

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Geograafia osakond

Bakalaureusetöö geograafias (12 EAP)

Tehismärgalade denitrifikatsiooni efektiivsuse hindamine

Vända tehismärgala näitel

Platon Johansson

Juhendajad: PhD Evelyn Uuemaa

PhD Kuno Kasak

Tartu 2026

Annotatsioon

Tehismärgalade denitrifikatsiooni efektiivsuse hindamine Vända tehismärgala näitel

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk oli modelleerida nitraatlämmastiku (NO_3^- -N) eemaldamist Lõuna-Eestis paiknevas vabavoolulises veekogus, Vända tehismärgalas. Töös on kasutatud dünaamilist veebilansi ja ainebilansi mudelit, mis põhines Waikato tehismärgala modelleerimisel kasutatud meetodikal. Tulemused näitasid, et kõrgema veetemperatuuri ja aeglasema voolurežiimi korral suurenes NO_3^- -N eemaldamine. Kumulatiivse ainebilansi põhjal eemaldati kogu süsteemis ligikaudu 0,8 tonni NO_3^- -N. Samal ajal ilmnis teises märgalas täiendav määramata lämmastikukoormus, mis võib viidata täiendavatele aineallikatele. Töö tulemused näitavad, et Vända tehismärgala lämmastikuprotsesse ei ole võimalik kirjeldada üksnes denitrifikatsiooni kaudu ning süsteemi mõjutavad tõenäoliselt ka täiendavad hüdroloogilised protsessid.

Märksõnad: tehismärgala, veebilanss, dünaamiline mudel, nitraatreostus

CERCS kood: P510 Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia
B410 Mullateadus, põllumajanduslik hüdroloogia

Abstract

Evaluation of Denitrification Efficiency in Constructed Wetlands Using the Example of the Vända Constructed Wetland

The aim of this bachelor's thesis was to model nitrate nitrogen (NO_3^- -N) removal in the Vända constructed wetland, a free-water surface water body located in Southern Estonia. A dynamic water balance and mass balance model based on the methodology used in the modelling of the Waikato constructed wetland was applied in this study. The results showed that NO_3^- -N removal increased under conditions of higher water temperature and slower flow regime. Based on the cumulative mass balance, approximately 0.8 tonnes of NO_3^- -N were removed from the whole system. At the same time, additional undefined nitrogen loading appeared in the second reservoir, which may indicate the presence of additional sources. The results suggest that nitrogen processes in the Vända constructed wetland cannot be explained by denitrification alone and that additional hydrological processes are likely influencing the system.

Keywords: constructed wetland, water balance, dynamic model, nitrate pollution

CERCS code: P510 Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology
B410 Soil science, agricultural hydrology

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Teoreetiline ülevaade	5
1.1. Dünaamiline denitrifikatsiooni mudel	5
1.2. Vända tehismärgala.....	6
2. Andmed ja meetodika	9
2.1. Veebilanss	9
2.2. Vända denitrifikatsiooni mudel	14
3. Tulemused ja arutelu	18
4. Kokkuvõte	25
SUMMARY	26
Tänuavaldused.....	27
Kasutatud kirjandus.....	28
Lisa 1. Esimese märgala modelleerimistulemused.....	31
Lisa 2. Teise märgala modelleerimistulemused	33
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks	35

Sissejuhatus

Hajus põllumajanduslik reostus on peamine pinna- ja põhjavee määrdumise kvaliteedi halvenemise põhjus (Mancuso *et al.*, 2021). Kõigist saasteainetest, mis avaldavad märkimisväärset mõju ökosüsteemidele ja organismide tervisele, käsitletakse käesolevas töös lämmastiknitraate (NO_3^- -N), mille põhjustatud veereostus on seotud mineraalväetiste ja sõnniku kasutamisega põllumajandustegevuses või intensiivses loomakasvatuses (Craswell, 2021).

Ammooniumvormis lämmastikuühendid väetise kujul (NH_4^+) läbivad kemoautotroofsete mikroorganismide, näiteks *Nitrosomonas* ja *Nitrospira*, poolt biokeemilise oksüdatsiooni, kus mikroorganismid saavad energiat lämmastikuühendi oksüdeerimisest. Lämmastiku aatom muudab oma oksüdatsiooniastet -3-lt +3-le, moodustades seeläbi nitritiühendi (NO_2^-). Nitrifikatsiooni järgmises etapis hakkavad *Nitrobacter* ja *Nitrospira* nitritit oksüdeerima, muutes oksüdatsiooniastme +3-lt +5-le, mille tulemusena tekib lõplik keemiline ühend — nitraat (NO_3^-) (Ni *et al.*, 2023). Nitrifikatsiooniprotsessid on valdavalt aeroobsed ja esinevad kõikjal, kus leidub ammooniumi ja hapnikku, eriti põllumajanduspõldudel. Denitrifikatsioon on seevastu anaeroobne protsess, mille käigus mikroorganismid redutseerivad lämmastikku anaeroobse hingamise käigus, eraldades hapniku nitraadist, samal ajal kui molekulaarne lämmastik (N_2) lahkeb atmosfääri, väljudes anaeroobsest keskkonnast. Selliselt kujuneb lämmastiku biogeokeemiline tsükkel, mille võtmelülis on biosfääris toimuvad protsessid (Ye *et al.*, 2025).

Looduslikud märgalad mängivad denitrifikatsiooniprotsessides võtmerolli, kuna neile on iseloomulik aeglane veevahetus ja sellest tulenevalt ainete akumulatsioon, mida anaeroobsed mikroorganismid transformeerida saavad. Tehismärgalad, nagu Vända, taastoodavad looduslike märgalade protsesse, et vähendada reostuskoormust intensiivse põllumajandusega piirkondades.

Vända süsteemi puhul on täheldatud hinnanguliselt madalat efektiivsust just lämmastikuühendite ja eelkõige nitraadi eemaldamisel (Kill *et al.*, 2018). Käesoleva töö eesmärk on modelleerida nitraatlämmastiku (NO_3^- -N) eemaldamist Vända tehismärgalas ning hinnata denitrifikatsiooni võimalikku rolli lämmastiku dünaamikas. Modelleerimise käigus proovitakse leida vastust kolmele küsimusele:

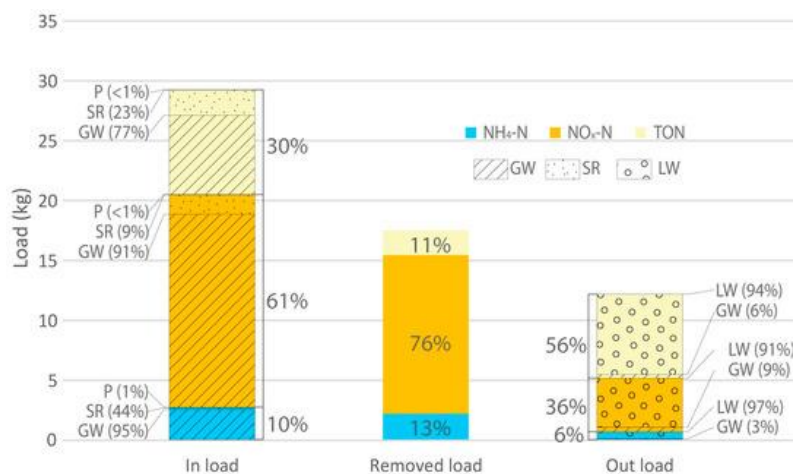
- Milline oli NO_3^- -N reostuse dünaamika Vända tehismärgalas käesoleva töö uurimisperioodil?
- Millistel perioodidel esines kõige intensiivsem denitrifikatsioon ning millistes väärtustes see väljendus?
- Millised tegurid võisid mõjutada NO_3^- -N dünaamikat Vända tehismärgalas?

1. Teoreetiline ülevaade

1.1. Dünaamiline denitrifikatsiooni mudel

Aastal 2018 avaldati artikkel, mille raames viidi läbi saasteainete eemaldamise modelleerimine Waikato märgalas Uus-Meremaa põllumajanduslikus valglas (Uemaa *et al.*, 2018). Uuriti küsimust, mil määral vähendab tehismärgala karjamaadelt pärinevat lämmastikukoormust. Kahe aasta jooksul (2011–2013) viidi läbi Waikato süsteemi hüdroloogiliste ja hüdrokeemiliste parameetrite pidev monitooring: ülemisel ja alumisel äravoolul kasutati V-notch ülevoolusid, automaatseid proovivõtjaid, piesomeetreid, sademeteandureid ning evapotranspiratsiooni arvutamist Penman–Monteithi võrrandi abil. Laboritingimustes analüüsiti oksüdeeritud lämmastik (NO_x^- -N), ammoniumlämmastik (NH_4^+ -N), üldorgaaniline lämmastik (TON) ja üldlämmastik (TN). Saadud tulemuste interpreteerimiseks töötasid autorid välja lihtsa dünaamilise mudeli tunnise ajasammuga.

Modelleerimise metoodika põhines Waikato märgala kontseptuaalsel käsitlusel viiest omavahel seotud reservuaarist (*tank*) koosneva süsteemina. Iga reservuaari jaoks arvutati dünaamiline veebilanss, arvestades sissevoolu, väljavoolu, sademeid, evapotranspiratsiooni, pindmist äravoolu ja põhjavee sissevoolu. Arvutatud veebilansi põhjal modelleeriti edasi lämmastiku massibilanssi, kus kontsentratsioonid seoti voogude ning lämmastikuühendite eemaldamise koefitsiendiga. Autorid arvestasid eraldi erinevusi lämmastiku kontsentratsioonides põhjavee ja pindmise äravoolu vahel.



Joonis 1. Lämmastiku üldkomponentide osakaalud märgalasse sisenevas, märgalast väljuvas ja eemaldatud lämmastikus. P on sademed; SR on pindmine äravool; GW on põhjavesi; LW on alumine pais. (Uemaa *et al.*, 2018)

Monitooringu tulemused näitasid, et uuritav märgala on süsteem, mida toitis peamiselt põhjavesi. Põhjavee kaudu saabus ligikaudu 94,7% kogu sissevoolust, pindmise äravoolu osakaal moodustas umbes 4,1% ning sademete ja evapotranspiratsiooni vaheline panus oli ligikaudu 1,2%. Modelleerimine näitas (joonis 1) lahustunud anorgaanilise lämmastiku eemaldamise kõrget efektiivsust: 76% NO_x^- -N jaoks ja 73% NH_4^+ -N jaoks, samas kui TON-i eemaldamise efektiivsus oli vaid 26%. Autorid jõudsid järeldusele, et tehismärgalad suudavad denitrifikatsiooni abil mängida

äärmiselt olulist rolli hajusa lämmastikureostuse vähendamisel. Uuring näitas samuti, et lihtsa dünaamilise massibilansi mudeli kasutamine koos pideva monitooringuga võimaldab piisavalt realistlikult hinnata erinevate hüdroloogiliste teede rolli lämmastiku transpordis ja kontsentratsiooni vähenemises tehismärgalades.

1.2.Vända tehismärgala

Artiklis (Kill *et al.*, 2018) uuriti käesoleva töö uurimisobjekti. Vända süsteem on vabavooluline tehismärgala Lõuna-Eestis, Uhti külas. Vända koosneb kahest madalveelisest märgalast pindalaga ligikaudu 4500 m², mis moodustab umbes 0,5% valgala pindalast. Monitooring viidi läbi märtsist 2017 kuni juulini 2018. Proovide kogumise sagedus oli ligikaudu iga kahe nädala järel ning proovivõtupunktid paiknesid mõlema märgala sisse- ja väljavooludel. Mõõdeti voolukiirust, pH-d, vee temperatuuri, lahustunud hapnikku, redokspotentsiaali, elektrijuhtivust ja hagusust, laboritingimustes analüüsiti lisaks lämmastikuühenditele (TN, NO₃⁻-N ja NO₂⁻-N) ka üldfosforit (TP), fosfaatfosforit (PO₄³⁻-P), üldist orgaanilist ja anorgaanilist süsinikku (TOC ja TIC), sulfaate (SO₄²⁻) ning kloriide (Cl⁻). Erinevalt Waikato märgala uurimismeetodist ei koostatud selles uuringus lämmastiku massibilansi mudelit, vaid efektiivsust hinnati peamiselt sisse- ja väljavoolu kontsentratsioonide erinevuse põhjal.

Uuringu tulemus osutus kahetiseks: Vända tehismärgala oli efektiivne fosfori ja orgaanilise süsiniku eemaldamisel, kuid praktiliselt ei toiminud lämmastiku suhtes. TP eemaldamise üldine efektiivsus oli 20,5% ning PO₄³⁻-P puhul 16,3%, kusjuures suvel oli fosfori eemaldamine ligikaudu kaks korda kõrgem. Autorid seostasid kõrgemat eemaldamise efektiivsust suvise madalama voolukiiruse, kõrgema temperatuuri ning aktiivsema taimkatte ja mikroobse tegevusega. Samuti leidsid autorid seose voolukiiruse ja eemaldamise efektiivsuse vahel: kõrgete voolukiiruste korral fosfori eemaldamise efektiivsus vähenes, kuna vesi läbis süsteemi liiga kiiresti ning turbulents võis takistada settimist ja filtreerimist. TOC kontsentratsioon vähenes ligikaudu 12,4% võrra, mis võib viidata orgaanilise süsiniku osalisele kinnipidamisele või lagunemisele.

Kõige olulisem osa uuringust käesoleva töö jaoks on lämmastiku käitumine. Kontsentratsioonide vähenemise asemel suurenesid lämmastikuühendid: TN 27,7%, NO₃⁻-N 31,6% ja NO₂⁻-N 15,1%. Tugevat kasvu täheldati suvel, kui põldudelt pärinev pindmine äravool oli minimaalne. Autorid selgitasid sellist olukorda nitraadirikka põhjavee sissevooluga, mis suurendas väljavoolu kontsentratsioone. Seda järeldust kinnitas elektrijuhtivuse, TIC-i, SO₄²⁻ ja Cl⁻ kontsentratsioonide suurenemine ning nende tugev korrelatsioon NO₃⁻-N-ga. Selles kontekstis näitas uuring, et kõrgete kontsentratsioonide põhjuseks võib olla arvestamata põhjavee sissevool. Vända süsteemi puhul on see kriitilise tähtsusega, kuna veekindla kihi (geomembraani või saviisolatsiooni) puudumise tõttu pääses põhjavesi vabalt märgalasse. Praktilisest vaatenurgast märkisid autorid, et selliste süsteemide rajamisel oleks soovitatav füüsiliselt takistada põhjavee sissevoolu, kui süsteemi eesmärk on pinnavee puhastamine, mitte pinnavee segunemine reostunud põhjaveega.

