

Tartu Ülikool  
Loodus- ja täppisteaduste valdkond  
Ökoloogia ja maateaduste instituut  
Geograafia osakond

AVAVEELISE TEHISMÄRGALA EFEKTIIVSUS PÕLLUMAJANDUSLIKU  
HAJUKOORMUSE VÄHENDAMISEKS

Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal (30 EAP)

Keit Kill

Juhendajad: Phd Kuno Kasak

Phd Jaan Pärn

Kaitsmisele lubatud:

Juhendajad:

Osakonna juhataja:

Tartu 2018

## **Avaveelise tehismärgala efektiivsus põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks**

Toitainete ärakanne põllumajandusmaadelt hajukoormuse näol põhjustab veekogudes eutrofeerumist. Taimede poolt omastamata jäänud toitained leostuvad pinnaveekogudesse, mistõttu hajukoormuse vähendamiseks on vajalik rakendada meetmeid. Avaveelised tehismärgalad puhastavad vett efektiivselt, on looduslähedased ning bioloogiliselt mitmekesised. Lõuna-Eestis asuv esimene hajukoormuse vähendamiseks voolusängile rajatud Vända avaveeline tehismärgala koosneb settetiigist ja kahest madalaveelisest märgalast, mis on taimestatud hundinuiadega (*Typha latifolia*). 2017. aasta märtsist kuni 2018. aasta aprillini kogutud andmete põhjal vähendas Vända tehismärgala fosforit 17,5 kg/ha\*a. Aastane puhastusefektiivsus fosfaadi puhul oli 9,4% ja üldfosfori puhul 12,0%, olles soojemal perioodil vastavalt 44,6% ja 32,4%. Fosfaadi ja üldfosfori puhastusefektiivsusel oli tugev logaritmiline seos vooluhulgaga, mis näitab, et väiksem vooluhulk ja pikem vee viibeaeg soodustab fosfori vähendamist märgalas. Orgaanilise süsiniku aastane vähenemine märgalas oli 3300 kg/ha\*a, kuid üllatuslikult suurenes üldlämmastiku sisaldus märgalas 1375 kg/ha\*a. Üldlämmastiku ja nitraatlämmastiku kontsentratsioonid suurenesid aastas vastavalt 20,8% ja 28,5%. Nende tulemuste põhjal on voolusängile rajatud avaveeliste tehismärgalade käivitumise periood põhjamaades küllaltki pikk ning Vända tehismärgalas on kolm aastat peale rajamist puhastusefektiivsused küllaltki tagasihoidlikud.

**Märksõnad:** eutrofeerumine, põllumajanduslik hajukoormus, avaveelised tehismärgalad, voolusängile rajatud märgala, toitainete vähendamine, lämmastik, fosfor

**CERCS:** T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll

## **Efficiency of a free water surface flow constructed wetland treating diffuse agricultural pollution**

Diffuse pollution, especially from intensively managed agricultural land causes water quality degradation and eutrophication, therefore it is important to reduce the diffuse load to surface water. Constructed wetlands (CW) effectively improve water quality and reduce nutrient runoff from agriculture by using natural water treatment mechanisms and increase biodiversity. In-stream free water surface flow Vända constructed wetland, established for reduction of agricultural diffuse pollution in southern Estonia consists of a sedimentation pond followed by two shallow water wetlands, planted with cattail (*Typha latifolia*). According to data collected from March 2017 till April 2018, the Vända CW retained 17,5 kg P/ha\*yr. Annual phosphate and total phosphorus removal was respectively 9,4% and 12,0%, but during the warm period the removal was 44,6% and 32,4%, respectively. Phosphate and total phosphorus removal efficiency showed strong negative correlation with flow, which indicates that a lower flow rate and a longer water retention time favour phosphorus reduction in the wetland. The amount of phosphorus accumulated in aboveground biomass was 16,89 kg/ha\*yr. The yearly reduction of total organic carbon was 3300 kg/ha\*yr and 4765,28 kg C/ha\*yr was accumulated in the biomass. Surprisingly the CW increased total nitrogen up to 1375 kg/ha\*yr. Total nitrogen and nitrate nitrogen concentrations increased 20,8% and 28,5%, respectively. 147,62 kg/ha\*yr nitrogen accumulated in the biomass. The results show that the acclimatization period of in-stream free water surface CWs in northern countries can be relatively long and after three years of establishment the nutrient removal efficiency in Vända CW is relatively moderate.

**Keywords:** eutrophication, agricultural diffuse pollution, free water surface flow constructed wetlands, in-stream constructed wetland, nutrient reduction, nitrogen, phosphorus

**CERCS:** T270 Environmental technology, pollution control

Infoleht

Sisukord

Sissejuhatus .....	5
1. Kirjanduse ülevaade .....	7
1.1. Läänemere seisund.....	7
1.1.1. Soome lahe seisund .....	8
1.2. Eutrofeerumine .....	8
1.3. Eesti sisevete seisund.....	9
1.4. Põllumajanduslik hajukoormus.....	14
1.5. Avaveelised tehismärgalad .....	17
1.5.1. Üldine kirjeldus .....	17
1.5.2. Puhastusprotsessid avaveelistes tehismärgalades.....	21
1.5.2.1. Fosfori eemaldamine tehismärgalas .....	22
1.5.2.2. Lämmastiku eemaldamine tehismärgalas.....	24
1.5.2.3. Orgaanilise aine eemaldamine tehismärgalas .....	25
2. Materjal ja meetodika.....	26
2.2. Uuringuala kirjeldus .....	26
2.2.1. Vända kraavi ja tehismärgala valgala.....	26
2.2.2. Vända avaveeline tehismärgala .....	27
2.3. Vee analüüsid.....	29
2.4. Taimede analüüs .....	29
2.5. Statistiline analüüs .....	30
3. Tulemused ja arutelu .....	31
3.1. Fosfori eemaldamine.....	33
3.2. Lämmastiku eemaldamine .....	38
3.3. Süsiniku eemaldamine .....	42
3.4. Taimedepoolne toitainete omastamine .....	43
4. Kokkuvõte .....	45
Summary.....	47
Tänuavaldused.....	49
Kasutatud allikad .....	50
LISAD .....	59
Lisa 1 .....	60
Lisa 2 .....	61
Lihtlitsents .....	62

## Sissejuhatus

Suurenenud nõudlus põllumajandussaaduste järgi on suurendanud väetiste kasutamist (Anderson et al., 2002; Asmala et al., 2011), kuid nende liigne viimine põllumaale põhjustab sealtoitainete suuremat ärakannet, kuna taimed ei jõua kõike omastada ja ülejääk liigub koos vihma ja lumesulaveega veekogudesse, põhjustades seal probleeme (Asmala et al., 2011; Jarvie et al., 2018). Veekogude eutrofeerumine ehk toitainetega rikastumine on suuresti põhjustatud toitainete ärakandest inimtekkelistest hajusallikatest, peamiselt põllumajandusest. Peamisteks taimekasvu limiteerivateks toitaineteks on fosfor ja lämmastik ning veekeskonda jõudes, põhjustavad need laiahaardelist taimede kasvu, mis omakorda vähendab lahustunud hapniku sisaldust vees, samuti põhjustavad veekogude õitsenguid ja soodustavad nende kinni kasvamist (Nõges et al., 2007; Smith 2003; Jarvie et al., 2018). Väetiste liigne kasutus on ajaga vähenenud, kuid paljude Eesti pinnaveekogude hea seisund ei ole vastavalt Veeseaduses ette nähtule veel saavutatud ning mitmed veekogumid on hajukoormuse poolt ohustatud (Keskkonnaministeerium, 2016B).

Toitained liiguvad peamiselt väiksemaid kraave ja ojasid mööda jõgedesse, mis transpordivad need edasi suurematesse veekogudesse (Nõges et al., 2007). Seetõttu on oluline parandada jõgede ja kraavide veekvaliteeti. Hajukoormust on võimalik vähendada märgalade abil ning mitmeid avaveelisi tehismärgalasid on rajatud toitainete ja muude saasteainete vähendamiseks (Borin & Tocchetto, 2007; Zheng et al., 2014; Hernandez-Crespo et al., 2017; Koskiaho et al., 2003; Johannesson et al., 2017). Avaveelised tehismärgalad moodustuvad mitmesuguste keskkondadega ja veerežiimidega aladest, mis soodustavad erinevate ainete kinni pidamist ja süsteemist eemaldamist. Märgalasid võib rajada nii voolusängile kui selle kõrvale, juhtides sellisel juhul ainult osa veest läbi märgalapuhasti (Bendoricchio et al., 2000). Märgalas vahelduvad avaveelised sügavamad osad taimestatud madalamate osadega (Vymazal 1998; Kadlec & Wallace, 2009; Mitsch & Gosselink, 2015), et luua sobivaid tingimusi toitainete eemaldamise protsessidele nagu settimine, keemiline sadenemine, lendumine, nitrifikatsioon, denitrifikatsioon, mikrobioloogilised protsessid ja taimedepoolne omastamine (Puustinen & Jormola, 2005; Koskiaho & Puustinen, 2005; Vymazal et al., 1998). Varasemate uuringute põhjal on avaveelised tehismärgalad efektiivselt põllumajandusest tulenevat hajukoormust vähendanud (Koskiaho et al., 2003; Braskerud, 2002a,b; Johannesson et al., 2017) ning oluline oleks uurida nende potentsiaali ja efektiivsust Eestis.

Käesoleva magistritöö uuringuobjektiks oli Tartumaal, Uhtis asuv Eesti esimese voolusängile rajatud avaveeline tehismärgala põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks ning töö eesmärgid olid järgmised:

- 1) analüüsida Vända tehismärgala efektiivsust põllumajanduslikku hajukoormuse vähendamisel, leida fosfori-, lämmastiku- ja süsinikuühendite puhastusefektiivsus ja seda mõjutavad tegurid märgalas;
- 2) analüüsida toitainete (fosfor, lämmastik, süsinik) suurenemist märgala valgalas ja kraavi vees;
- 3) hinnata voolusängile rajatud avaveelise tehismärgala käivitumise perioodi põhjapoolsemates riikides Vända tehismärgala näitel.

# 1. Kirjanduse ülevaade

## 1.1. Läänemere seisund

Läänemeri on väike sisekontinentaalne madal riimveeline rannikumeri, millele inimtegevus avaldab tugevat survet, näiteks liigse toitainete sissekande ja hajukoormuse näol, samuti on koormuseks ülepüük, gaasijuhtmed ja erinevad sillad ning tunnelid. Läänemere valgala kasutatakse nii laevanduse, puhkuse kui ka põllumajanduse eesmärgil (Omstedt et al., 2014; Asmala et al., 2011). Läänemere kesk- ja põhjaosas on keskmine vee viibeaeg 25-30 aastat, erinedes piirkondade kaupa (Rheinheimer 1998; Omstedt et al., 2014), mistõttu on igasugune reostus seal suur probleem. Läänemere valgala on jaotatud alamvalgaladeks – Botnia laht, Botnia meri, Soome laht, Liivi laht, Läänemere avaosa, Taani väinad, Kattegat. Kogu Läänemere valgala suurus on 1 729 500 km<sup>2</sup>, millest ~5% moodustab Soome laht ja 2,6% kuulub Eestile (HELCOM 2015; Alenius et al., 2016).

Läänemeri on klassifitseeritud kui vastuvõetamatu eutrofeerumise seisuga ning Botnia laht on võrreldes varasema hea kvaliteediga muutunud eutrofeerumisest mõjutatuks, mis viitab ebapiisavatele toitainete vähendamise meetmetele (Fleming-Lehtinen et al., 2015). Suur osa Läänemerest on klassifitseeritud eutrofeerumisest mõjutatuna kahel põhjusel – toitainete suurenenud sissekanne inimtegevuse mõjul ning looduslik vastuvõtlikkus toitainetega rikastumisele pika veevahetuse ja vee kihistumise tõttu (Andersen et al., 2015; Iho et al., 2015). Lämmastiku ja fosfori liigse sissekande tulemusena on seal tekkinud toitainete üleküllasus või nende suhete muutus, mis soodustab eutrofeerumist, seal hulgas suurendab veetaimede kasvu, hägusust, hapnikuvaegust, liigilise koosseisu muutusi ja aitab kaasa veekogu õitsengule (Asmala et al., 2011). 2000. aastal võtsid Euroopa Liidu liikmesriigid vastu veepoliitika raamdirektiivi, mille kohaselt pidid kõik pinna- ja põhjaveekogud saavutama hea ökoloogilise ja keemilise kvaliteedi aastaks 2015. Selleks on kasutusele võetud või efektiivsemaks muudetud mitmeid meetmeid veekogude kvaliteedi parandamiseks, vähendatud väetiste kasutamist põldudel ja täiendatud puhastustehnoloogiaid. Toitainete emissioonid Läänemerre on vähenenud, kuid sellest hoolimata pole kasutusele võetud abinõudega seatud eesmärged saavutatud ning hea seisundi saavutamiseks tuleb riigiti erinevaid täiendavaid abinõusid kasutusele võtta (Larsson & Granstedt 2010; Iho et al., 2015).

### 1.1.1. Soome lahe seisund

Soome laht on Läänemere idapoolseim alamvalgala, mis on ümbritsetud Eesti, Soome ja Venemaa piiriga. Kuigi Soome laht on väike, umbes 5% kogu Läänemerest, omab see koos oma valgala suure mõju kogu Läänemere vesikonnale (Alenius et al., 2016). Soome laht on eutroofne nii looduslikel kui inimtekkelistel põhjustel ning maapinnalt tulenev toitainete koormus veekogu pindalaühiku kohta on seal suurem kui teistes Läänemere alamvalgalades. Soome lahe eutrofeerumise seisund ei ole hea, pigem kesine või halb (HELCOM 2010, 2014; Pitkänen et al., 2016) ning peamiselt jõuavad toitained sinna jõgede kaudu (79% ja 88% vastavalt N<sub>üld</sub> ja P<sub>üld</sub>) hajukoormusena (Räike et al., 2016). Lisaks jõgede sissekandele, satuvad toitained Läänemerre ka punktrestoratsioonialadest, atmosfäärist sadenemise teel ja Põhjamerest veevahetuse käigus (HELCOM 2015; Rheinheimer 1998).

Eutrofeerumise poolt on enim ohustatud Läänemere sisemised rannikualad, lahed ja väinad, sealhulgas ka Soome laht, kus veevahetus on aeglasem ning vee kvaliteet tugevalt mõjutatud jõgede sissevoolust (Rheinheimer 1998). Euroopa Liidu liikmesriigid, mis on vastu võtnud Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi, peavad põllumajandust peamiseks toitainete hajukoormuse allikaks Läänemerele ning lämmastiku ja fosfori kadude vähendamiseks põllumajandusest on vaja võtta kasutusele abinõusid ja parim saadaolev tehnoloogia (Owenius & van der Nat, 2011). Tõhusate meetmete rakendamine toitainete vähendamiseks jõgedes ja seeläbi Läänemeres on vajalik kliimamuutuste tõttu, mis avaldab mõjutab hüdroloogiale – suurenev sademete hulk, äravool ning vähene lumikate ja maapinna külmumine suurendavad omakorda toitainete ärakannet jõgedesse ja lõpuks Läänemerre (Huttunen et al., 2015). Seega on oluline rakendada toitainete vähendamiseks meetmeid juba Läänemere valgala asuvatele jõgedele ja neisse suubuvatele väiksematele jõgedele ja kraavidele, et parandada veekogude kvaliteeti ja vähendada eutrofeerumist.

## 1.2. Eutrofeerumine

Lämmastik ja fosfor on olulised makrotoitained primaarproduktiooni toimimiseks, suurenenud tööstuse ja põllumajanduse arengu tõttu kasutatakse aina enam lämmastik- ja fosforväetisi, et tagada suurem saagikus. Rohke väetiste kasutamine suurendab taimetoitainete ärakannet pinnaveekogudesse ja veekogude eutrofeerumist. (Asmala et al., 2011; Compton et al., 2000; Galloway et al., 2004; Jarvie et al., 2018). Eutrofeerumine on ülemaailmne probleem, mille

tõttu on veekogudel halb kvaliteet. Euroopa Liidus on eutrofeerumine defineeritud kui „vee rikastumine toitainetega, eriti lämmastiku ja/või fosforiga“, mille tõttu veekogu kvaliteet halveneb (HELCOM 2006; Jarvie et al., 2018). Liigne toitainete sisaldus veekogus soodustab fütoplanktoni (vetikate õitseng) ja makrofüütide kasvu, mis põhjustavad veekogu liigilist vaesumist ja järk-järgulist kinnikasvamist (Smith 2003; Jarvie et al., 2018). Tänapäeval on eutrofeerumine peamiselt seotud taimetoitainete suurenenud sissekandega veekogudesse inimtegevuse poolt mõjutatud aladelt (põllumajandusest, reoveepuhastitest) (Jarvie et al., 2018; Smith 2003; Asmala et al., 2011).

Veekogude eutrofeerumist põhjustavate limiteerivate taimetoitainete (lämmastik ja fosfor) peamised allikad on põllumajandus ja loomakasvatus, vesiviljelus, tehased, asulate reovesi, erosioon ja sadenemine atmosfäärist (Wassmann & Olli, 2004; Asmala et al., 2011; Smith 2003). Asulate ja tehaste reovesi põhjustab punktreostust, kuid põllumajandusest ja intensiivselt haritavatelt põldudelt jõuavad erinevad ained veekogudesse peamiselt hajukoormusena (Monteagudo et al., 2012). Lisaks toitainete ärakandele haritavatelt maadelt on põllumajanduses oluliseks reostusallikaks ka lekked sõnniku- ja silohoidlatest, kust koormus jõuab veekeskonda nii punkt- kui hajukoormusena (Kasak et al., 2016; Piirimäe et al., 2014).

### 1.3. Eesti sisevete seisund

Maismaa voolu- ja seisuveekogud ning rannikuveed moodustavad laiema mõiste pinnaveekogud, mida Eestis on kokku 750. Neist 556 on looduslikud, 148 tugevasti muudetud ja 43 tehislikud veekogud, millest enamuse moodustavad vooluveekogud. Veekogude valgalade ja veekogumite moodustamise aluseks on veekogude looduslikud või inimtekkelised tingimused ja veemajanduslik olulisus, mida võetakse arvesse veekaitse korraldamisel. Valgala on maa-ala, kust veekogu või selle osa oma vee saab. Veekogumid on majandamise üksuste kaupa jagatud veekogud. Valgala ja veekogum võivad olla moodustatud nii ühe veekogu, mitme ühendatud veekogu kui ka ühe veekogu väiksema osa põhjal. Eesti veekogud koos oma valgaladega on ära jaotatud kolme vesikonna ehk veemajanduse korraldamise põhiüksuse vahel, milleks on Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond ja Koiva vesikond (Keskkonnaministeerium, 2016B; Keskkonnaagentuur, 2017). Vesikonnad moodustuvad mitmetest naabervalgaladest koos põhja- ja rannikuvett hõlmavatest maismaa ja merealadest, mille pinnaveekogud (jõed, ojad ja järved) voolavad samasse suurde veekogusse.

Eesti pinnaveekogude koondseisundit hinnatakse kahe näitaja põhjal – ökoloogiline ja keemiline seisund. Ökoloogilise seisundi klassid on määratud iga veekogu tüübi jaoks. Ökoloogilise seisundi astmed on väga hea, hea, kesine, halb või väga halb. Keemilist seisundit iseloomustavad kaks seisundiklassi – hea ja halb. Ökoloogilise seisundi hinnang põhineb bioloogilistel, hüdro-morfoloogilistel ja füüsikalise-keemilistel kvaliteedielementidel. Keemilise seisundi iseloomustamiseks mõõdetakse erinevate ainete ja ühendite sisaldust vees ja võrreldakse keskkonnanäitajate aasta keskmist väärtust vastava piirväärtusega, mis on kehtestatud Veeseaduse §26<sup>5</sup> alusel. Keemilise seisundi hinnangu andmiseks mõõdetakse erinevate prioriteetselt ohtlike ainete sisaldusi, mis on toodud keskkonnaministri määruses nr 77 §-s 3, näiteks erinevad metallid, orgaanilised ühendid, taimekaitsevahendid ning võrreldakse nende aastakeskmisi väärtuseid piirväärtustega, mille põhjal antakse keemilise seisundi hinnang. Ökoloogilise seisundi kvaliteedinäitajate väärtused on toodud keskkonnaministri määruses nr 44 lisades 4-6. Bioloogilisteks kvaliteedielementideks on fütoplankton, veekogu põhja ränivetikad ja suurtaimestik, veekogu madalaveelise kaldaala suurselgrootud põhjaloomad ja kalad. Hüdro-morfoloogilise seisundi indikaatoriteks on veerežiimi mõjutatus, ühendus jõe lammiga, tõkestatus piki jõge, looklevus ja kalda veekaitsevööndi mõjutatus. Füüsikalise-keemilise hinnangu käigus mõõdetakse vee taimetoitainete (üldlämmastik ja üldfosfor) sisaldust, happelisust, hapniku sisaldust vees, mille piirnormid on samuti toodud keskkonnaministri määruses nr 44. Pinnavee koondseisund määratakse ökoloogilise ja keemilise seisundi põhjal nii, et koondseisundi määratleb neist halvem seisundiklass (Keskkonnaministeerium, 2016B; Keskkonnaagentuur, 2017).

2016. aasta pinnaveekogude seisundi vahehinnangu kohaselt on üle poolte Eesti pinnaveekogudest heas või väga heas seisundis (vastavalt 54,1% ja 0,8%), kesises seisundis on 35,5% ning halvas või väga halvas seisundis on vastavalt 9,1% ja 0,4% pinnaveekogudest. Võrreldes 2015. aastaga, on veekogude üldine seisund veidi halvenenud. Heas seisundis olevate pinnaveekogude arv vähenes 17 võrra ning kesises seisundis pinnaveekogude arv suurenes 22 võrra. Halva ja väga halva seisundiga pinnaveekogude arv vähenes vastavalt 3 ja 1 veekogu võrra (Keskkonnaagentuur, 2017).

