

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogias

**TOITAINETE ÄRAKANNE SÕLTUVALT MAAKASUTUSEST PORIJÕES JA SELLE
ALAMVALGLATES 2007–2008**

Kristiina Välik

Juhendaja: PhD Jaan Pärn

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja:

Osakonna juhataja:

Tartu 2013

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
1.1. Lämmastiku ja fosfori ärakande maastikulised tegurid.....	3
1.2. Ärakandeindeksid ja -mudelid.....	5
1.3. Ökotehnoloogiliste võtete olulisus toitainete ärakandel	6
2. Materjal ja metoodika.....	11
2.1. Uuritav ala	11
2.2. Lähteandmed	14
2.3. Metoodika.....	15
3. Tulemused	18
3.1. Porijõe ökoloogiline seisundiklass	18
3.2. Lämmastiku ja fosfori sesoonne ärakanne	18
3.3. Maakasutuse muutus	20
3.4. Ärakande muutus alamvalglates.....	23
3.5. Ärakande muutus sõltuvalt maakasutusest	24
4. Arutelu ja järeldused.....	26
5. Kokkuvõte	33
6. Tänuavaldused	35
Dependance of nutrient runoff from land use in the Porijõgi river catchment and it's sub-catchments during the period 2007–2008.....	36
Kirjandus	38

1. Sissejuhatus

1.1. Lämmastiku ja fosfori ärakande maastikulised tegurid

Maastikuökoloogia üks olulisemaid uurimisteesmasid on aineringsed ja energiavood keskkonnas (Turner *et al.*, 2001). Keemiliste elementide ärakande eeldusteks valglatest on 1) ärakantava materjali kättesaadavus ja 2) energia kättesaadavus. Mõlemad tegurid, eriti energia kättesaadavus, on maastikuliste tegurite poolt otseselt või kaudselt kontrollitud, kontrollides nii toitainete voogusid (Pärn & Mander 2007). Ökoloogid suudavad kindlaks teha fosfori (P) ja lämmastiku (N) ülekande toimimismehhanismid. Neile teadmistele tuginedes vähendatakse toitainete keskkonnamõjusid magevee märgalade ja puhvertssoonidega (Karr & Schlosser, 1978).

Maakasutuse muutus on üks olulisemaid tegureid, mis mõjutab toitainete ärakannet valglatest. Kõige suurem ärakanne toimub haritavalt maalt, kus on regulaarselt kasutatud mineraal- ja orgaanilisi väetiseid. See on olnud probleemiks ennekõike Kesk- ja Ida-Euroopa riikides, kus kollektiviseeritud põllumajandus lõppes pärast Nõukogude põllumajandussüsteemi lagunemist ja see põhjustas olulisi ökoloogilisi ja sotsiaal-majanduslikke muutusi (Mander *et al.*, 2000).

N ja P vood valglates jäid pärast Nõukogude põllumajandussüsteemi lagunemist Eestis ja Leedus väiksemaks. Daugava ja Lielupe jõe näitel Lätis ei täheldatud haritava maa vähenemisega lämmastiku- ja fosforikoormuse vähenemist vooluveekogudele (Laznik *et al.*, 1999). Alates 2000-ndast aastast on põllumajandus Balti riikides intensiivistunud, mida näitab ka toitainete tõus Porijõe valglal Lõuna-Eestis aastatel 2007–2009 (Pärn & Mander, 2011). Haritavatelt maa-aladelt pärineval hajukoormusel on suhteliselt suur negatiivne mõju veeökosüsteemidele Eestis ja Leedus (Povilaitis 2006), aga eriti Lätis (Janson *et al.*, 2011). Lätis on kolmes uuritavas väikevalglas (Bērze, Mellupīte, Vienziemīte) tuvastatud üldiselt lämmastikuühendite kontsentratsiooni pikaajalist kasvu aastatel 1994–2010. Tulenevalt intensiivistunud põllumajandusest Lätis, on kasvanud lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonid ja ärakanne, mis tähendab suuremat koormust sealsetele vooluveekogudele (Janson *et al.*, 2011). Leedus vähenes koos haritava maa osakaalu vähenemisega ka mineraalväetiste kasutamine aastatel 1990–2001, kuid toitainete koormuse langust uuritavatel aladel pole siiski täheldatud. Selle põhjuseks on intensiivse põllumajanduse käigus enne 1990-ndaid kasutatud suured väetiste kogused, mis on talletunud pinnasesse ja mille viibeaeg pinnases varieerub (Pärn & Mander, 2007).

Üleliigne lämmastikusisaldus on tavaliselt seotud kasutatud väetiste hulgaga või pärineb linnalise asula alalt. Liigne lämmastik leostub mullast vihma- või lumesulaveega välja, sest taimed ei suuda kõiki toitaineid lõplikult omastada ning äravooluga kantakse mullaosakesi ja lahustunud toitained vooluveekogudesse. Lämmastik leostub pinnasevette peamiselt kergesti läbilaskvast (liivasest) või happelisest pinnasest ja kohtades, kus puudub maapinna kalle. Sõltuvalt nendest tingimustest jäävad lämmastiku leostumise väärtused tavaliselt vahemikku 8,8–29,0 kg N ha⁻¹ aastas (Pärn & Mander, 2007).

Aladel, kus puudub maapinna kalle ja muld on halvasti läbilaskev või pinnas on kunstlikult kaetud, on üleliigse lämmastiku ärakande põhjuseks pindmine äravool. Sõltuvalt tingimustest on keskmine äravool sellisel juhul 3,4–15,9 kg N ha⁻¹ aastas (Pärn & Mander, 2007).