Väikeste valgalade majandamist ja toitainete voogusid käsitlevas uuringus (Kuusemets & Mander, 2002) rõhutati samuti põhjavee olulisust Vända tehismärgala jaoks. Autorid jõudsid järeldusele, et

valgalade alumises osas toimus suurenenud madala põhjavee väljavool ning NO_3^- -N kontsentratsioonid olid seal kõrgemad kui valgalade ülemises osas, mis vastab ligikaudselt esimese märgala piirkonnale. Keskmiste kontsentratsioonide erinevus oli ligikaudu kahekordne. Autorid kasutasid samuti Porijõe vooluhulkadel põhinevat Q interpoleerimist, mille regressioonvõrrandite selgitusvõime jäi vahemikku $R^2 = 0,44\text{--}0,54$. Uuring viidi läbi suhteliselt harvade kontsentratsioonimõõtmistega ning kontsentratsiooniväärtused jaotati proovivõtukuupäevade vahel sarnaste vooluperioodide alusel. Põllumajandusliku nitraadireostuse kontekstis jõudsid autorid järeldusele, et akumulatiivsed veekogud, nagu Vända tehismärgala, võivad aja jooksul koguda setteid ja toitaineid ning regulaarse hoolduse puudumisel muutuda sekundaarse reostuse võimalikuks allikaks.

2018. aastal avaldatud uuringus, mis käsitles hiljuti rajatud voolusängis paikneva tehismärgala tõhusust hajureostuse vähendamisel põllumajandusmaastikus (Kasak *et al.*, 2018), hinnati Vända voolusängis paikneva vabaveelise tehismärgala (*in-stream free water surface constructed wetland, FWS CW*) efektiivsust lämmastikureostuse eemaldamisel. Autorid uurisid süsteemi kohanemisperioodi pärast rekonstrueerimist ning hindasid kontsentratsioonide muutusi sisse- ja väljavoolupunktide vahel.

Rekonstrueerimine ei toonud kaasa oodatud üldlämmastiku kontsentratsiooni vähenemist, vaid tulemused näitasid vastupidist suunda. NO_3^- -N kontsentratsioon suurenes kuni 5,4 mg/l-ni, mille tulemusena langes eemaldamise efektiivsus tasemeni –29%.

Uuringu tulemused näitasid, et lämmastiku kontsentratsiooni suurenemine süsteemi väljavoolus ei tähenda tingimata puhastusprotsesside puudumist. Ühe võimaliku seletusena käsitlesid autorid lämmastiku täiendavat juurdevoolu põhjavee kaudu. Vända tehismärgala väljavooluala paikneb reljeefi madalamas osas ning on ümbritsetud intensiivselt kasutatavate põllumajandusmaadega, mis võib soodustada toitaineterikka vee lisandumist. Sarnaselt (Kill *et al.*, 2018) kaasnes NO_3^- -N suurenemisega ka SO_4^{2-} ja Cl^- kontsentratsioonide kasv.

Hundinuia toitainete kogunemise uuringus Vända tehismärgalas käsitlesid autorid võimalust, et lämmastikuühendite dünaamikat võivad lisaks põhjaveele mõjutada ka taimestikuga seotud protsessid, näiteks toitainete kogunemine ja ümberjaotumine taimedes (Kõiv-Vainik *et al.*, 2025). Vända tehismärgala teine märgala ei olnud pärast rajamist käsitsi istutatud laialehise hundinui (*Typha latifolia*) ega hariliku pilliroo (*Phragmites australis*) liikidega, vaid taimestik kujunes seal loodusliku leviku ja kasvamise käigus. Hoolimata märgalade erinevast rajamisviisist pöördusid autorid siiski tagasi põhjavee võimaliku mõju juurde ning märkisid, et teine märgala näitas lämmastiku eemaldamisel paremaid tulemusi. Samal ajal kinnitati ka selles uuringus lämmastikukontsentratsioonide suurenemist süsteemi eri osades.

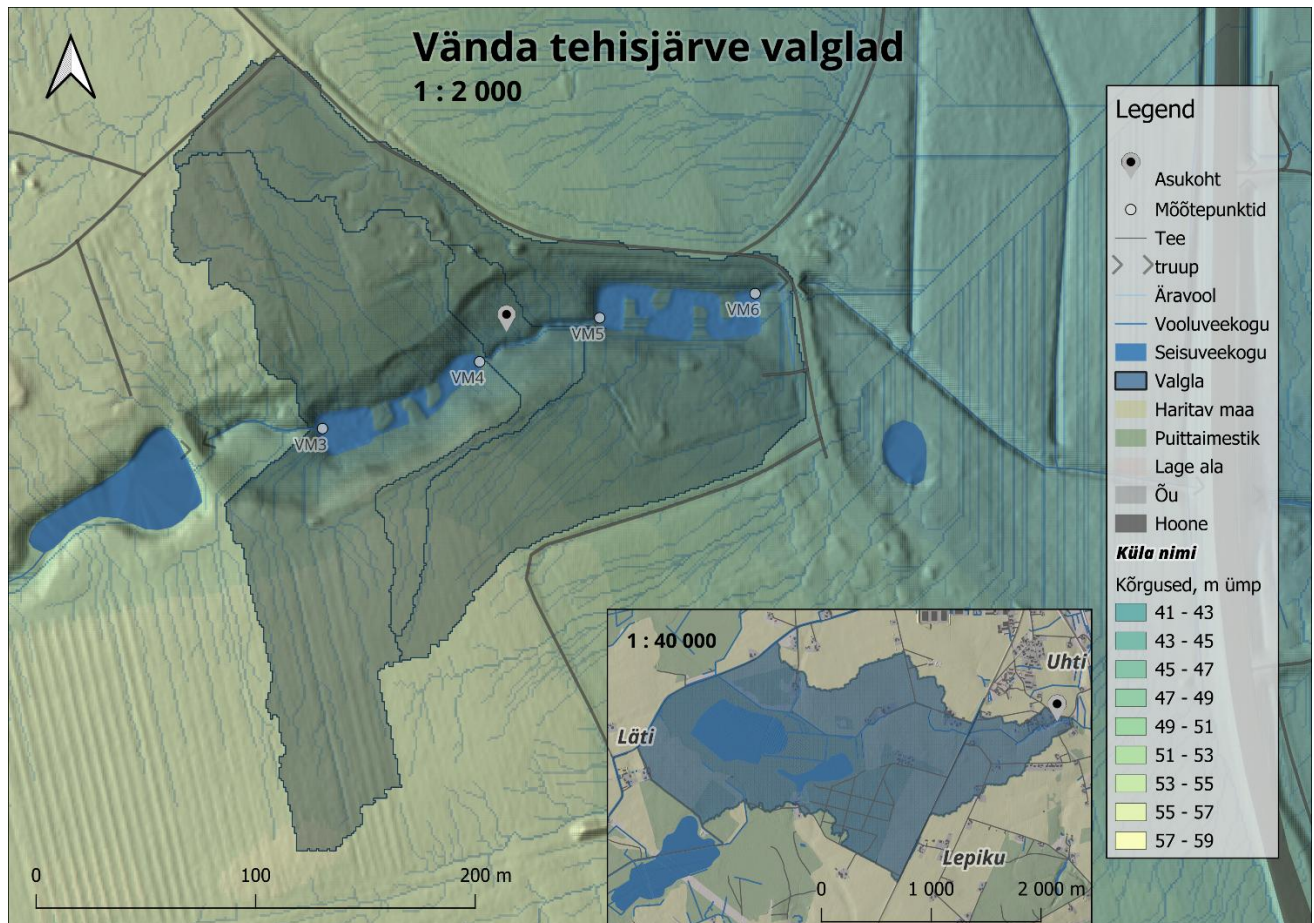
Toitainete äravoolu dünaamikat põllumajanduslikus valgalas käsitleva uuringu põhjal, mis viidi läbi enne Vända tehismärgala rekonstrueerimist, iseloomustas seda ala suur põllumajanduskoormus ning autorid pidasid vajalikuks puhveralade ja tehismärgalade rajamist hajureostuse vähendamiseks. Vända

valgala ülemises osas paiknes juba ligikaudu 8,5 ha suurune märgalala, mis ka tol ajal ei taganud piisavat puhverdavat mõju allavoolu paiknevatele valgalade osadele (Mander *et al.*, 2000).

Vända tehismärgala hajureostust käsitlevate uuringute põhjal võib järeldada, et ala on tugevalt mõjutatud põllumajanduslikust koormusest ning selle reljeef ja hüdroloogiline režiim ei võimalda looduslikel denitrifikatsiooniprotsessidel alati tasakaalustada ümbritsevatelt aladelt pindmise äravoolu ja põhjavee kaudu saabuvat NO_3^- -N koormust. Sellest tulenevalt hinnati käesolevas töös denitrifikatsiooni kvantitatiivselt, kasutades uuemat kontsentratsiooniandmestikku ning dünaamilist veebilansi ja ainebilansi modelleerimist. Lisaks hinnati Vända tehismärgalale lisanduvat täiendavat NO_3^- -N, arvutati kumulatiivne NO_3^- -N eemaldamine ning analüüsiti selle seost veetemperatuuri ja vooluhulgaga.

2. Andmed ja metoodika

2.1. Veebilanss



Joonis 2. Vända tehismärgala süsteem koos selle valgladega (Kaardi alus: Maa-amet 2025).

Joonis 2 kujutab Vända tehismärgala süsteemi. Nagu juba peatükis „Vända tehismärgala“ mainitud, koosneb süsteem kahest omavahel ühendatud märgalast, mis on ühendatud kitsa voolusängiga. Mõlema märgala jaoks on määratud GIS-meetodil kohalik valgala, mis põhines digitaalse reljeefimudeli (DEM) analüüsil. Esimese märgala valgla pindala on 22 326 m², teise märgala pindala on 21 734 m². Põhijoonise juurde on lisatud suurema valgala, mis moodustab osa süsteemi sissevoolust punkti VM3 kaudu. Suurem valgla on modelleeritud juhendaja poolt. Vesi liigub järjestikku vastavalt punktide numeratsioonile VM3-st kuni VM6-ni, mille järel vesi lahkub tehismärgalast ja suubub kõrgema järgu veekogusse — Porijõkke.

Nitraadi eemaldamise modelleerimine algab veebilansist, mille alusel määrati nitraadi massid. Nagu Waikato järve uuringus, eeldab dünaamiline mudel veekogu jagamist mitmeks järjestikuseks märgalaks. Käesoleva uuringu raames otsustasime juhendajaga jagada Vända märgalasid kaheks kontseptuaalseks reservuaariks (märgaladeks). Esimene märgala paikneb punktide VM3–VM4 vahel ning teine märgala punktide VM4–VM6 vahel. Otsus tehti lähtudes VM4 ja VM5 vahelise voolusängi eripärast, mille individuaalne arvutamine oleks olnud raskendatud geomeetria ja hüdroloogiliste

parameetrite täpsusega seotud probleemide tõttu. Seetõttu kuulub VM4–VM5 vaheline ala tinglikult teise märgala koosseisu, kuid arvesse võetav ei ole. Veebilansi arvutamiseks kasutati sarnaselt dünaamilisele mudelile esimese järgu differentiaalvõrrandit veebilansi kirjeldamiseks (Uuemaa *et al.*, 2018; *cit.* Kadlec, 2012):

$$\frac{\Delta(V_{i+1})}{\Delta T} = Q_i - Q_{i+1} + A_{i+1}(P_{i+1} - ET_{i+1}) + SR_{i+1} + GW_{i+1}$$

Kus ΔV on ruumala muut (l), ΔT on ajasamm (10min), Q on vooluhulk (l/10min), A on märgala pindala (m^2), P on sademed (l/10min), ET on evapotranspiratsioon (l/10min), SR on pindmine äravool (l/10min), GW on põhjavesi (l/10min).

Suuruste mõõtühikuid arvesse võttes, mudeli arvutused viidi läbi 10-minutilise ajasammuga. (ΔT), lähtudes numbrilise meetodi konvergenstist (numbrilise lahendi vea lähenemine nullile olukorras, kus võrgusamm läheneb nullile). Modelleerimisperiood on määratud juhendajatega usaldusväärsete keemilise koostise ja voolukiiruse andmete olemasolu põhjal — märtsist 2017 kuni 2023. aasta lõpuni välja. Modelleerimiseks kasutati Microsoft Excel tarkvara.

Modelleeritava perioodi jooksul kogus minu kaasjuhendaja, professor Kuno Kasak 101 Q mõõtmist punktis VM3, 121 mõõtmist punktis VM4 ning 118 mõõtmist punktis VM6. Puuduvad Q väärtused on interpoleeritud lineaarselt $Q_{\text{Porijõgi}}$ andmete põhjal. $Q_{\text{Porijõgi}}$ ajaloolised andmed avaldab Keskkonnaagentuur, kes teostab vooluhulga monitooringut Reola hüdrojaamas. Interpolatsioon suutis selgitada vaid ligikaudu 55% Q andmete variatsioonist iga punkti jaoks, mis võib kaasa tuua modelleerimistulemuste eksliku tõlgendamise, kuid alternatiivsed lahendused puudusid. Vooluhulkade vahelise nõrga seose tõttu kasutati veebilansi arvutustes mõõdetud Q väärtusi päevadel, mil mõõtmised olid olemas. Ülejäänud päevadel arvutati vooluhulgad $Q_{\text{Porijõgi}}$ regressioonvõrrandi alusel.

A ehk pindala on arvutatud GIS-is tehismärgala piire kirjeldavate vektorobjektide põhjal. Esimese märgala pindalaks on 901 m^2 ja teise märgala pindalaks on 1256 m^2 .

P ehk sademete andmed on võetud Tartu-Tõravere meteoroloogiajaama ajaloolistest andmetest, kus viiakse läbi ka hajuskiirguse, õhutemperatuuri (keskmised ja äärmuslikud väärtused) ning tuulekiiruse tunnipõhiseid mõõtmisi. Neid andmeid kasutati ET arvutamiseks Penman–Monteithi võrrandi abil. Millimeetrites väljendatud P ja ET väärtused on korrutatud märgalade pindaladega ruutmeetrites, mille tulemusena sadi vee koguse liitrites.