2016. aasta seire käigus tuvastati halb või väga halb elustiku seisund rohkem kui pooltes vooluveekogude seirekohtades, mis olid eelneva hinnangu põhjal märkimisväärse inimõjuga. Peipsi järvel läbi viidud seire põhjal hinnati selle veekogumi ökoloogiline seisund füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate põhjal kesiseks, kuid koonseisund halvaks. Peamiseks probleemiks on eutrofeerumine, läbipaistvuse halvenemine, üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ) ja üldlämmastiku

(N<sub>üld</sub>) suurenenud kontsentratsioon. Võrtsjärve seisund jäi N<sub>üld</sub> ja P<sub>üld</sub> sisalduse järgi heasse ökoloogilisse seisundiklassi, kuid vee läbipaistvus on aastate jooksul vähenenud ning seire käigus täheldati ohtlike ainete aasta keskmiste piirväärtuste ületamisi, mistõttu Võrtsjärve koondseisund on kesine (Keskkonnaagentuur, 2017; Keskkonnaministeerium, 2016B). Hoolimata toitainete kuhjumise vähenemisest alates 1990-ndatest aastatest, on need veekogud endiselt eutrofeerunud. Lämmastiku vood on vähenenud suuremal hulgal kui fosfori vood, mille põhjuseks võib olla suurem fosfori ärakanne asulatest ja Venemaalt, mis pole aastatega märkimisväärselt vähenenud (Nõges et al., 2007). Rannikumere veekogumid klassifitseeruvad ökoloogilisse seisundiklassi kesine või halb, mis on peamiselt põhjustatud fütoplanktoni ja põhjataimestiku kehvadest näitajatest (Keskkonnaagentuur, 2017).

Ida-Eesti vesikonnas on 308 veekogumit, millest vastavalt Ida-Eesti vesikonna veemajanduskavale oli 2013. aastal heas või väga heas seisundis 193 (60%). Mitteheas (kesises, halvas või väga halvas) seisundis oli 103 vooluveekogu, 12 järve ja mõlemad (2) rannikeveekogud. Vooluveekogude mittehea seisund on määratud peamiselt ökoloogilise seisundi põhjal, millest 13 veekogu mittehea seisund on määratud füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate põhjal. Füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate põhjal on kesises või halvas seisundis ka 10 järve ja 2 rannikeveekogu. Hajukoormusest, kust pärineb suur osa taimetoitainetest, on ohustatud 82 veekogu. Võrreldes eelmise veemajanduskava andmetega (2013. a seisuga) oli Ida-Eesti vesikonnas seisund paranenud 35-l, halvenenud 56-l ja jäänud samaks 217-l veekogul. Mitmed veekogud on eelmise veemajanduskavaga võrreldes määratud halvemasse klassi täienenud seireandmete ja täiustunud meetodika tõttu. Eelmise veemajandusperioodi lõpuks (2015. aastaks) seatud seisundi eesmärgid olid 2013. aastaks saavutatud 234-l puhul, kuid 75 veekogu puhul veel saavutamata. Pinnaveekogude peamised koormusallikad, mis nende seisundit ohustavad on tõkestused voolusängis, põllumajanduslik hajukoormus haritavalt maalt ja loomakasvatustest, samuti punkt- ja hajukoormus reoveekäitlusest (Keskkonnaministeerium, 2016B).

Lääne-Eesti vesikonda kuulub 413 veekogumit, millest 2013. aastal oli heas või väga heas seisundis 253 (59%). Mitteheas seisundis oli 160 pinnaveekogu, millest voolu- ja seisuveekogud on vastavalt 135 ja 11 ning kõik 12 rannikeveekogu on samuti mitteheas seisundis. Kõigi 135 vooluveekogu mittehea seisund tuleneb kesisest või halvast ökoloogilisest seisundist, millest 19 veekogu seisundi näitajaks on füüsikalise-keemilised kvaliteedinäitajad. 7 järve puhul määravad nende seisundi samuti kehvad füüsikalise-keemilised näitajad. 4 rannikeveekogu koondseisund on kesine, 9 seisund on halb ning 1 seisund on väga halb.

Eelmise veemajanduskava andmetega võrreldes oli sealses vesikonnas 33 veekogu seisund paranenud, kuid 93 juhul oli seisund hoopis halvenenud. Olulised koormuse allikad on punkt- ja hajukoormus, reoveepuhastus, maaparandussüsteemid, tõkked vooluveekogudel. Hajukoormus, mis peamiselt on põllumajandusliku taustaga, ohustab Lääne-Eesti vesikonnas 90 veekogu (Keskkonnaministeerium, 2016A).

Koiva vesikonnas asub 28 veekogumit, millest 2013. aastal oli heas või väga heas seisundis 19 (75%). Kesises koondseisundis oli 5 vooluveekogu ning 4 järve. Rannikuveekogusid Koiva vesikonnas pole. Vooluveekogude kesine seisund oli peamiselt tingitud ökoloogilise seisundi kalastiku koosseisu ja/või arvukuse kvaliteedinäitajate tõttu. 3 seisuveekogu kesine koondseisund tuleneb nende kesisest ökoloogilisest seisundist nii füüsikalise-keemiliste näitajate kui ka suurselgrootute põhjaloomade ja suurtaimestiku tõttu. Võrreldes eelmise veemajanduskava andmetega, oli Koiva vesikonnas 2013. aasta seisuga 4 veekogu seisund paranenud ning 6 juhul halvenenud. Eelmise veemajanduskavaga seatud seisundi eesmärgid on 2013. aasta seisuga saavutatud 20 veekogu puhul ning 8-1 juhul pole need veel saavutatud. Koiva vesikonnas on surveteguriteks heitvesi väikestest reoveepuhastitest, põllumajandus, paisud ja vee vaba voolamist takistavad tegurid, veekogude süvendamine ning maaparandus (Keskkonnaministeerium, 2016C). Põllumajanduslik hajukoormus on tähtsamate survetegurite hulgas, mis takistavad veekogude hea seisundi saavutamist (Piirimäe et al., 2014; Vassiljev et al., 2008) ning vastavalt veemajanduskavale on Koiva vesikonnas 4 veekogu hajukoormuse poolt ohustatud (Keskkonnaministeerium 2016C).

Eelmise veemajanduskava lõpuks (2015. a) seatud seisundi eesmärgid saavutati 2013. aasta seisuga 554 pinnaveekogu puhul ning saavutamata jäi 196 puhul. Mitmete veekogude hea seisundi saavutamist pikendati praeguse veemajanduskava lõpuni ehk 2021. aastani, kuna nende hea seisundi saavutamise potentsiaal ei olnud varem tõenäoline (Keskkonnaministeerium, 2016B; Keskkonnaagentuur, 2017). Veekogude hea seisundi saavutamist takistavad erinevad punkt- ja hajukoormuse allikad ning peamised survetegurid on maaparandus, põllumajandus, kanaliseerimata elanikkond, maavarade kaevandamine, jääkreostus, sisekoormus, reo- ja heitvesi, prügilate nõrgvesi, lekked sõnnikuhoidlatest, reostus endistest tööstustest, vee liikumist takistavad tõkked, vooluhulga muutused, veekogude süvendamine ja sadamad. Veekogude seisundi parandamiseks tuleb selgitada vastavate veekogude olulisemad survetegurid ning nende mõju vähendamise tegeleda (Keskkonnaministeerium 2016B). Eesti pinnaveekogude peamiseks probleemiks on liigne taimetoitainete sissekanne ning sellest tingitud eutrofeerumine (Vassiljev et al., 2008).

Pinnaveekogude halba seisundit põhjustavate taimetoitainete sissevool võrreldes Nõukogude Liidu ajaga on oluliselt vähenenud, kuid veekeskkonda levivad toitained endiselt ning liiguvad edasi ka Läänemerre, põhjustades seal edasist eutrofeerumist (Nõges et al., 2007). Toitainete äraanne Eesti sisevetesse on vähenenud, sest kasutatakse tõhusaid väetamistehnoloogiaid ja väetiste koguseid on piiratud, kariloomade tihedus on vähenenud, muutunud on nii maakasutus kui ka hüdroloogilised tingimused ning paljud kuivenduskraavid on võsastunud, mis soodustab taimede poolt toitainete sidumist kraavides (Iital et al., 2005). Samuti on veemajanduskavas välja toodud mitmeid meetmeid veekogude seisundi parandamiseks ja hajukoormuse mõju vähendamiseks. Näiteks väetiste ja sõnniku laotamise koguselised, ajalised ja asukohapõhised piirangud, sõnniku- ja silohoidlate rajamine või rekonstrueerimine, toitainete bilansi koostamine, täiendav järelevalve põllumajandusraamatu täitmise üle, tõhusate väetamistehnoloogiate kasutuselevõtt, puhvrvööndite rajamine/säilitamine veekogu kaldavööndis, talvine taimkate haritaval maal, viljavahelduse jälgimine, koolitused ja nõustamised loomakasvatajatele ja põllumajandustootjatele (Keskkonnaministerium 2016B). Enamus meetmed on suunatud toitainete äraande vältimiseks, vaid üksikud neist aitavad vähendada toitainete sisaldust pinnaveekogus kui need sinna juba jõudnud on. Üheks potentsiaalseks meetmeks oleks tehismärgalade rajamine, võttes arvesse asukohapõhiseid tingimusi ja nõudeid (Holsten et al., 2012), kuid Eesti veemajanduskavasse pole seda veel sisse toodud.

Käesoleva töö uuringualasse jääb Porijõgi, mis vastavalt veemajanduskava 2014. aasta seireandmetele on kesise ökoloogilise seisundiga ning keemiline seisund on hea või osades lõikudes hindamata. Ökoloogilise halva seisundi põhjuseks on peamiselt kalad, kelle rändetee on takistatud paisuga. See ülesvoolu asuv jõe lõik on märgitud ka lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistusse, mistõttu on oluline leida efektiivseid viise veekogu ja kalade seisundi parandamiseks. Emajõgi, millesse Porijõgi suubub on 2016. aasta seisuga kesise ökoloogilise seisundiga suurselgrootute tõttu ja hea keemilise seisundiga. Seire käigus leiti veest siiski mitmete ohtlike ainete jääke (pestitsiidid, ravimijäägid), aga need alla kehtestatud piirnormide ja vee kvaliteeti ei mõjutanud. Toitainete sisalduse poolest on Emajõgi heas seisundis (Keskkonnaagentuur, 2017). Eelnevalt mainitud kahe seisundi põhjal on mõlema jõe seisund kesine ja võrreldes eelmise veemajanduskavaga on muutunud Porijõe seisund halvemaks, mistõttu on oluline leida meetmeid selle seisundi parandamiseks. Samuti ei saavutatud 2015. aastaks veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) poolt püstitatud eesmärki, et veekogude seisund oleks hea ning nii Porijõe kui Emajõe puhul pikendati hea seisundi saavutamist vastavalt 2021. või 2027. aastani (Keskkonnaministerium, 2016B).

#### 1.4. Põllumajanduslik hajukoormus

Vastavalt veemajanduskavades toodud koormustele arvestatakse hajukoormusena sademevee ülevoolu või äravoolu teedelt ja tänavatelt, mitmesuguste ainete leostumist haritavalt maalt pinnaveekokku põllumajandustegevuse tõttu ja nende edasikandumist kuivenduskraavide kaudu, lekkeid loomakasvatushoonetest, mineraal- ja orgaaniliste väetiste kasutamist, metsakuivendussüsteemide kaudu mitmesuguste ainete edasi kandumist metsamajandusmaalt, transpordivahenditest ja nendega seotud infrastruktuuridelt pärit koormust, lekkeid ja reostust endistelt tööstusaladelt ja -objektidelt. Neist peamiseks surveteguriks peetakse põllumajandusest tulenevat hajukoormust, mille vähendamiseks tuleks tegeleda (Keskkonnaministeerium, 2016A,B,C; Vassiljev et al., 2008; Talpsep et al., 2012).

Toitainete ärakanne põllumajandusest ja liikumine veekogudesse põhjustab olulist veekvaliteedi halvenemist nii kraavides, jõgedes, järvedes kui meres (Heathwaite et al., 2000; Blankenberg et al., 2008; Huang et al., 2017; Molenat et al., 2002) ning kiirendab eutrofeerumist, mida algselt on peetud veekogude normaalseks vananemise protsessiks. Kogu lämmastikust 43-55% ja kogu fosforist 33-44% jõuab veekogudesse põllumajandusest (HELCOM, 2011; Iho et al., 2015). Toitainete voog on oluliselt suurenenud inimtegevuse tagajärjel ning punktreostusest isegi olulisem on hajukoormus (Anderson et al., 2002). Võrreldes punktreostusega, on hajukoormus olulisema mõjuga just suurema veehulga korral (kevadine ja sügisene suurvesi), sõltudes tugevalt looduslikest oludest, ilmastikutingimustest, konkreetse aasta veerohkusest ja põllumajanduse intensiivsusest (kasutatud väetiste hulgast ja koristatud saagi suuruselt). Mida rohkem väetatakse ja vett põllumajandusmaale tuleb, seda rohkem uhutakse sealt toitaineid välja (Nõges et al., 2007; Vassiljev et al., 2008; Koskiaho & Puustinen, 2005; Bowes et al., 2008; Keskkonnaministeerium, 2016B) ning teatud piirkondades võib nii pinna- kui põhjavee seisund halveneda. Põllumajandusest tulenev hajukoormus tekitab tõsisemaid probleeme ning selle liikumist keskkonnas on raskem kontrollida hajusa iseloomu ja suure ulatuse tõttu (Anderson et al., 2002; Iho et al., 2015), mistõttu meetmed toitainete ärakande vähendamiseks võivad osutada kulukaks (Withers et al., 2014; Mewes, 2012; Keskkonnaministeerium, 2016A).

Põllumajandusest pärinev hajukoormus on peamiselt seotud taimekaitsevahendite, mineraal- ja orgaaniliste väetiste kasutamisega ja loomakasvatusega (Keskkonnaministeerium 2016B; Rheinheimer, 1998; Talpsep et al., 2012). Lämmastik- ja fosforväetiste kasutamise tõttu uhutakse vihma ja lumesula veega taimede poolt kasutamata jäänud ühendid otse

põllumajanduskraavidesse või kuivendussüsteemidesse, kust see liigub edasi jõgedesse ja merre (Rheinheimer, 1998; Talpsep et al., 2012; Vassiljev et al., 2008, Ulen et al., 2007), kuid veekogude looduslik isepuhastusvõime on ajaga vähenenud (Vought et al., 1991). Lisaks pinnaveekogudele on taimetoitainete (eeskätt nitraadi) sisaldused suurenenud põhjavees, mis imbudes veekogudesse soodustavad kahjulikke vetikate õitsenguid ja võivad mõjutada negatiivselt ka joogivee kvaliteeti (Anderson et al., 2002). Vee kvaliteeti ohustavad ka loomakasvatused kui seal laotatakse sõnnikut suurtes kogustes lautade läheduses olevatele põldudele või kui farmis puuduvad korralikud sõnnikuhoidlad (Kasak et al., 2016; Keskkonnaministeerium 2016B). Hajukoormuse ennetavaks vähendamiseks tuleb kinni pidada erinevate mürgkemikaalide, sõnniku ja väetiste kasutamise keskkonnanõuetest (Keskkonnaministeerium, 2016B; Kasak et al., 2016; AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006).

Euroopa Liit on 1990-ndatest aastatest alates kehtestanud mitmeid direktiive. Eutrofeerumise ja toitainete ärakande kontrollimiseks alustati õigusaktide loomisega 1991. aastal kui rakendati kaks olulist direktiivi, millest nitraadidirektiiv (91/676/EMÜ) oli eeskätt mõeldud põllumajandusliku haju- ja nitraadi reostuse kontrollimiseks. Peamine vee kaitse kavandamine põhineb Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivil (2000/60/EÜ), mille kohaselt oleks 2015. aastaks pidanud saavutatama vee hea seisund kõikides veekogudes (pinnavesi, põhjavesi, rannikuvesi). Vaatamata kasutusele võetud meetmetele ja nõuetele, pole see eesmärk veel saavutatud ning mitmetele veekogumitele on antud ajapikendus seisundi parandamiseks (Keskkonnaministeerium, 2016B), mis võimaldab aeglasemate protsesside korral meetmete rakendamist jätkata või vajadusel neid tõhustada. Võrreldes varasema perioodiga (1997-2003) on lämmastiku ja fosfori sisend Läänemere alamvesikondadesse 2008-2010. aastal vähenenud tänu kasutusele võetud meetmetele, sealhulgas peamiselt reoveekäitluse tõhustamisele, lenduvate ainete emissioonide vähendamisele ja ka hajukoormus allikatest tulevate toitainete kadude vähendamisele (HELCOM, 2015). Direktiivide veelgi edukamaks rakendamiseks ja hajukoormuse vähendamiseks on oluline vähendada toitainete kadusid põllumajandusest (Bouraoui & Grizzetti, 2014; Buckley & Carney, 2013; Kasak et al., 2016).

Põldudelt toitainete ärakande leevendamiseks on vaja teada erinevate toitainete kadude mehhanisme. Ennetavad strateegiad ärakande vähendamiseks keskenduvad peamiselt allikatele, ümberpaiknemise või transpordi kontrollile (Ulen et al., 2007). Valgalas toimub lämmastiku transport põllumaalt pinnavette läbi pindmise äravoolu, aluspinnases leostumise ja põhjavee transpordi kaudu (Bouraoui & Grizzetti, 2014). Toitainete kadu põldudelt on suurem

suurvee ajal (kevadepool ja sügisel) kui taimede poolt omastamata toitained leostuvad ja uhutakse põllumaadelt veekogudesse (Vassiljev et al., 2008). Toitainete liigne sisaldus veekeskkonnas toob endaga kaasa veetaimede ja vetikate vohamise, hapnikusisalduse languse vees, ohustades nii kalu kui ka muid vees elavaid organisme (Rooma & Valdmaa, 2007; Nõges et al., 2007; Anderson et al., 2002). Fosfori ärakannet soodustavad künklikud alad, mis on erosioonile vastuvõtlikumad, sest fosfori osakesed seostuvad mullaosakestega, mis kanduvad erosiooni toimel veekogudesse. Tasasel alal on fosfori kadude puhul oluliselt teguriks mullatekstuur (Chardon & Schoumans, 2007). Fosfori ärakanne veekogudesse kinnitatuna peenmaterjalile ja pinnaseosakestele ilmneb hägususe ja üldfosfori vahelise tugeva seosega, tänu millele on üldfosfori sisaldust vees võimalik hinnata ka hägususe põhjal (Grayson et al., 1996). Lämmastiku ühendid jõuavad veekogudesse peamiselt leostumise teel. Nitraatlämmastiku allikaks on enamasti väetised, mis taimede poolt omastamata jäädes liiguvad vihma ja lumesula vee abil veekeskkonda (Anderson et al., 2002; Rooma & Valdmaa, 2007).

Põllumajandussektor on suure surve all, et säilitada või isegi suurendada majanduslikku tõhusust ja konkurentsi välisturul ning saagikuse tõstmiseks kasutatakse väetisi. Põllumajanduslikku tegevust tuleks keskkonnaalasel parandada, näiteks hajukoormuse vähendamise meetmena kasutada võimalikult vähe väetisi või väetada perioodil kui taimed omastavad toitained paremini (Buckley & Carney, 2013), rakendada meetmeid erosiooni vähendamiseks, kasutada taimestatud puhverribasid kraavide ääres või tehismärgalasid toitainete transpordi takistamiseks veekeskkonda. See aitab leevendada keskkonnale avalduvat negatiivset mõju hajukoormuse näol ning alandada põllumeeste kulutusi väetistele (Kasak et al., 2016; Keskkonnaministeerium, 2016B; Bouraoui & Grizzetti, 2014; Iho et al., 2015).

Kasvuperioodil omastavad taimed väetistega maapinda viidud toitained (N, P ja K) vaid vajaduse täitumiseni (Buckley & Carney, 2013; Rooma & Valdmaa, 2007) ning taimede nõudlust ületavad toitained kanduvad sademete ja lumesulaveega veekogudesse. Sellest tulenevalt pole optimaalne väetiste kasutamise määr seotud taimede maksimaalse kasvuga, vaid saagikuse tasemega, mis tagab rahuldava kasumi ja kulude katte, kuid vähendab väetamisega tekitatud koormust keskkonnale. Selleks soovitatakse kasutada toitainete bilansiarvutusi (Holsten et al., 2012; Buckley & Carney, 2013). Lisaks väetamise optimeerimisele on veekeskkondade kaitseks loodud kaitse- või piiranguvööndeid, kus väetamine ja sõnniku laotamine on keelatud. Samuti kasutatakse põldudeäärsete veekogude kallastel taimestatud puhvervööndeid toitainete kinnipidamiseks. Üldine soovitus on kasutada väetisi ja põllumajanduslikke kemikaale veekogude läheduses olevatel põllumaadel väiksemates

kogustes (Rooma & Valdmaa, 2007; AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006). Hajukoormuse vähendamiseks on erinevate väetiste kasutamisele kehtestatud kindlad reeglid. Näiteks silomahla ja vadaku kasutamisel tuleb neid veega lahjendada kindlas vahekorras ja segu tohib aastas laotada kuni 30 tonni hektari kohta (Rooma & Valdmaa, 2007), sõnnikuga võib anda haritavale maale kuni 170 kg lämmastikku aastas. Väetiste laotamine on keelatud haritavale maale, mille kalle on üle 10 protsendi ning väetada ei tohi lumekattega ja külmunud maad (Veeseadus, 2017). Saksamaal Schleswig-Holsteini piirkonnas tehtud uuringud üksikute farmide põhjal leidsid, et toitained satuvad veekeskonda seetõttu, et läga laotatakse põllumaale peale saagi koristust kui seal pole enam taimi, mis toitaineid omastaksid ning seetõttu liiguvad toitained vee ja mullaosakestega edasi kraavidesse ja suurematesse veekogudesse (Holsten et al., 2012).