Mitte kunagi ei saa eemaldada kogu üleliigset lämmastikku denitrifikatsioonil, taimede toitumisel ja alles jäänud lämmastiku säilitamisel veekoguäärsetes alades. Isegi nendel aladel, kus on looduslik või poollooduslik puhvertsoon pinnaveekogu ja lämmastiku allika vahel, kõigub lämmastiku sisaldus vette sisenedes 0,01–142 kg N ha⁻¹ aastas. Kõige kõrgemad väärtused, jäädes kõrgemale kui 20 kg N ha⁻¹ aastas, on ilmselt kõrvalasetsevatele nõlvadele tulenevad vood, millel puuduvad puhvertsoonid (Pärn, 2010).

Lämmastiku vood on võrreldes teiste toitaime voogudega paremini määratletavad maastikuliste tegurite ja pinnase kvaliteediga. Denitrifikatsiooni toimumiseks on oluline anaeroobne keskkond ning seetõttu on eriti tähtis tegur mullaniiskus. On välja pakutud, et kõige suuremad lämmastiku ärakande varieeruvused on väikestes valglates (<5000 ha) (Pärn & Mander, 2007). Kehtib seaduspärasus, mida madalam on mullas sisalduva lämmastiku kontsentratsioon ja selle koormus, seda väiksema intensiivsusega toimub lämmastiku ärastus denitrifikatsioonil (Vymazal, 2007).

Liigne fosfor pärineb põhiliselt mineraalväetistest ning orgaanilisest väetisest (fekaalid). Fosfori ja põllumajandusmaade, ka linna maakasutuse vahel, on tõestatud tugev seos. Fosfori maapinda imbumise intensiivsus oleneb mulla happelisusest ja läbilaskvusest (liivasusest) (Pärn & Mander, 2007). Kõige rohkem fosforit kantakse ära pinnavee äravooluga. Fosfori ärakanne võib olla veelgi suurem maapinna kalde puhul, kindlate äravooluteede korral või vähese taimestikuga alal. Eriti ilmneb erosioon haritavatel maadel pärast vegetatsiooniaega vihmastel perioodidel (Puustinen *et al.*, 2007).

Fosfori ärakanne on tugevamalt seotud füüsikaliste teguritega, eriti voolukanalite ja -tõketega. Selle edasikandumine võrreldes lämmastikuga on rohkem seotud jõeäärse puhvertsooni suurusega ja sõltub enam maastikulistest omapäradest. Linnasisene maakasutus (tööstuslik) omab samuti suhteliselt suurt mõju fosfori ärakandele (Pärn & Mander, 2007).

Eriti tundlikud maastikulised elemendid (nt nõlvadel olevad süvendid) toimivad toitainete kanalitena. Toitaineid mitte läbilaskvad maastikuelemendid on toitainetele takistuseks või neelukohaks, seal püsivad toidained üsna pikka aega. Maastikuliste tegurite mõju toitainete voogudele on väga erinev, sõltudes sellest, millised vood domineerivad ja millise valgla on tegemist. Valglad, kus kõige muutlikumaks allikaks on toitainete hulk, on toitainete transporti määravateks teguriteks mullatingimused, teatud maakasutuse osakaal, veekogude kaugus ja äravool (Pärn & Mander, 2007). Toitainete vood valglast määrab ära veel lisaks valgla pindala, kuju ning maastiku mitmekesisus.

1.2. Ärakandeindeksid ja -mudelid

Toitainete ärakannet mõjutavad mitmesugused tegurid: mulla struktuur, mulla võime fosforit kinni pidada, adsorbeerida või puhverdada, hüdroloogia, erosiooni oht, maakasutus ning toitainete sisaldus mullas (McDowell *et al.*, 2004). Hindamiseks vee kvaliteeti toitainete sisalduse seisukohalt, on välja töötatud erinevaid arvutimudeleid, mis võtavad arvesse konkreetseid faktoreid. Mudelid hindavad ennekõike toitainete ärakannet intensiivse kasutusega maa-aladelt, millel on potentsiaalselt kõrge toitainete ärakanne ja mullaerosiooni oht (McDowell *et al.*, 2002). Ühtedeks sellisteks aladeks on haritavad maad, mida väetatakse regulaarselt mineraal- ja orgaanilise väetisega.

Mullaerosiooni on võimalik modelleerida ja ärakantava materjali transporti arvutada empiirilise USLE (*Universal Soil Loss Equation*) mudeli põhjal, saades tulemuseks mulla ärakande vaadeldavalt alalt vee-erosiooni tagajärjel ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$). Mudel arvestab kuute erinevat faktorit: sademevee intensiivsust, mulla erodeeritavust, nõlva kallet, nõlva pikkust, taimkatet ning mullakaitse faktorit (Kinnell, 2005).

Ärakandeindeksid annavad hinnangu toitainete ärakande riskist hajusaasteallikatest, näiteks haritavatelt maadelt. Indeksid on kasulikud töövahendid väetiste optimaalseks kasutamiseks. Samuti annab see informatsiooni leevendamismeetmete kasutuselevõtu vajalikkusest toitainete koormuse vähendamiseks valglale (Bechmann *et al.*, 2005). Indeksite põhjal saab hajukoormuse vähendamiseks vooluveekogudele rajada näiteks puhverribasid, tehismärgalasid, puhverlodusid.

Taolised mudelid on leidnud rakendust paljudes riikides: Ameerika Ühendriikides N- ja P-indeks, AnnAGNPS, EPIC, SWAT (McDowell *et al.*, 2002; Vadas *et al.*, 2013), Iraanis ANSWER (Ahmadi *et al.*, 2006), Taanis USLE, P-Indeks (Andersen & Kronvang, 2006), Norras P-Indeks (Bechmann *et al.*, 2005), Soomes INCA, SWAT, VIHMA (Granlund *et al.*, 2004; Bärlund *et al.*, 2007; Puustinen *et al.*, 2010), Inglismaal P-indeks (Heathwaite *et al.*, 2003), Iirimaal SWAT, HSPF, SHETRAN/GOPC (Nasr *et al.*, 2007) ja Austraalias N- ja P-indeks (Drewry *et al.*, 2011). Sarnaseid mudeleid (SWAT, VIHMA, RasterMode) on kasutatud ka Eestis, et uurida ja modelleerida märgalade ja puhverribade võimet toitaineid kinni pidada (Koskiaho *et al.*, 2013).