SR kui pindmine äravool osaleb veebilansis ainult sademete korral ning see parameeter väljendub järgmise valemiga:

$$SR_i = P_i \cdot A_{SR,i} \cdot f_{SR}$$

Kus P_i tähistab sademeid (mm/10 min), $A_{SR,i}$ valgala pindala (m^2) ja f_{SR} sademete osakaalu valgala, mis eelduslikult jõuab pindmise äravooluna Vända tehismärgalasse. Nii SR kui ka f_{SR} on kaudsed parameetrid, mille tegelik väärtus ei ole teada.

Eeldan, et sademete osakaal omab aasta jooksul sesoonset muutlikkust. Talvisel perioodil on f_{SR} suurenemine seotud pinnase külmumise ja infiltratsiooni vähenemisega, samas kui kevadisel perioodil seostatakse lume sulamisega (Deelstra *et al.*, 2011), mis suurendab pindmise äravoolu osakaalu. Eesti tingimustes kinnitavad äravoolu sesoonset muutlikkust täiendavalt valgalade tundlikkuse uuringud kliima- ja ilmategurite suhtes, mis näitavad hüdroloogilise vastuse erinevusi külma ja sooja perioodi vahel (Jaagus *et al.*, 2017). Suveperioodil väheneb f_{SR} taimkatte suurenenud veetarbimise tingimustes, mida on täheldatud Leedu põllumajanduslikke valgalades (Bučienė *et al.*, 2019).

Kuna Vända tehismärgalas puudusid pindmise äravoolu otsesed mõõtmised, on määratud f_{SR} väärtused sesoonsuse muutlikkuse alusel. Aluseks võeti hüdroloogilised perioodid: talveperioodile (detsember-veebruar) määrati $f_{SR} = 0,10$; varakevadele (märts-aprill) $f_{SR} = 0,25$; hiliskevadele ja suvele (mai-august) $f_{SR} = 0,05$; ning sügisperioodile (september-november) $f_{SR} = 0,15$.

Edasiste arvutuste jaoks viidi kõik leitud muutujad ühtsele 10-minutilise ajasammule (jaotati 10 minuti peale): mõõtühikus l/s väljendatud Q korrutati 600-ga, mõõtühikus l/h väljendatud P ja ET jagati 6-ga ning SR on juba 10-minutilise ajasammule viidud.

GW ehk põhjavesi on jäetud mudelist välja, kuna selle tegelik väärtus ei ole teada ning jääkprintsibiil arvutamine ei pruugi anda täpseid ega asjakohaseid väärtusi. Asendati GW komponendi E-ga, mille ülesanne on ainult veebilansi sulgemine. Ainebilansis E ei osale.

$$E_i = \Delta V_i - Q_i + Q_{i+1} - P_i - SR_i + ET_i$$

Kus ΔV_i kirjeldab märgala ruumala muutust ning võrdsustub algebraliselt veebilansiga. Teisisõnu:

$$\Delta V_i = \text{veebilanss}_i = Q_i - Q_{i+1} + P_i + SR_i + E_i - ET_i$$

Märgala ruumala muutus ΔV , leiti mudeli jooksva ja eelneva väärtuse erinevusena:

$$\Delta V_i = V_T - V_{T-1}$$

V arvutati veetaseme (H) kaudu, mille aproksimeeriti vooluhulga põhjal V-notch tüüpi seose abil sarnaselt Waikato mudelile. Kõrguse arvutamise meetod sobib pigem olukordadesse, kus vedeliku vooluhulga mõõtmiseks kasutatakse kolmnurkset mõõtepaisu (Shokrana & Ghane, 2021), mida Vända tehismärgalas ei ole. Sellest tulenevalt on H kasutamine V määramiseks paratamatu tinglikkus alternatiivse meetodi puudumise tõttu. H arvutamise võrrand on järgmine (*ibid*):

$$H_i = \left(\frac{Q_{i+1}}{\frac{8}{15} C_d \sqrt{2g} \cdot \tan\left(\frac{\theta}{2}\right)} \right)^{2,5}$$

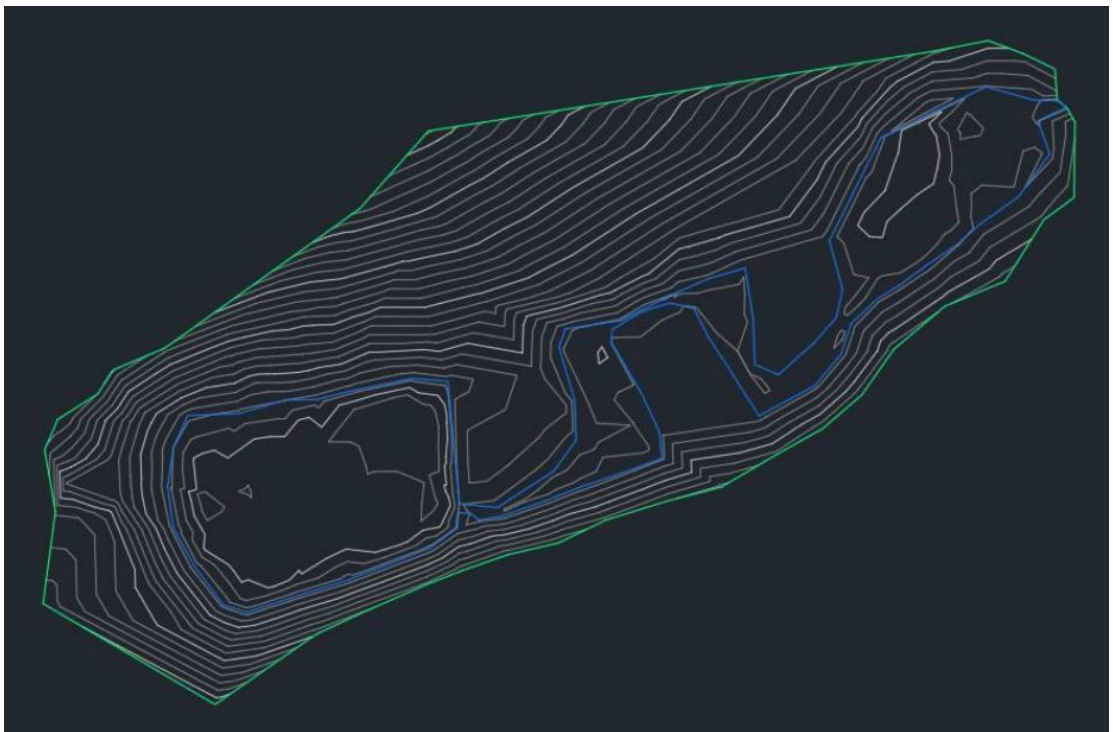
Kus H_i on veetase kõrgus (cm), C_d on voolutegur (0,58), g on raskuskiirendus on (980 cm/s²), θ on sälgu nurk (45°).

V hindamiseks kasutati märgalade lihtsustatud astmelist *stage-storage approximation* lähenemist, mille puhul sõltub ruumala muutus veetasemest ning erinevatel kõrgusvahemikel erinevaid efektiivseid pindalasid (Mack & Micacchion, 2007; U.S. Environmental Protection Agency, 2008):

$$V_i = \begin{cases} 10A_{\text{madal}} \cdot H_i & , \quad 0 \leq H_i \leq 30 \\ 10(A_{\text{madal}} \cdot 30 + A_{\text{sügav}}(H_i - 30)), & 30 < H_i \leq 60 \end{cases}$$

Kus A_{madal} on madalveeline märgala pindala, $A_{\text{sügav}}$ on sügaveeline märgala pindala.

Efektiivsete pindalade määramiseks käsitleti esimese märgala põhja reljeefi modelleerimist, mille viis oma bakalaureusetöö raames läbi Tanel Elmi 2021. aastal. Esimese märgala sügavus varieerus ligikaudu 30 ja 60 cm vahel, mis erines Maa-ameti kaugseireandmetest. Autor viitab seejuures kaugseire mõõtmisvigadele (Elmi, 2021). Lähtudes joonisest 3 määrati sügavaveeliste tsoonide tinglikuks sügavuseks 60 cm ja madalaveeliste tsoonide sügavuseks 30 cm, kasutades neid kõrgusvahemikke märgala lihtsustatud reljeefi aproksimeerimiseks. Kõige sügavamateks piirkondadeks osutusid esimese märgala esimene ja neljas sügavam tsoon (ligikaudu 35% pindalast) ning teise märgala esimene sügavam tsoon (ligikaudu 15% pindalast).

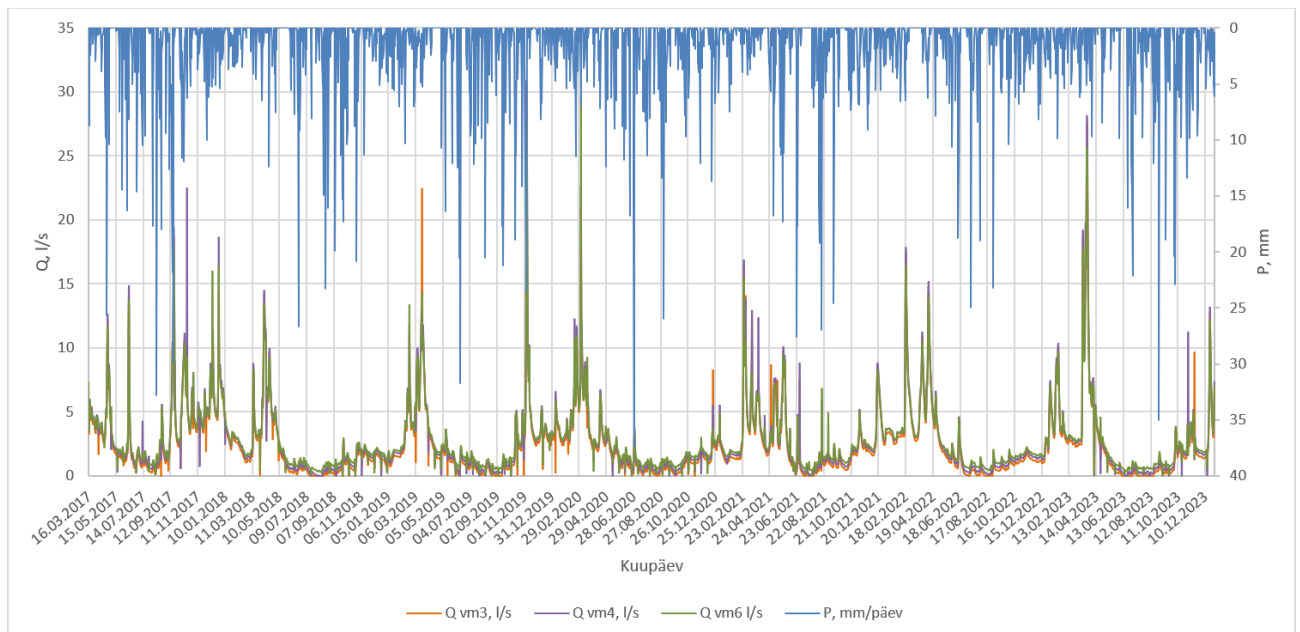


Joonis 3. Mõõdistusandmete põhjal loodud kõrgusmodel koos veepiiriga, horisontaalide lõikevahe 20 cm. (Elmi, 2021)

Põhjavee (GW) kasutamisel jääkprintsiiibil määratud komponendina võis esineda metodoloogiline puudus, kuna selle tegelik väärtus ei ole teada ning jääkmeetod ei pruugi anda füüsikaliselt põhjendatud tulemusi. Seetõttu jäeti GW käesolevast mudeliversioonist välja ning asendati jääkliikmega E, mille ülesanne on ainult veebilansi sulgemine. Erinevalt GW-st ei käsitleta E-d põhjavee voona ning see ei osale ainebilansis. Selline lähenemine võimaldab säilitada veebilansi vastavuse vee ruumala muutusele, vältides samal ajal põhjavee kaudset määramist olukorras, kus otsesed mõõtmised puuduvad. Lisaks võivad kalendripäeva vahetumisel, kui uuenevad Q väärtused ja neist tuletatud vee ruumalad, tekkida lühiajalised muutused jääkliikmes E. Kuna E ei osale

ainebilansis, mõjutavad need muutused ainult veebilanssi ning modelleeritud kontsentratsioone kaudselt ruumala muutuse kaudu.

Joonis 4 kajastab ööpäevaseid sisse- ja väljavoolu vooluhulki koos sademetega uurimisperioodil. Vända tehismärgala vooluhulkadel on selgelt eristatav sesoonsus. Talveperioodil jäävad vooluhulgad ligikaudu vahemikku 1–3 l/s. Veebruarist kuni märtsi lõpuni suureneb vooluhulk märkimisväärselt. Kevadise maksimumi ajal saavutavad vooluhulgad ligikaudu 5–10 l/s, üksikjuhtudel ka kõrgemaid väärtusi. Aprillist alates hakkab vooluhulk järk-järgult vähenema. Suve keskpaigas on vooluhulk minimaalne, jäädes ligikaudu vahemikku 0,2–1,0 l/s. Augustis olulisi muutusi ei esine. Septembrist alates hakkab vooluhulk uuesti suurenema ning sügisperioodil jäävad vooluhulgad valdavalt vahemikku 1–4 l/s. Sarnane sesoonne voolurežiim on iseloomulik Eesti väiksematele põllumajandusliku valgla jõgedele ja kuivendussüsteemidele (Jaagus *et al.*, 2017). Vooluhulkade aegridades esinevad üksikud kõrgemad väärtused tulenevad empiirilistest mõõtmistest ning ei ole interpoleerimisest tingitud väärtused.

