructed wetlands. *Ecological Engineering* 28, 363-373
- Johansson, L., 1997.** Phosphorus sorption to filter substrates-potential benefits for one-site wastewater treatment. Doctoral Thesis, Royal Institute of Technology (KTH), Sweden
- Kaasik, A., Vohla, C., Mõtlep, R., Mander, Ü., Kirsimäe, K., 2008.** Hydrated calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Research* 42, 1315 - 1323
- Kadlec, R. H., Knight, R. L., 1996.** *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers. New York
- Karabelnik, K., 2012.** Advanced design and management of hybrid constructed wetlands: environmental and water purification effects, Tartu Ülikooli kirjastus
- Kuusik, A., 1995.** Reoveeväikepuhastid Eestis. Tallinna Tehnikaülikool, Keskkonnatehnika Instituut, Tallinn
- Kõiv, M., Liira, M., Mander, Ü., Mõtlep, R., Vohla, C., Kirsimäe, K., 2010.** Phosphorus removal using Ca-rich hydrated oil shale as filter materjal – the effect of different phosphorus loadings and wastewater compositions. *Water Research* 44, 5232-5239
- Liira, M., Kõiv, M., Mander, Ü., Mõtlep, R., Vohla, C., Kirsimäe, K., 2009.** Active filtration of phosphorus on Ca-rich hydrated oil-shale ash: does longer retention time improve the process? *Environmental Science and Technology* 43, 3809-3814

- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., Gersberg, R. M., 2001.**  
Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 18, 157-171
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Muring, T., Teiter, S., Augustin, J., 2003.**  
Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Water Science and Technology* 48: 135-142
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Öövel, M., Muring, T., Ihme, R., Sevola, P., Pieterse, A., 2011.** Wastewater purification efficiency in experimental treatment wetlands in Estonia. In: Vymazal, J. (Ed.) *Nutrient Transformations in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 201-224
- Mander, Ü., Lõhmus, K., Teiter, S., Muring, T., Nurk, K., Augustin, J., 2008.**  
Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the total environment* 404, 343-353
- Mander, Ü., Maddison, M., Soosaar, K., Karabelnik, K., 2011.** The impact of pulsing hydrology and fluctuating water table on greenhouse gas emissions from constructed wetlands. *Wetlands* 31:1023-1032
- Mander, Ü., Muring, T., 1997.** Constructed wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Water Science and Technology* 35, 323-330
- Mander, Ü., Tooming, A., Muring, T., Öövel, M., 2007.** Performance dynamics of a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecohydrology & hydrobiology*, Vol. 7, No 3-4, 297-302
- Niine, R., Sinikas, N., Zahharov, A., Endjärv, E., Ennet, P., Tooming, A., 2010.**  
Asulareovee puhastamise direktiivi nõuete täitmine. Keskkonnaministeerium, Tallinn: 4, 13-14

- Noorvee, A., 2007.** The Applicability of hybrid subsurface flow constructed wetlands systems with re-circulation for wastewater treatment in cold climates. *Dissertationes Technologiae Circumiectorum universitatis tartuensis* 4, Tartu Ülikooli geograafia instituut, Tartu Estonia
- Noorvee, A., Mander, Ü., 2004.** Tehismärgalad reovee puhastamiseks. In: Mander, Ü., Kurs, O., *Geograafilisi uurimusi aastatuhande vahetusel*, Tartu Ülikooli geograafia instituut, 396-420
- Noorvee, A., Mander, Ü., Karabelnik, K., Põldvere, E. Maddison, M., 2007.** *Kombineeritud pinnasfiltersüsteemide ja tehismärgalapuhastite rajamise juhend.* Tartu Ülikooli Tehnologiainstituut
- Noorvee, A., Repp, K., Põldvere, E., Mander, Ü., 2005.** The effect of aeration and the application of the k-C\* model in a subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Health, A* 40, 6-7, 1445-1456
- OÜ Bionext., 2002.** Paistu Põhikooli taimestik-pinnasfilter reoveepuhasti (tehniline projekt). Tartu
- Pedescoll, A., Corzo, A., Alvarez, E., Puigagut, J., Garcia, J., 2011.** Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering* 37, 372-380
- Picek, T., Čížková, H., Dušek, J., 2007.** Greenhouse gas emissions from a constructed wetland – Plants as important sources of carbon. *Ecological Engineering* 31, 98-106
- Põldvere, E., 2005.** Hübriidse tehismärgalapuhasti efektiivsuse analüüs Kodijärve puhasti näitel. *Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal*, TÜ Geograafia Instituut, Tartu
- Sasikala, S., Tanaka, N., Wah Wah, H.S.Y., Jinadasa, K.B.S.N., 2009.** Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecological Engineering* 35, 410-417