Mudeleid kasutavad talupidajad, looduskaitstjad, konsultandid ja mitmete teiste alade spetsialistid. Mudelid võimaldavad tuvastada ja hinnata maaharimise erinevaid stsenaariumeid, võttes arvesse mitmesuguste põllukultuuride kombinatsioone, mullatüüpe, ilmastikuolusid, reljeefi, erosiooni ja muid kohalikele tingimustele omaseid tegureid (Delgado *et al.*, 2006).

1.3. Ökotehnoloogiliste võtete olulisus toitainete ärakandel

Haritavatelt aladelt toimub tavaliselt märkimisväärne pinnase, orgaanilise väetise, toitainete, taimekaitsevahendite, raskmetallide ja teiste anorgaaniliste ionide ärakanne (Mander *et al.*, 1995). Enamasti reguleerivad materjali ärakannet haritavalt maalt kaldaäärsed puhverribad või lammialad. Need moodustavad veekaitsevööndi, kus toimub ennekõike põllumajandusmaalt pärineva hajukoormuse vähendamine pinnaveekogudele (Loigu *et al.*, 2011).

Veekaitsevööndina on kasutatud mitmesuguseid puhverribasid, et vähendada hajukoormust ning filtreerida punktsaasteallikatest pärinevat heitvett. Näiteks maapinnal ära kantud heitvett filtreeritakse nõlvadel, kus asuvad rohumaad või puistud (Mander *et al.*, 1995). Puhverribade peamine eesmärk on minimeerida toitainete ja taimekaitsevahendite ärakannet veekogudesse,

hoides niimoodi ära veekvaliteedi ja sealsete elupaikade seisukorra halvenemise (Loigu *et al.*, 2011). Puhverribad vähendavad lämmastiku ärakannet põhjavette ning fosfori ärakannet pinnavette (Gergel *et al.*, 2002).

Jõeäärseid biotoobid täidavad järgmiseid olulisi funktsioone: 1) põllumaalt ja sellega külgnevatelt aladelt välja voolava vee kvaliteedi parandamine; 2) mulla kaitsmine erosiooni eest; 3) saastatud õhu puhastamine, eriti kohalikest allikatest (nt suured talukompleksid, põllumajanduskemikaalidega töödeldud põllumaad) pärinevast saastest; 4) vooluveekogu süngi varjutamine ja makrofüütide vohamise tõkestamine; 5) soodsa mikrokliima loomine; 6) bioloogilise ja maastikulise mitmekesisuse suurendamine maa ja siseveekogude üleminekutsoonides ja 7) ühenduskoridoride moodustamine looduslike tuumalade vahel (Mander *et al.*, 1997a).

Ühtedeks paremateks veekogude puhverribadeks on peetud jõeäärseid niiskeid niitusid ja metsaalasid (Vought *et al.*, 1994). Manderi *et al.* (1997b) tehtud uuringu järgi on eriti headeks puhverribadeks hall-lepa (*Alnus incana*) ning pajupõõsaste (*Salix* spp.) kasvukohad jõe- või järveäärsetel aladel, kus efektiivne puhverdusvõime säilib isegi suurte sisendkoormuste juures (276,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ lämmastiku koormus, 12,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ fosfori koormus puhverribale). Efektiivne lämmastiku ärastus toimub hall-lepa juurestikul asuvate fikseerivate juurenoodulite abil. Veekaitsevööndites toimub toitainete eemaldamine pinnaveest nende mulda settimisel ja lahustunud taimsete toitainete sidumisel mullaosakestele (Loigu *et al.*, 2011). Suurema osa lämmastiku ärastusest moodustab denitrifikatsioon, väiksema osa settimine mulda. Olulisel määral toimub toitainete eemaldamine ka taimede poolt (Vought *et al.*, 1994). Puhverribade puhastusvõimet on võimalik parandada rakendades jõeäärsetel aladel komplekspuhverribasid, mis koosnevad eraldiseivatest niidu- ja metsaribadest (Mander *et al.*, 1997b).

Peamised lämmastikku eemaldavad protsessid veekogude kaldaäärsetes puhvertsoonides on 1) lämmastiku neelamine taimede poolt; 2) mikroobne sidumine mulda orgaanilise lämmastikuna; 3) denitrifikatsioon; 4) lämmastiku lendumine ammooniumina. Toitainete talletamine taimestikku sõltub peamiselt jõeäärse koosluse vanusest. Toitainete sisaldus on madal seal, kus primaartoodang on samuti madal. Seetõttu on noorematel, suksessiooni etapis olevatel metsadel ja niitudel kõrgem lämmastiku eemaldamise võime. Lämmastiku eemaldamises üks olulisemaid tegureid on arvatavalt jõeäärsetes märgalaökosüsteemides (metsad ja heinamaad) toimuv denitrifikatsioon, kuid selle kohta puuduvad otsesed tõendid. Denitrifikatsioon on tohutult suure

ruumilise ja ajalise varieeruvusega, täpsed denitrifikatsiooni mõõtvad meetodid puuduvad (Mander *et al.*, 1997a).

Peamised fosforit eemaldavad protsessid veekogude kaldaäärsetes puhvertsoonides on 1) tahke fosfori settimine ja keemiline sadestamine; 2) imbumine mulda; 3) lahustunud anorgaanilise fosfori eemaldamine taimede poolt; 4) mikroobne sidumine mulda orgaanilise fosforina. Lisaks vabaneb fosfor fosfiini lendumisel, kuid seda protsessi pole piisavalt mõõdetud ja kirjeldatud (Mander *et al.*, 1997b).