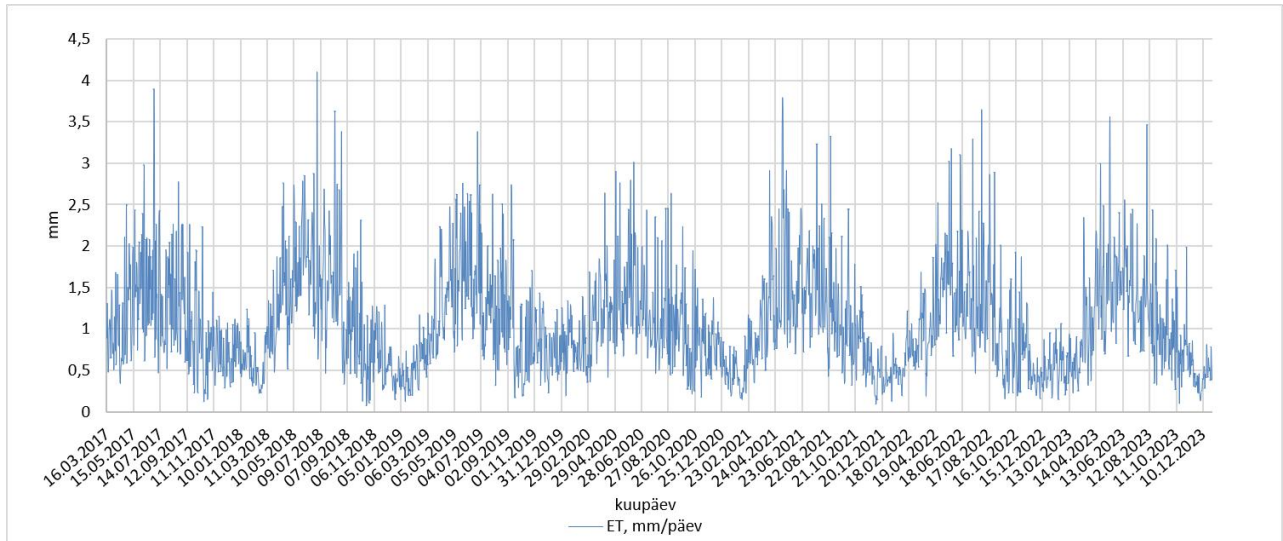


Joonis 4. 2017–2023 Vända ööpäevased vooluhulgad ja sademete hulk.

Joonisele 4 on lisatud ööpäevane sademete hulk. Vooluhulkade ja sademete vahel ei ilmne otsest visuaalset seost. Vaatamata sellele, et suveperioodil on keskmine sademete hulk ligikaudu 2,23 mm päevas, jäävad vooluhulgad stabiilselt madalaks ja suhteliselt ühtlaseks. Märtsis seevastu on keskmine sademete hulk ainult 0,96 mm päevas, kuid vooluhulgad saavutavad aasta maksimumi ning nende varieeruvus on suurim. Kuna Vända tehismärgala vooluhulgad ei vasta otseselt sademete dünaamikale, on võimalik, et veerežiimi kujunemisel mängivad suuremat rolli drenaažisüsteem ning pinnase infiltratsioonivõime. Talvisel perioodil ja varakevadel, kui pinnas on veel külmunud, liigub

sulavesi peamiselt pinnavooluna märgalasse, mistõttu täheldati märtsis ka kõige ekstreemsemaid vooluhulkasid (Zaqout & Andradóttir, 2021).

Väljavoolu suuremad väärtused võrreldes sissevooluga vajavad siiski täiendavat käsitlemist, kuna kasutatud interpoleerimismeetod ei võimalda teha lõplikke järeldusi sisse- ja väljavoolu suhte kohta.



Joonis 5. 2017-2023 päeva evapotranspiratsioon.

Joonisel 5 on esitatud ööpäevane evapotranspiratsioon kogu modelleerimisperioodi jooksul. Evapotranspiratsioonil on selgelt väljendunud sesoonsus. Talveperioodil jäävad väärtused madalaks ning nende varieeruvus on väike. Kevadperioodil hakkab evapotranspiratsioon järk-järgult suurenema, saavutades maksimumi suvekuudel. Sügisel väheneb evapotranspiratsioon uuesti koos õhutemperatuuri, päikesekiirguse intensiivsuse ja vegetatsiooniperioodi lõppemisega.

Soojal perioodil suureneb lisaks evapotranspiratsiooni keskmisele tasemele ka selle amplituud. Suurem varieeruvus on seotud pilviste ja päikeseliste päevade vaheldumise, õhumasside advektiooni ning päikesekiirguse intensiivsuse muutustega. Lisaks mõjutavad evapotranspiratsiooni õhutemperatuur, tuule kiirus ja taimkatte aktiivsus.

Suurimad evapotranspiratsiooni väärtused esinevad valdavalt hiliskevadel ja suveperioodil, kui õhutemperatuurid ja päikesekiirgus saavutavad kõrgemad väärtused. Talveperioodil püsivad väärtused madalad, kuna lühema päevapikkuse, madalama päikesekiirguse ning vähenenud bioloogilise aktiivsuse tõttu on aurumise ja transpiratsiooni intensiivsus väiksem.

2.2.Vända denitrifikatsiooni mudel

Denitrifikatsiooni modelleerimiseks on kasutatud esimese järgu diferentsiaalvõrrandit:

$$\frac{\Delta V_i C_i}{\Delta T} = Q_{i-1} C_{i-1} - Q_i C_i + A_i (C_i^* k_i) + SR_i C_{SR,i} + GW_i C_{GW,i}$$

Kus C tähistab sisse- või väljavoolu kontsentratsiooni (mg/l), C_{SR} pindmise äravoolu kontsentratsiooni (mg/l) ning C_{GW} põhjavee kontsentratsiooni (mg/l). C^* on märgala nitraadi taustkontsentratsioon (mg/l), A on märgala pindala (m^2) ning k_i on denitrifikatsiooni koefitsient.

Tehismärgala kogupindala ilma jaotuseta madal- ja sügavaveelisteks tsoonideks on esimese märgala puhul 901 m^2 ja teise märgala puhul 1256 m^2 . C^* käsitleti mõlema märgala ühise taustkontsentratsioonina väärtusega $0,35 \text{ mg/l}$.

Kuna mudelis ei kasutatud põhjavee vooluhulka (GW) ega põhjaveega seotud lämmastikukoormust ($GW \cdot C_{GW}$) ning pinnase äravooluga seotud kontsentratsioon (C_{SR}) ei olnud teada, ühendati liikmed $SR \cdot C_{SR}$ ja $GW \cdot C_{GW}$ koondliikmeteks X ja C_{lisa} . Liige X tähistab ainebilansi komponenti, mis kirjeldab määramata päritoluga lisakoormust. C_{lisa} tähistab sellele vastavat kontsentratsiooni, mis võib hõlmata nii põhjavee kui ka pindmise äravoolu kaudu saabuvat NO_3^- -N koormust. Mudelis kasutatud ainebilansi võrrand on järgmine:

$$\frac{\Delta V_i C_i}{\Delta T} = Q_{i-1} C_{i-1} - Q_i C_i + A_i (C_i^* k_i) + X_i$$

Tuleb arvestada, et veebilansi sulgemiseks kasutati liiget E , mis ei kuulu ainebilanssi ning kirjeldab veemahtu, mida kasutati veebilansi vastavuse tagamiseks. Seetõttu ei käsitleta C_{lisa} käesolevas töös otsese kontsentratsioonina üldises tähenduses, vaid tingliku indikaatorina määramata lisakoormuse jaoks. Arvutati C_{lisa} liikme X ning vooluhulkade $|E|$ ja SR põhjal. Sellest tulenevalt ei võimalda C_{lisa} määrata täiendava koormuse tegelikku päritolu ega eristada võimalike aineallikate omavahelist osakaalu:

$$C_{lisa} = \frac{X}{|E| + SR}$$

Parameeter k määrati modifitseeritud Arrheniuse võrrandi abil:

$$k = k_{20} \theta^{(t-20)}$$

kus t on vee temperatuur ($^{\circ}C$), k_{20} on lämmastikühendite eemaldamise koefitsient $20^{\circ}C$ juures, θ on temperatuurkoefitsient. Väenda denitrifikatsiooni modelleerimiseks võetud $k_{20} = 34 \text{ m/aasta}$, kui seitsme aasta keskmine laialehise hundinuiga (*Typha latifolia*) (Kill *et al.*, 2018) kaetud tehisjärve lämmastiku eemaldamise koefitsient (Kadlec, 2012). θ ehk temperatuurkoefitsiendiks valiti $1,106$ kui keskmine koefitsient, mis selgitati välja 43 tehismärgalate andmetest (*ibid.*). Temperatuurkoefitsendi $1,106$ korral suureneb k ligikaudu kahekordselt iga $7^{\circ}C$ veetemperatuuri tõusu kohta. Veetemperatuuri interpoleeriti mõõdetud veetemperatuuri andmete ja õhutemperatuuri vahelise seose põhjal neljanda astme polünoomiga ($R^2 \approx 0,79$). Edasistes arvutustes kasutati mõlema märgala jaoks ühist keskmist veetemperatuuri.

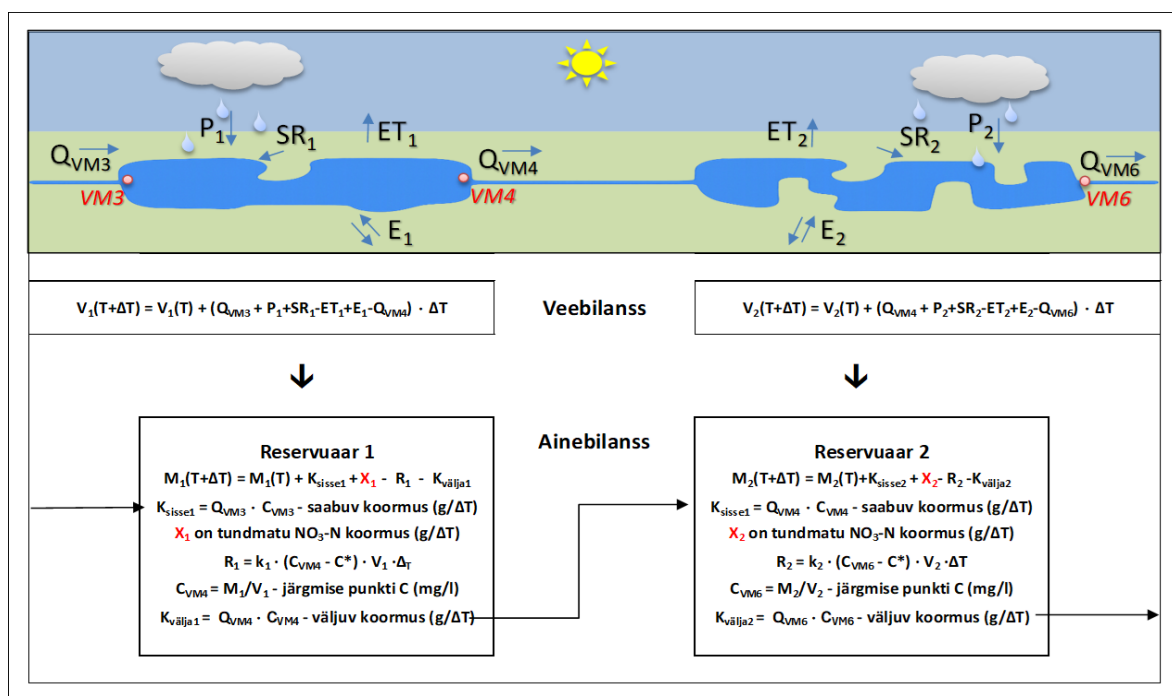
Vaatlusperioodi jooksul koguti kokku 92 proovi punktist VM3, 79 proovi punktist VM4 ning 93 proovi punktist VM6. Proovide kogumise viis läbi minu kaasjuhendaja. Mudeli korrektseks tööks kasutati ainult neid väärtusi, mille puhul olid mõõtmised olemas kõigis seirepunktides samadel kuupäevadel. Selliseid mõõtmispunkte oli kokku 77. Proovivõtu sagedus oli ligikaudu kaks nädalat

kuni üks kuu, kuigi kohati esines ka pikemaid andmelünki. Kõige pikem andmelünk esines 2022. aastal, kui puudusid samaaegsed mõõtmised kõigis seirepunktides. Sellest hoolimata oli tabeli 1 põhjal denitrifikatsiooni kõige parem hinnata perioodil märtsist detsembrini, samas kui jaanuari ja veebruari tulemused olid eeldatavasti kõige suurema määramatusega.

Tabel 1. Proovivõtuandmete ajaline jaotus.

Kuu	2017	2018	2019	2020	2021	2023	Kokku
jaan		1	0	1	1	0	3
veebr		0	1	1	0	0	2
märts	2	2	1	1	2	0	8
apr	2	2	1	1	1	1	8
mai	2	2	1	1	1	1	8
juuni	3	1	1	1	1	1	8
juuli	2	1	1	1	1	1	7
aug	2	2	0	1	1	1	7
sept	2	1	0	2	0	1	6
okt	2	1	2	1	0	1	7
nov	3	1	1	1	0	1	7
dets	2	1	1	1	0	1	6

Kuna täiendavad kontsentratsioonandmed puudusid, kasutati mudelis edasiülekande meetodit (*forward fill*), mille puhul kanti mõõdetud kontsentratsioon edasi ühelt mõõtmiskuupäevalt järgmisele. Mudeli initialiseerimiseks kasutati ainult sissevoolupunkti VM3 kontsentratsioone.



Joonis 6. Vända tehismärgala $\text{NO}_3\text{-N}$ bilanssi skeem.

Denitrifikatsiooni mudel eeldab, et märgalades paikneb kindel lämmastikumass, mille muutus toimub vastavalt veebilansi ja ainebilansi tingimustele. Mudeli ülesehituse ja arvutuste järjestuse täpsemaks kirjeldamiseks koostati skeemi (joonis 6). Kuna põhjavee sissevoolu (GW), põhjaveega seotud lämmastikukoormuse ($GW \cdot C_{GW}$) ning pindmise äravooluga seotud lämmastikukoormuse ($SR \cdot C_{SR}$) tegelikud väärtused ei olnud teada ega otseselt mõõdetud, ühendati määramata lisakoormused üheks koondliikmeks X . Liige X kirjeldab täiendavat NO_3^- -N koormust, mida mudelis ei olnud võimalik eraldi jaotada põhjavee ja pinnase äravoolu vahel. Seetõttu võib X sisaldada põhjavee ja pinnase äravoolu koormusi nii koos kui ka eraldiseisvalt sõltuvalt sissevoolutingimustest ja mudeli arvutatud massibilansist.

Arvutuste järjekord on järgmine: esmalt ühendati sissevoolu kontsentratsiooni saabuva vee ruumalaga, moodustades koormuse, mis teisendati grammideks. Märgalas liideti selle koormuse juba olemasoleva aine massiga grammides, millest lahutati denitrifikatsiooni käigus eemaldatud NO_3^- -N massi. Seejärel teisendati ülejäänud massi milligrammideks ning jagati märgala veemahuga, mille tulemusena saadi kontsentratsioon, millega vesi liigub edasi järgmisse märgalasse. Teises märgalas kordub sama protseduur, kuni vesi koos sellele vastava ainekoormusega lahkub teisest märgalast ehk Vända tehismärgala süsteemist.