Lisaks väetiste optimaalsemale kasutusele on oluline erinevaid väetisi õigesti ka hoiustada ja kasutada, järgides seadusest tulenevaid nõudeid, mis on kohaldatud vastavalt piirkondlikele eripäradele, et vähendada hajukoormuse teket ja levikut (Holsten et al., 2012; Piirimäe et al., 2014). Põllumajandusliku hajukoormuse vältimiseks ja kontrolli all hoidmiseks teeb keskkonnainspektsioon põllupidajate juurde kontrolle ja reide, mille käigus vaadatakse üle põlluraamatud ja kohapealne olukord (Kasak et al., 2016; Piirimäe et al., 2014). Väetamisplaani järgimine aitab kontrollida ja vähendada väetiste kasutamist (Rooma & Valdmaa, 2007). Lisaks väetamise kontrollimisele aitavad hajukoormuse vähendamisele kaasa vabatahtlikud programmid ja abinõud, mis juhivad probleemile tähelepanu ning tagavad tehnilise, majandusliku kui ka hariduslase toetuse (Iho et al., 2015). Paljud Euroopa ja Läänemere äärsed riigid on võtnud kasutusele seadusandlikke ja majanduslikke meetmeid koos teavituskampaaniatega, et vähendada põllumajandusliku hajukoormuse mõju keskkonnale (Ulen et al., 2007; ). Mitmeid infovoldikuid, nõudeid ja raamatuid on koostatud Eestiski, et juhtida inimeste tähelepanu hajukoormusest tulenevatele probleemidele ning nende võimalikele lahendustele (Kasak, et al., 2016; Piirimäe et al., 2014; Talpsep et al., 2012; Rooma & Valdmaa, 2007).

## 1.5. Avaveelised tehismärgalad

### 1.5.1. Üldine kirjeldus

Märgalad suurendavad bioloogilist mitmekesisust ja parandavad maastiku majanduslikku ja esteetilist väljanägemist, kuid looduslike märgalade osakaal on vähenenud nende kuivendamise

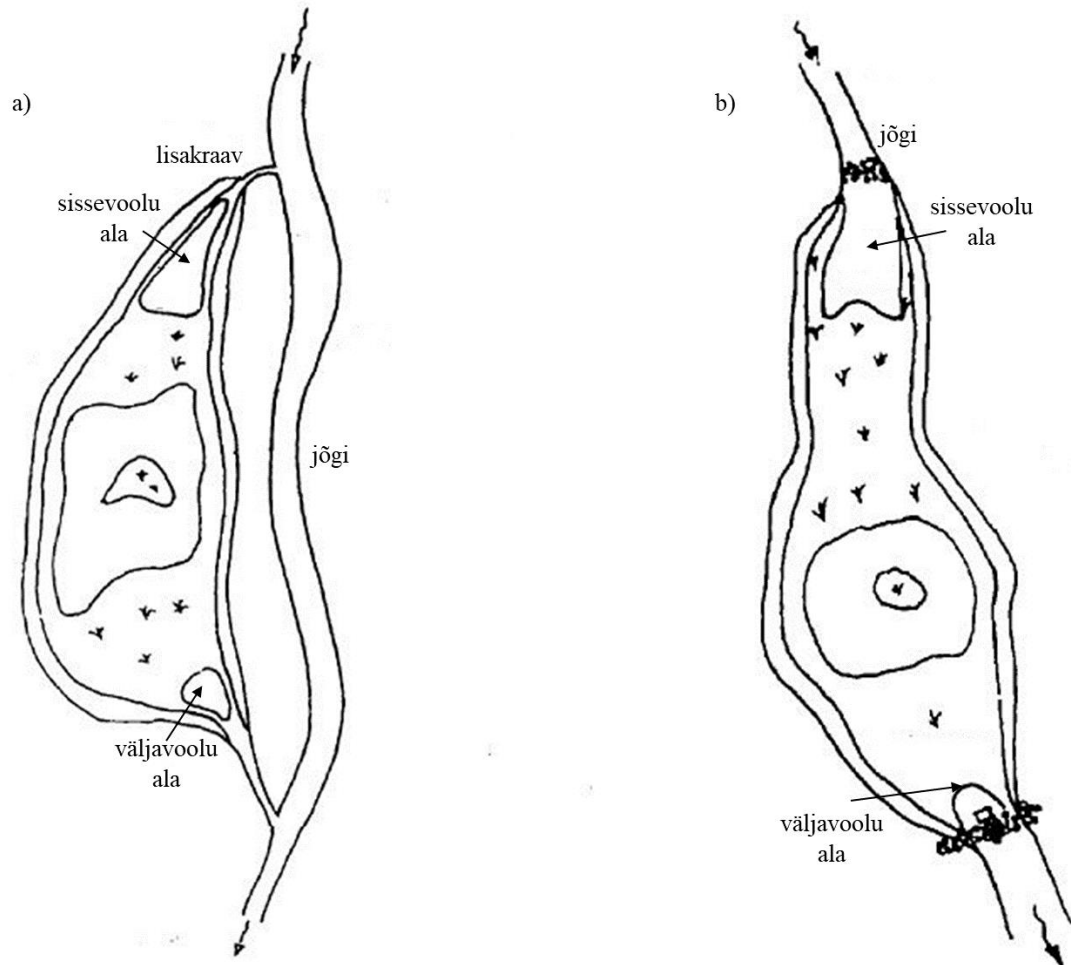
tõttu, metsa- ja põllumaade osakaalu suurendamiseks (Kadlec & Wallace, 2009). Tänapäeval on hakatud aina rohkem tähelepanu pöörama looduslike märgalade hoidmisele, taastamisele, tehismärgalade loomisele ning pidevalt suureneb erinevate teadusuuringute osakaal, mis hõlmavad märgalaid (Zhang et al., 2010; Mitsch & Gosselink, 2015). Varasema majandustegevuse tõttu suurenenud põllumaade osakaal ja väetiste kasutamine saagi suurendamiseks on muutnud veekogude kvaliteeti halvemaks (Mander et al., 2000) ning põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks on kasutatud ühe meetmena ka avaveelisi tehismärgalaid (Braskerud, 2002a,b; Mitsch et al., 2012; Koskiaho et al., 2003; Kasak et al., 2018; Johannesson et al., 2017; Arheimer & Pers, 2017; Mitsch & Gosselink, 2015; Babatunde et al., 2008; Darwiche-Criado et al., 2017; Vymazal & Brezinova, 2015).

Avaveelised tehismärgalad on enamasti madalaveelised (0,2-0,4 m) vabaveeliste aladega tiigid, mis peamiselt on taimestunud kõrgema veetaimestikuga (näiteks hundinuiade ja pillirooga) (Kadlec & Wallace, 2009; Noorvee et al., 2007; Vymazal, 2013a), imiteerides looduslikke märgalaid ning luues sobivaid elupaiku märgaladel elavatele liikidele (Mitsch & Gosselink, 2015). Need sobivad hästi nii sekundaarseks kui tertsiaarseks reovee puhastamiseks või hajukoormuse vähendamiseks (Noorvee et al., 2007; Kadlec & Wallace, 2009; Mitsch & Gosselink, 2015; Vymazal, 2013b; Babatunde et al., 2008). Tehismärgalade positiivne mõju avaldub lisaks vee kvaliteedi parandamisele ka mitmete lisandväärtustena. Märgalad oma taimestikuga rahustavad voolu, mis soodustab puhastusprotsesside toimumist. Samuti suurendavad need elurikkust, loovad sobivaid elupaiku kahepaiksetele ja veelindudele, kuna konkurents kaladega toidu osas puudub. Lisaks elurikkuse suurendamisele, muudavad märgalad maastiku esteetilisemaks, sobituvad ümbritsevasse keskkonda ning kuivemal perioodil on need kasutatavad vee reservuaaridena (Crumpton et al., 2008; Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2013b; Koskiaho & Puustinen, 2005).

Avaveelised märgalad rajatakse enamasti looduslikke pinnavorme järgides tasandike või kõrgustike nõgudesse, et vältida looduslike märgalade ja veesüsteemide kahjustamist (Lesta et al., 2007). Avaveeliste märgalade rajamisel on oluline leida sobiva pinnasega ala ning arvestada hüdrogeoloogilisi ja maastikulisi aspekte, sest piisava efektiivsuse saavutamiseks tuleb märgalad rajada suurele alale ja põhjavee kaitseks geomembraani kasutamine võib osutuda liigselt kulukaks (Noorvee et al., 2007). Pinnasel on märgala toimimisele oluline mõju, eriti peale ehitust ja käivitumise perioodil. Märgala pinnas peab olema vettpidav, et vältida süsteemis oleva vee imbumist põhjavette ja vastupidi. Vettpidav pinnas aitab säilitada pidevalt üleujutatud tingimusi, kuid peab looma sobiva keskkonna märgalataimede istutamiseks ja

kasvamiseks. Pinnase veepidavus on väga oluline nitraaditundlikul alal, vältimaks toitainete (eelkõige lämmastiku) leostumist karstunud pinnasesse ja seeläbi põhjavette (AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006).

Avaveeliste tehismärgalade rajamisel on mitu valikut. Märgala võib rajada nii otse voolusängile (ingl. *in-stream*), kus kogu voolusängi jõudev vesi läbib ka märgala või voolusängi kõrvale (ingl. *off-stream*) (Joonis 1) ja juhtida ainult osa voolusängi läbivast veest märgalasse. Voolusängi kõrval olevasse märgalasse võib vee sissevool olla looduslik või reguleeritud pumpamisega (Arheimer & Pers, 2017; Bendoricchio et al., 2000; Kadlec & Wallace, 2009). Vee pumpamisega *off-stream* märgalasse saab reguleerida vooluhulka ja vähendada selle muutlikkusest tulenevaid probleeme. Soovitav on jälgida, et algses voolusängis oleks tagatud vähemalt minimaalne vajalik vooluhulk taimestiku ja loomastiku säilimiseks (Bendoricchio et al., 2000). Voolusängile rajatud märgalad taluvad paremini muutlike vooluhulki, sest märgalasse jõudes, vool hajub ja vooluhulk väheneb, kuid sellegipoolest oleks mõistlik neid rajada veekogu ülemjooksule, kus vooluhulk ja -kiirus on väiksemad, et vältida suurvee ajal juba settinud osakeste süsteemi tagasi sattumist (Mitsch, 1993; Gilliam et al., 1997). Voolusängi kõrvale rajatud märgalades on vooluhulga muutustest tingitud probleeme vähem, kuid taolised süsteemid võivad aegajalt jääda kuivaks, kuna algses voolusängis tuleb tagada piisav vee olemasolu ja sellisel juhul toitained veest ei vähendata (Darwiche-Criado et al., 2017). Voolusängile rajatud märgalad aitavad vähendada kogu kraavis/jões olevast veest toitaineid, kuid Rootsis läbi viidud uuringu kohaselt läbib voolusängi kõrvale rajatud märgalaid vaid 30% kogu veekogu veest (Arheimer & Pers, 2017). Hoolimata suuremast vooluhulgast ja toitainete kontsentratsioonidest (Darwiche-Criado et al., 2017), suudavad voolusängile rajatud märgalad efektiivselt eemaldada veest toitaineid nii settimise kui erinevate bioloogiliste protsesside abil (Braskerud, 2002a,b). Lisaks on voolusängile rajatud märgalades püsiva taimkatte osakaal kõrgem (50-90%) kui voolusängi kõrval olevates märgalades (10-20%), tänu pidevalt üleujutatud tingimustele, mis on toitainete vähendamiseks oluline (Darwiche-Criado et al., 2017).



**Joonis 1.** Voolusängi kõrvale (ingl. *off-stream*) rajatud märgala (a) ja voolusängile (ingl. *in-stream*) rajatud märgala (b) skeem (Bendoricchio et al., 2000 järgi).

Enamus avaveelistest tehismärgaladest, mis vähendavad hajukoormust on rajatud voolusängi kõrvale (Borin & Tocchetto, 2007; Zheng et al., 2014; Hernandez-Crespo et al., 2017), kuid vaid üksikud on loodud voolusängile (Koskiaho et al., 2003; Johannesson et al., 2017). Uuringute põhjal on näiteks *off-stream* märgalade puhastusefektiivsus üldlämmastiku puhul 62,3-97% (Borin & Tocchetto, 2007; Zheng et al., 2014; Hernandez-Crespo et al., 2017) ja üldfosfori puhul 40-86% (Zheng et al., 2014; Johannesson et al., 2017; Hernandez-Crespo et al., 2017) kuid voolusängile rajatud märgalades on teatatud üldfosfori puhastusefektiivsuseks 6-62% (Koskiaho et al., 2003; Johannesson et al., 2017) ja üldlämmastiku puhastusefektiivsuseks kuni 36% (Koskiaho et al., 2003). Selle põhjuseks võib olla maa-ala piiratud kasutusvõimalus põllumajanduspiirkonnas, et saavutada piisav märgala/valgala suhe (0,5-2%) (Koskiaho et al., 2003), kuid suuresti on see tingitud voolusängile rajatud märgalade kehvemast efektiivsusest puhastada täielikult tormi või üleujutusega kaasnevat vett. Üldine

toitainete vähendamise efektiivsus on neis madalam ka muutliku vooluhulga tõttu (Darwiche-Criado et al., 2017). Piisava vee viibeaja ja väikese vooluhulga saavutamiseks on voolusängile rajatud märgalad suuremad ja pakuvad keskkonnale rohkem lisandväärtusi nagu bioloogilise mitmekesisuse suurendamine ja elupaikade loomine lindudele, kahepaiksetele (Hsu et al., 2011).

Puhastusefektiivsust võib märgalades erineda nii ruumiliselt kui ajaliselt peamiselt veerežiimi ja taimestatuse tõttu (Arheimer & Wittgren, 2002; Darwiche-Criado et al., 2017). Avaveelise tehismärgala efektiivsuse tagamiseks on oluline märgala suurus, mis mõjutab vee viibeaga süsteemis ja aitab kaasa puhastusprotsesside toimimisele (Crumpton et al., 2008; Koskiaho & Puustinen, 2005). Minimaalne vee viibeag avaveelises tehismärgalas võiks olla 1,5 päeva, kuid veelgi pikema viibeaja puhul saavad märgalas paremini toimuda mikroobsed protsessid toitainete vähendamiseks kui ka osakesed settida (Talpsep et al., 2012; Koskiaho, 2003). Vee viibeaja optimeerimiseks ja hajukoormuse piisava puhastusefektiivsuse saavutamiseks on vajalik arvestada märgala/valgala pindalade suhet. Märgalade minimaalne pindala võiks olla 0,5% tema taha jääva valgala suuruselt (Kasak et al., 2016), kuid Soomes tehtud uuringute kohaselt jääb minimaalne suhe 0,5-2% vahemikku (Koskiaho et al., 2003), mis tagaks piisava puhastusefektiivsuse märgalas, kasutades maad selleks otstarbekalt. Väiksemaid tehismärgalaid kasutatakse peamiselt mullaosakeste ja toitainete ärakande vähendamiseks põllumajanduslikelt aladelt (Wassmann & Olli, 2004; Kasak et al., 2018; Johannesson et al., 2017). Hajukoormuse ja toitainete vähendamise efektiivsus veest sõltub mitmetest teguritest, näiteks märgala paigutusest maastikul, geograafilisest asukohast, vee viibeajast, märgala/valgala pindalade suhtest, hajukoormuse ulatusest, toitainete kontsentratsioonist, märgala taimestatusest ja temperatuurist (Arheimer & Pers, 2017; Crumpton et al., 2008; Darwiche-Criado et al., 2017; Kadlec & Wallace, 2009; Koskiaho et al., 2003). Talvel ja külmemal perioodil võivad parasvöötme kliimaga aladel mikroobsed ja hapniku tarbivad protsessid toimuda väiksema efektiivsusega kui soojema kliimaga aladel, sest hapniku sisaldus vees, mikroobide aktiivsus ja elutegevus sõltub temperatuurist (Noorvee et al., 2007; Kadlec & Wallace, 2009).

### 1.5.2. Puhastusprotsessid avaveelistes tehismärgalades

Tehismärgalade peamiseks eesmärgiks on vähendada pinnaveekogudesse jõudvat toitainete koormust, mis soodustab vetikate kasvu ja veekogude eutrofeerumist. Tehismärgalad aitavad

vees vähendada peamisi taime kasvu limiteerivaid toitaineid (lämmastik ja fosfor), samuti muude veekogu kvaliteeti halvendavate ainete, nagu orgaanika, heljumi, metallide, patogeenide ja pestitsiidide sisaldust (Koskiaho & Puustinen, 2005; Vymazal et al., 1998; Johannesson et al., 2017; Arheimer & Pers, 2017; Babatunde et al., 2008; Kadlec & Wallace, 2009).

Märgala efektiivsus vähendada põllumajanduslikku hajukoormust ja viia läbi puhastusprotsesse toitainete kontsentratsiooni vähendamiseks vees on mõjutatud kliimaatilistest ja asukohapõhistest teguritest (Arheimer & Pers, 2017; Crumpton et al., 2008, Johannesson et al., 2017; Persson & Wittgren, 2003; Postila et al., 2015). Toitainete muundumisel ja süsteemist eemaldamisel omab olulist mõju vee temperatuur, pinnase seisund ja taimestik. Nitraadi ja teiste lämmastikuühendite vähendamise ulatus võib suvekuudel olla mitu korda kõrgem kui külmadel talvekuudel, kevadel ja sügisel jäävad puhastuse määrad vahepealseteks (Braskerud, 2002b; Koskiaho et al., 2003; Postila et al., 2015; Noorvee et al., 2007). Puhastusprotsesside puhul märgalas on oluline toitainete ja veehulga ajaline ning ulatuslik koormus. Protsentuaalselt maksimaalne toitainete vähenemine toimub vee suure viibeaja ja madala hüdraulilise koormuse korral (Crumpton et al., 2008; Koskiaho & Puustinen, 2005; Kasak et al., 2018).

Olulisemad puhastusprotsessid toitainete vähendamiseks tehismärgalades on toitaineid sisaldavate osakeste filtratsioon ja settimine märgala põhja, adsorptsioon, lendumine, keemiline sadenemine, lagunemine, bioloogiline toitainete omastamine peamiselt makrofüütide ja mikroorganismide poolt ning lämmastiku nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon (Puustinen & Jormola, 2005; Koskiaho & Puustinen, 2005; Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 1998).

#### 1.5.2.1. Fosfori eemaldamine tehismärgalas

Avaveelised tehismärgalad eemaldavad fosforiühendeid veest läbi bioloogiliste, keemiliste ja füüsikaliste protsesside. Filtratsioon ja settimine on peamised viisid tahke anorgaanilise ja orgaanilise fosfori eemaldamiseks (Liikanen et al., 2004; Crumpton et al., 2008; Kadlec & Wallace, 2009), kuid fosfori eemaldamine märgala läbivast veest toimub ka tänu sorptsioonile pinnasesse ja setetesse ning biomassi ladestumisel (Boyd et al., 2005; Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 1998). Lahustunud fosforiühendeid aitab märgaladest eemaldada ka taimede- ja mikroobide poolne omastamine (Koskiaho et al., 2003; Vymazal, 2013a).

Osakeste settimise tulemusena tekib märgalas ajaga uusi pinnasekihte, mis sisaldavad toitaineid. Settimine võib toimuda lõpmatuseni, kuid sorptsioonil ja biomassi ladestumisel on kindel mahutavus, peale selle täitumist need protsessid märgalas fosfori sisaldust vähendada ei suuda (Buckley & Carney, 2013; Kadlec & Wallace, 2009). Taimed omastavad fosforit läbi juurte ning transpordivad seda kasvavate taimede rakkudesse. Fosfori eemaldamiseks märgalalt võib taimede biomassi lõigata vähemaks (Vymazal et al., 1998; Verhofstad et al., 2017), kuid uuringud on andnud erinevaid tulemusi selle efektiivsuse osas, sest biomassiga eemaldatav toitainete osakaal ei pruugi olla piisavalt suur, et see vastaks selleks tehtud kulutustele ja töömahule (Kadlec & Wallace, 2009). Fosforiühendid moodustavad märgalas olulise osa märgalataimede kuivkaalust, detriidist, mikroobidest, elusloodusest ja mullast, kuid on oluliselt väiksema osakaaluga kui lämmastik. Taimed omastavad toitained, sealhulgas fosforit kasvuperioodil, hiljem taimede lagunemisel vabanevad toitained osaliselt tagasi süsteemi, kuid osa fosforit sisaldavatest jääkidest koguneb märgala põhja ning mattub settesse (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2013a). Taimed aitavad fosforit veest vähendada mitte ainult omastamise teel, vaid nad aeglustavad vee voolu märgalas ja seeläbi soodustavad osakeste filtreerumist ja settimist ning loovad pinna, millele peened osakesed ja mikroorganismid võiksid kinnituda (Braskerud, 2002a; Vymazal, 2013a; Crumpton et al., 2008).

Fosfori omastamist tehismärgalades mõjutavad aasta jooksul temperatuur, hüdrauliline koormus ja taimede kasvumustrid (Buckley & Carney, 2013; Liikanen et al., 2004; Verhofstad et al., 2017; Vymazal et al., 1998). Jahedamal ajal kui taimede kasv aeglustub või peatub, fosfori ärastust nende poolt ei toimu. Samuti mõjutab toitainete vähendamise protsesse temperatuur, mis on oluline mikroobide aktiivsuse ja elutegevuse puhul (Koskiaho et al., 2003; Kadlec & Wallace, 2009). Märgalapinnase mikroobikooslused on olulised orgaanilise aine lagundamisel ja toitainete ümberpaiknemisel ja ringlusel, mängides kesksel rollil kogu ökosüsteemi metabolismis (Prenger & Reddy, 2004; Vymazal et al., 1998).

Toitained võivad vabaneda süsteemi tagasi lisaks taimede lagunemise tõttu ka suurvee ajal, kui juba settinud osakesed ja toitained uuesti veega kaasa haaratakse (Talpsep et al., 2012; Johannesson et al., 2017). Selline olukord võib tekkida juhul kui tegelik vooluhulk osutub suuremaks esialgu projekteeritust (Koskiaho et al., 2003). Eelnevalt pinnases olev fosfori sisaldus mõjutab sorptsiooni küllastusaega, mistõttu võib üle koormatud pinnasest fosfor vabaneda, kui märgalasse sisenevas vees on fosfori kontsentratsioon varasemast tunduvalt väiksem. Peamiselt võib selline probleem esineda avaveelise tehismärgala kasutamise alguses kui märgalal on alles käivitumise periood (Kadlec & Wallace, 2009).

### 1.5.2.2. Lämmastiku eemaldamine tehismärgalas

Lämmastiku eemaldamise protsessid märgalades on mitmekesisemad kui fosfori puhul ning hõlmavad endas osakeste füüsilisi ümberpaigutamisi nagu settimine ja segunemine, lisaks toimub taimedepoolne omastamine, lendumine ja protsessid, mille käigus muutuvad lämmastikuühendid mikroobide abil ühest vormist teise, näiteks nitrifikatsioon, denitrifikatsioon, ammonifikatsioon ja lagunemine (Vymazal et al., 1998; Kadlec & Wallace, 2009; Mitsch & Gosselink, 2015), olulisimad neist on nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon.