Puhverriba laiusest 10 kuni 20 meetrit piisab enamasti suurema osa lämmastiku ja fosfori eemaldamiseks (Vought *et al.*, 1994). Efektiivne puhverriba laius sõltub sellega külgneva haritava maa suurusel ja põllumajanduslikust intensiivsusest. Suurema pindalaga põllumaa ääres on vajalik laiem puhverriba. Oluline on veekaitsevööndite perioodiline hooldamine, et säilitada puhverriba efektiivsus. Peamine hooldusmeetod on sealse taimestiku niitmine, et taimedes akumulunud toitained aineringlusest välja viia. Manderi *et al.* (1995) läbiviidud uuringus selgus, et taimestiku eemaldamine veekaitsevööndites teatud ajavahemiku tagant võib eemaldada 25–30% taimede poolt eemaldatud aastasest lämmastikust ja fosforist.

Lisaks veekaitsele ülesandele kaitseb puhverriba veekogu kallast erosiooni eest, vähendab varjutamise teel veetaimestiku vohamist ja lisaks voolusängi mudastumist. Puhverribad suurendavad ümbritsevate põldude elurikkust ning mitmekesisust maastikku tervikuna (Talpsep *et al.*, 2012). Sarnaseid ülesandeid täidavad ka tehismärgalad. Koskiahho *et al.* (2013) läbiviidud uuringus Lõuna-Eestis Põrijõe valgla uuriti SWAT mudelit kasutades, kuhu oleks võimalik rajada tehismärgalad, mis on tõhusad toitainete eemaldajad toitainete ärakandel. Modelleerimise tulemusena selgus, et kõige sobivamad alad Põrijõe valgla tehismärgalade rajamiseks on Tatra jõe valgla ja Sipe oja valgla, kus on põllumajanduslikult väheväärtuslik savine pinnas. Märgalade fosfori ärastusvõime on 2–14 kg aastas (Koskiahho *et al.*, 2013).

Üheks oluliseks ökotehnoloogiliseks meetodiks toitainete ärakande vähendamiseks haritavalt maalt ja põllumaa optimaalsemaks kasutamiseks on viljavaheldus. See võimaldab mineraalväetiseid kasutada efektiivselt, tõstes saagikust ja vähendades mõju keskkonnale. Erinevate kultuuride külvikordade vaheldumine kurnab vähem mulda ja vähendab taimehaiguste ning -kahjurite ohtu. Viljavaheldus mõjutab lämmastiku ärakannet lendumisel, sidumisel, denitrifikatsioonil või leostumisel (Malhi *et al.*, 2001).

Sageli ei piisa vaid ühest ökotehnoloogilisest võttest põllumajandusmaadelt pärineva hajukoormuse vähendamiseks valglale. Lämmastiku- ja fosforikoormuse tõhusamaks vähendamiseks tuleks rakendada mitmeid ökotehnoloogilisi võtteid korraga, olenevalt toitainete koormusest ja hajukoormuse allika pindalast. Näiteks saab kasutada tehismärgalasid koos aktiivfiltritega, mis vähendavad ohtu allavoolu paiknevale elustikule (Koskiaho *et al.*, 2013).

Üheks olulisemaks veemajanduslikuks probleemiks Eestis 2008. aasta seisuga on põllumajanduslik hajukoormus (Maves AS). Selleks, et täita Euroopa Liidu poolt kehtestatud nõudmisi vastavalt Nitraadidirektiivile ja Veepoliitika raamdirektiivile, mille mõlema peamiseks eesmärgiks on kaitsta vee kvaliteeti ning vältida põhja- ning pinnavee reostumist (Euroopa Komisjon), tuleb uurida lähemalt neid alasid, kus tekkiv toitainete koormus on kõige suurem pinnaveekogudele ja põhjaveele. Põhiliseks hajusaasteallikaks on haritav maa, kus väetiste kasutamisega lisatakse pinnasesse lisatoitaineid. Toitainete ärakande paremaks mõistmiseks erinevatelt maakasutustelt on mõistlik uurida väiksema pindalaga valglaid, kus toitainete koormust veeökosüsteemidele on võimalik lähemalt uurida (Jansons *et al.*, 2011).

Eestis on viimase paarikümne aasta jooksul toimunud põllumajandustootmises suured muutused. Võrreldes 1991. aastaga, millele eelnes intensiivne põllumajanduslik tegevus, on haritava maa pindala vähenenud umbes kaks korda (Raia *et al.*, 2008). Sellest tulenevalt on vähenenud mineraal- ja orgaaniliste väetiste kasutamine, kuid jätkuvalt on suurimateks hajusaasteallikateks põllumajanduslikus kasutuses olevad maa-alad. Peamiselt põllumajandusest tulenev lämmastiku ja fosfori ärakanne vooluveekogudesse põhjustab eutrofeerumist, mille tagajärgel halveneb vee kvaliteet ja sealsete elupaikade seisukord.

Hajukoormuse vähendamiseks vooluveekogudele on välja töötatud mitmeid erinevaid ärakandeindekseid ja -mudeleid, mille peamiseks eesmärgiks on tuvastada suurima toitainete ärakande riskiga maa-alad. Seejärel on võimalik rakendada haritava maaga piirnevatele vooluveekogudele erinevaid ökotehnoloogilisi võtteid, leevendades sel moel toitainete koormust veekogudele ja parandades vee kvaliteeti ning sealsete elupaikade seisukorda.

Tulenevalt vajadusest uurida lähemalt lämmastiku ja fosfori ärakannet vooluveekogudesse, on käesoleva töö eesmärkideks 1) hinnata Porijõe valgla ökoloogilist seisundiklassi vastavalt keskkonnaministri määrusele nr 44; 2) selgitada lämmastiku ja fosfori ärakannet sesoonselt; 3)

hinnata maakasutuse olulisust lämmastiku ja fosfori ärakandel Porijõe valglast ning selle alamvalglatest 2007. ja 2008. aastal võrreldes aastatega 1987–1997.