Kuna C_{GW} ja C_{SR} kontsentratsioonid ei ole teada, hinnati ainult vooluhulkade ja sisendkontsentratsioonide põhjal arvutatavat osa. Kui pärast NO_3^- -N, massibilansi arvutamist koostati pöördbilansi olemasolevate empiiriliste kontsentratsioonidega, hinnati põhjavee ja/või pindmise äravoolu kaudu lisanduvat ligikaudset koormust. Seda saab teha ainult koondväärtusena, kuna ei kogukoormus ega kontsentratsioonide omavaheline jaotus ei ole teada. Puuduva koormuse leidmiseks kasutati lineaarset võrrandit:

$$X = \Delta M - Q_i C_i + Q_{i+1} C_{i+1} + R$$

Võrrandis tähistavad Q_i ja Q_{i+1} vooluhulka ning C_i ja C_{i+1} vastavate punktide empiirilisi kontsentratsioone. X tähistab põhjavee ja pindmise äravoolu võimalikku täiendavat NO_3^- -N lisakoormust ja muud määramata lisakoormust ning ΔM märgala aine massi muutust kahe ajasammu vahel. Sellisel viisil leiti puuduv koormus, mis selgitaks erinevust modelleeritud ja empiiriliste kontsentratsioonide vahel. Saadud andmeid võrreldi omavahel ning hinnati denitrifikatsiooni ja vooluhulkade muutlikkuse vahelisi seoseid.

3. Tulemused ja arutelu

Kõige mahukamad modelleerimistulemuste tabelid on jäetud lisadesse Lisa 1 ja Lisa 2. Tabelid ei kirjelda üksnes kontsentratsioone, vaid samaaegselt sissevoolu, väljavoolu, C_{lisa} , pindmist äravoolu (SR), veebilansi liiget E ning vee mahtu V.

Esimese tähelepanekuna on näha, et mudel, mis põhineb lämmastiku ainebilansil ning kasutab NO_3^- -N koormuse määramiseks üksnes vooluhulkadel (Q) põhinevaid kontsentratsioone, näitab üldiselt kontsentratsioonide vähenemist ($C_{\text{välja(model)}} < C_{\text{sisse(model)}}$). See on ootuspärane, kuna mudelis puudub täiendav NO_3^- -N massiallikas. Seetõttu kaldub mudel eemaldama nitraati, mida võib seletada denitrifikatsioonikordaja olemasoluga. Empiirilised kontsentratsioonid olid enamasti kõrgemad kui modelleeritud väärtused. Teisisõnu ei olnud võimalik Vända tehismärgala süsteemi kirjeldada üksnes denitrifikatsiooni kaudu. Märgalade veemahud olid suhteliselt stabiilsed: esimese märgala puhul ligikaudu 177–262 m³ ning teise märgala puhul 320–365 m³.

Märgalade võrdluses ilmnesid märgatavad erinevused nende dünaamikas. Esimest märgala iseloomustas tugevam reageerimine sissevoolule ning suhteliselt stabiilne C_{lisa} vahemikus ligikaudu 2–20, kuigi üksikutel juhtudel esines ka ekstreemseid väärtusi kuni 1038. Teises märgalas olid C_{lisa} väärtused märgatavalt suuremad ning esines rohkem äärmuslikke kõrvalekaldeid. See võib viidata sellele, et teises märgalas suureneb määramata päritoluga NO_3^- -N lisakoormuse osakaal. Pindmine äravool oli episoodiline ning ei suutnud üksinda seletada kõiki täheldatud muutusi.

Kõige ebatavalisemad väärtused ilmnesid veebilansi liikmes E, kus väärtused varieerusid esimeses märgalas ligikaudu vahemikus –1124228 kuni +1190929 l ning teises märgalas vahemikus –1136319 kuni –562961 l. Seda võib seletada vooluhulkade Q järsu muutumisega ööpäeva vahetumisel. Kuna uuendati Q väärtusi üks kord ööpäevas, rakendusid kohe ajavahemikus 00:00–00:10 uued vooluhulgad, mille põhjal arvutati veetaseme H ja mahu muutuse ΔV . Need muutused kandusid edasi veebilansi liikmesse E. Oluline on märkida, et E ei osale ainebilansis ning kasutati seda üksnes veebilansi sulgemiseks. Seetõttu ei tähenda E äärmuslikud väärtused automaatselt NO_3^- -N täiendavat sissekannet süsteemi.

Mudeli tulemusi mõjutas märkimisväärselt ka vooluhulkade Q määramise meetod. Osa väärtustest põhines otsestel mõõtmistel, ülejäänud saadi interpoleerimise teel. Võimalikud muutused kandusid edasi veetasemesse H, vee mahusse V ning veebilansi liikmesse E.

Esimese märgala puhul suutis mudel üldjoontes kirjeldada kontsentratsioonide muutuste suunda. Kõrgemate kontsentratsioonide korral alahindas mudel siiski tippe. Samuti täheldati mitmeid erindeid, kus empiirilised kontsentratsioonid ulatusid ligikaudu 9 mg/l-ni, samas kui modelleeritud väärtused jäid alla 0,5 mg/l. Sellest järeldti, et ainult sissevoolu kaudu saabuvat koormust ja denitrifikatsiooni arvestav mudel ei suutnud kirjeldada kõiki süsteemis esinevaid NO_3^- -N muutusi ega ekstreemseid väärtusi.

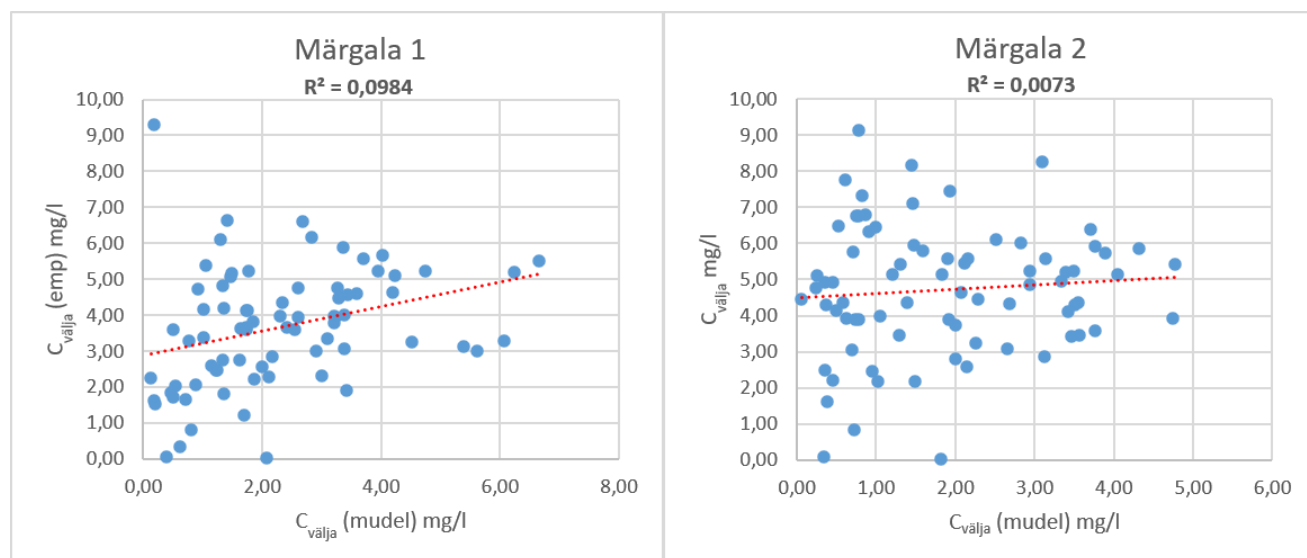
Mõnel juhul ilmnesid mudelis ka negatiivsed C_{lisa} väärtused. Kuna C_{lisa} arvutati määramata lisakoormuse liikme X põhjal, tähendavad negatiivsed väärtused olukordi, kus mudel eemaldas

täiendavalt NO_3^- -N massi. Ühe võimaliku seletusena võib käsitleda protsesse, mida mudel otseselt ei kirjelda, näiteks võimalikku infiltratsiooni või muid määramata veevahetusprotsesse. Käesoleva töö andmestik ei võimalda siiski nende protsesside tegelikku olemasolu kinnitada.

Positiivsed C_{lisa} väärtused viitavad seevastu täiendavale NO_3^- -N massi lisandumisele, mis võib osutada nitraadi saabumisele teiste kanalite kaudu, näiteks põhjavee või pindmise äravoolu kaudu. Arvestades pindmise äravoolu episoodilist iseloomu, C_{lisa} võib viidata täiendavate hüdroloogiliste protsesside mõjule, sealhulgas võimalikule põhjavee panusele. C_{lisa} oli eriti väljendunud teises märgalas. Sarnasele järeldusele jõuti ka Vända tehismärgala puhastustõhusust käsitlevas uuringus (Kill *et al.*, 2018), kus suurenenud NO_3^- -N kontsentratsioonide seostati võimaliku põhjavee mõjuga.

Joonisel 7 on esitatud empiiriliste ja modelleeritud NO_3^- -N kontsentratsioonide võrdlus. Esimese märgala puhul oli seos mudeli ja mõõtmiste vahel nõrk ($R^2 = 0,0984$), mis näitab, et mudel ei suutnud kontsentratsioonide varieeruvust usaldusväärselt kirjeldada. Kõrgemate kontsentratsioonide korral alahindas mudel väärtusi ning empiiriliste tulemuste hajuvus jäi suureks.

Teise märgala puhul seos praktiliselt puudus ($R^2 = 0,0073$), mistõttu ei suutnud mudel kirjeldada mõõdetud kontsentratsioonide muutlikkust. Selle põhjal võib järeldada, et ainult sissevoolu kaudu saabuvat NO_3^- -N koormust ja denitrifikatsiooni arvestav mudel ei toiminud piisavalt hästi ning süsteemis esinesid täiendavad protsessid või koormusallikad.



Joonis 7. 2017-2023 Modelleeritud ja mõõdetud kontsentratsioonide võrdlus.

Tabelis 2 on arvatatud NO_3^- -N eemaldamise kvantitatiivse efektiivsuse märgalades tavapärase eemaldamise efektiivsuse valemi abil ning agregeeriti tulemused kuude lõikes. Tulemused näitasid, et eemaldamise efektiivsus oli suurema osa aastast negatiivne nii üksikutes märgalades kui ka kogu Vända tehismärgala lõikes. Kõige selgemalt ilmnis see teises märgalas, kus eemaldamise efektiivsus langes suvekuudel kuni väärtusteni -297% ja -315% . See tähendab, et süsteemist väljuvad NO_3^- -N kontsentratsioonid ületasid sissevoolu kontsentratsioone ning teises märgalas toimus täiendav NO_3^- -N lisandumine või ümberpaiknemine. Sarnaseid tulemusi kirjeldati ka varasemates Vända tehismärgala uuringutes, kus täheldati NO_3^- -N kontsentratsioonide suurenemist ning negatiivset

eemaldamise efektiivsust, mida seostati võimaliku põhjavee mõjuga. Käesoleva töö tulemused toetavad samuti oletust, et täiendav koormus mõjutas tugevamalt just teist märgala. Erilist mõju täheldati suvel ja varasügisel, mil negatiivsed efektiivsused olid kõige suuremad.

Tulemused ei olnud kooskõlas Waikato märgala uuringus kirjeldatud kõrge NO_x--N eemaldamisega (Uemaa *et al.*, 2018), kus süsteem näitas positiivset eemaldamise efektiivsust. Erinevust võib seletada täiendava määramata koormuse olemasoluga Vända tehismärgalas, mida mudel kirjeldas liikme X ja C_{lisa} kaudu. Võimalike seletustena käsitleti põhjavee mõju, sisemisi ainevooge või muid protsesse, mida mudel otseselt ei kirjelda.

Tuleb arvestada, et eemaldamise efektiivsuse hinnangud võivad olla osaliselt üle- või alahinnatud mõõtmiste ebaühtlase jaotuse tõttu aastate ja kuude lõikes. Kuigi mõõtmised olid esindatud peaaegu kõigis kuudes, erines proovide arv märgatavalt nii aastate kui ka hooegade lõikes. Kõige paremini olid esindatud kevadised ja suvised perioodid aastatel 2017–2021, samas kui talvised mõõtmised olid harvemad ning 2022. aasta andmed puudusid täielikult. Seetõttu võivad sesoonsed eemaldamise efektiivsused olla erineva usaldusväärsusega. Kõige usaldusväärsemaks on loetud kevad-sügisperioodi tulemusi, samas kui jaanuari ja veebruari hinnanguid tuleb käsitleda ettevaatlikumalt.

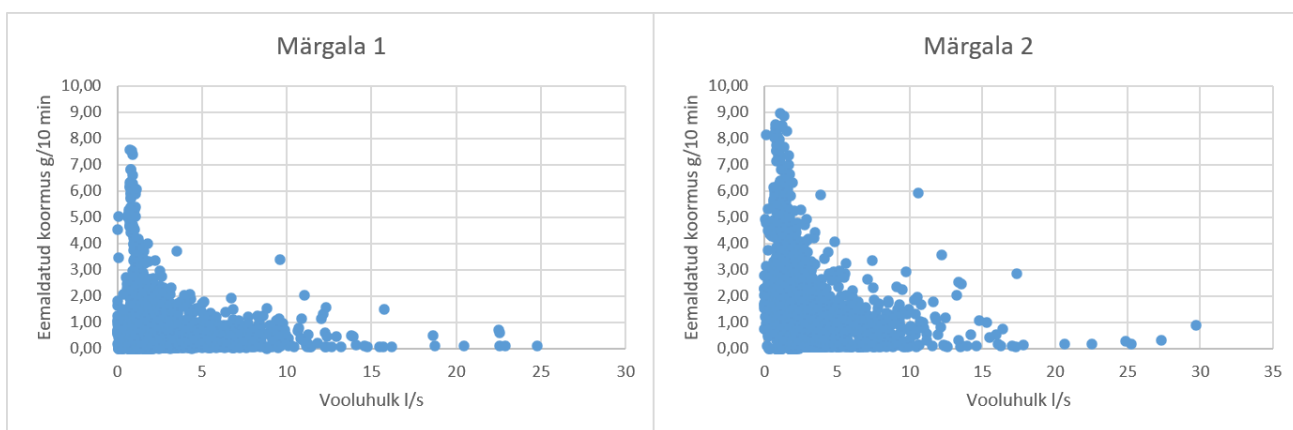
Tabel 2. 2017-2023 Eemaldamise efektiivsus. $E = (C_{\text{sisse}} - C_{\text{välja}}) / C_{\text{sisse}} \cdot 100\%$

Kuu	E Märgala 1	E Märgala 2	E Kokku
jaan	-3%	-21%	-30%
veebr	-2%	-23%	-29%
märts	7%	-6%	0%
apr	1%	-13%	-13%
mai	-7%	-29%	-40%
juuni	-7%	-91%	-60%
juuli	-40%	-297%	-69%
aug	-55%	-315%	-45%
sept	-96%	-38%	-189%
okt	-82%	-54%	-236%
nov	-16%	-30%	-75%
dets	-9%	-28%	-46%

Tabel 3. Määramata lisakoormuse X ja sissekanduva koormuse K suhe 2017-2023.