Orgaanilise aine mineralisatsiooni osaks on ammonifikatsioon, mille käigus orgaaniline lämmastik muudetakse mikroobide poolt ammoonium-lämmastikuks. See protsess toimub nii aeroobses kui anaeroobses keskkonnas (Reddy & Patric, 1984; Kadlec & Wallace, 2009; Mitsch & Gosselink, 2015). Ammonifitseerumise ja ammoonium-lämmastiku tekke määr sõltub tehismärgalades temperatuurist, pH-st, süsinik/lämmastik (C/N) suhtest, toitainetest, mulla tekstuurist ja struktuurist (Vymazal et al., 1998; Reddy & Patrick 1984). Sobivaim pH vahemik protsessi toimumiseks on 6,5 – 8,5 (Vymazal et al., 1998).

Nitrifikatsioon on ammoonium-lämmastiku oksüdeerimine nitraadiks, mis toimub läbi kahe etapi. Ammoonium oksüdeeritakse bakterite poolt esialgu nitritiks ning seejärel oksüdeeritakse saadud nitrit fakultatiivsete kemoautotroofsete bakterite poolt nitraadiks (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal et al., 1998). Lämmastiku eemaldamine süsteemist on soositud ka denitrifikatsiooni poolt, mille käigus vähendatakse nitraadi osakaalu, muutes seda dilämmastikoksiidiks (naerugaasiks) ( $N_2O$ ) ja anaeroobsete tingimuste jätkumisel edasi molekulaarseks lämmastikuks ( $N_2$ ), mis süsteemist lenduvad (Hauck, 1984; Kadlec & Wallace, 2009). Denitrifikatsiooni aitavad läbi viia fakultatiivsed heterotroofsed organismid, mis kasutavad elektronaktseptorina nii hapniku kui nitraati. Tehismärgalades toimub denitrifikatsioon orgaanilise materjali olemasolul anaeroobsetes või anoksilistes tingimustes (Vymazal et al., 1998; Koskiaho et al., 2003). Orgaanilise materjali ja süsiniku kättesaadavus on oluline denitrifikatsiooni läbiviivate heterotroofsete bakterite elutegevuseks (Arheimer & Wittgren, 2002; Kadlec & Wallace, 2009). Tehismärgalade sügavamate ja madalamate alade vaheldumine soodustab erinevate protsesside toimumist lämmastiku eemaldamiseks. Tehismärgalade aeroobses osas muudetakse ammoonium-lämmastik nitraadiks ning sügavamates anaeroobsetes tingimustes muudetakse nitraat mikroorganismide abil soovitatavalt molekulaarseks lämmastikuks, mis saab süsteemist liikuda atmosfääri (Puustinen & Jormola, 2005; Boyd et al., 2005; Koskiaho et al., 2003). Nitrifikatsioon saab toimuda ka

taimede juurestiku ümber hapnikurikkas mikrotsoonis ning denitrifikatsiooni reaktsioonid saavad toimuda seal kõrval anaeroobses pinnases (Kadlec & Wallace, 2009). Denitrifikatsiooni protsess toimub eelistatult soojema temperatuuri korral, mis on mikroorganismide elutegevuseks sobivam. Temperatuuri tõus 10 °C võrra kiirendab denitrifikatsiooni protsessi 1,5 – 3 korda (Koskiaho & Puustinen, 2005).

Lisaks eelnevalt mainitud protsessidele, väheneb lämmastiku kontsentratsioon vees ka taimedepoolse omastamise tõttu. Taimed omastavad toitaineid peamiselt kasvuperioodil, mis parasvöötme kliimaga aladel võib kesta hiliskevadest varasügiseni (Arheimer & Wittgren, 2002; Kadlec & Wallace, 2009; Koskiaho et al., 2003; Verhofstad et al., 2017). Lämmastiku sidumist taimedesse piirab nende kasvukiirus ja eelnev toitainete sisaldus taimede kudedes (Vymazal et al., 1998; Buckley & Carney, 2013). Tehismärgalapuhastites kasvavatel taimedel on toitainete mahutavus suurem ning need suudavad siduda rohkem lämmastikku oma kudedesse. Lämmastiku omastamine taimede poolt toimub läbi juurte risosfääris, mistõttu on vajalik lämmastiku liikumine difusiooniga pinnasesse ja vertikaalne liikumine aurumise abil. Osa taimedesse seotud lämmastikust võib vabaneda tagasi süsteemi jääkidest tekkinud kihi lagunemise käigus (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2013a).

#### 1.5.2.3. Orgaanilise aine eemaldamine tehismärgalas

Tehismärgalade puhul on orgaanika eemaldamisel peamiselt oluline süsiniku komponent. Orgaanilise aine eemaldamine süsteemist settimise teel toimub sarnaselt fosforiärastusele avaveeliste tehismärgalade puhul aeglase voolukiirusega osades, kus taimed aitavad voolukiirust veelgi rahustada ning vett filtreerida, soodustades osakeste sadenemist märgala põhja või kinnitumist taimede pinnale (Kadlec & Wallace, 2009). Samuti väheneb süsiniku sisaldus märgalas keemilise sadenemise, surnud taimede mattumise ja mikroobide tegevuse toimel (Bachand & Horne, 2000; Vymazal & Brezinova, 2018). Lahustunud orgaanilise aine eemaldamine süsteemist leiab aset mikroobse hõljumi kasvu arvelt või nendele kinnitumise tulemusena. Orgaanilist ainet lagundatakse märgalas nii aeroobses kui ka hapniku puudusel anaeroobses keskkonnas. Anaeroobne lagunemine on siiski ajakulukam mitme etapi tõttu. Aeroobseks lagunemiseks vajalik hapnik saadakse atmosfäärist difusiooni abil või taimede juurhingamisel tekkinud hapniku lekkest risosfääri (Vymazal et al., 1998). Lisaks varustavad taimed lagunedes märgalas olevaid mikroorganisme süsinikuga, aidates seeläbi erinevatel puhastusprotsessidel toimuda (Kadlec & Wallace, 2009).

## 2. Materjal ja meetoodika

### 2.2. Uuringuala kirjeldus

#### 2.2.1. Vända kraavi ja tehismärgala valgala

Vända kraav ja selle valgala asub Porijõe valgallas, mis paikneb Otepää kõrgustikul ja Ugandi lavamaal. Porijõgi on 36,2 km pikk ning selle valgala on 298 km<sup>2</sup>, mis asub kahe maastikupiirkonna vahel: Kirde-Eesti tasandik ja Otepää kõrgustik (Mander et al., 1997). Porijõe ülemjooks, mis on valdavalt heas seisundis, on Sipe oja suudmest kuni Tartu–Põlva raudteeni märgitud lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistusse, kuid jõe ökoloogiline seisund on kalade rändete takistuste tõttu kesises seisundis (Keskkonnaministeerium 2016B). Alamjooksul on Porijõgi lainetav moreenne tasandik ja kõrgus merepinnast on peamiselt 32–75 meetrit. Vända alamvalgala on 2,2 km<sup>2</sup>, millest umbes 62% on haritav maa, 32% looduslik ala (mets ja soo) ja umbes 8% alast on muu maakasutusega.

Vastavalt Tartu Observatooriumi ilmajaamale Tõraveres (15 km uuringualast) on aastane sademete hulk piirkonnas 726 mm ning aastas on 168 sajupäeva. Aastane keskmine õhutemperatuur on 6,3 °C.

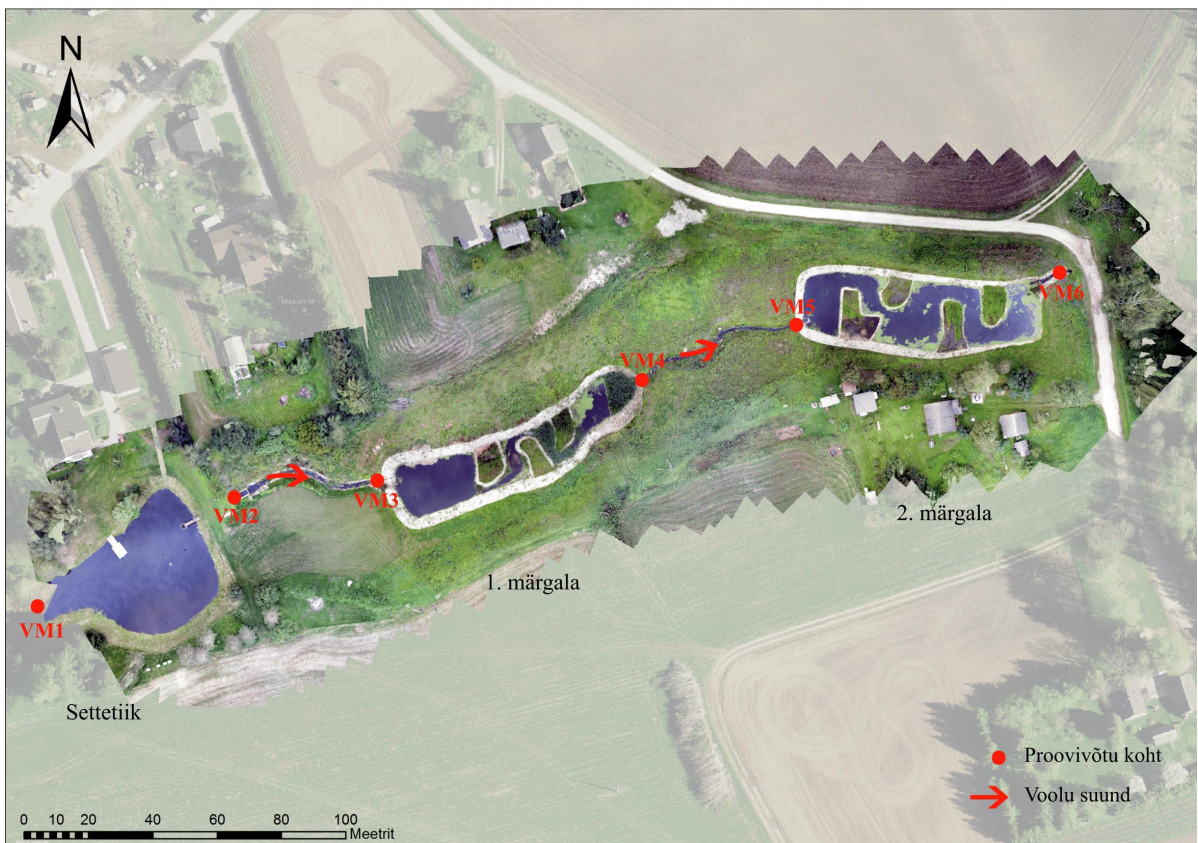
Võrreldes eelmise kümnendiga kui 90% haritavast maast muutus poollooduslikuks ja haritud rohumaaks (Mander et al., 2000), muutus aastatel 2001-2006 maakasutus vastupidiseks ja rohumaad muudeti taas haritavaks maaks, suurendades nende osakaalu uuesti 62%-ni (Pärn et al., 2018). Maakasutuse muutuste tõttu suurenes põldude väetamine ja seeläbi toitainete äraanne. Varasemalt on Vända kraavi valgallas peamiseks probleemideks olnud kõrge nitraatlämmastiku (NO<sub>3</sub>-N) sisaldus pindmistes põhjaveekihtides, küllaltki suur anorgaanilise lämmastiku äraanne ja kraavi kallaste erosioon intensiivse põllumajanduse tõttu (Mander et al., 1997). Üldlämmastiku (N<sub>üld</sub>) kontsentratsioon Vända kraavis on aastate jooksul tõusnud, olles näiteks 2007. aastal 4,7 mg/l, 2008. aastal 5 mg/l ning 2011 ja 2013 oli kontsentratsioon üle 8 mg/l, mis iseloomustavad keskmist kuni väga halba vee kvaliteeti. Keskmine üldfosfori (P<sub>üld</sub>) kontsentratsioon oli aastatel 2007-2013 0,06 mg/l, kuid suurvee ajal võis kontsentratsioon tõusta kuni 2,5 mg/l. Need muutused toitainete kontsentratsioonides on seotud maakasutuse muutustega ja väetiste suurenenud kasutusega (Pärn et al., 2018).

### 2.2.2. Vända avaveeline tehismärgala

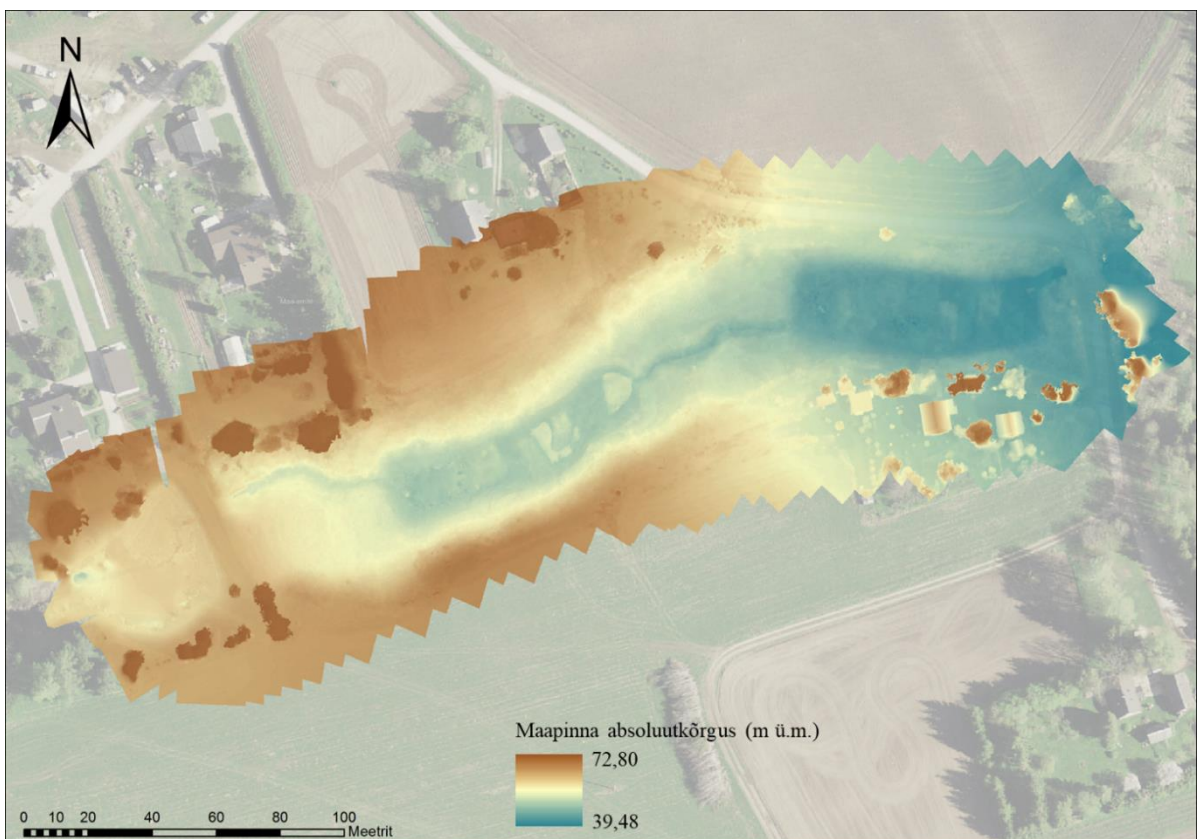
Käesoleva magistritöö uuringuala asub Uhti külas, Kambja vallas, Tartumaal (58°17'N, 26°43'E). Vända avaveeline tehismärgalasüsteem (Joonis 2, Joonis 3) rajati Porijõe valgala asuvale Vända kraavile 2015. aastal põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks. Vända kraavi valgala on 2,2 km<sup>2</sup> ning märgala/valgala suhe on ~0,3%. Vee viibeaja suurendamiseks ja hüdraulilise koormuse parandamiseks loodi mõlemale märgalale mitu voolu takistavat ja rahustavat looget, mis suurvee ajal võivad olla üleujutatud.

Vända tehismärgalasüsteem on esimene omalaadne Eestis, mis on rajatud põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks. Eripäraks on veel ka see, et süsteem on rajatud voolusängile ning seetõttu läbib kogu kraavi jõudev vesi märgalasüsteemi. Vända tehismärgala peamiseks eesmärgiks on vähendada kraavi vees põllumajandusest tulenevat toitainete (fosfori-, lämmastiku- ja süsinikuühendid) hulka enne Porijõkke suubumist, et aidata kaasa Porijõe veekvaliteedi parandamisele.

Vända märgalasüsteem koosneb settetiigist (1700 m<sup>2</sup>), millele järgnevad kaks madalaveelist märgalatiiki (2219 m<sup>2</sup> ja 2140 m<sup>2</sup>), milles vahelduvad sügavamad (1–1,5 m) alad madalamate (kuni 0,3 m) taimestunud aladega. Keskmine ööpäevane vooluhulk varieerub vahemikus 38 kuni 1246 m<sup>3</sup>, saavutades hüdroloogilise viibeaja mõnekümnest minutist kuni nelja päevani. Settetiik rajati aastal 1985 ja taastati 2015. aastal enne märgala rajamist. Settetiigi peamine eesmärk on setitada suuremaid osakesi ja puhverdada vooluhulka enne märgalasse jõudmist. Settetiigi efektiivsust analüüsiti kaksikümne aastat tagasi (Mander & Järvet 1998), kuid peale taastamist võib läbi viia uusi uuringuid selle efektiivsuse hindamiseks. Peale ehitustöid istutati esimesele märgalale hundinuiad (*Typha latifolia*) ja harilik pilliroog (*Phragmites australis*) (4 taime m<sup>2</sup> kohta) ning teine märgala jäeti looduslikult koloniseerima. Paari kuuga peale istutamist oli esimesel märgalal näha märkimisväärset taimede biomassi juurdekasvu, kuid teisel märgalal oli taimede kasv tühine. Taimestatus vastavalt istutatud ja looduslikult koloniseeritaval märgalal tõusis teiseks aastaks 41% ja 2,5%, koosnedes peamiselt hundinuiadest.



**Joonis 2.** Ortofoto Vända avaveelisest tehismärgalast. Punase täpiga märgitud proovipunktid (VM1, VM2, VM3, VM4, VM5, VM6), mis on vastavalt settetiigi, 1. märgala ja 2. märgala sisse- ja väljavooludes. Punane nool tähistab vee voolu suunda (Foto: Edgar Sepp)



**Joonis 3.** Vända avaveelise tehismärgala kõrgusmudel (Foto: Edgar Sepp, Raivo Aunap)

### 2.3. Vee analüüsid

Veeproove koguti analüüsimiseks kaks korda kuus alates 2017. aasta 16. märtsist kuni 12. aprillini 2018, kokku 25 korral, välja arvatud 2018. aasta jaanuaris ja veebruaris paksu jääkatte tõttu märgaladel. Igal proovivõtu korral koguti proove märgalatiikide ja neile eelneva settetiigi sisse- ja väljavooludest ning valgalalt 2 km märgalast ülesvoolu. Kogutud veeproovid hoiti termokotis ning viidi edasisteks analüüsideks Tartu Ülikooli biogeokeemia laborisse, kus määrati üldsüsiniku ( $C_{\text{üld}}$ ), üldorgaanilise süsiniku ( $C_{\text{org}}$ ) ja üldlämmastiku ( $N_{\text{üld}}$ ) sisaldus vees. Samuti viidi proove Tartu Ülikooli Katsekoja laborisse, kus määrati üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ), fosfaadi ( $PO_4\text{-P}$ ), nitraatlämmastiku ( $NO_3\text{-N}$ ), sulfaatiooni ( $SO_4^{2-}$ ) ja klooriooni ( $Cl^-$ ) kontsentratsioonid vees. Proovid, välja arvatud  $P_{\text{üld}}$  proov, filtreeriti läbi 0,45  $\mu\text{m}$  poorisuurusega süstlafiltrit. Analüüsid viidi läbi standardiseeritud meetodite järgi (APHA AWWA-WEF 2005).  $N_{\text{üld}}$ ,  $C_{\text{org}}$  ja  $C_{\text{üld}}$  määrati veeproovides Vario TOC detektoriga (Elementar GmbH, Germany) vastavalt EVS-EN 12260 ja EVS-EN 1484 standardite järgi.  $P_{\text{üld}}$  ja fosfaatiooni kontsentratsioon määrati vees spektrofotomeetria abil vastavalt EVS-EN ISO 6878 standardile ning  $NO_3\text{-N}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$  kontsentratsioonid määrati vees ioonkromatograafia abil EVS EN ISO 10304-1 standardile vastavalt.

Kohapeal määrati veeproovidest seitse parameetrit. pH, temperatuuri, elektrijuhtivuse, hägususe, hapniku kontsentratsiooni ja lahustunud hapniku sisalduse määramiseks kasutati portatiivset seadet (YSI ProDSS). Voolu kiirus mõõdeti SonTek FlowTracker käes hoitava akustilise Doppleri efektil põhineva kiiruse mõõtjaga (Acoustic Doppler Velocimeter), mille põhjal arvutati vooluhulk. Massipõhine efektiivsus toitainete ja süsiniku eemaldamiseks arvutati mõõdetud vooluhulga ning tehismärgala sisse- ja väljavoolu proovipunktide kontsentratsioonide erinevuse põhjal.

### 2.4. Taimede analüüs

Taimse biomassi ja toitainete taimedepoolse omastamise analüüsimiseks koguti 2018. aasta veebruaris mõlemalt märgalalt viiest proovipunktist (0,5  $\text{m}^2$ ) taimede maapealne osa. Kokku võeti kümme taimset proovi, mida hoiti 4 °C juures kuni need töödeldi analüüsi läbiviimiseks. Biomass kuivatati 48 tundi temperatuuril 70 °C konstantse kaaluni Gallenkamp Sanyo OMT

ahjus ja biomassi kuivkaal määrati Kern GS 6200-1 analüütilise kaaluga (reprodutseeritavus 0,1 g).

Maapeelses biomassis määrati lämmastiku (N<sub>üld</sub>), fosfori (P<sub>üld</sub>) ja süsiniku (C<sub>üld</sub>) sisaldused Eesti Keskkonnauuringute Keskuses. Taimkatte ulatus märgaladel määrati nii GPS kaardistamise kui MapInfo professional 10.5 tarkvara abil.