Töö tulemused võimaldavad hinnata lämmastiku ja fosfori ärakannet väikeselt valglalt sõltuvalt erinevast maakasutusest ja selgitada ökotehnoloogiliste võtete olulisust vooluveekogude hajukoormuse vähendamisel.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uuritav ala

Porijõgi asub Lõuna-Eestis Tartu ja Põlva maakonnas ning on üks Emajõe keskjooksu parempoolseid lisajõgesid, mis saab alguse Otepää kõrgustiku servaaladelt. Porijõe ülemjooks asub Põlvamaal, Otepää kõrgustiku idaosas ning jõe kesk- ja alamjooks Tartumaal, Kagu-Eesti ehk Ugandi lavamaal. Porijõe valgla asub kahe maastikurajooni piiril: Kagu-Eesti moreentasandikul ja Otepää kõrgustikul (Varep, 1970; Järvekülg, 2001). Valgla pindala on 258 km² (Pärn & Mander, 2011). Valgla keskne ala ja tema põhjapoolsemad osad paiknevad 5 kuni 10 kilomeetri kaugusel Tartu linnast (koordinaadid 58°23'N, 26°44'E) tasandikulisel alal. Platoo on lainelise reljeefiga (nõlvade kallak 5–6%), lõikub liustikutekkeliste ürgorgudega (orud on 3–5 km laiad, kuni 40 m sügavad) ja platoo absoluutkõrgus on 30 kuni 60 meetrit (Mander *et al.*, 1995).

Valgla aluspõhja moodustab devoni punane liivakivi, mis laiub 2 kuni 60 meetri sügavusel maapinnast (Varep, 1970). Valgla lõunapoolsem osa paikneb Otepää kõrgustiku põhjapoolsel nõlval, mis koosneb moreenküngastest ja mõhnadest (Mander *et al.*, 1995). Valgla kõrgus ulatub kuni 120 meetrini, regiooni suhteline kõrgus jääb vahemikku 30–35 meetrit (Varep, 1970). Põhjaveetase on 0,5–20 meetri sügavusel, sõltudes maapinna reljeefist ja geomorfoloogilistest tingimustest (Mander *et al.*, 1998).

Mullad Otepää kõrgustikul ja Kagu-Eesti lavamaal on enamjaolt näivleetunud ja leetunud saviliiv- ja liivsavimullad (Astover *et al.*, 2012). Mulla pH jääb vahemikku 5,6–6,5 (Mander *et al.*, 1995).

Umbes 45% valgla territooriumist on potentsiaalne põllumaa (Pärn & Mander, 2011), kuid 1990-ndatel vähenes põllumaa osakaal 41 %-lt 24 %-le (Mander *et al.*, 1998). Metsamaa moodustab valgla territooriumist umbes 45%, kõige levinumaks on okaspuu- ja segametsad. Valgla ürgorgude ja nõgude glei- ja turbaraba muldadel levivad valdavalt segametsad, sanglepapiistud, pajud ning mitmesugused niitude kooslused (Pärn & Mander, 2011). Rabades ja jõeäärsetes kasvukohtades on peamisteks puuliikideks männid ja kased (Mander *et al.*, 1995). Intensiivne põllumajandustegevus Porijõe piirkonnas ja selle alamvalglates lõppes 1990-ndate alguses (Pärn & Mander, 2011). Selle muutusega vähenesid toitainetevood märgatavalt kogu Porijõe valgla ja

põllumajanduslikult kasutatud alamvalglatel. Toitainete voogude kahanemise peamiseks põhjuseks oli väetiste kasutamise vähenemine (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud).

Aasta keskmine mõõdetud vooluhulk Reola mõõtepostis 2007. ja 2008. aastal oli vastavalt 1,64 m³/s ja 2,21 m³/s. 2007. aasta ööpäeva keskmine õhutemperatuur oli 6,7 °C ja 2008. aasta keskmine õhutemperatuur oli 7,2 °C. Sademete summa 2007. aastal oli 691,3 mm, samal ajal kui 2008. aasta sademete summa ulatus 874,0 millimeetrini. Lumekatte kestus 2006/2007-ndal ja 2007/2008-ndal aastal oli sarnane, päevade arv vastavalt 70 ja 73. 2008/2009-ndal aastal aga oli lumekattega päevi aastas kokku 131 (EMHI arhiiv).

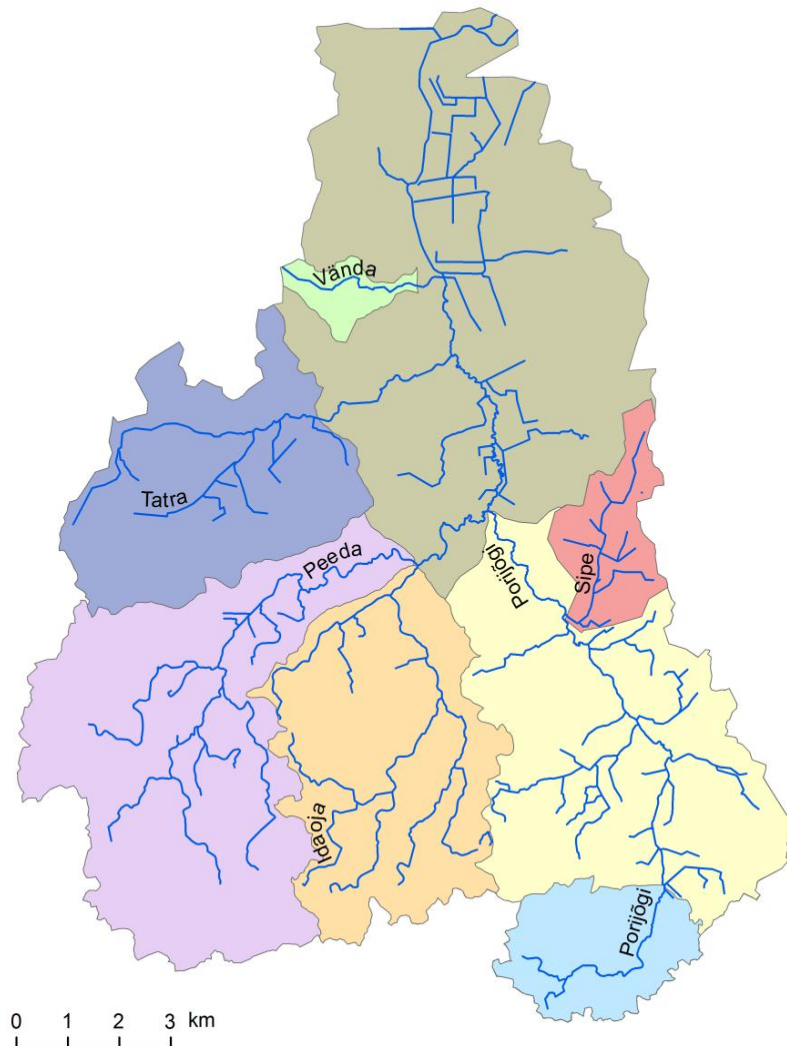
Porijõe valgla peamiseks saasteallikaks on põllumajanduslikust tegevusest tulenev hajukoormus, näiteks väetamine mineraal- või orgaanilise väetisega. Punktasaasteallikad, näiteks linnad, tehased, Porijõe valglat oluliselt ei mõjuta (Mander *et al.*, 2000).