	X1	X2	K1	K2
Min, ΔT	-1464,97	-2171,11	0,00	0,00
Max, ΔT	1399,41	1539,41	68,48	75,58
Summa (periood)	584253,55	948173,33	1475375,61	1774577,56
X% K-st	40%	53%		

Tabelis 3 on esitatud sissevoolu kaudu Q põhjal saabuva koormuse K ning määramata lisakoormuse X vahelise suhte. Täiendava määramata koormuse summa X suurenes süsteemi lõikes esimesest märgalast teise märgala suunas. Kui esimeses märgalas moodustas X ligikaudu 40% sissekanduvast koormusest K, siis teises märgalas ulatus selle osakaal ligikaudu 53%-ni. Sellest võib järeldada, et määramata NO_3^- -N lisakoormuse suhteline osakaal muutus teises märgalas olulisemaks. Mõlemas märgalas ilmnemid ka negatiivsed X väärtused, mis viitavad olukordadele, kus mudel eemaldas täiendavalt NO_3^- -N massi. Maksimaalsed X väärtused olid märgalades sarnased, kuid kogu perioodi summa oli teises märgalas märgatavalt suurem. Seetõttu seostati täheldatud erinevust pigem pikaajalise lisakoormusega kui üksikute ekstreemsete sündmustega.

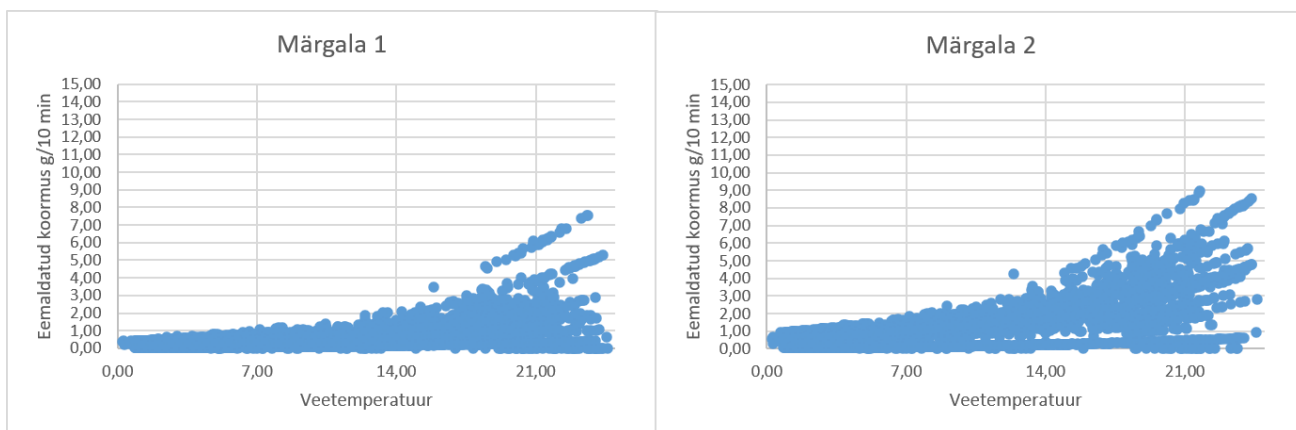


Joonis 8. Eemaldatud koormuse sõltuvus vooluhulgast.

Joonisel 8 on näha eemaldatud NO_3^- -N koormuse ja vooluhulga vahelise seose. Mõlemas märgalas on täheldatud tendents, kus suuremate vooluhulkade korral vähenes eemaldatud koormus. Kõige suuremad eemaldamisväärtused ilmnemid madalamate vooluhulkade juures, samas kui vooluhulga suurenemisel muutus eemaldamine väiksemaks. See on seletatav vee lühema viibeaajaga ning väiksema ajaga denitrifikatsiooniprotsesside toimumiseks. Seos ei olnud lineaarne ning andmete hajuvus jäi suureks, kuigi visuaalselt meenutas punktide jaotus logaritmilist sõltuvust.

Täheldatud seos on osaliselt kooskõlas ka Vända tehismärgala käsitlevate uuringutega, kus toitainete dünaamikat seostati vooluhulkade muutumisega ning hüdroloogilise režiimiga (Uemaa *et al.*, 2018). Varasemates töodes käsitleti samuti vooluhulkade mõju aine ülekandele ja eemaldamise efektiivsusele (Kasak *et al.*, 2018; Kill *et al.*, 2018; Mander *et al.*, 2000).

Joonisel 9 on näha eemaldatud NO_3^- -N koormuse ja veetemperatuuri vahelise seose. Mõlemas märgalas suurenes eemaldatud koormus veetemperatuuri tõustes. Kõige suuremad eemaldamisväärtused ilmnemid peamiselt temperatuuridel üle 15 °C, samas kui madalamatel temperatuuridel jäi eemaldamine väiksemaks. Seda võib seletada eelkõige mudelis kasutatud temperatuurisõltuva denitrifikatsioonikordajaga k. Kuna eemaldamiskordaja suureneb veetemperatuuri tõustes, suureneb mudelis ka arvutuslik NO_3^- -N eemaldamine. Seos ei olnud lineaarne ning andmete hajuvus jäi suureks, kuid visuaalselt oli märgata eemaldamise suurenemist kõrgemate temperatuuride juures.



Joonis 9. Eemaldatud koormuse sõltuvus temperatuurist.

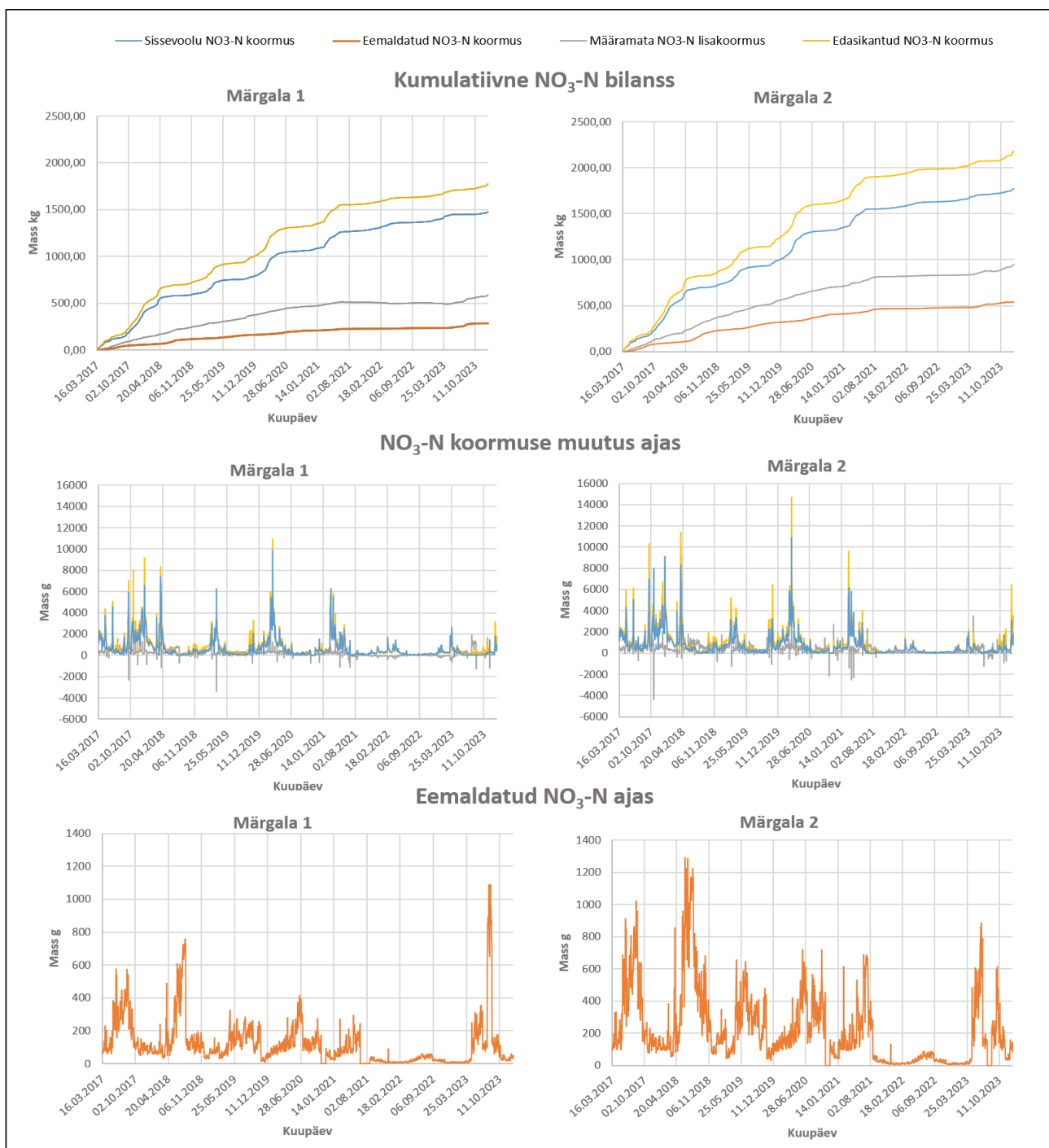
Selline lähenemine on kooskõlas Kadleci käsitlesega, kus denitrifikatsiooni kirjeldatakse temperatuurisõltuva protsessina ning eemaldamiskordajat korrigeeritakse Arrheniuse tüüpi seose abil (Kadlec, 2012). Metoodikas kasutatud lähenemise kohaselt suureneb reaktsioonikiirus ligikaudu kaks korda iga seitsme temperatuurikraadi kohta. Seetõttu võib eemaldamise suurenemist kõrgemate temperatuuride juures pidada ootuspäraseks nii mudeli struktuuri kui ka bioloogiliste protsesside seisukohast.

Kõige intensiivsem denitrifikatsioon esines peamiselt hiliskevadel ja suveperioodil. Maksimaalsed eemaldatud NO_3^- -N koormused ulatusid ligikaudu 7–8 g/10 min esimeses märgalas ning 8–9 g/10 min teises märgalas. Kumulatiivse ainebilansi põhjal eemaldati kogu süsteemis ligikaudu 0,8 tonni NO_3^- -N.

Eemaldatud NO_3^- -N koormuse jaotusel ilmnes selge seos veetemperatuuri ja vooluhulgaga. Denitrifikatsiooni intensiivsus suurenes kõrgemate veetemperatuuride ning aeglasemate vooluhulkade korral. Kui vooluhulgad jäid valdavalt vahemikku 0–5 l/s ning veetemperatuur ületas ligikaudu 21 °C, ulatus eemaldatud NO_3^- -N koormus suurimate väärtusteni. Suuremate vooluhulkade korral vähenes eemaldamise intensiivsus märgatavalt. Sarnast seost on kirjeldatud ka varasemates tehismärgalade uuringutes, kus kõrgem temperatuur suurendas mikrobioloogiliste protsesside aktiivsust ning pikem vee viibeaeg soodustas lämmastiku eemaldamist.

Joonisele 10 on kantud märgalade kumulatiivse ainebilansi, ainekoormuse muutuse ajas ning eemaldatud NO_3^- -N koormuse dünaamika. Kumulatiivses bilansis oli näha, et mõlemas märgalas suurenesid ajas nii sissekanduv koormus Q kui ka edasikantud koormus. Samal ajal suurenes ka määramata lisakoormus, mis oli teises märgalas märgatavalt suurem. Perioodi lõpuks ulatus määramata lisakoormus esimeses märgalas ligikaudu 0,6 tonnini ning teises märgalas ligikaudu 0,9 tonnini. See toetab varasemat järeldust, et määramata NO_3^- -N lisakoormuse osakaal suurenes süsteemi lõpus. Kumulatiivse ainebilansi põhjal eemaldati kogu süsteemis ligikaudu 0,8 tonni NO_3^- -N. Suurusjärg on võrreldav varasemates Vända valgala uuringutes toodud hinnangutega, kus settebasseini tüüpi süsteemi lämmastiku eemaldamiseks hinnati ligikaudu 975 kg TIN aastas

(Kuusemets & Mander, 2002). Samas tuleb arvestada, et käesolevas töös on käsitletud ainult NO_3^- -N ning tulemused hõlmavad pikemat perioodi, mistõttu ei ole väärtused otseselt võrreldavad.



Joonis 10. Aine bilanss ja dünaamika aastatel 2017-2023.

Ainekoormuse muutuse graafikutel (joonis 10) ilmnes selge sesoonsus. Suurimad koormused esinesid peamiselt aastatel 2017–2021, mil on täheldatud korduvaid tippe nii sissekanduva kui ka edasikantud koormuse puhul. Pärast 2021. aastat vähenes koormuste amplituud märgatavalt, kuid seda mõjutas mõõteandmete puudumine ajavahemikus 18.08.2021–24.04.2023. Üksikud suuremad sündmused

ilmnesid taas 2023. aastal. Määramata lisakoormus jäi üldiselt väiksemaks, kuid sisaldas nii positiivseid kui ka negatiivseid väärtusi, mis viitab täiendavale NO₃–N lisandumisele või eemaldamisele.

Eemaldatud NO₃–N koormuse graafikutel ilmnes oluline erinevus märgalade vahel. Esimeses märgalas oli eemaldamine üldiselt väiksem ja stabiilsem, samas kui teises märgalas esines rohkem kõrgeid tippe ning eemaldatud koormus ulatus suuremate väärtusteni. Hoolimata sellest jäi teises märgalas eemaldamise efektiivsus sageli negatiivseks, mis näitab, et suurem eemaldatud mass ei tähendanud automaatselt paremat puhastustulemust. Tõenäoliselt kompenseeris eemaldamist täiendav NO₃–N sissekanne.