## 2.5. Statistiline analüüs

Veeparameetrite ja keskkonnanäitajate vaheliste suhete kindlaksmääramiseks kasutati Spearmani astakkorrelatsiooni. Muutujate normaaljaotusele vastavust kontrolliti Shapiro-Wilk testide abil. Kuna andmete jaotus erines normaalsusest, rakendati mitteparameetrist Mann-Whitney U-testi ja Spearmani astakkorrelatsiooni, et võrrelda omavahel märgalade sisse- ja väljavoolu näitajaid. Statistiliselt oluliste kontsentratsiooni muutuste välja selgitamiseks tehti testid eraldi Vända kraavi looduslikule osale (proovipunktid VM0 – VM2) ning eraldi võrreldi kontsentratsiooni muutusi märgalades (proovipunktid VM3 – VM6). Analüüsid viidi läbi, kasutades Statistica 7 tarkvara. Kõikidel juhtudel arvestati sobivaks olulisuse tase  $p < 0,05$ .

### 3. Tulemused ja arutelu

Vända kraavi valgalas on põllumajandusel tugev mõju vee kvaliteedile, mis ilmneb toitainete kontsentratsioonide järsul tõusul peale 2 km pikkuse põllumajandusmaade läbimist (Tabel 1). Kõikide näitajate, välja arvatud süsiniku ühendite kontsentratsioonid, suurenesid Vända kraavis enne tehismärgalasse jõudmist. Nitraatlämmastiku ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ja fosfaadi ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) kontsentratsioonid suurenesid vastavalt 1,0 mg/l-st kuni 4,1 mg/l-ni ja 0,04 mg/l-st kuni 0,06 mg/l-ni. Sarnane trend oli märgatav ka üldlämmastiku ( $\text{N}_{\text{üld}}$ ), üldfosfori ( $\text{P}_{\text{üld}}$ ), sulfaat- ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ja kloorioonide ( $\text{Cl}^-$ ) puhul, kus kontsentratsioonid tõusid vastavalt 3,2 mg/l-st kuni 6,1 mg/l-ni, 0,09 mg/l-st kuni 0,15 mg/l-ni, 3,1 mg/l-st kuni 13,7 mg/l-ni ja 2,2 mg/l-st kuni 11,7 mg/l-ni. Need muutused ainete kontsentratsioonides ilmestavad põllumajandusest tulenevat peamiselt väetamisest tingitud hajukoormuse mõju ümbritsevatele veekogudele (Huang et al., 2017; Molenat et al., 2002; Heathwaite et al., 2000; Blankenberg et al., 2008). Vända kraavi ülemjooksul on looduslikult raba ja mets ning orgaanilise- ja üldsüsiniku ( $\text{C}_{\text{org}}$  ja  $\text{C}_{\text{üld}}$ ) kontsentratsioonid on seal küllaltki kõrged ja vastupidiselt teistele näitajatele, nende kontsentratsioonid enne märgalasse jõudmist vähenesid vastavalt 77,1 mg/l-st ja 88,5 mg/l-st 48,4 mg/l-ni ja 68,2 mg/l-ni.

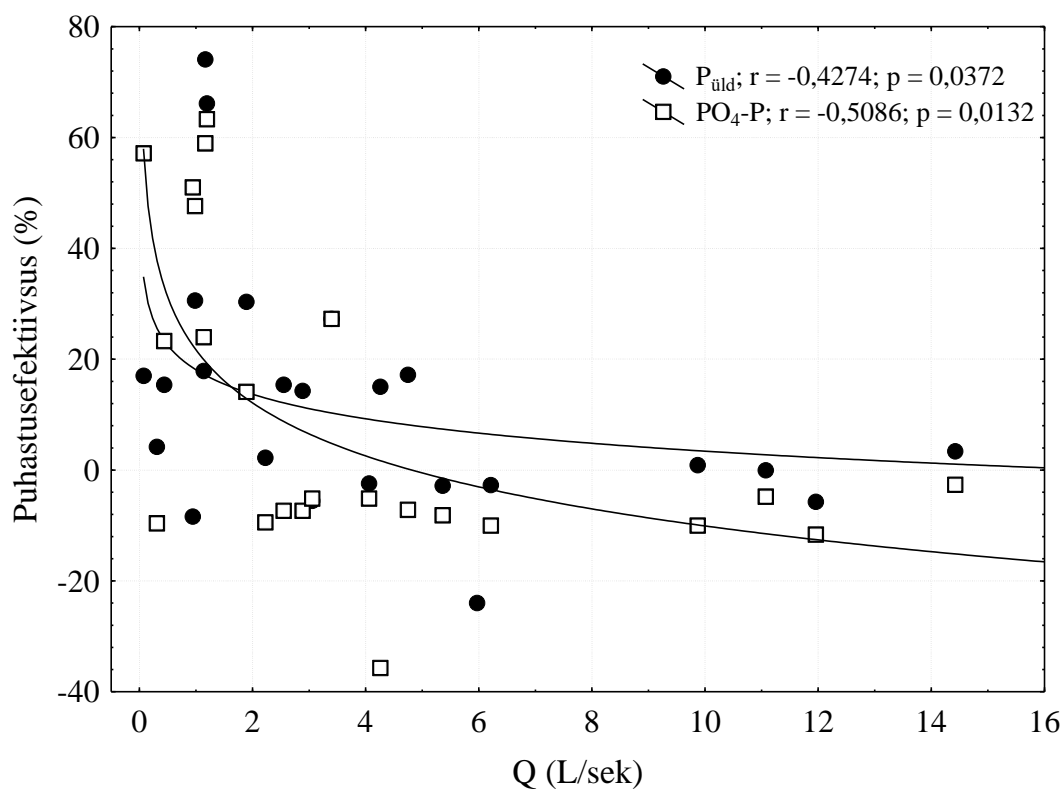
**Tabel 1.** Keskmiste ja standardhälvete väärtused ning puhastusefektiivsus (PE %) pH, temperatuuri (°C), elektrijuhtivuse ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), hägususe (NTU) ja muude vee kvaliteedinäitajate (mg/l) kohta settetiigi ja Vända märgalatiikide sisse- ja väljavooludes ning Vända kraavis. VM1, VM3, VM5 on vastavalt settetiigi ja esimese ning teise märgalatiigi sissevoolud. VM2, VM4, VM6 on vastavalt settetiigi ja esimese ning teise märgalatiigi väljavoolud ning VM0 on Vända kraavi iseloomustav punkt 2 km märgalasüsteemist ülesvoolu.

	pH	Elektrijuhtivus	Hägusus	Temp.	O <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub>	PO <sub>4</sub> -P	P <sub>üld</sub>	NO <sub>3</sub> -N	N <sub>üld</sub>	C <sub>org</sub>	C <sub>üld</sub>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>
<b>VM0</b>	6,7 ± 0,57	115,7 ± 49,5	3,18 ± 0,33	8,0 ± 6,4	83,0 ± 10,68	9,7 ± 2,30	0,04 ± 0,02	0,09 ± 0,05	1,0 ± 0,5	3,2 ± 0,9	77,1 ± 26,2	88,5 ± 20,29	3,1 ± 1,6	2,2 ± 0,7
<b>VM1</b>	7,4 ± 0,34	286,5 ± 107,5	6,63 ± 0,92	8,9 ± 7,4	89,1 ± 13,69	10,6 ± 3,07	0,04 ± 0,02	0,11 ± 0,04	4,2 ± 0,9	6,0 ± 1,0	50,3 ±12,9	69,4 ± 10,40	13,7 ± 3,3	11,7 ± 4,5
<b>VM2</b>	7,5 ± 0,28	284,3 ± 116,4	11,15 ± 4,06	7,3 ± 5,9	93,0 ± 6,97	11,2 ± 2,49	0,06 ± 0,04	0,15 ± 0,08	4,1 ± 0,9	6,1 ± 0,9	48,4 ± 16,1	68,2 ± 14,24	13,7 ± 3,5	11,7 ± 4,7
<b>VM3</b>	7,5 ± 0,27	299,5 ± 118,2	11,07 ± 4,20	7,9 ± 6,3	95,4 ± 7,84	11,3 ± 2,36	0,06 ± 0,04	0,15 ± 0,08	4,2 ± 0,9	6,0 ± 0,8	47,3 ± 16,0	69,1 ± 13,74	14,6 ± 4,2	12,0 ± 4,9
<b>VM4</b>	7,5 ± 0,23	318,5 ± 133,9	10,13 ± 3,44	8,2 ± 6,9	90,7 ± 10,4	10,5 ± 2,42	0,06 ± 0,04	0,13 ± 0,07	4,6 ± 1,0	6,5 ± 1,0	45,7 ± 15,8	68,8 ± 14,30	15,4 ± 4,6	12,0 ± 4,8
<b>VM5</b>	7,5 ± 0,23	335,1 ± 146,8	10,33 ± 3,87	7,9 ± 6,6	95,4 ± 8,53	11,2 ± 2,47	0,06 ± 0,04	0,13 ± 0,07	5,3 ± 1,4	7,3 ± 1,6	44,7 ± 16,1	68,4 ± 14,14	17,0 ± 6,3	13,0 ± 5,5
<b>VM6</b>	7,5 ± 0,32	350,8 ± 151,6	7,98 ± 4,11	8,1 ± 6,8	93,3 ± 8,04	11,0 ± 2,5	0,05 ± 0,04	0,13 ± 0,08	5,4 ± 1,2	7,4 ± 1,4	42,4 ± 16,0	67,8 ± 13,82	17,4 ± 5,4	14,0 ± 6,1
<b>Märgalade PE % kokku</b>	-	-	-	-	-	-	9,4	12,0	-28,5	-20,8	11,3	1,93	-19,2	-15,3
<b>1. märgala PE %</b>	-	-	-	-	-	-	0,7	6	-9,7	-6,2	3,4	0,6	-6,1	-0,8
<b>2. märgala PE %</b>	-	-	-	-	-	-	5,9	2,1	-2,8	-1,7	5,6	0,8	-4,4	-6,9
<b>Settetiigi PE%</b>	-	-	-	-	-	-	-19	-35,8	0,5	-3,2	-2	-1,4	-0,6	0,5

### 3.1. Fosfori eemaldamine

Fosfori vähenemist avaveelises märgalas mõjutavad mitmed tegurid. Peamiselt on fosfor seotud hõljumi või muude väiksemate osakestega, mille settimist märgalas ja seeläbi fosfori kontsentratsiooni vähendamist vees soodustab väiksem vooluhulk ja pikem vee viibeag (Braskerud, 2002a; Kadlec & Wallace, 2009). Fosfori puhastusefektiivsus märgalas on oluliselt mõjutatud vooluhulgast, mida näitab logaritmiline seos üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ), fosfaadi ( $PO_4\text{-P}$ ) puhastusefektiivsuse (%) ja vooluhulga (Q) vahel (Joonis 4; Lisa 1, Tabel 1). Suurema vooluhulga korral langeb fosfori puhastusefektiivsus märgatavalt, mistõttu Vända avaveelise tehismärgala puhul on optimaalseim vooluhulk  $<5$  l/sek.

Suurem vooluhulk vähendas fosfori puhastusefektiivsust, kuid suurte sadude ja kevadise lume sulamise ajal põhjustas ka täiendavat toitainete äravoolu märgalast. Kui märgalas esineb suurem vooluhulk algselt projekteeritust, võib see põhjustada juba settinud osakeste kaasamist veesambasse ja puhastusefektiivsuse järsku langust. Puhastusefektiivsust võib üle- või alahinnata peamiselt suurveeajal, kui kevadine lume ja jää sulamine suurendab ärakannet põldudelt, kuid osaliselt ka lahjendab ainete kontsentratsioone veekogudes (Koskiaho et al., 2003). Joonisel 5a ja joonisel 6a märgitud erindid ja ekstreemsed kontsentratsioonid esinesid peamiselt sügisel ja kevadel suurte sadude ja lumesula vee tõttu. 2017. aasta suvi oli keskmisest kuivem, kuid mitmel korral esines Tartumaal tugevaid paduvihmasid (Riigi Ilmateenistus, 2017), mis suurendasid vooluhulka Vända tehismärgalas ja toitainete ärakannet põldudelt.

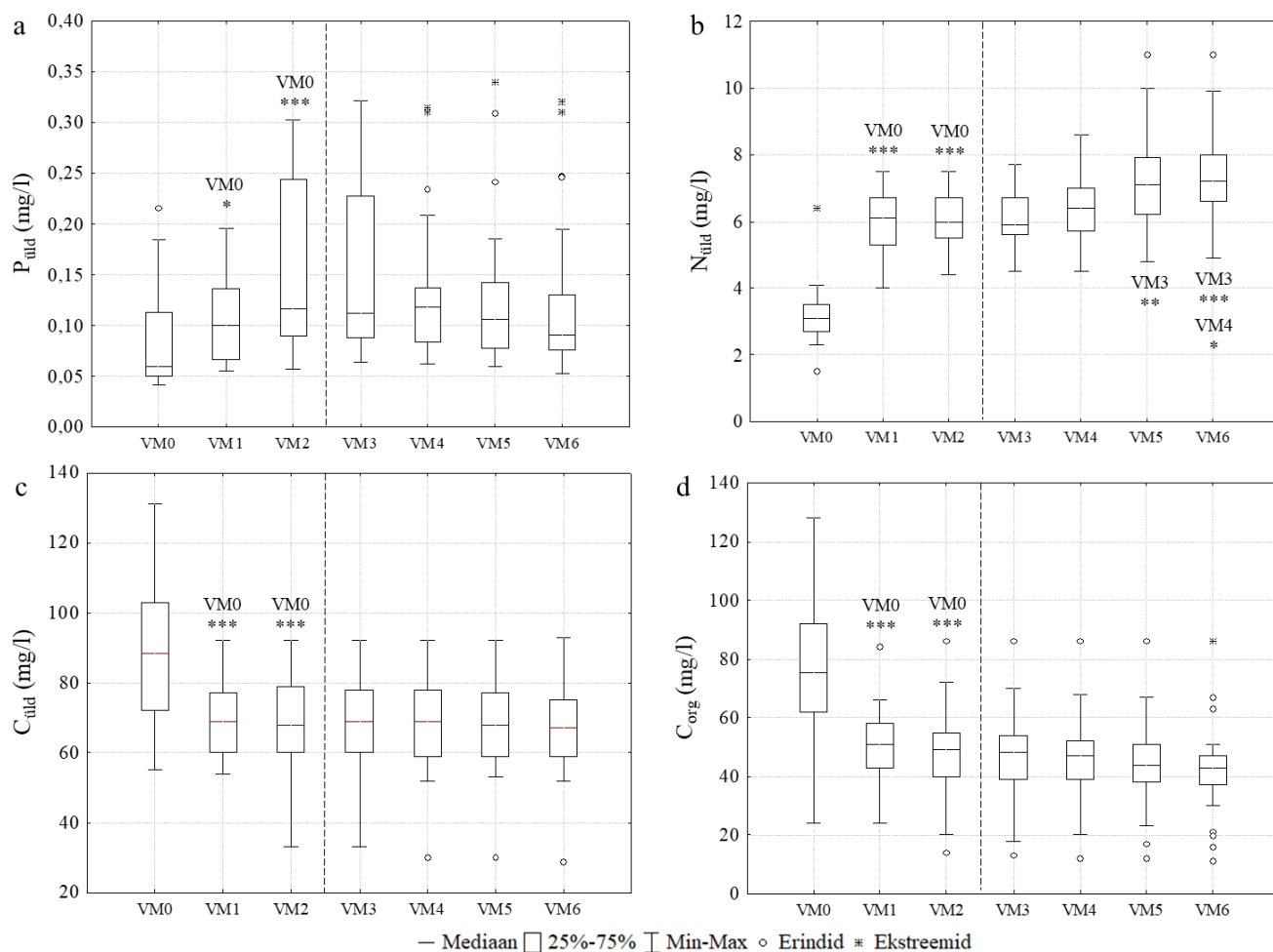


**Joonis 4.** Üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ) ja fosfaadi ( $PO_4\text{-P}$ ) puhastusefektiivsuse ja vooluhulga ( $Q$ ) vahelised logaritmilised seosed.

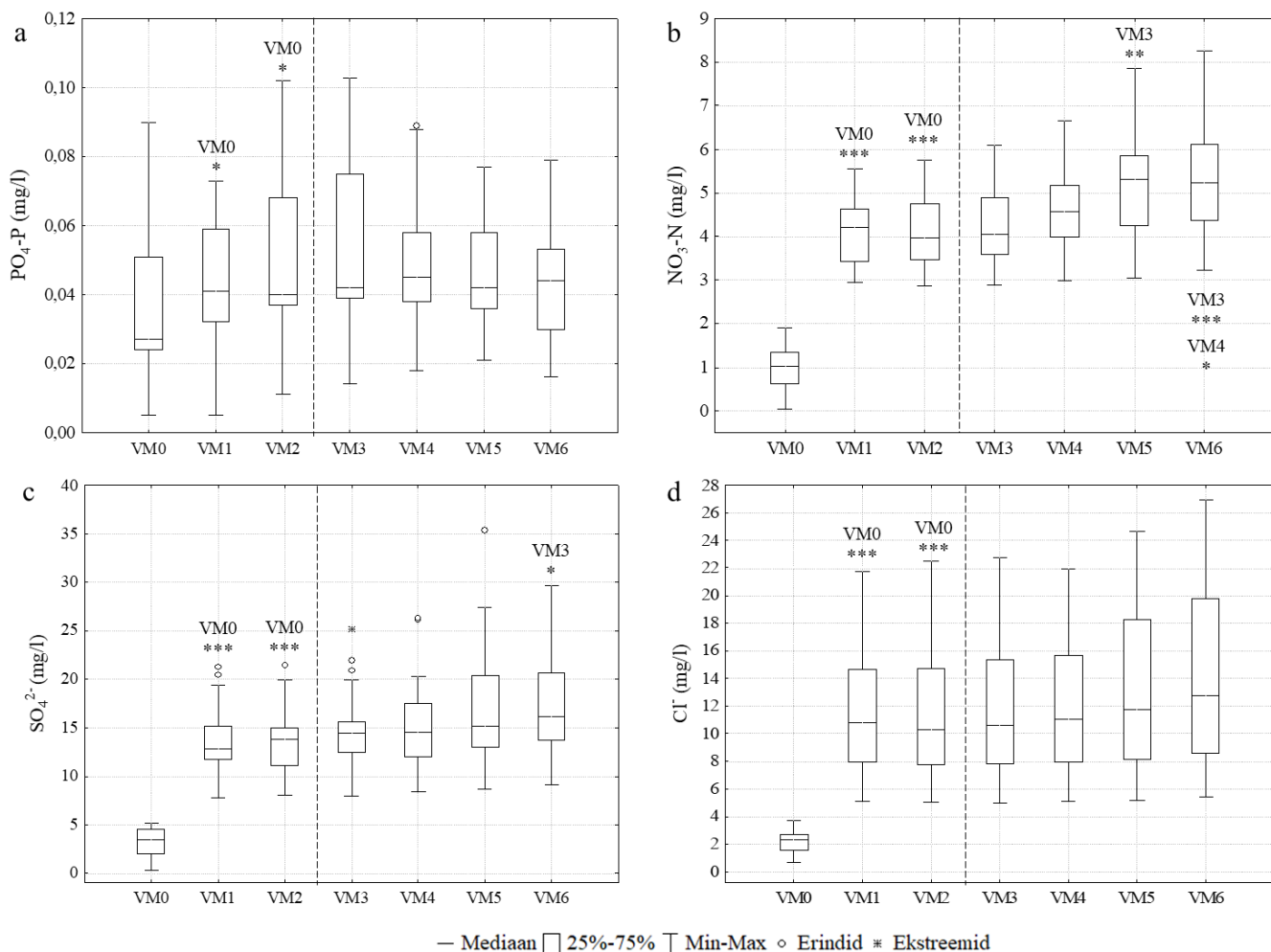
Keskmine üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ) kontsentratsiooni muutus Vända tehismärgalas oli 0,15 mg/l-st kuni 0,13 mg/l-ni, mille tulemusel aastane puhastusefektiivsus oli 12,0% (Tabel 1). Fosfaadi ( $PO_4\text{-P}$ ) kontsentratsioon vähenes 0,06 mg/l-st kuni 0,05 mg/l-ni, saavutades aastaseks puhastusefektiivsuseks 9,4%, mis on sarnane või veidi väiksem kui teiste voolusängile rajatud märgalade puhul tehtud uuringutes (Johannesson et al., 2017). Üldfosfori ja fosfaadi puhastusefektiivsus oli suurim suvisel perioodil, kui vooluhulk oli madalaim ja temperatuur kõrgeim, saavutades puhastusefektiivsused vastavalt 32,4% ja 44,6% (Joonis 7; Joonis 10). Peamiselt oli suvisel perioodil fosfori vähenemine märgalas soodustatud väikese veehulga tõttu, mida mõjutas vähene sademete hulk ja suurem aurumine soojema õhutemperatuuri tõttu.