Porijõe valgla on jaotatud seitsmeks uuritavaks alamvalglaks: Porijõe ülemjooks, Idaoja, Peeda jõgi, Sipe oja, Tatra jõgi, Vända peakraav ning Porijõe keskjooks. Maakasutus erinevates alamvalglates erineb märkimisväärselt (Mander *et al.*, 1995).

Kõige suurema pindalaga alamvalgla Porijõe valgla on Peeda jõe valgla (56,4 km²), talle järgnevad Konsu ehk Porijõe alamjooksu valgla (55 km²) ning Porijõe keskjooksu valgla (51,7 km²). Idaoja ja Tatra jõe valgla on keskmise suurusega valgla Porijõe alamvalglatest, nende pindalad on vastavalt 38,3 km² ja 33,1 km². Kõige lõunapoolsem valgla on Porijõe ülemjooks pindalaga 12,3 km². Pindalaliselt kõige väiksemad on Vända peakraavi (2,2 km²) ja Sipe oja valgla (9 km²). Konsu alamvalglat antud töös detailsemalt ei käsitleta, sest Konsu alamvalgla ei ole isetoituv valgla. See toitub teistest alamvalglatest. Porijõe valgla jaotust alamvalglateks on kujutatud joonisel 1.

Porijõe ülemjooks asub Otepää kõrgustiku nõlval, kus haritava maa osakaal on väga väike ning mets moodustab kogu pindalast 9,3 km². Valgla pinnamood on valdavalt liigendatud, leidub hulgaliselt moreenkünkaid ja mõhnastikke. Idaoja valgla paikneb Otepää kõrgustiku põhjaosas, kus üle poole alamvalgla pindalast katab mets ja rohumaa alla jääb ligikaudu veerand kogu Idaoja pindalast. Märkimisväärse osa valgla pindalast moodustab ka haritav maa. Peeda jõe valgla külgneb Idaoja ja Tatra jõe valgla, jäädes samuti Otepää kõrgustiku põhjaosasse. Peeda jõgi on Porijõe vasakpoolne lisajõgi, mis saab alguse Pangodi küla lähedalt (Pihu & Pihu, 2008) ning paikneb peaaegu kogu pikkuses Otepää kõrgustiku põhjanõlval (Järvekül, 2001). Peamiseks

maakasutuseks Peeda jõe valgla on mets ja rohumaa. Sipe oja valgla esineb üpriski intensiivne põllumajandustootmine, haritava maa osakaal moodustab valgla pindalast 1/3. Metsa ja rohumaa osakaal on vähem oluline. Sipe oja ümber on selgelt välja kujunenud lammisoo (Mander *et al.*, 2000).



Joonis 1. Porijõe valgla jaotus alamvalglateks.

Tatra jõgi, tuntud ka kui Virulase oja, on Porijõe alamjooksu vasakpoolne lisajõgi, mis saab alguse Luke külast Nõo vallast ja voolab kogu pikkuses Tatra ürgorus. Tatra valgla asub Kagu-Eesti lavamaal (Järvekül, 2001). Metsamaa moodustab üle kolmandiku kogu valgla pindalast ja haritava maa ning rohumaa osakaal on suhteliselt võrdne. Tatra jõel on hästi välja kujunenud

puhvertsoonid (Mander *et al.*, 1995). Porijõe valgla kõige väiksem alamvalgla on Vända peakraav. Valgla on suure põllumajandusliku maakasutusega, haritava maa osakaal moodustab umbes pool kogu valgla pindalast. Metsa on Vända peakraavi valglas võrreldes teiste alamvalglatega suhteliselt vähe. Märgala osakaal Vända peakraavi valglas on Porijõe alamvalglate maakasutusest suurim. Porijõe keskjooksu pindalast poole katab metsamaa, ülejäänud pindala jaotub suhteliselt võrdselt rohumaa ja haritava maa osakaalu vahel.