Saadud tulemusi hinnates kaldun tagantjärele käsitlema neid pigem reaalse probleemi ligikaudse kirjeldusena pööratud ainebilansi kaudu. Teisisõnu, kui lähteandmetes oli juba visuaalselt märgata NO₃–N kuhjumise tendentsi ning eemaldamise madalat efektiivsust, siis oli tõenäoline, et ka mudeli tulemused kinnitavad sarnast suunda.

Metoodika valimise käigus on kaalutud ka alternatiivseid lähenemisi. Ühe võimalusena oleks käsitleda põhjaveevoo (GW) määramist jääkliikmena veebilansi sulgemisel. Sellisel juhul oleks GW osalenud otseselt ainebilansis ning negatiivsed E väärtused oleksid tähendanud infiltratsiooni. See oleks omakorda suurendanud vajadust kompenseerida ainekadu kõrgemate C_{GW} ja C_{SR} väärtustega. Kuna neid ei olnud võimalik eraldi määrata, oleks mudel muutunud veelgi ebakindlamaks ning tulemused sõltunuks rohkem parameetrite valikust kui mõõdetud andmetest.

Teise alternatiivina on kaalutud mudeli kalibreerimist põhjavee ja pindmise äravoolu kontsentratsioonide kaudu, kasutades numbrilisi lahendusi diferentsiaalvõrranditele. Praktikas oleks selline lähenemine loonud suure hulga täiendavaid vabadusastmeid. Isegi kontsentratsioonide määramine kuude lõikes koos tugevdavate kordajatega oleks muutnud mudeli liiga paindlikuks ning tekkinuks oht, et mudel hakkab kirjeldama iseennast, mitte tegelikku süsteemi.

Lähtudes kaalutud alternatiividest ning osaliselt neid metoodika väljatöötamise käigus ka proovides, loeti käesolevas töös kasutatud lähenemist kõige sobivamaks kompromissiks olemasolevate andmete ja mudeli keerukuse vahel. Töö üheks oluliseks piiranguks oli vooluhulkade ja mõõtmiste perioodilisus. Tõenäoliselt oleks mudel andnud täpsemaid tulemusi tihedama proovivõtu ning suurema vooluhulkade varieeruvuse korral. Samas näitavad ka varasemad uuringud, et keskkonnateadustes, hüdroloogias ja hüdrokeemias võivad mõõdukad seosed olla sisuliselt olulised, kuna süsteemid on tugevalt mittelineaarsed ning kõiki mõjutavaid protsesse ei ole võimalik otseselt kirjeldada.

Käesolev mudel ei kinnita ega lükka ümber süsteemis toimuvaid protsesse, vaid kirjeldab võimalikku suunda. Tulemuste põhjal ilmnes selge tendents, et NO₃–N eemaldamine suurenes aeglasemate vooluhulkade ja kõrgemate veetemperatuuride korral. Seetõttu võimalik, et vooluhulkade mehaaniline või reguleeritud juhtimine võiks parandada denitrifikatsiooni efektiivsust vähemalt hiliskevadel, suvel ja varasügisel.

4. Kokkuvõte

Käesolevas töös modelleeriti nitraatlämmastiku (NO_3^- -N) eemaldamist Vända tehismärgalas ning hinnati denitrifikatsiooni võimalikku rolli süsteemi toimimisel. Töö vajadus tulenes varasematest uuringutest, kus täheldati Vända tehismärgalas madalat lämmastiku eemaldamise efektiivsust ning mitmel juhul isegi NO_3^- -N kontsentratsioonide suurenemist.

Modelleerimiseks kasutati dünaamilist veebilansi ja ainebilansi mudelit, lähtudes Waikato tehismärgala metoodikast. Vända tehismärgala süsteemi käsitleti kahe järjestikuse märgalana. Veebilansi kirjeldamiseks kasutati vooluhulkasid, sademeid, evapotranspiratsiooni ja pindmist äravoolu. Ainebilanss põhines NO_3^- -N massibilansil, milles arvestati sissevoolu ja väljavoolu koormusi, denitrifikatsiooni ning täiendavat määramata lisakoormust.

Tulemused näitasid, et Vända tehismärgalas esines selge sesoonsus nii vooluhulkades kui ka NO_3^- -N eemaldamises. Kõige intensiivsem denitrifikatsioon ilmnes valdavalt aeglasemate vooluhulkade ja kõrgemate veetemperatuuride korral. Samal ajal täheldati teises märgalas suuremat määramata lisakoormust, mis viitas täiendavate aineallikate olemasolule. Lisaks võimaldas mudel hinnata NO_3^- -N koormuse muutusi uurimisperioodi jooksul ning pindmise äravoolu võimalikku mõju koormuse kujunemisele. Kõige intensiivsem denitrifikatsioon esines peamiselt hiliskevadel ja suveperioodil. Kumulatiivse ainebilansi põhjal eemaldati kogu süsteemis ligikaudu 0,8 tonni NO_3^- -N. Suurimad eemaldatud koormused täheldati kõrgemate veetemperatuuride ja väiksemate vooluhulkade korral. Vända tehismärgala NO_3^- -N dünaamikat ei olnud võimalik kirjeldada üksnes denitrifikatsiooni abil ning mudel viitas suure täiendava määramata koormuse olemasolule teises märgalas.

Kasutatud metoodika võimaldas kirjeldada Vända tehismärgala võimalikku toimimissuunda, kuid tulemusi mõjutasid piiratud mõõtmiste arv, vooluhulkade interpoleerimine ning põhjavee otseste andmete puudumine. Edasistes uuringutes on soovitatav käsitleda põhjavett detailsemalt ning rakendada tihedamat seiret.

Evaluation of Denitrification Efficiency in Constructed Wetlands Using the Example of the Vända Constructed Wetland

Platon Johansson

SUMMARY

The aim of this bachelor's thesis was to model nitrate nitrogen (NO_3^- -N) removal in the Vända constructed wetland and evaluate denitrification processes under agricultural loading conditions. Previous studies conducted in the Vända system reported relatively low nitrogen removal efficiency and increasing NO_3^- -N concentrations in some parts of the wetland.

The study was based on a dynamic water balance and mass balance approach adapted from the Waikato constructed wetland study in New Zealand. The Vända system was represented as two sequential wetlands located between monitoring points VM3–VM4 and VM4–VM6. The modelling period covered years 2017–2023. Water balance calculations included inflow and outflow discharge, precipitation, evapotranspiration and surface runoff, while the mass balance described NO_3^- -N transport, removal and additional loading.

The results showed clear seasonal patterns in hydrology and nitrate removal. Higher NO_3^- -N removal was generally observed during periods of lower flow rates and higher water temperatures. The second wetland showed higher additional nitrogen loading compared to the first wetland. The most intensive denitrification occurred mainly during late spring and summer periods. Based on the cumulative mass balance, approximately 0.8 tonnes of NO_3^- -N were removed from the whole system. Higher nitrate removal was generally associated with higher water temperatures and lower flow conditions.

The study was limited by sparse concentration measurements, interpolated flow data and the absence of direct groundwater observations. Nevertheless, the modelling approach enabled the assessment of possible NO_3^- -N dynamics in the Vända constructed wetland.

Tänuavaldused

Avaldan tänu oma juhendajale Evelyn Uuemaale kannatlikkuse eest minu süvenemisel dünaamilise modelleerimise protsessi ning kaasjuhendajale Kuno Kasakule käesolevas töös kasutatud andmete võimaldamise eest.

Kasutatud kirjandus

- Bučienė, A., Povilaitis, A., Langas, V., Bučas, M., Petkuvienė, J., Vaičiūtė, D., & Gužys, S. (2019).** Changes in nutrient concentrations of two streams in Western Lithuania with focus on shrinkage of agriculture and effect of climate, drainage runoff and soil factors. *Water*, 11(8), 1590.
- Craswell, E. (2021).** Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: An increasingly pervasive global problem. *SN Applied Sciences*, 3(4), 518. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04521-8>
- Deelstra, J., Øygarden, L., Blankenberg, A.-G. B., & Olav Eggestad, H. (2011).** Climate change and runoff from agricultural catchments in Norway. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 3(4), 345–360.
- Elmi, T. (2021).** *Vānda tehismārgala setete muutuste topograafiline modelleerimine* [Bakalaureusetöö]. Tartu Ülikool.
- Jaagus, J., Sepp, M., Tamm, T., Järvet, A., & Mõisja, K. (2017).** Trends and regime shifts in climatic conditions and river runoff in Estonia during 1951–2015. *Earth System Dynamics*, 8(4), 963–976.
- Kadlec, R. H. (2012).** Constructed marshes for nitrate removal. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(9), 934–1005. <https://doi.org/10.1080/10643389.2010.534711>
- Kasak, K., Kill, K., Pärn, J., & Mander, Ü. (2018).** Efficiency of a newly established in-stream constructed wetland treating diffuse agricultural pollution. *Ecological Engineering*, 119, 1–7.
- Kill, K., Pärn, J., Lust, R., Mander, Ü., & Kasak, K. (2018).** Treatment efficiency of diffuse agricultural pollution in a constructed wetland impacted by groundwater seepage. *Water*, 10(11), 1601. <https://doi.org/10.3390/w10111601>

- Kuusemets, V., & Mander, Ü. (2002).** Nutrient flows and management of a small watershed. *Landscape Ecology*, 17(Suppl 1), 59–68.
- Kõiv-Vainik, M., Ostonen, I., Kanu-Oji, C. O., & Kasak, K. (2025).** Assessment of nutrient storage and translocation in winter harvested *Typha latifolia* from free-water surface treatment wetland mitigating diffuse agricultural pollution. *Science of The Total Environment*, 962, 178424.
- Mack, J., & Micacchion, M. (2007).** *An ecological and functional assessment of urban wetlands in central Ohio. Columbus, Ohio: RESULTS.*
https://dam.assets.ohio.gov/image/upload/epa.ohio.gov/Portals/35/wetlands/L919ReportVol_2_FunctionAssessUrbanWTL.D.pdf?utm_source=chatgpt.com (Vaadatud: 05.02.2024)
- Mancuso, G., Bencresciuto, G. F., Lavrnić, S., & Toscano, A. (2021).** Diffuse water pollution from agriculture: A review of nature-based solutions for nitrogen removal and recovery. *Water*, 13(14), 1893. <https://doi.org/10.3390/w13141893>
- Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V., & Tamm, T. (2000).** Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 14(4), 405–417.
- Ni, G., Leung, P. M., Daebeler, A., Guo, J., Hu, S., Cook, P., Nicol, G. W., Daims, H., & Greening, C. (2023).** Nitrification in acidic and alkaline environments. *Essays in Biochemistry*, 67(4), 753–768. <https://doi.org/10.1042/EBC20220194>
- Shokrana, M. S. B., & Ghane, E. (2021).** An empirical V-notch weir equation and standard procedure to accurately estimate drainage discharge. *Applied Engineering in Agriculture*, 37(6), 1097–1105. <https://doi.org/10.13031/aea.14617>

Zaqout, T., & Andradóttir, H. Ó. (2021). Hydrologic performance of grass swales in cold maritime climates: Impacts of frost, rain-on-snow and snow cover on flow and volume reduction. *Journal of Hydrology*, 597, 126159.

U.S. Environmental Protection Agency. (2008). *Methods for Evaluating Wetland Condition: Wetland Hydrology* (EPA-822-R-08-024). U.S. Environmental Protection Agency.
https://www.epa.gov/sites/default/files/documents/wetlands_20hydrology.pdf (Vaadatud 06.04.2024)

Uuemaa, E., Palliser, C. C., Hughes, A. O., & Tanner, C. C. (2018). Effectiveness of a natural headwater wetland for reducing agricultural nitrogen loads. *Water*, 10(3), 287.
<https://doi.org/10.3390/w10030287>

Ye, Y., Zhang, K., Peng, X., Zhou, Q., Pan, Z., Xing, B., & Liu, X. (2025). Research progress on biological denitrification process in wastewater treatment. *Water*, 17(4), 520.
<https://doi.org/10.3390/w17040520>

Lisa 1. Esimese märgala modelleerimistulemused

Kuupäev	C_sisse (mudel)	C_sisse (emp)	C_välja (mudel)	C_välja (emp)	C_lisa	SR l/päev	E l/päev	V I
16.03.2017	3,82	3,82	3,21	3,77	3,99	0,00	127783,75	228731,10
23.03.2017	4,92	4,92	4,23	5,11	28,03	0,00	-4810,99	224371,46
07.04.2017	4,06	4,06	3,29	4,46	5,16	2678,13	126217,34	215643,38
20.04.2017	3,53	3,53	3,22	3,98	7,66	0,00	27103,95	213751,95
05.05.2017	3,16	3,16	3,09	3,34	6,07	0,00	-22545,59	209409,41
19.05.2017	4,14	4,14	3,60	4,59	-2,63	0,00	-166874,13	192097,44
01.06.2017	5,03	5,03	2,68	6,60	16,61	0,00	32277,02	202812,10
12.06.2017	3,65	3,65	3,23	3,93	9,70	8784,25	83751,03	240524,55
29.06.2017	4,00	4,00	1,48	5,06	1038,22	1071,25	-8313,52	192097,44
13.07.2017	3,60	3,60	1,02	4,17	5,44	11248,13	297472,71	220390,53
27.07.2017	3,79	3,79	0,93	4,71	8,07	535,63	113204,93	205439,99
10.08.2017	4,64	4,64	1,05	5,37	21,11	0,00	25688,18	194891,80
23.08.2017	3,89	3,89	2,34	4,34	6,10	19282,50	69705,12	203589,00
08.09.2017	3,65	3,65	1,73	4,14	5,33	2249,63	132348,69	208166,63
21.09.2017	2,89	2,89	5,62	2,99	-2,72	2571,00	-744408,00	225096,69
05.10.2017	3,32	3,32	2,42	3,65	191,02	16390,13	-38815,21	196576,09
19.10.2017	4,07	4,07	1,76	4,13	4,27	0,00	1190929,12	262423,52
02.11.2017	4,48	4,48	2,61	4,75	5,27	642,75	356282,99	232499,94
16.11.2017	5,19	5,19	6,67	5,51	-4,61	3535,13	-218267,10	198249,12
30.11.2017	5,57	5,57	3,37	5,89	7,03	10926,75	220312,75	221854,64
14.12.2017	4,60	4,60	3,44	4,57	4,43	428,50	345672,30	240526,94
28.12.2017	5,31	5,31	4,03	5,67	7,10	0,00	397702,46	256155,12
11.01.2018	4,89	4,89	6,25	5,18	-4,20	428,50	-174350,45	211776,87
15.03.2018	3,03	3,03	3,38	3,06	1,17	0,00	30604,86	233944,62
29.03.2018	6,08	6,08	1,42	6,65	9,47	0,00	307873,55	217328,33
12.04.2018	2,92	2,92	5,39	3,13	-2,17	0,00	-129493,17	213479,98
26.04.2018	1,98	1,98	1,87	2,22	2,12	9105,63	110275,85	220353,00
09.05.2018	2,20	2,20	1,23	2,47	3,66	0,00	133218,58	213161,65
24.05.2018	3,84	3,84	1,37	4,20	122,36	0,00	-10572,96	196043,94
07.06.2018	6,42	6,42	1,31	6,10	23,82	1499,75	23735,78	195859,08
05.07.2018	6,00	6,00	2,84	6,18	236,42	0,00	-6419,66	197546,88
02.08.2018	2,45	2,45	0,20	1,52	83,14	0,00	-1714,17	179313,41
29.08.2018	1,42	1,42	0,87	2,06	268,95	428,50	-7768,40	191965,42
27.09.2018	1,81	1,81	0,77	3,29	17,18	28923,75	-48984,82	183286,18
25.10.2018	3,18	3,18	1,33	4,83	-0,75	964,13	-58971,71	177773,23
22.11.2018	2,03	2,03	2,18	2,85	5,01	0,00	28447,48	202750,26
21.12.2018	3,62	3,62	1,78	5,23	5,73	5784,75	-36125,32	183345,37
21.02.2019	3,04	3,04	2,91	3,00	2,60	0,00	72443,95	242734,10
21.03.2019	3,23	3,23	6,07	3,29	-2,97	28388,13	-1124227,58	238102,49
18.04.2019	3,47	3,47	2,60	3,94	13,22	0,00	-19364,60	199282,89
16.05.2019	2,21	2,21	2,00	2,55	3,13	0,00	94583,68	203005,08