Suurem osa toitainetest jõuab põldudelt veekogudesse läbi kuivendussüsteemide või äravooluga pinnaselt suurvee ajal sügisel või kevadel lumesulaveega, kuid see on periood, millal bioloogilised protsessid on peatunud või aeglustunud madala temperatuuri tõttu ja fosfori eemaldamine süsteemist toimub peamiselt settimise ja filtratsiooni protsesside abil (Kadlec & Wallace, 2009). Seega on peamine fosfori puhastusefektiivsust mõjutav tegur märgalas vee viibeaeg, mis suurema toitainete koormuse ajal on väiksem. Selle tulemusel on fosfori

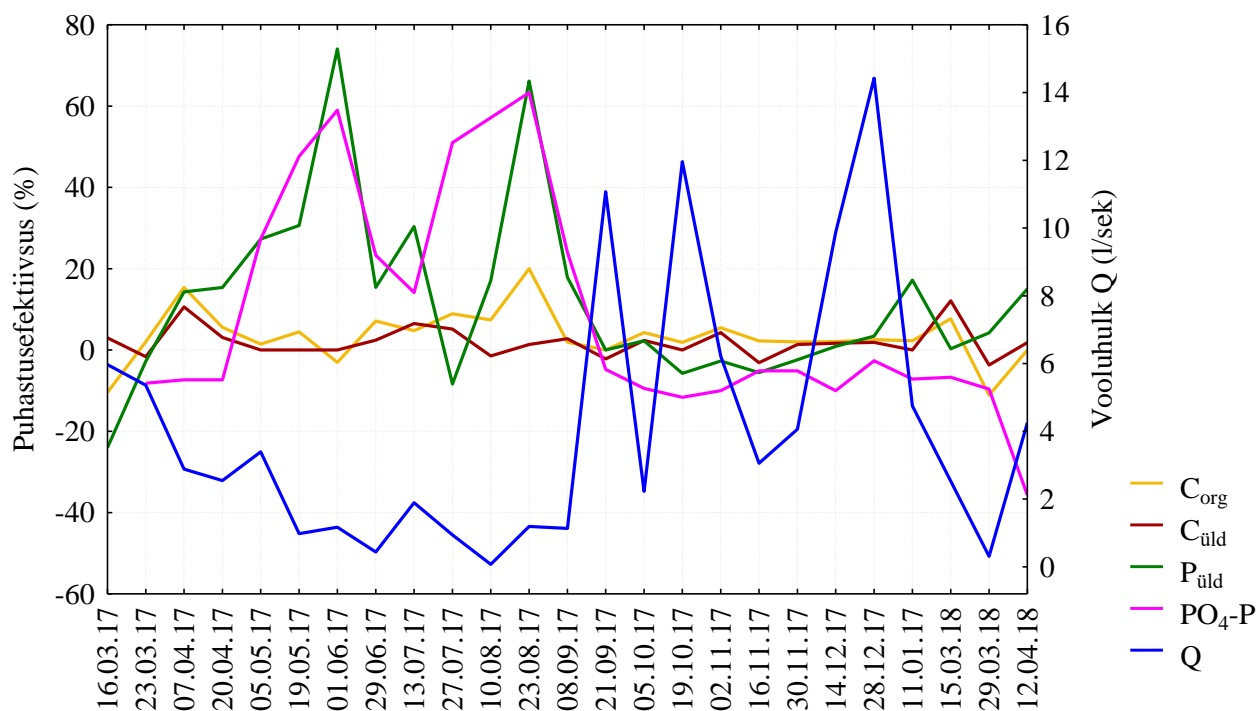
puhastusefektiivsus Vända tehismärgalas keskmine või kesine ning üldfosfori ja fosfaadi kontsentratsioonide erinevus märgalade sisse ja väljavoolus pole statistiliselt oluline (Joonis 5a ja Joonis 6a). Statistiliselt oluline kontsentratsioonide muutus on märgata nii üldfosfori kui fosfaadi puhul ainult Vända kraavi loodusliku osa ning settetiigi sisse- ja väljavoolu vahel, mis iseloomustab olulist toitainete kontsentratsioonide suurenemist veekogudes, mille ümbruses tegeletakse intensiivselt põllumajandusega (Molenat et al., 2002; Heathwaite et al., 2000; Blankenberg et al., 2008).



**Joonis 5.** P<sub>üld</sub> (a), N<sub>üld</sub> (b), C<sub>üld</sub> (c), C<sub>org</sub> (d) kontsentratsioonid Vända kraavis (VM0), settetiigi sisse- (VM1) ja väljavoolus (VM2), Vända tehismärgala esimese märgala sisse- (VM3) ja väljavoolus (VM4) ning teise märgala sisse- (VM5) ja väljavoolus (VM6). Graafikul on toodud iga proovipunkti kohta ainete mediaan väärtus, 25 ja 75% kvartiilid ja miinimum ning maksimum kontsentratsioonide väärtused. Tärnid (\*) koos proovipunkti tähisega näitavad kontsentratsioonide statistilist erinevust vastava proovipunktiga Mann-Whitney U testi põhjal: \*\*\* p<0,001, \*\* p<0,01, \* p<0,05.



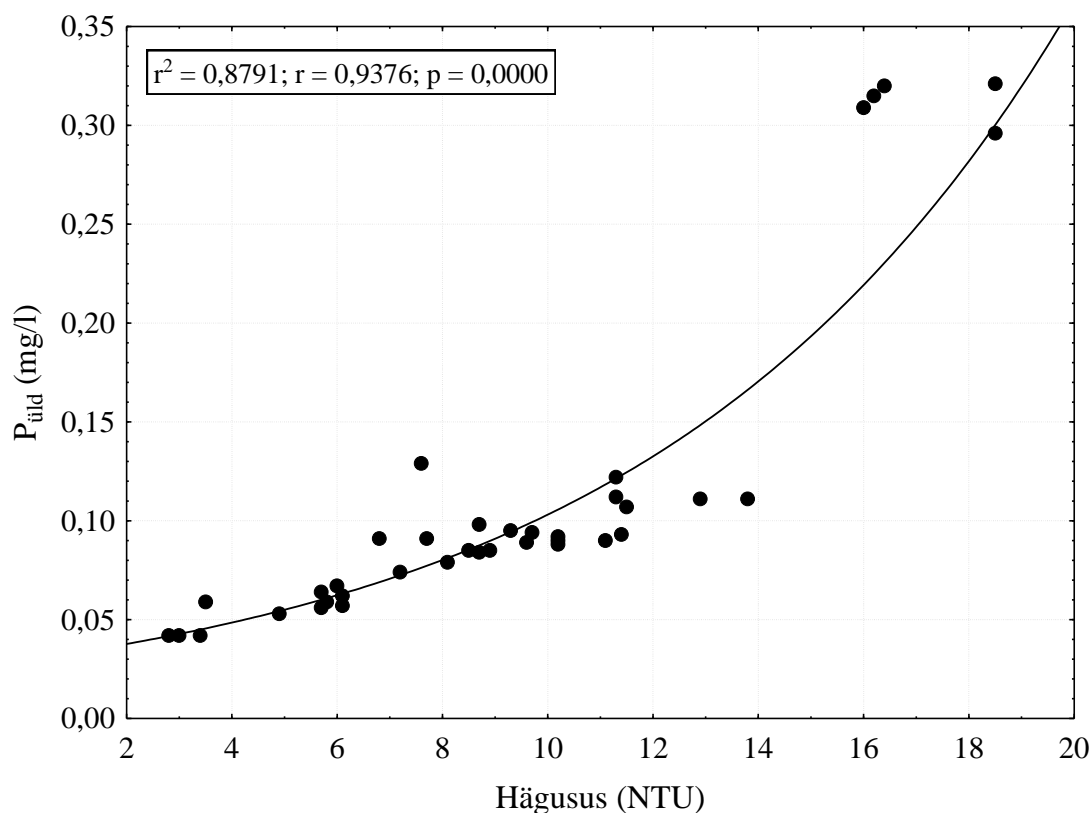
**Joonis 6.** PO<sub>4</sub>-P (a), NO<sub>3</sub>-N (b), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (c), Cl<sup>-</sup> (d) ionide kontsentratsioonid Vända kraavis (VM0), settetiigi sisse- (VM1) ja väljavoolus (VM2), Vända tehismärgala esimese märgala sisse- (VM3) ja väljavoolus (VM4) ning teise märgala sisse- (VM5) ja väljavoolus (VM6). Graafikul on toodud iga proovipunkti kohta ainete mediaan väärtus, 25 ja 75% kvartiilid ja miinimum ning maksimum kontsentratsioonide väärtused. Tärnid (\*) koos proovipunkti tähisega näitavad kontsentratsioonide statistilist erinevust vastava proovipunktiga Mann-Whitney U testi põhjal: \*\*\* p<0,001, \*\* p<0,01, \* p<0,05.



**Joonis 7.** Üldsüsiniku ( $C_{\text{üld}}$ ), orgaanilise süsiniku ( $C_{\text{org}}$ ), üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ) ja fosfaadi ( $PO_4\text{-P}$ ) puhastusefektiivsuse ja vooluhulga ( $Q$ ) muutuste dünaamika aasta jooksul.

Üldfosfori puhul on peamiseks eemaldamise protsessideks settimine ja filtratsioon (Kadlec & Wallace, 2009), aga suurenenud vooluhulga korral ja anaeroobsetes tingimustes võib fosfor põhja-setetest uuesti vabaneda (Johannesson et al., 2017; Talpsep et al., 2012; Koskiaho et al., 2003), mida ilmnes ka Vända tehismärgalas suurema vooluhulga korral. Fosfori vähendamiseks pinnaveekogudest on seetõttu oluline säilitada märgalades stabiilne väike vooluhulk ja märgala pinnases hapniku olemasolu. Lisaks settimisele, vähendab fosfori kontsentratsiooni vees taimedepoolne omastamine (Vymazal et al., 1998; Verhofstad et al., 2017; Vymazal, 2013a). Taime biomassi analüüsi tulemustest põhjal akumulatsioon hundinuiade (*Typha latifolia*) maapealses osas esimesel märgalal 12,3 kg P/ha\*a ja teisel märgalal 4,6 kg P/ha\*a (Tabel 2).

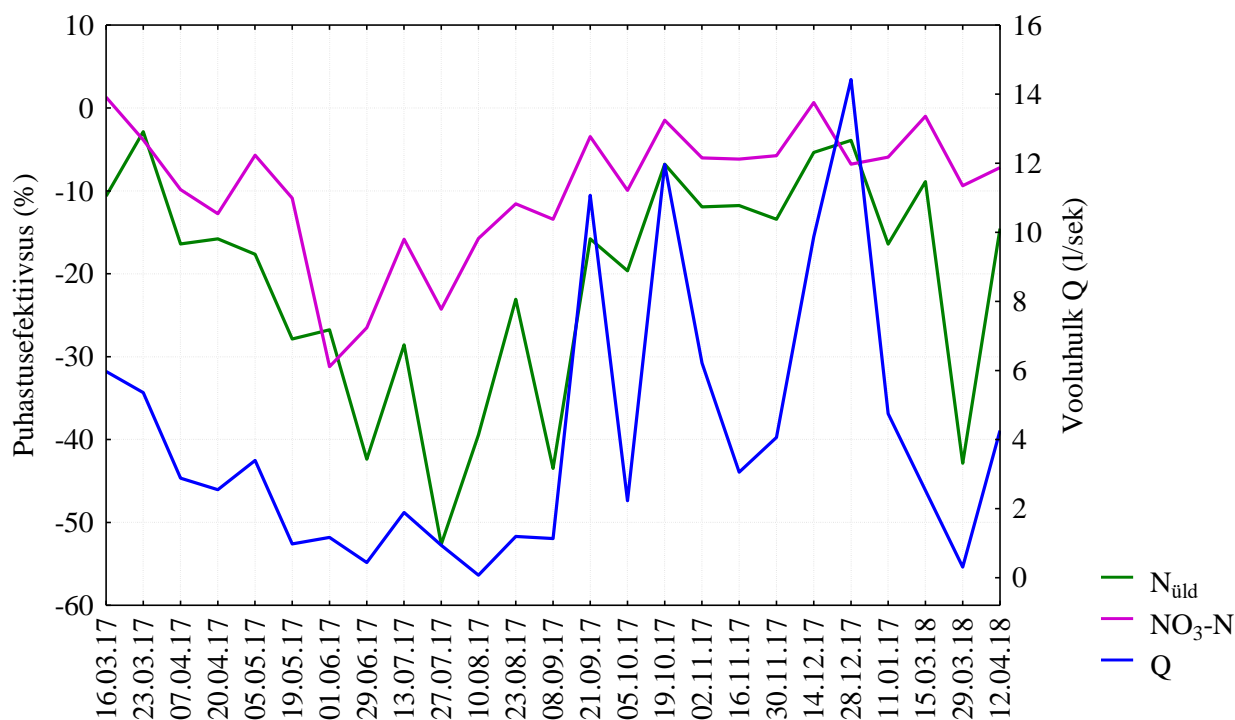
Jooniselt 8 on näha tugev logaritmiline seos üldfosfori kontsentratsiooni ja vee hägususe vahel ( $R^2=0,88$ ). Grayson et al., 1996 uuringute kohaselt on hägusust võimalik kasutada üldfosfori kontsentratsiooni määramiseks vees ilma lisanduvate uuringutega eeldusel, et üldfosfor jõuab veekogudesse peamiselt tahkete osakestena peenmaterjali külge kinnitatuna. Sel viisil fosfori kontsentratsiooni hindamine on täpsem kui vooluhulga põhjal ning odavam ja kiirem laboratoorsetest analüüsides kui uuritavale alale on paigaldatud hägususe mõõdik.



**Joonis 8.** Hägususe ja üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ) kontsentratsiooni vaheline logaritmiline seos.

### 3.2. Lämmastiku eemaldamine

Lämmastiku puhul oli märgata kontsentratsioonide statistiliselt olulist ( $p < 0,05$ ) suurenemist kraavi vees enne Vända tehismärgalasse jõudmist, kuid nii nitraadi kui üldlämmastiku kontsentratsioonid suurenesid oluliselt ka märgalas vastavalt 4,2 mg/l-st kuni 5,4 mg/l-ni ja 6,0 mg/l-st kuni 7,4 mg/l-ni (Joonis 5b, Joonis 6b). Selle põhjal suurenes nitraatlämmastiku kontsentratsioon Vända tehismärgalas 29,2% ja üldlämmastiku kontsentratsioon 20,6% (Tabel 1) ning Vända tehismärgala andis välja 1375 kg N/ha\*a. Suvisel perioodil, kui lämmastiku eemaldamine märgalast võiks olla soodustatud väiksema vee viibeaja ja kõrgema temperatuuri tõttu, oli Vända tehismärgalas aga üldlämmastiku ja nitraatlämmastiku keskmine kontsentratsioon väljavoolus vastavalt 35,5% ja 50,8% suurem kui sissevoolus (Joonis 9; Joonis 10).

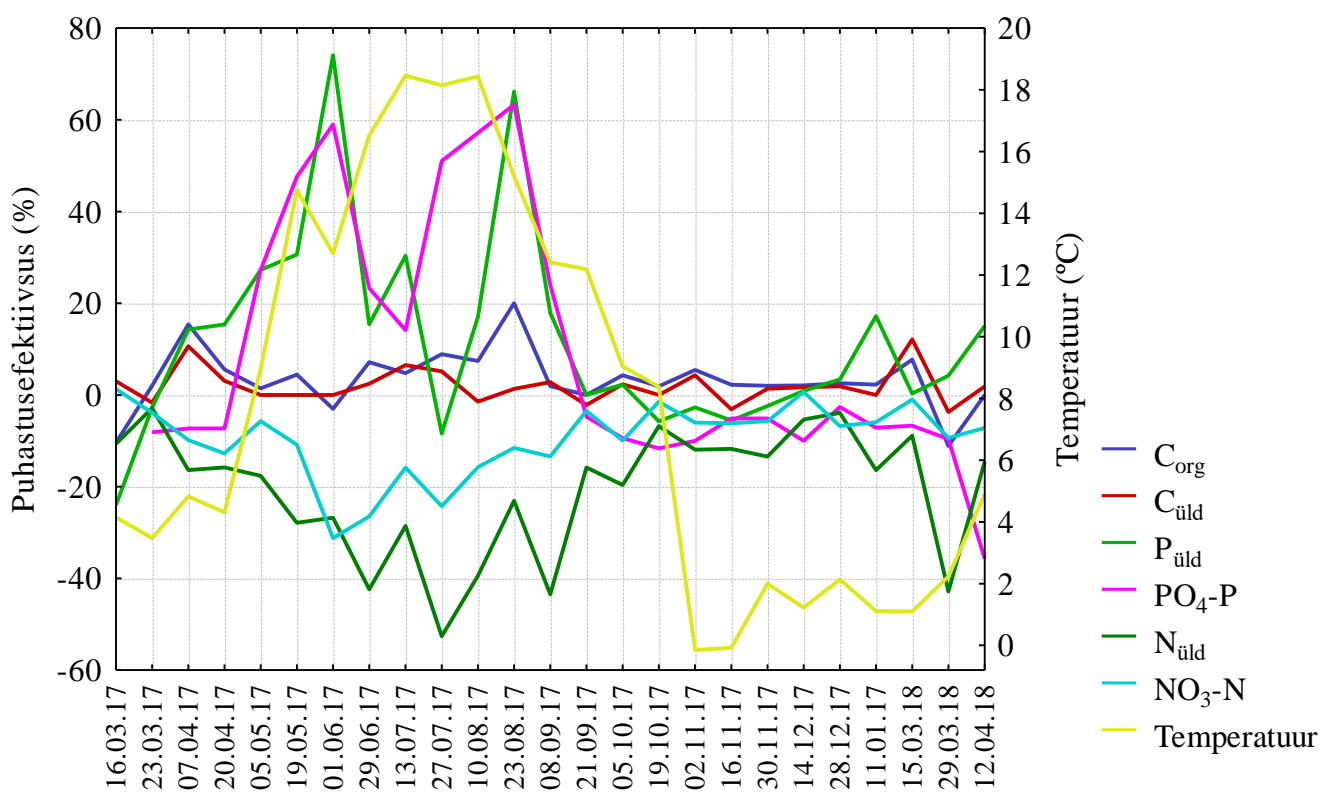


**Joonis 9.** Üldlämmastiku ( $N_{\text{üld}}$ ) ja nitraatlämmastiku ( $NO_3\text{-N}$ ) puhastusefektiivsuse ja vooluhulga (Q) muutuste dünaamika aasta jooksul.

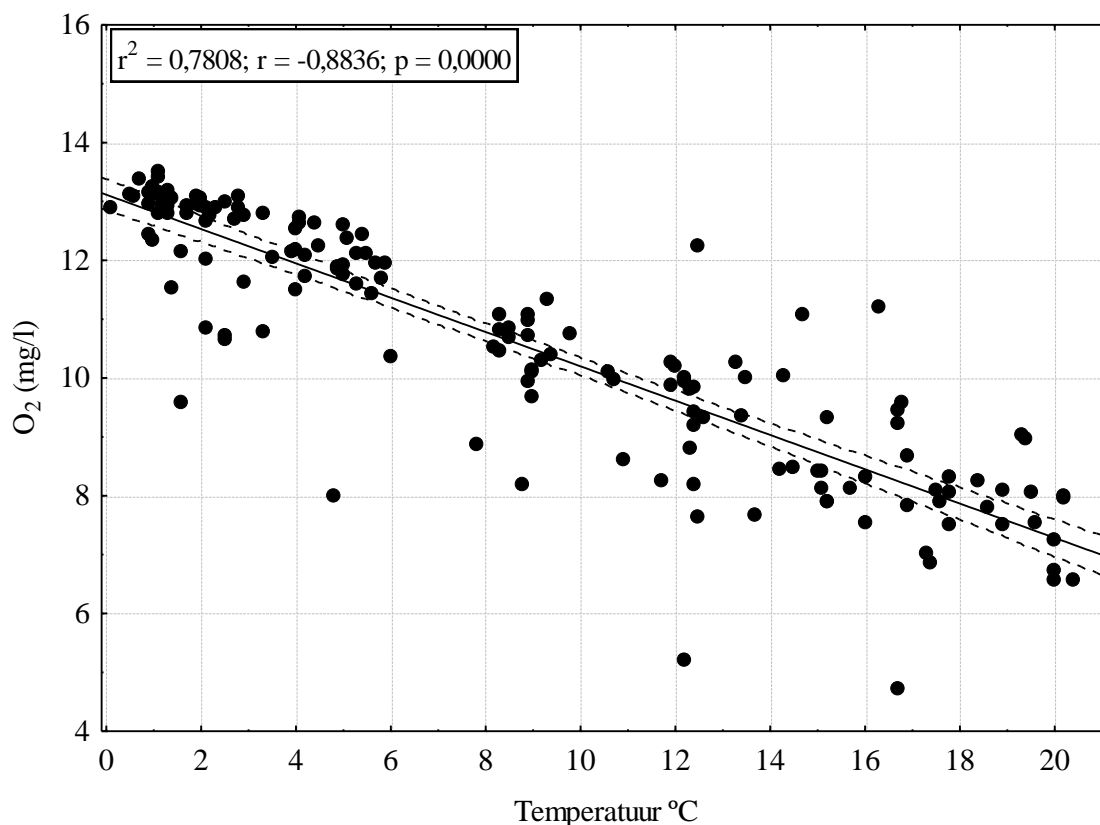
Sellised tulemused on üllatavad, sest varasemate uuringute põhjal on lämmastiku vähenemine avaveelistes tehismärgalades küllaltki kõrge, võrreldes fosfori vähenemisega (Babatunde et al., 2008; Borin & Tocchetto, 2007; Darwiche-Criado et al., 2017; Koskiaho et al., 2003), seda eriti soojemal perioodil. Lämmastiku eemaldamise peamised protsessid nagu ammonifikatsioon, nitrifikatsioon, denitrifikatsioon, lendumine ja taimedepoolne omastamine on mõjutatud mitmetest teguritest keskkonnas, sealhulgas vee temperatuurist, hapniku sisaldusest ja mikroobidele omastatava süsiniku olemasolust (Kadlec & Wallace, 2009; Mitsch & Gosselink, 2015; Koskiaho & Puustinen, 2005; Arheimer & Wittgren, 2002).

Avaveelistes tehismärgalades sügavamate alade vaheldumine madalamatega aitab kaasa erinevate puhastusprotsesside toimumisele. Madalama veega alad soodustavad nitrifikatsiooni toimumist, mis vajab ammoniumi nitraadiks oksüdeerimiseks aeroobset keskkonda (Vymazal 1998; Kadlec & Wallace, 2009; Mitsch & Gosselink, 2015). Denitrifikatsiooni toimumiseks, mille käigus nitraatlämmastik ( $NO_3\text{-N}$ ) muudetakse mikroobide toimetel dilämmastikoksiidiks ( $N_2O$ ) ehk naerugaasiks ja molekulaarseks lämmastikuks ( $N_2$ ), on sobivamad märgala sügavamad alad, kus hapniku kontsentratsioon on väiksem ning keskkond on pigem anaeroobne (Vymazal, 1998; Tournebize et al., 2017; Kadlec & Wallace, 2009). Vända tehismärgala aasta

keskmise vee temperatuur oli 8,0 °C ning soojemal perioodil 15,0 °C, mis peaks olema sobiv nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni toimumiseks, kuid protsesse pärssivaks teguriks võis olla lahustunud hapniku kontsentratsioon vees, jäädes soojemal perioodil vahemikku 7,86 – 9,85 mg/l, kuid olles külmemal ajal üle 10 mg/l (Joonis 11), mistõttu denitrifitseerivate mikroobide tegevus võis olla pärsitud (Tiedje, 1988). Mikroorganismide poolt läbiviidavad protsessid võisid olla pärsitud ka nende elutegevuseks vajaliku orgaanilise süsiniku vähesuse varu tõttu, mille tulemusel polnud märgala põhjakihtides denitrifikatsiooni läbi viimiseks sobivad tingimused (Ding et al., 2018). Süsiniku varu vähesusele viitab süsiniku lämmastiku (C/N) suhe, mis oli keskmiselt 4,7.