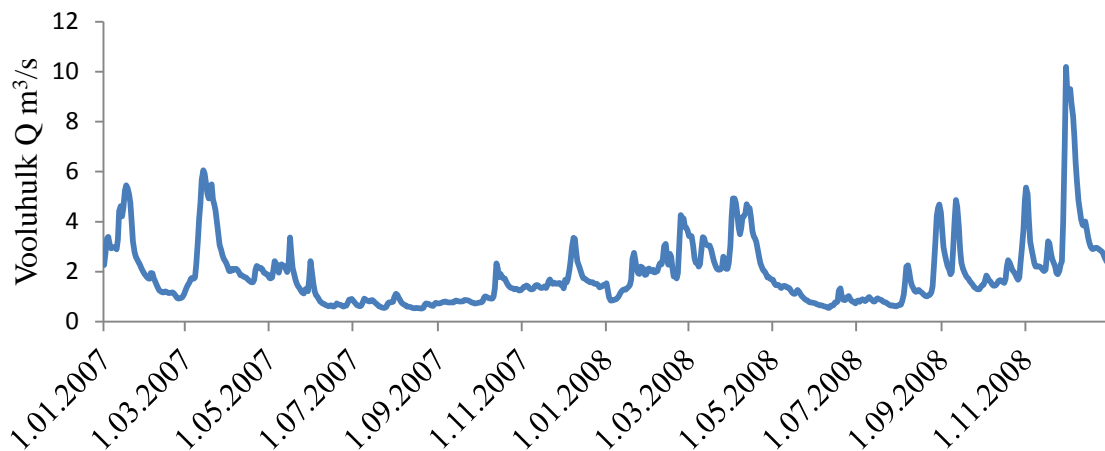
2.2. Lähteandmed

Porijõe valgla ja selle alamvalglate pindalade leidmiseks ja maakasutuse kirjeldamise aluseks on võetud Eesti Põhikaart (2004) mõõtkavaga 1:10 000. Täiendavad andmed Porijõe alamvalglate maakasutuse kohta on kogutud 2008. aastal Jaan Pärna poolt läbiviidud välitöödel.

Lämmastiku ja fosfori mõõdetud kontsentratsioonid (mg/l) Porijõe alamvalglates pärinevad Jaan Pärna poolt läbiviidud välitöödelt. Proovivõtmised teostati 2007. ja 2008. aastal, kusjuures 2007. aastal koguti 11 veeproovi ning 2008. aastal 7 veeproovi. Võetud proovides analüüsiti üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni vastavalt APHA standarditele (*American Public Health Association*) (Pärn & Mander, 2011). Analüüsi teostas Eesti Keskkonnauuringute Keskus.

Porijõe valgla vooluhulgad on mõõdetud Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (EMHI) poolt Reola mõõtmispostis 13 km kaugusel Porijõe suudmest (EMHI arhiiv) ning lisaks kogutud Jaan Pärna poolt läbiviidud välitöödelt. Reola vooluhulga aegrida (2007–2008) on kujutatud joonisel 2. Kõik välitöödelt kogutud andmed on esitatud MS Office Exceli ja Access programmis.

Ilmastiku analüüsimiseks on kasutatud 2007. ja 2008. aasta Tõravere meteoroloogiajaama meteoandmeid, mis saadi EMHI arhiivist.



Joonis 2. Porijõe valgla äravool 2007. ja 2008. aastal mõõdetuna Reola mõõtmispostis.

Visuaalse poole vormistamiseks ja arvutuste tegemiseks kasutati MS Office 2007 tabelarvutusprogrammi Excel. Illustreerivad kaardid on valmistatud ArcGIS-i programmi abil.

2.3. Metoodika

Porijõe valgla (258 km²) lõigati uurimisala piiridega ArcGIS-i programmi abil välja Eesti Põhikaardilt (2004) projektsiooniga L-Est'92. Porijõe valgla jaotati seitsmeks alamvalglaks (Mander *et al.*, 1995). Iga alamvalgla maakasutus jaotati Eesti Põhikaardi (2004) alusel kolme erinevasse klassi: 1) haritav maa; 2) mets ja märgala ning 3) rohumaa. Töös on jäetud käsitlemata tehisalad. Sama klassifikatsiooni on kasutatud lämmastiku ja fosfori ärakande analüüsil sõltuvalt maakasutusest.

Tuginedes Eesti põhikaardi andmetele leiti maakasutuste osakaalud (haritava maa, metsa ja märgala, rohumaa osakaal) kõigis alamvalglates. Selleks summeeriti alamvalgla maakasutuse pindalad eraldi ning jagati läbi alamvalgla kogu pindalaga. Lähtudes 2004. aasta maakasutuse osakaalude arvutustest, leidis Jaan Pärn hinnanguliselt maakasutuse osakaalud Porijõe alamvalglates 2007. ja 2008. aastal. Maakasutuse osakaalud on määratud 2008. aasta maikuus läbiviidud välitööde käigus, mille kaardialuseks oli 2006. ja 2007. aasta ortofotod ja 2004. aasta põhikaart.

Metsamaa klassifikatsiooni on arvestatud metsad ja põõsastikud. Märgala alla on klassifitseeritud sood, rabad, niisked rohumaad ning veekogud. Rohumaa alla kuuluvad kõik looduslikud ja kultuurrohumaad. Haritava maa jaotise alla on arvestatud põllumajanduslikult kasutatav maa ja sööt.

Lineaarse regressiooni abil on leitud igale Porijõe alamvalglale päeva keskmine vooluhulk (m^3/s) 2007. ja 2008. aastal, kasutades Reola mõõtmisposti päevaseid vooluhulga andmeid (EMHI arhiiv) ning 2007. ja 2008. aastal Jaan Pärna poolt kogutud andmeid välitöödelt. Porijõe alamvalglate vooluhulgad on mõõdetud jõgede suudmetes, kus veevoolu kiirus on mõõdetud kasutades SonTeki akustilist kiirusmõõturit FlowTracker Handheld-ADV, mis töötab Doppleri efektiga. Aparaat salvestab voolukiirused ja vee temperatuuri iga sekundi järel ning arvutab mõõteperioodi keskmise kiiruse. Mõõtmisviga on FlowTracker Handheld-ADV-l alla ühe protsendi. Akustilise kiirusmõõtuuri abil saab mõõta väga aeglaseid (alates 0,001 m/s) kui ka suuri voolukiiruseid ning määrata vooluhulki (Reihan & Iital, 2008), mis Porijõe alamvalglates on suhteliselt erinevad.