- Stein, O. R., Hook, P. B., Biederman, J. A., Allen, W. C., Borden, D. J., 2003.** Does batch operation enhance oxidation in subsurface constructed wetlands? *Water Science and Technology*, 48 (5), 149-156
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. A., Moormann, H., 2003.** Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. UFZ Centre for Environmental Research, Leipzig-Halle, Germany
- Sun, G., Zhao, Y., Allen, S., 2005.** Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology*, 115(2), 189-197
- Tanner, C. C., D'Eugenio, J., McBride, G. B., Sukias, J. P. S., Thompson, K., 1999.** Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering* 12, 67-92
- Teiter, S., 2005.** Emissions rates of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> in riparian grey alder forests and subsurface flow constructed wetlands. Tartu University Press
- Teiter, S., Mander, Ü., 2005.** Emissions of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering* 25, 528-541
- Tooming, A., 2005.** Kergkruusatäitega hübriidse tehismärgalapuhasti puhastusefektiivsus Paistu Põhikooli pinnasfiltri näitel. Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal, TÜ Geograafi Instituut, Tartu
- Vohla, C., Alas, R., Nurk, K., Baatz, S., Mander, Ü., 2007.** Dynamics of phosphorus nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment* 380, 66-74

- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., Mander, Ü., 2011.** Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands – a review. *Ecological Engineering* 37, 70-89
- Vymazal, J., 1996.** Plant species used for constructed wetlands in the Czech Republic. In: 5-th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 15-19, Vienna. II/5
- Vymazal, J., 2001.** Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. In: Vymazal, J. (Ed.). *Natural and Constructed wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, 1-96
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J., 1998.** Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.D., Haberl, R. (Eds.). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, 17-66
- Vymazal, J., Masa, M., 2003.** Horizontal sub-surface flow constructed wetlands with pulsing water level. *Water Science and Technology*, 48(5), 143-148
- Wu, S., Zhang, D., Austin, D., Dong, R., Pang, C., 2011.** Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: Oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. *Ecological Engineering*, 37, 1789-1795
- Öövel, M., Tooming, A., Muring, T., Mander, Ü., 2007.** Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecological Engineering* 29, 17-26.

## Lisad

**Lisa 1:** Üldorgaanilise süsiniku (TOC) väärtused ja veetasemed Paistu tehismärgalas ajavahemikul 17. oktoober kuni 5. november

	TOC (mg/l)			Veetase horisontaalfiltris
	Sissevool	Vahekaev	Väljavool	
17.10.2012	59	9,4	7,3	Kõrge
22.10.2012	40	10	6,9	Keskmine
26.10.2012	45	16	7,9	Kõrge
29.10.2012	10	11	8,2	Madal
31.10.2012	38	7,4	9,3	Madal
05.11.2012	5,7	6,3	12	Madal



**Lisa 2:** pH väärtused ja veetase Paistu tehismärgalas ajavahemikul 17. oktoober kuni 7. november

	pH					Veetase
	Sissevool	Vahekaev	Hor 1	Hor 2	Väljavool	Horisontaalfilter
17.10.2012	7,24	7,11	7,23	7	7,02	Kõrge
22.10.2012	7,3	7,23	7,11	7,01	6,99	Keskmine
23.10.2012	7,17	7,16	7,21	7,11	7,12	Keskmine
24.10.2012	7,07	7,16	7,23	7,01	6,94	Keskmine
26.10.2012 hommik	7,23	7,18	7,16	7,09	7,35	Kõrge
26.10.2012 õhtu	7,23	7,13	7,19	6,96	6,96	Keskmine
27.10.2012 hommik	7,27	7,18	7,23	6,99	6,99	Madal
27.10.2012 õhtu	7,3	7,24	7,17	7,16	7,06	Madal
28.10.2012	7,29	7,22	7,22	7,15	7,02	Madal
29.10.2012	7,32	7,28	7,17	7,01	7,12	Madal
30.10.2012	7,31	7,13	7,27	6,94	7,35	Madal
31.10.2012	7,27	7,08	7,15	6,96	6,95	Madal
05.11.2012	7,39	7,23	7,18	7,02	7,24	Madal
07.11.2012	7,43	7,24	7,11	7,11	7,21	Kõrge

**Lisa 3:** Fosfaatfosfori ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ) väärtused ja veetasemed Paistu tehismärgalas ajavahemikul 17. oktoober kuni 5. november

	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (mg /l)			Veetase
	Sissevool	Vahekaev	Väljavool	Horisontaalfilter
17.10.2012	2,4	3,5	1	Kõrge
22.10.2012	3,7	2	1,4	Keskmine
26.10.2012	2,3	3,4	1,5	Kõrge
29.10.2012	0,9	4	3,2	Madal
31.10.2012	2,2	2,3	3,6	Madal
05.11.2012	0,33	1,3	4,2	Madal

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

Mina Helen Koger

(sünnikuupäev:10.02.1989)

Annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

„Kombineeritud tehismärgalaphasti puhastusefektiivsus veetaseme muutmisel Paistu Kooli pinnasfiltri näitel”,

mille juhendajad on Ülo Mander ja Martin Maddison

- 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, 20.05.2013