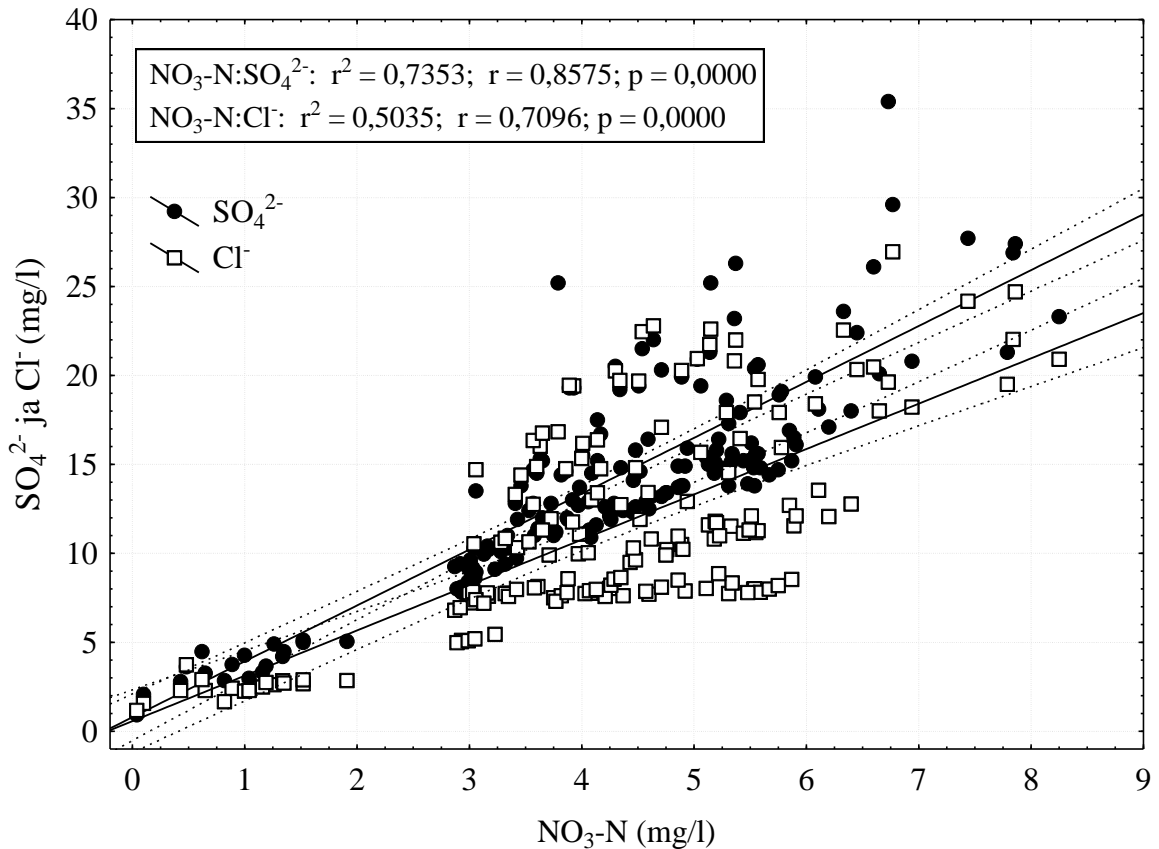


**Joonis 10.** Üldsüsiniku ( $C_{\text{üld}}$ ), orgaanilise süsiniku ( $C_{\text{org}}$ ), üldfosfori ( $P_{\text{üld}}$ ), fosfaadi ( $PO_4\text{-P}$ ), üldlämmastiku ( $N_{\text{üld}}$ ) ja nitraatlämmastiku ( $NO_3\text{-N}$ ) puhastusefektiivsuse ja vee temperatuuri (°C) muutuste dünaamika aasta jooksul.



**Joonis 11.** Lahustunud hapniku ( $O_2$ ) kontsentratsiooni ja vee temperatuuri vaheline lineaarne seos. Katkendjooned tähistavad 95% usaldusvahemikku.

Lämmastiku kontsentratsiooni suurenemine võib olla seotud märgala asukohatingimustega. Vända tehismärgala asub orus (44 – 47 m ü.m.), mis on ümbritsetud intensiivselt majandatavatest põllumajandusmaadest (48 – 55 m ü.m.) (Joonis 3) ning põhjavee imbumine märgalasse võib põhjustada nitraatlämmastiku kontsentratsiooni suurenemist. Seda oletust toetab sulfaat- ( $SO_4^{2-}$ ) ja klooriooni ( $Cl^-$ ) statistiliselt oluline ( $p < 0,05$ ) kontsentratsioonide suurenemine märgalas, mis on mõlemal juhul positiivselt seotud nitraatlämmastiku ( $NO_3-N$ ) kontsentratsiooni suurenemisega (vastavat  $R^2=0,74$  ja  $R^2=0,50$ ) (Joonis 5c,d; Joonis 12; Lisa 2, Tabel 2). Eeldatavat lämmastiku eemaldamist Vända tehismärgalas ei ole uuringuperioodi jooksul näha, mis võib viidata ka sellele, et voolusängile rajatud avaveeliste tehismärgalade käivitumise periood on põhjapoolsemates riikides pikem kui kolm aastat ning Vända tehismärgala pole saavutanud veel stabiilseid tingimusi efektiivseks toitainete vähendamiseks.



**Joonis 12.** Nitraatlämmastiku ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) lineaarne seos sulfaatiooni ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ja klooriooniga ( $\text{Cl}^-$ ). Katkendjooned tähistavad 95% usaldusvahemikku.

### 3.3. Süsiniku eemaldamine

Vastupidiselt fosforile ja lämmastikule, vähenes süsiniku sisaldus Vända kraavis enne tehismärgalasse jõudmist ning vähenemine toimus ka märgalas. Üldsüsiniku kontsentratsioon vähenes kraavis 88,5 mg/l-st kuni 68,2 mg/l-ni ja orgaanilise süsiniku kontsentratsioon vähenes 77,1 mg/l-st kuni 48,4 mg/l-ni. Vända tehismärgalas vähenes üldsüsiniku ( $C_{\text{üld}}$ ) keskmine kontsentratsioon 69,1 mg/l-st kuni 67,8 mg/l-ni, mille tulemusena on aastane puhastusefektiivsus 1,93%. Üldorgaanilise süsiniku ( $C_{\text{org}}$ ) keskmine kontsentratsioon vähenes 47,3 mg/l-st kuni 42,4 mg/l-ni, mis teeb aastaseks puhastusefektiivsuseks 11,3% (Tabel 1). Sarnaselt fosfori puhastusefektiivsusega, oli ka süsiniku puhul puhastusefektiivsus suurim suvisel perioodil väiksema vooluhulga korral, keskmiselt vastavalt 2,3% üldsüsiniku ja 21,6% orgaanilise süsiniku puhul (Joonis 7, Joonis 10), kuid kummalgi juhul ei olnud kontsentratsioonide vähenemine statistiliselt oluline. Orgaaniline süsinik vähenes 6208 kg  $C_{\text{org}}$ /ha\*a, mis vastab teistele sarnastele uuringutele (Vymazal, 2016).

Süsiniku allikaks oli peamiselt kraavis ülesvoolu jääv kuivendatud raba ja mets. Orgaanilisel süsinikul oli tugev negatiivne seos nii üldlämmastiku, nitraatlämmastiku kui ka sulfaat- ja klooriooniga (vastavalt  $R = -0,55$ ,  $R = -0,53$ ,  $R = -0,59$ ,  $R = -0,51$ ) (Lisa 2, Tabel 2), millest ilmneb, et lämmastiku ühendid pärinevad peamiselt põllumajandusest ja vee kvaliteet on sellest tugevalt mõjutatud. Süsiniku vähenemine märgalas toimub peamiselt keemilise sadenemise, settimise, mikroobse tegevuse ja taimejäänuste kuhjumise teel. Kuigi süsiniku puhastusefektiivsuse puhul seost vooluhulgaga ei esinenud, võib vooluhulga tõus, mis vähendab vee viibeaega süsteemis, piirata settimise ja heterotroofsete bakterite poolt läbi viidavate protsesside toimumist süsiniku vähendamiseks (Bachand & Horne, 2000). Süsiniku kontsentratsiooni vees aitab vähendada ka taimedepoolne omastamine kui taimede maapealne osa koristatakse ja kõrvaldatakse. Taimede eemaldamata jätmisel võivad neisse kogunenud toitained lagunemise käigus uuesti vette vabaneda (Kadlec & Wallace, 2009), kuid taimede lagunemise käigus saavad ka mikroorganismid oma tegevuseks vajaliku süsiniku varu, et puhastusprotsesse läbi viia (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2013a; Crumpton et al., 2008).

### 3.4. Taimedepoolne toitainete omastamine

Vända avaveelise tehismärgala rajamisel voolusängile istutati esimesele märgalale hundinuiad (*Typha latifolia*) ja harilik pilliroog (*Phragmites australis*) ning teine märgala jäeti looduslikult taimedega koloniseerima. Selle tulemusel oli teiseks aastaks esimesel märgalal taimedega (peamiselt hundinuiaga) kaetud  $300 \text{ m}^2$  ja teisel märgalal  $25 \text{ m}^2$ . Keskmise biomassi kogus esimesel märgalal oli  $712,7 \text{ g/m}^2$  ja teisel märgalal  $298,4 \text{ g/m}^2$ , mis sarnaneb Maddisson et al., 2009 tulemustele. Vastavalt Mitsch et al., 2012 tulemustele, toimub taimede levik ja liikide rohkuse kasv peamiselt esimese viie aasta jooksul, mis viitab sellele, et Vända tehismärgala taimestik alles areneb ja selle levik võib järgnevate aastate jooksul oluliselt suurened.

Analüüsist selgus, et taimede maapealsesse biomassi kogunes fosforit esimesel märgalal  $12,29 \text{ kg P/ha} \cdot \text{a}$  ja teisel märgalal  $4,6 \text{ kg P/ha} \cdot \text{a}$ . Lämmastiku omastamine taimede poolt oli vastavalet esimesel ja teisel märgalal  $97,28 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$  ja  $50,34 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$  ning süsiniku sisaldus oli vastavalt  $3297,64 \text{ kg C/ha} \cdot \text{a}$  ja  $1467,64 \text{ kg C/ha} \cdot \text{a}$  (Tabel 2). Taimedepoolne toitainete omastamine ei pruugi olla veel väga suure osakaaluga, kuid neil on märgalas teisigi funktsioone. Näiteks aitavad taimed vähendada tuule kiirust ja vooluhulka ning seeläbi soodustavad settimist ja aitavad vältida osakeste vette tagasi sattumist. Samuti aitavad taimede juured stabiliseerida märgala põhjapinnast ning taimede lagunemisel varustavad

denitrifikatsiooni läbi viivaid mikroorganisme süsinikuga (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2013a; Crumpton et al., 2008). Lisaks transpordivad taimed oma juurte abil atmosfäärist märgala pinnasesse hapniku, mis soodustab fosfori eemaldamist süsteemist (Koskiaho & Puustinen, 2005).

**Tabel 2.** Vända tehismärgalas biomassi seotud lämmastiku (N<sub>üld</sub>), fosfori (P<sub>üld</sub>) ja süsiniku (C<sub>üld</sub>) kogus (kg/ha\*a).

	N <sub>üld</sub>	P <sub>üld</sub>	C <sub>üld</sub>
1. märgala (300 m <sup>2</sup> )	97,28	12,29	3297,64
2. märgala (25 m <sup>2</sup> )	50,34	4,6	1467,64
Kokku	147,62	16,89	4765,28

## 4. Kokkuvõte

Väetiste kasutamine ja maakasutuse muutused on avaldanud tugevat mõju veekeskkondadele ning on toonud endaga kaasa veekogude kvaliteedi halvenemise. Põldudele lisatud toitained leostuvad ja kanduvad vihma ning lumesulaveega veekogudesse, põhjustades seal suuremat taimede kasvu ning sellest tingitud hapnikuvaegust, liigilist vaesumist ja muid eutrofeerumisega seotud probleeme. Peamisteks hajukoormuse allikateks põllumajanduses on liigne või valel ajal väetamine, lekkivad sõnniku- ja silohoidlad ja ülekarjatamine, kuid hajukoormus tekib ka metsade majandamisest ja kuivendamisest. Käesolevas uuringus täheldati põllumajanduse tugevat mõju veekvaliteedile, sest uuritava kraavi vees kasvasid nii lämmastiku- kui fosforiühendite kontsentratsioonid kui see läbis põllumajandusmaid enne Vända tehismärgalasse jõudmist. Veeseadusest tulenevalt pidid 2015. aastaks kõik Eesti pinnaveekogud saavutama hea seisundi, kuid paljude veekogude hea seisund, osaliselt hajukoormuse tõttu, pole endiselt saavutatud ning on oluline võtta kasutusele meetmeid veekogude kvaliteedi parandamiseks ja neis toitainete sisalduse vähendamiseks. Hajukoormuse täpse allika kindlaks tegemine ja likvideerimine on keeruline, kuna see on tugevalt mõjutatud inimtegevusest ja ilmastikuoludest, seega oleks parim lahendus hajukoormuse teket ennetada. Selleks on loodud seadusandlike regulatsioone, kuid sellest hoolimata jõuavad toitained endiselt veekogudesse ja üheks hajukoormuse vähendamise meetmeks oleks rajada avaveelisi tehismärgalasid.

Avaveelised tehismärgalad on madalaveelised tiigid, milles sügavamad vaba veega alad vahelduvad madalamate taimestatud aladega. Avaveelisi tehismärgalasid võib rajada otse voolusängile kui ka selle kõrvale, juhtides vaid osa kraavi/jõe veest läbi märgala. Voolusängile rajatud märgalas puhastatakse kogu kraavi/jökke jõudev vesi ning märgalasse jõudes vooluhulk hajub ja aeglustub, soodustades erinevate puhastusprotsesside toimumist. Lisaks vee kvaliteedi parandamisele on avaveelistel tehismärgaladel mitmeid lisandväärtusi, need aitavad suurendada bioloogilist mitmekesisust, pakuvad elupaiku lindudele, kahepaiksetele, parandavad maastiku väljanägemist ja on vee reservuaariks kuivematel perioodidel. Peamised puhastusprotsessid toitainete vähendamiseks veest on settimine, keemiline sadenemine, taimedepoolne omastamine, mikroobide poolt läbiviidavad protsessid nagu nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon. Puhastusprotsesside toimumist mõjutavad mitmed keskkonnategurid nagu vooluhulk, temperatuur, hapniku sisaldus vees ning märgala suurus ja asukoht voolusängi suhtes. Vända tehismärgala märgala/valgala suhe on ~0,3%, mis jääb veidi alla soovitusliku suuruse (0,5–2%) ning optimaalseim vooluhulk on <5 l/sek, mis tagaks piisava vee viibeaja puhastusefektiivsuse

süsteemis. Suurema vooluhulga puhul võivad vee viibeajast sõltuvad puhastusprotsessid olla veidi pärsitud. Parasvöötme kliimas on mitmed protsessid temperatuuri tundlikud, sest taimed kasvavad ja omastavad toitaineid ainult soojemal perioodil. Samuti soodustab kõrgem temperatuur mikroobide elutegevus ja nende poolt läbiviidavaid puhastusprotsesse. Soojemal perioodil on vooluhulk väiksem sademete vähesuse ja suurema aurumise tõttu. Vooluhulgal on tugev seos fosfori puhastusefektiivsusega, mida väiksem on vooluhulk, seda suurem on üldfosfori ja fosfaadi puhastusefektiivsus. Fosfor on peamiselt seotud peenete pinnase osakestega ning väike vooluhulk soodustab osakeste settimist ja seeläbi fosfori eemaldamist. Seega suvisel ja soojemal perioodil kui vooluhulk on väiksem, on fosfaadi ja üldfosfori puhastusefektiivsus kõrgeim.

Temperatuuril on tugev seos lahustunud hapniku hulgaga vees. Mida kõrgem on temperatuur, seda väiksem on lahustunud hapniku kontsentratsioon, mis võib pärssida teatud hapniku tarbivaid mikroobseid protsesse toitainete vähendamiseks. Uuringust selgus, et Vända tehismärgala annab vastupidiselt varasematele uuringutele lämmastikku välja, mitte ei pea seda kinni. Lämmastiku sisaldus märgala väljavoolus suurenes suvisel perioodil rohkem kui külmemal perioodil. Selle põhjuseks võib olla vähene süsiniku varu või madal hapniku sisaldus teatud mikroobsete protsesside läbi viimiseks. Üldlämmastiku ja nitraatlämmastiku suurenemine märgalas võib olla põhjustatud ka põhjavee sissetungist, millele viitab klooriooni ja sulfaatiooni positiivne seos nitraatlämmastikuga. Samuti on tegu küllaltki uue voolusängile rajatud avaveelise tehismärgalaga, mistõttu võib selle käivitumise periood olla pikem kui kolm aastat ja sellest tulenevalt on toitainete puhastusefektiivsused tagasihoidlikud.

Vända tehismärgala pole veel saavutanud oma stabiilset seisundit, millele viitab võrdlemisi tagasihoidlik toitainete puhastusefektiivsus ja alles arenev taimestik. Taimestiku arengu ning levikuga võib märgalas taimedepoolne toitainete omastamine võrreldes praeguste tulemustega märkimisväärselt kasvada. Varasemate uuringute tulemused viitavad avaveeliste tehismärgalade suurele potentsiaalile vähendada põllumajanduslikku hajukoormust, mistõttu tuleks Vända tehismärgala puhul viia läbi edasisi ja täiendavaid uuringuid, et analüüsida selle efektiivsust peale käivitumise perioodi. Küll aga võib praeguste tulemuste põhjal järeldada, et Vända tehismärgala suudab stabiilse seisundi saavutamisel efektiivselt vähendada fosfori sisaldust vees.

## Summary

Increased use of fertilizer and changes in land use has had strong effect on water quality and its degradation. Nutrients added to the fields that are not used by plants, leach and transfer to water bodies by rain and snow melt, causing increase in plant growth, species impoverishment and other problems related to eutrophication. Main sources of agricultural diffuse pollution are excessive or wrong use of fertilizers and leakages from farms and livestock facilities, also forest management and drainage systems. In this study, strong impact of agriculture to water quality was seen, as the phosphorus and nitrogen compounds concentrations increased in studied Vända ditch as it passed through intensively managed agricultural land before entering the Vända constructed wetland. According to Water Act, all Estonian surface water bodies had to achieve their good status by the year 2015, but many water bodies haven't achieved their good status yet, partly due to the diffuse load, therefore it is important to take measures to improve water quality and reduce nutrient concentration in water. Diffuse pollution movement in environment and its exact source is difficult to control and locate due to its large scale and diffuse nature, as it is strongly influenced by human activity and weather condition. Therefore, is important to prevent it and several legislative regulations have been created, but nutrients still transfer to water bodies and it is necessary to use measures for diffuse pollution reduction, such as creating surface flow constructed wetlands.

Free water surface (FWS) constructed wetlands (CW) are shallow water ponds, where deeper open water areas vary with shallow vegetated areas. Based on the location of the wetland related to the river or stream, there are two types of surface flow wetlands – in-stream and off-stream. Off-stream wetlands are established outside of the stream or river and only part of the water is directed to the wetland for purification. In-stream wetlands are established directly to the flow path and all the water flows through the wetland, where flow rate is decreased and purification processes can take place for longer period. In addition to the water quality improvement, constructed wetlands have several benefits, they increase biodiversity, create habitats for birds, animals and amphibians and serve as water reservoirs during dryer periods. Main purification processes for nutrient reduction in wetlands are sedimentation, precipitation, volatilization, plant uptake, microbial processes such as nitrification and denitrification. Treatment processes are influenced by environmental factors, like flow rate, temperature, dissolved oxygen concentration in water and wetland/catchment ratio. Vända CW wetland/catchment ratio is ~0,3%, which is slightly under recommended ratio (0,5-2%) and processes that are related to flow rate and hydraulic retention time, may be slightly inhibited due to that.

In temperate climate, several processes are temperature sensitive, because plants growing season and therefore nutrient uptake takes place only in warmer period. Higher temperatures also promote microbial activity and purification processes they conduct. Flow rate is usually lower during warmer period due to that period has less rain fall. The flow rate has a strong correlation to the phosphorus removal efficiency – the lower the flow rate, the higher the removal efficiency of total phosphorus and phosphate. Phosphorus is mainly bound to the soil particles and smaller flow rate promotes particle settling and thereby phosphorus removal. Thus, during the summer and warmer periods, when flow rate is lower, the removal efficiency of phosphorus is highest in constructed wetland.

The temperature has a strong negative correlation with the dissolved oxygen concentration in the water, the higher the temperature, the lower the dissolved oxygen content. It can inhibit some oxygen consuming microbial processes for nutrient reduction in warmer period. The study showed that nitrogen was discharged from Vända CW, contrary to previous researches where nitrogen was effectively reduced in CWs. The nitrogen concentration in the wetland outflow increased during the summer more than in the colder period, being related to the increase in temperature and the decrease in flow rate. The significance increase of total nitrogen and nitrate nitrogen in the wetland may also be caused by the groundwater seepage, that carried in additional nutrients to the wetland. This hypothesis is also confirmed by the increase of chlorine and sulphate ions concentration in the effluent of the wetland, which have strong positive correlation with the nitrate nitrogen. We can conclude that nitrogen removal efficiency can increase in the following years as vegetation cover and microbial communities develop.

As Vända CW is newly established wetland directly to the stream, it hasn't reached its stable state yet and the acclimatization period may take more than several years. It is indicated by the relatively modest nutrient removal efficiency and developing vegetation. With the development and spread of vegetation and microbial communities, the nutrient reduction efficiency can significantly increase compared to the current results. The results of previous studies show high potential of free water surface flow wetlands to reduce agricultural diffuse pollution, therefore, it is important to carry on further and additional studies, to analyse Vända CW efficiency after the start-up period and has reached its stable state. However, it can be concluded from the current results, that Vända CW can effectively reduce phosphorus concentration in water after its stable state is attained.