Kuupäev	C_sisse (mudel)	C_sisse (emp)	C_välja (mudel)	C_välja (emp)	C_lisa	SR l/päev	E l/päev	V I
12.06.2019	1,61	1,61	0,54	2,04	1,64	0,00	-51027,88	183286,18
11.07.2019	1,67	1,67	1,34	2,75	-0,11	0,00	-105928,09	187031,71
03.10.2019	2,32	2,32	1,50	5,15	-0,42	3535,13	-102527,77	178920,09
31.10.2019	0,78	0,78	1,69	1,22	0,97	2571,00	87348,82	203307,94
28.11.2019	2,16	2,16	1,14	2,60	10,75	642,75	27277,82	212929,24
27.12.2019	3,68	3,68	2,30	3,97	9,03	1285,50	55415,50	216204,62
26.01.2020	4,29	4,29	3,27	4,75	17,25	1071,25	25800,64	212929,24
20.02.2020	5,49	5,49	3,71	5,58	6,12	857,00	346368,10	243761,32
19.03.2020	5,06	5,06	3,96	5,21	4,20	0,00	155947,12	225279,09
16.04.2020	4,21	4,21	4,20	4,64	3,47	38565,00	-66884,00	227644,05
14.05.2020	3,82	3,82	3,38	4,01	0,23	428,50	-48442,38	182850,87
10.06.2020	3,46	3,46	1,63	3,64	12,26	107,13	10865,29	191198,53
09.07.2020	2,13	2,13	1,37	1,81	5,77	964,13	7891,79	192375,09
04.08.2020	3,19	3,19	0,72	1,67	4,41	8677,12	7228,24	191637,93
01.09.2020	3,50	3,50	1,24	2,47	7,40	4177,88	3252,13	190077,73
30.09.2020	3,76	3,76	0,50	3,60	34,46	0,00	-3113,16	184311,29
28.10.2020	0,05	0,05	2,08	0,04	-0,37	20246,63	-18880,76	192097,44
25.11.2020	3,50	3,50	1,74	3,67	-2,61	11569,50	-209470,32	189091,59
21.12.2020	2,10	2,10	3,00	2,31	-1,91	214,25	-229991,29	225067,99
21.01.2021	3,26	3,26	1,85	3,80	13,57	5570,50	-15205,41	200486,49
03.03.2021	5,17	5,17	4,74	5,21	0,48	535,63	-11138,47	247006,13
31.03.2021	3,51	3,51	2,55	3,61	3,77	2678,13	449506,40	243986,94
28.04.2021	2,93	2,93	4,52	3,26	-3,00	0,00	-404933,52	218850,71
26.05.2021	2,30	2,30	2,12	2,27	0,46	11998,00	88990,98	237201,13
21.06.2021	2,15	2,15	0,63	0,33	-9,86	0,00	-8579,87	185632,59
21.07.2021	3,52	3,52	0,39	0,07	-25,49	0,00	-2954,49	184211,96
18.08.2021	1,11	1,11	0,80	0,82	0,49	1392,63	210306,26	226449,52
24.04.2023	3,14	3,14	1,73	3,60	-1,82	0,00	-118401,40	189132,76
26.05.2023	2,18	2,18	1,03	3,38	870,56	0,00	-9105,81	187282,41
30.06.2023	0,39	0,39	0,18	1,62	-22,00	0,00	20072,79	189290,34
28.07.2023	1,78	1,78	0,18	9,31	25,37	642,75	-29680,19	183440,12
25.08.2023	0,25	0,25	0,47	1,83	-3,88	107,13	26215,26	196817,57
22.09.2023	0,31	0,31	0,14	2,26	174,08	0,00	-13700,97	181629,84
20.10.2023	0,74	0,74	0,50	1,71	-0,48	0,00	-122266,18	182265,78
17.11.2023	1,73	1,73	3,41	1,89	-1,66	0,00	-731623,40	203991,01
15.12.2023	1,63	1,63	1,62	2,76	-0,48	214,25	-55972,62	183955,71

Lisa 2. Teise märgala modelleerimistulemused

Kuupäev	C_sisse (mudel)	C_sisse (emp)	C_välja (mudel)	C_välja (emp)	C_lisa	SR l/päev	E l/päev	V I
16.03.2017	3,21	3,77	3,51	4,29	10,10	0,00	64606,86	353345,39
23.03.2017	4,23	5,11	3,49	5,22	4,43	0,00	-23414,13	348737,48
07.04.2017	3,29	4,46	3,40	5,20	12,32	2559,75	40661,90	345610,54
20.04.2017	3,22	3,98	3,33	4,94	1,33	0,00	-55962,25	340833,76
05.05.2017	3,09	3,34	1,92	3,88	4,08	0,00	285640,59	349491,84
19.05.2017	3,60	4,59	1,59	5,78	26,88	0,00	11801,35	332021,25
01.06.2017	2,68	6,60	1,93	7,44	31,62	0,00	-16525,31	335544,82
12.06.2017	3,23	3,93	2,69	4,34	14,68	8395,98	62228,44	360045,11
29.06.2017	1,48	5,06	1,00	6,45	85,71	1023,90	-12737,07	328564,39
13.07.2017	1,02	4,17	1,31	5,41	-8,33	10750,95	-275986,20	336944,75
27.07.2017	0,93	4,71	0,91	6,33	3,70	511,95	-100322,99	330407,04
10.08.2017	1,05	5,37	0,75	6,77	14,07	0,00	-40729,07	325485,98
23.08.2017	2,34	4,34	1,83	5,15	6,06	18430,20	75615,37	342269,27
08.09.2017	1,73	4,14	1,90	5,57	2,37	2150,19	-74157,63	335828,86
21.09.2017	5,62	2,99	2,26	3,23	-1,04	2457,36	790256,31	364052,75
05.10.2017	2,42	3,65	1,40	4,35	6,66	15665,67	194193,40	343818,95
19.10.2017	1,76	4,13	3,56	4,35	-3,84	0,00	-1136319,23	356665,23
02.11.2017	2,61	4,75	2,93	5,23	22,89	614,34	25727,17	354678,05
16.11.2017	6,67	5,51	2,51	6,11	8,48	3378,87	333110,95	347956,58
30.11.2017	3,37	5,89	3,71	6,40	14,09	10443,78	45008,22	349426,46
14.12.2017	3,44	4,57	2,93	4,86	5,34	409,56	450101,70	365452,02
28.12.2017	4,03	5,67	4,31	5,87	-3,32	0,00	-186907,64	365905,74
11.01.2018	6,25	5,18	3,76	5,91	7,27	409,56	206412,06	348452,47
15.03.2018	3,38	3,06	3,47	3,42	-9,91	0,00	62109,71	356247,79
29.03.2018	1,42	6,65	3,10	8,25	-5,16	0,00	-284716,49	331134,87
12.04.2018	5,39	3,13	3,76	3,58	2,44	0,00	304039,47	351662,79
26.04.2018	1,87	2,22	2,01	2,79	10,52	8703,15	16442,35	347747,77
09.05.2018	1,23	2,47	1,29	3,47	2,22	0,00	-83815,39	339217,00
24.05.2018	1,37	4,20	0,86	6,78	26,15	0,00	-34713,60	328886,32
07.06.2018	1,31	6,10	0,78	9,12	35,15	1433,46	-25238,38	329615,11
05.07.2018	2,84	6,18	1,47	7,10	27,72	0,00	-21960,63	331435,97
02.08.2018	0,20	1,52	0,36	4,93	463,05	0,00	1262,90	320280,00
29.08.2018	0,87	2,06	0,59	4,36	26,68	409,56	-17659,44	327790,66
27.09.2018	0,77	3,29	0,61	7,76	1513,15	27645,30	-51939,39	322329,31
25.10.2018	1,33	4,83	0,82	7,31	120,59	921,51	-10426,86	323270,05
22.11.2018	2,18	2,85	2,28	4,46	9,77	0,00	-18254,60	335393,93
21.12.2018	1,78	5,23	1,45	8,15	13,91	5529,06	30291,21	332156,70
21.02.2019	2,91	3,00	2,65	3,08	2,89	0,00	146275,49	362367,36
21.03.2019	6,07	3,29	3,57	3,47	4,52	27133,35	343155,81	363418,34
18.04.2019	2,60	3,94	2,15	5,56	8,84	0,00	-32307,02	332190,20
16.05.2019	2,00	2,55	2,00	3,75	8,86	0,00	43546,92	338998,33

Kuupäev	C_sisse (mudel)	C_sisse (emp)	C_välja (mudel)	C_välja (emp)	C_lisa	SR l/päev	E l/päev	V I
12.06.2019	0,54	2,04	0,37	4,29	9,33	0,00	110017,80	335912,57
11.07.2019	1,34	2,75	0,70	3,04	8,44	0,00	26452,42	331536,71
03.10.2019	1,50	5,15	0,78	6,77	35,16	3378,87	-5739,54	325682,82
31.10.2019	1,69	1,22	1,49	2,17	-5,64	2457,36	173054,92	344464,40
28.11.2019	1,14	2,60	0,74	3,88	24047,10	614,34	264,62	342514,78
27.12.2019	2,30	3,97	2,07	4,64	-1,83	1228,68	-123653,52	339914,65
26.01.2020	3,27	4,75	2,82	6,02	9834,09	1023,90	-1089,13	342514,78
20.02.2020	3,71	5,58	3,90	5,73	-3,73	819,12	-132595,59	358759,14
19.03.2020	3,96	5,21	3,13	5,58	6,47	0,00	325943,08	356596,26
16.04.2020	4,20	4,64	4,05	5,15	-0,37	36860,40	-122654,40	349312,59
14.05.2020	3,38	4,01	2,11	5,45	7,96	409,56	84806,31	335498,63
10.06.2020	1,63	3,64	1,05	3,99	17,69	102,39	18355,28	332012,71
09.07.2020	1,37	1,81	1,03	2,18	4,81	921,51	-26456,70	327052,91
04.08.2020	0,72	1,67	0,62	3,93	7,62	8293,59	-51198,37	323059,75
01.09.2020	1,24	2,47	0,78	3,90	8,45	3993,21	-38045,28	322441,75
30.09.2020	0,50	3,60	0,53	6,47	21,09	0,00	33566,78	330385,69
28.10.2020	2,08	0,04	1,81	0,02	-2,07	19351,71	-38961,07	329344,13
25.11.2020	1,74	3,67	0,06	4,44	6,68	11058,12	230295,17	343413,64
21.12.2020	3,00	2,31	3,12	2,86	-3,64	204,78	-154049,89	345486,12
21.01.2021	1,85	3,80	1,48	5,96	40,44	5324,28	6350,58	336060,26
03.03.2021	4,74	5,21	4,77	5,43	-5,21	511,95	-287419,11	358411,36
31.03.2021	2,55	3,61	4,74	3,92	-3,82	2559,75	-562960,55	350602,35
28.04.2021	4,52	3,26	3,42	4,12	-0,19	0,00	-112293,72	342312,52
26.05.2021	2,12	2,27	2,15	2,57	31,09	11467,68	-33346,73	356874,08
21.06.2021	0,63	0,33	0,49	4,14	316,85	0,00	-863,24	326217,03
21.07.2021	0,39	0,07	0,35	2,50	4,38	0,00	106836,54	335772,67
18.08.2021	0,80	0,82	0,72	0,85	1,38	1331,07	101810,71	352456,66
24.04.2023	1,73	3,60	0,45	4,91	6,72	0,00	384926,47	347678,43
26.05.2023	1,03	3,38	0,72	5,77	49,37	0,00	7764,15	328653,71
30.06.2023	0,18	1,62	0,38	1,63	-64,84	0,00	-16999,39	320280,00
28.07.2023	0,18	9,31	0,34	0,10	-2,77	614,34	24802,23	329378,03
25.08.2023	0,47	1,83	0,45	2,22	19,93	102,39	-22178,80	330528,22
22.09.2023	0,14	2,26	0,26	5,12	35,74	0,00	8743,15	326666,19
20.10.2023	0,50	1,71	0,24	4,76	5,80	0,00	87804,82	335804,45
17.11.2023	3,41	1,89	0,95	2,46	29,84	0,00	-15023,42	336883,03
15.12.2023	1,62	2,76	1,21	5,15	8,10	204,78	43529,49	332723,77

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Platon Johansson

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose
Tehismärgalade denitrifikatsiooni efektiivsuse hindamine Vända tehismärgla näitel
mille juhendajad on Evelyn Uemaa ja Kuno Kasak

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni
autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu
Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons
litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja
üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni
autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega
isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Platon Johansson
21.05.2026