## Tänuavaldused

Soovin tänada oma juhendajaid Kuno Kasakut ja Jaan Pärna toetuse ja heade soovitude eest. Tänan Mae Urit, Kristel Krooni, Christina Mürki ja teisi, kes laborites proovide analüüsiga tegelesid. Samuti soovin tänada oma perekonda ja sõpru toetuse eest ning Krista Kupitsat, kellega koos töö kirjutamisel tekkinud võistlusmoment aitas töö valmimisele oluliselt kaasa.

## Kasutatud allikad

- Alenius, P., Myrberg, K., Roiha, P., Tuomi, L., Pettersson, H., Lips, U. 2016. Climate in the Gulf of Finland area. The Gulf of Finland assessment. Reports of the Finnish Environment Institute 27.
- Andersen, J.H., Carstensen, J., Conley, D.J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B.G., Josefson, A.B., Norkko, A., Villnäs, A., Murray, C. 2015. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*.
- Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* Vol. 25, No. 4b, pp. 704-726.
- Arheimer, B., Pers, B.C., 2017. Lessons learned? Effects of nutrient reductions from constructing wetlands in 1996–2006 across Sweden. *Ecological Engineering* 103, pp. 404–414.
- Arheimer, B., Wittgren, H.B. 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering* 19, pp. 63-80.
- AS Maves, Keskkonnaministeerium. 2006. Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundlik ala, 25p.
- Asmala, E., Saikku, L., Vienonen, S. 2011. Import–export balance of nitrogen and phosphorus in food, fodder and fertilizers in the Baltic Sea drainage area. *Science of the Total Environment* 409, pp. 4917–4922.
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M., O'Sullivan, B., 2008. Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. *Environment International* 34, pp. 116–126.
- Bachand, P.A.M., Horne, A.J., 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* 14, pp. 17–32.
- Bendoricchio, G., Cin, L.D., Persson, J. 2000. Guidelines for free water surface wetland design. *EcoSys Bd.* 8, pp. 51-91.
- Blankenberg, A.G.B., Haarstad, K., Søvik, A.-K. 2008. Nitrogen retention in constructed wetland filters treating diffuse agriculture pollution. *Desalination* 226, pp. 114-120.
- Borin, M., Tocchetto, D., 2007. Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Sci. Total Environ.* 380, pp. 38–47.
- Bouraoui, F., Grizzetti, B. 2014. Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture. *Science of the Total Environment* 468-469, pp. 1267-1277.

- Bowes, M.J., Smith, J.T., Jarvie, H.P., Neal, C. 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the Total Environment* 395, pp. 125-138.
- Boyd, N., Jamieson, R., Gordon, R., DeHaan, R., Cochrane, L., Glass, V. 2005. Constructed wetlands for the treatment of agricultural wastewater in Atlantic Canada. *Atlantic Committee on Land and Engineering*, pp. 6.
- Braskerud, B.C. 2002a. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19, pp. 41-61.
- Braskerud, B.C. 2002b. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 18, pp. 351-370.
- Buckley, C., Carney, P. 2013. The potential to reduce the risk of diffuse pollution from agriculture while improving economic performance at farm level. *Environmental science & policy* 25, pp. 118-126.
- Chardon, W.J., Schoumans, O.F. 2007. Soil texture effects on the transport of phosphorus from agricultural land in river deltas of Northern Belgium, The Netherlands and North-West Germany. *British Society of Soil Science* 23 (Suppl. 1), pp. 16-24.
- Compton, J., Mallinson, D., Glenn, C.R., Filippelli, G.M., Föllmi, K., Shields, G., Zanin, Y. 2000. Variations in the global phosphorus cycle. *Society for Sedimentary Geology, Special Publication* 66, pp. 21–33.
- Crumpton, W.G., Kovacic, D.A., Hey, D.L., Kostel, J.A. 2008. Potential of restored and constructed wetlands to reduce nutrient export from agricultural watersheds in the Corn Belt. *Upper Mississippi River Sub-basin Hypoxia Nutrient Committee*, pp. 29-42.
- Darwiche-Criado, N., Comin, F.A., Masip, A., Garcia, M., Eismann, S.G., Sorando, R., 2017. Effects of wetland restoration on nitrate removal in an irrigated agricultural area: The role of in-stream and off-stream wetlands. *Ecological Engineering* 103, pp. 426–435.
- Ding, X.W., Xue, Y., Zhao, Y., Xiao, W.H., Liu, Y., Liu, J.G., 2018. Effects of different covering systems and carbon nitrogen ratios on nitrogen removal in surface flow constructed wetlands. *J. Cleaner Prod.* 172, pp. 541–551.
- Euroopa Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest, 12.12.1991.
- Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, 23.10.2000.
- Fleming-Lehtinen, V., Andersen, J.H., Carstensen, J., Łysiak-Pastuszek, E., Murray, C., Pyhälä, M., Laamanen, M. 2015. Recent developments in assessment methodology reveal that the Baltic Sea eutrophication problem is expanding. *Ecological Indicators* 48, pp. 380–388.

- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vörösmarty, C.J. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, pp. 153-226.
- Gilliam, J.W., Osmond, D.L., Evans, R.O. 1997. Selected Agricultural Best Management Practices to Control Nitrogen in the Neuse River Basin. North Carolina Agricultural Research Service Technical Bulletin 311, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Grayson, R.B., Finlayson, B.L., Gippel, C.J., Hart, B.T. 1996. The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads. *Journal of Environmental Management* 47, pp. 257-267.
- Hauck, R.D. 1984. Atmospheric nitrogen chemistry, nitrification, denitrification, and their relationships. *Treatment wetlands*, 2nd edition, 1018p.
- Heathwaite, L., Sharpley, A., Gburek, W. 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal of Environmental Quality* 29, pp. 158–166.
- HELCOM, 2006. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 104*, 64p.
- HELCOM, 2010. What was the eutrophication status of the Baltic Sea in 2003-2007? Demonstration set of HELCOM core eutrophication indicators. *Baltic Marine Environment Protection Commission*.
- HELCOM, 2011. Eutrophication in the Baltic Sea – an integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 115B*.
- HELCOM, 2014. Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011 - A concise thematic assessment. *Baltic Sea Environment Proceedings 143*. *Baltic Marine Environment Protection Commission*, pp. 41.
- HELCOM, 2015. Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). *Baltic Sea Environment Proceedings No. 145*. *Baltic Marine Environment Protection Commission*, pp. 143.
- Hernandez-Crespo, C., Gargallo, S., Benedito-Duraa, V., Nacher-Rodriguez, B., Rodrigo-Alacreu, M.A., Martin, M., 2017. Performance of surface and subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic waters. *Sci. Total Environ.* 595, pp. 584–593.
- Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A., Trepel, M. 2012. Guidelines for the reduction of nutrient discharges from drained agricultural land. *CAU Kiel*, 107 p.

- Hsu, C.-B., Hsieh, H.-L., Yang, L., Wu, S.-H., Chang, J.-S., Hsiao, S.-C., Su, H.-C., Yeh, C.-H., Ho, Y.-S., Lin, H.-J., 2011. Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 37 (10), pp. 1533–1545.
- Huang, H., Ouyang, W., Wu, H., Liu, H., Andrea, C. 2017. Long-term diffuse phosphorus pollution dynamics under the combined influence of land use and soil property variations. *Science of the Total Environment* 579, pp. 1894–1903.
- Huttunen, I., Lehtonen, H., Huttunen, M., Piirainen, V., Korppoo, M., Veijalainen, N., Viitasalo, M., Vehviläinen, B. 2015. Effects of climate change and agricultural adaptation on nutrient loading from Finnish catchments to the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 529, pp. 168–181.
- Iho, A., Ribardo, M., Hyytiäinen, K. 2015. Water protection in the Baltic Sea and the Chesapeake Bay: Institutions, policies and efficiency. *Marine Pollution Bulletin* 93, pp. 81-93.
- Iital, A., Stalnacke, P., Deelstra, J., Loigu, E., Pihlak, M. 2005. Effects of large-scale changes in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin. *Journal of Hydrology* 304, pp. 261-273.
- Jarvie, H.P., Smith, D.R., Norton, L.R., Edwards, F.K., Bowes, M.J., King, S.M., Scarlett, P., Davies, S., Dils, R.M., Bachiller-Jareno, N. 2018. Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. *Science of the Total Environment* 621, pp. 849–862.
- Johannesson, K.M., Tonderski, K.S., Ehde, P.M., Weisner, S.E.B. 2017. Temporal phosphorus dynamics affecting retention estimates in agricultural constructed wetlands. *Ecological Engineering* 103, pp. 436–445.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment wetlands*, 2nd edition, 1016p.
- Kasak, K., Kill, K., Pärn, J., Mander, Ü., Efficiency of a newly established in-stream constructed wetland treating diffuse agricultural pollution. *Ecological Engineering* 119, pp. 1-7.
- Kasak, K., Piirimäe, K., Vahtrus, S. 2016. *Veekaitse meetmed põllumajanduses - käsiraamat tootjale*. Eestimaa Looduse Fond, 148p.
- Keskkonnaagentuur (Andresson, M., Truuma, I.) 2017. *Seletuskiri veemajanduskomisjonile Eesti pinnaveekogumite seisundi 2016.a ajakohastatud vahehinnangu kohta*. Tallinn. 42p.
- Keskkonnaministeerium, 2016A. *Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava 2015-2021*, 312p. Saadaval:[http://www.envir.ee/sites/default/files/lane-estesti-vesikonna\\_veemajanduskava.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/lane-estesti-vesikonna_veemajanduskava.pdf)

- Keskkonnaministeerium, 2016B. Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava 2015-2021, 334p.  
Saadaval:[http://www.envir.ee/sites/default/files/ida-eesti-vesikonna\\_veemajanduskava.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/ida-eesti-vesikonna_veemajanduskava.pdf)
- Keskkonnaministeerium, 2016C. Koiva vesikonna veemajanduskava 2015-2021, 185p.  
Saadaval:[http://www.envir.ee/sites/default/files/koiva-vesikonna\\_veemajanduskava.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/koiva-vesikonna_veemajanduskava.pdf)
- Keskkonnaministri 28.07.2009 määrus nr 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord”.
- Keskkonnaministri 30.12.2015 määrus nr 77 „Prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimistu, prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende kohaldamise meetodid, vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, ainete jälgimisnimekiri “.
- Koskiaho, J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering* 19, pp. 325-337.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J., Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20, pp. 89-103.
- Koskiaho, J., Puustinen, M. 2005. Function and potential of constructed wetlands for the control of N and P transport from agriculture and peat production in boreal climate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40:6-7, pp. 1265-1279.
- Larsson, M., Granstedt, A. 2010. Sustainable governance of the agriculture and the Baltic Sea – Agricultural reforms, food production and curbed eutrophication. *Ecological Economics* 69, pp. 1943-1951.
- Lesta, M., Muring, T., Mander, Ü. 2007. Estimation of landscape potential for construction of surface-flow wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Environ Manage* 40, pp. 303–313.
- Liikanen, A., Puustinen, M., Koskiaho, J., Väisänen, T., Martikainen, P., Hartikainen, H. 2004. Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land. *Environmental Quality*, 33, pp. 1124-1132.
- Maddison, M., Soosaar, K., Muring, T., Mander, Ü., 2009. The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatment wetlands for the production of construction material in Estonia. *Desalination* 246 (1–3), pp. 120–128.

- Mander, Ü., Järvet, A. 1998. Buffering role of small reservoirs in agricultural catchments. *Int. Rev. Hydrobiol.* 83, pp. 639–646.
- Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V., Tamm, T. 2000. Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecol. Eng.* 14 (4), pp. 405–417.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Järvet, A., Häberli, K., Nõges, T., Tuvikene, A., Mauring, T. 1997. Ecological engineering for wastewater control in agricultural catchment areas: three case studies from Estonia. In: Etner, C., Guterstam, B. (Eds.), *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. CRC/Lewis, New York, pp. 263–286.
- Mewes, M. 2012. Diffuse nutrient reduction in the German Baltic Sea catchment: Cost-effectiveness analysis of water protection measures. *Ecological Indicators* 22, pp. 16-26.
- Mitsch, W.J. 1993. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. *Created and Natural Wetlands for Controlling Nonpoint Source Pollution*, R.K. Olson (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 43-70.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2015. *Wetlands*. Fifth Edition. John Wiley and Sons, Hoboken, NJ, USA, pp. 736.
- Mitsch, W.J., Zhang, L., Stefanik, K.C., Nahlik, A.M., Anderson, C.J., Bernal, B., Hernandez, M., Song, K. 2012. Creating wetlands: primary succession, water quality changes and self-design over 15 years. *BioScience* 62, pp. 237–250.
- Molenat, J., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Davy, P., Gruau, G. 2002. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water, Air, and Soil Pollution* 133, pp. 161–183.
- Monteagudo, L., Moreno, J.L., Picazo, F. 2012. River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. *Water research* 46, pp. 2759-2771.
- Nõges, T., Järvet, A., Kisand, A., Laugaste, R., Loigu, E., Skakalski, B., Nõges, P. 2007. Reaction of large and shallow lakes Peipsi and Võrtsjärv to the changes of nutrient loading. *Hydrobiologia* 584, pp. 253-264.
- Noorvee, A., Mander, Ü., Karabelnik, K., Pöldvere, E., Maddison, M. 2007. *Kombineeritud pinnasfiltersüsteemide ja tehismärgalapihastite rajamise juhend*, 102p.
- Omstedt, A., Elken, J., Lehmann, A., Leppäranta, M., Meier, H.E.M., Myrberg, K., Rutgersson, A. 2014. Progress in physical oceanography of the Baltic Sea during the 2003–2014 period. *Progress in Oceanography* 128, pp. 139–171.
- Owenius, S., van der Nat, D. 2011. Measures for water protection and nutrient reduction, Baltic COMPASS. WRS Uppsala AB, 2011-05-26, 57p.

- Pärn, J., Henine, H., Kasak, K., Kauer, K., Sohar, K., Tournebize, J., Uuemaa, E., Välik, K., Mander, Ü. 2018. Nitrogen and phosphorus discharge from small agricultural catchments predicted from land use and hydroclimate. *Land Use Policy* 75, pp. 260–268.
- Persson, J., Wittgren, H.B. 2003. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering* 21, pp. 259 – 269.
- Piirimäe, K., Talpsep, I., Kasak, K. 2014. Põllumajanduse hajukoormuse piiramise meetmete ruumiline planeerimine. *Eestima Looduse Fond lõpparuanne*, 78p.
- Pitkäinen, H., Kuosa, H., Eremina, T., Lips, U., Lehtoranta, J., Maximov, A. 2016. The Gulf of Finland assessment. *Reports of the Finnish Environment Institute* 27.
- Postila, H., Ronkanen, A.-K., Kløve, B. 2015. Wintertime purification efficiency of constructed wetlands treating runoff from peat extraction in a cold climate. *Ecological Engineering* 85, pp. 13–25.
- Prenger, J.P., Reddy, K.R. 2004. Extracellular enzyme activity levels in a freshwater marsh after cessation of nutrient loading. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, pp. 1796-1804.
- problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, pp. 126–139.
- Puustinen, M., Jormola, J., 2005. Constructed wetlands for nutrient retention and landscape diversity. *ICID 21st European Regional Conference 2005*, 7p.
- Räike, A., Knuuttila, S., Ekholm, P., Kondratyev, S., Ennet, P., Ulm, R., Oblomkova, N. 2016. Nutrient inputs. The Gulf of Finland assessment. *Reports of the Finnish Environment Institute* 27.
- Reddy, K.R., Patrick W.H. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 13, pp. 273-309.
- Rheinheimer, G. 1998. Pollution in the Baltic Sea. *Naturwissenschaften* 85, pp. 318–329.
- Riigi Ilmateenistus. Keskkonnaagentuur. 2017. <https://www.ilmateenistus.ee/2017/09/suve-ulevaade-2/> (16.05.18)
- Rooma, L., Valdmaa, T. 2007. Hea põllumajandustava. Põllumajandusministeerium, 104p.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and marine coastal ecosystems – a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, pp. 126-139.
- Talpsep, I., Kasak, K., Piirimäe, K., Tamm, I. 2012. Tehismärgalad: põllumees puhastab vett. *Eestimaa Looduse Fond*, 72p.
- Tiedje, J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. *Environ. Microbiol. Anaerobes* pp. 179–244.

- Tournebize, J., Chaumont, C., Mander, Ü., 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering* 103, pp. 415–425.
- Ulen, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H.P., Tunney, H. 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *British Society of Soil Science* 23, pp. 5–15.
- Vassiljev, A., Blinova, I., Ennet, P. 2008. Source apportionment of nutrients in Estonian rivers. *Desalination* 226, pp. 222–230.
- Veeseadus (04.07.2017). <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072017050#para26lg3>
- Verhofstad, M.J.J.M., Poelen, M.D.M., van Kempen, M.M.L., Bakker, E.S., Smolders, A.J.P. 2017. Finding the harvesting frequency to maximize nutrient removal in a constructed wetland dominated by submerged aquatic plants. *Ecological Engineering* 106, pp. 423–430.
- Vought, L., Lacoursiere, J., Volez, N. 1991. Streams in the agricultural landscape. *Vatten* 47, pp. 321–328.
- Vymazal, J., 2013a. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering* 61P, pp. 582– 592.
- Vymazal, J., 2013b. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. *Water Res.* 47, pp. 4795–4811.
- Vymazal, J., 2016. Concentration is not enough to evaluate accumulation of heavy metals and nutrients in plants. *Sci. Total Environ.* 544, pp. 495–498.
- Vymazal, J., Brezinova, T.D., 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International* 75, pp. 11–20.
- Vymazal, J., Brezinova, T.D., 2018. Removal of nutrients, organics and suspended solids in vegetated agricultural drainage ditch. *Ecological Engineering* 118, pp. 97–103.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, pp. 17-66.
- Wassmann, P., Olli, K. 2004. Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. University of Tromsø, Norway, 325p. Saadaval: <http://kodu.ut.ee/~olli/eutr/Eutrophication.pdf>
- Withers, P.J.A., Neal, C., Jarvie, H.P., Doody, D.G. 2014. Agriculture and Eutrophication: Where do we go from here? *Sustainability* 6, pp. 5853-5857.

- Zhang, L., Wang, M.H., Hu, J., Ho, Y.-S. 2010. A review of published wetland research, 1991-2008: Ecological engineering and ecosystem restoration. *Ecological Engineering* 36, pp. 973-980.
- Zheng, Y.C., Wang, X.C., Xiong, J.Q., Liu, Y.J., Zhao, Y.Q., 2014. Hybrid constructed wetlands for highly polluted river water treatment and comparison of surface- and subsurface-flow cells. *J. Environ. Sci.* 26 (4), pp. 749–756.

LISAD

# Lisa 1

**Tabel 1.** Spearmani astakorrelatsiooni maatriks keskkonnanäitajate keskmiste väärtuste ja toitainete puhastusefektiivsuste (%) vahel. Tabelis on toodud oluliste seoste ( $p < 0,05$ ) puhul Spearmani R väärtused.

	<b>C<sub>org</sub></b>												
<b>C<sub>üld</sub></b>	0,510												
<b>P<sub>üld</sub></b>													
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>			0,536										
<b>N<sub>üld</sub></b>			-0,552	-0,572									
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>			-0,583	-0,579	0,792								
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>			-0,658		0,604	0,743							
<b>Cl<sup>-</sup></b>	-0,425				0,666	0,766	0,641						
<b>Q</b>			-0,498	-0,598	0,882	0,789	0,661	0,666					
<b>pH</b>													
<b>Temp.</b>			0,489	0,642	-0,710	-0,688	-0,465	-0,461	-0,623				
<b>Hägusus</b>			-0,829										
<b>O<sub>2</sub> %</b>					0,535	0,435			0,422	-0,590			
<b>O<sub>2</sub></b>			-0,443	-0,595	0,710	0,672	0,447	0,417	0,599	-0,983	0,693	<b>O<sub>2</sub></b>	
<b>El.juht.</b>			0,477	0,616	-0,646	-0,748	-0,487	-0,609	-0,764	0,817	-0,450	-0,783	

## Lisa 2

**Tabel 2.** Spearmani astakorrelatsiooni maatriks keskkonnanäitajate ja toitainete kontsentratsioonide (mg/l) vahel. Tabelis on toodud oluliste seoste ( $p < 0,05$ ) puhul Spearmani R väärtused.

	<b>C<sub>org</sub></b>												
<b>C<sub>üld</sub></b>	0,593	<b>C<sub>üld</sub></b>											
<b>P<sub>üld</sub></b>	-0,158	0,159	<b>P<sub>üld</sub></b>										
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>		0,173	0,776	<b>PO<sub>4</sub>-P</b>									
<b>N<sub>üld</sub></b>	-0,554	-0,239		<b>N<sub>üld</sub></b>									
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	-0,533	-0,265			0,892	<b>NO<sub>3</sub>-N</b>							
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	-0,593		0,201	0,347	0,808	0,844	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>						
<b>Cl<sup>-</sup></b>	-0,510		0,277	0,424	0,677	0,663	0,920	<b>Cl<sup>-</sup></b>					
<b>Q</b>		-0,391					-0,237	-0,348	<b>Q</b>				
<b>pH</b>	-0,649	-0,424			0,485	0,506	0,482	0,427	<b>pH</b>				
<b>Temp.</b>		0,601	0,531	0,431			0,244	0,366	-0,419	-0,181	<b>Temp.</b>		
<b>Hägusus</b>	-0,510	-0,529	0,894							0,394	<b>Hägusus</b>		
<b>O<sub>2</sub> %</b>		-0,221	-0,239	-0,308	0,313	0,303			0,242	0,282	-0,372	<b>O<sub>2</sub> %</b>	
<b>O<sub>2</sub></b>	-0,158	-0,597	-0,451	0,431		0,214		-0,259	0,431	0,317	-0,898	0,658	<b>O<sub>2</sub></b>
<b>El.juht.</b>	-0,367		0,511	0,478	0,416	0,367	0,696	0,741	-0,243	0,214	0,642		-0,503

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

Mina Keit Kill

(sünnikuupäev: 11.02.1994)

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

„Avaveelise tehismärgala efektiivsus põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks“,

mille juhendajateks on Kuno Kasak ja Jaan Pärn,

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

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

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

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

Tartus, 01.06.2018