Vee voolukiirus on jõe ristlõike piires erinev. Seetõttu on oluline mõõta voolukiirust paljudes punktides risti jõega, samuti erinevatel sügavustel. Voolukiiruse mõõtmisel on jõe ristlõige jaotatud võrdseteks osadeks, kus osade vahele jääb keskmiselt üks meeter. Kiirust mõõdeti kahel sügavusel, 20 %-l ja 80 %-l jõe kogu sügavusest.

Vastavalt Eesti Põhikaardi andmestikule leiti lämmastiku ja fosfori ärakandeväärtused pindalaühiku kohta kõikides Porijõe alamvalglates. Päevased vooluhulgad alamvalglates leiti lineaarse regressiooni abil lähtudes Reola mõõtmisposti andmetest ja Jaan Pärna poolt 2007. ja 2008. aastal 18 korral mõõdetud vooluhulkadest Porijõe alamvalglates. Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonid saadi samuti nendest 18 proovivõtust. Lineaarse regressiooni abil leitud vooluhulkade ja kontsentratsioonide mõõtetulemuste abil on leitud päevased lämmastiku ja fosfori ärakanded. Päevastest ärakannetest leiti igas alamvalglas aastane N ja P ärakanne pindalaühiku kohta ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$).

Porijõe ökoloogilise seisundiklassi määramiseks leiti lämmastiku (mgN/l) ja fosfori kontsentratsioon (mgP/l) Porijõe alamjooksul 2007. ja 2008. aastal. Kontsentratsioonid arvutati lähtuvalt lämmastiku ja fosfori aastasest ärakandest ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$) Porijõe alamjooksul.

Töös on leitud lämmastiku ja fosfori ärakanded (valgla pindalaühiku kohta) hüdrograafilistel perioodidel. Vooluhulk Porijõe alamjooksul arutati lineaarse regressiooni abil EMHI automaatjaamas (Reola mõõtepostis) mõõdetud vooluhulkadest. Samadel hüdrograafilistel perioodidel (talv-kevad, suvi, sügis-talv) leiti keskmine P ja N kontsentratsioon (mg/l) Porijõe alamjooksul. Tulemusi kasutati Porijõe vee kvaliteedi seisundiklassi analüüsil.

Korrelatsiooni leidmiseks lämmastiku ja fosfori ärakande ning valgla maakasutuse osakaalude vahel kasutati statistikaprogrammi STATISTICA. Statistilise olulisuse nivooa kasutati uurimuses $p < 0,05$.

3. Tulemused

3.1. Porijõe ökoloogiline seisundiklass

Vastavalt keskkonnaministri määrusele nr 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord,“ kus on toodud vooluveekogude pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste üldtingimuste väärtuste järgi, kuulub Porijõgi rühma II B, kus hea seisundi jõe tagab üldlämmastiku piirmäär 1,5–3,0 mgN/l ning üldfosfori piirmäär 0,05–0,08 mgP/l (Riigi Teataja).

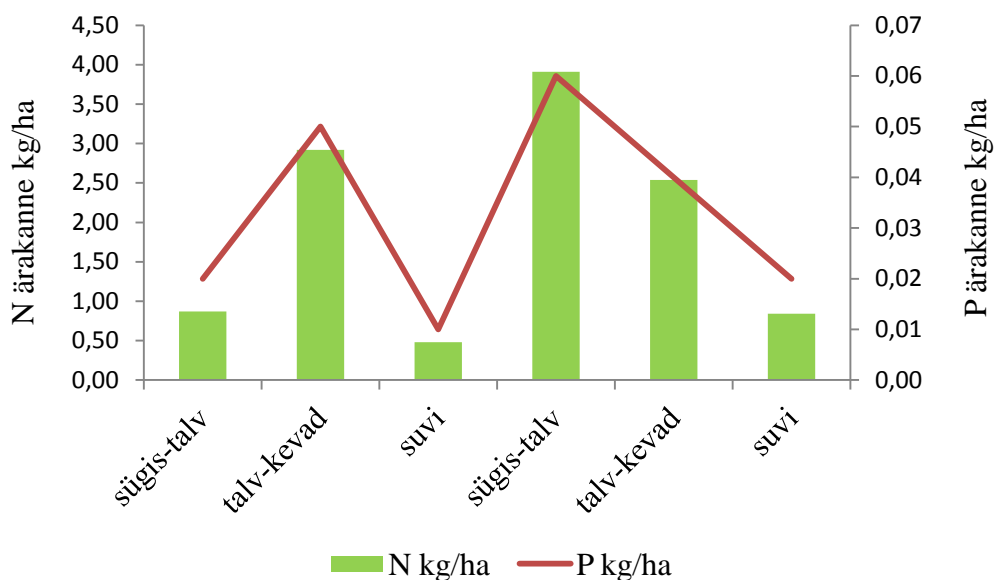
Käesoleva töö raames saadud üldlämmastiku kontsentratsioon vastab samas määruises kehtestatud seisundiklassile „hea“, kus üldlämmastiku kontsentratsioon Porijões oli 2007. aastal 2,14 mgN/l ning 2008. aastal 2,69 mgN/l. Fosfori kontsentratsioon oli Porijões mõlemal vaadeldaval aastal (2007 ja 2008) 0,04 mgP/l, mis vastavalt keskkonnaministri määrusele nr 44 kohaselt kuulub seisundiklassi „väga hea“, kus üldfosfori sisaldus jääb alla 0,05 mgP/l.

3.2. Lämmastiku ja fosfori sesoonne ärakanne

Vooluhulk muutub eri aastaegadel suhteliselt palju, seetõttu on oluline jälgida lämmastiku ja fosfori ärakannet sesoonselt, et mõista toitainete võimalikke ärakande tegureid ja põhjuseid. Vaadeldav periood 2007. ja 2008. aastal jaotati vastavalt olulisematele hüdrograafilistele perioodidele kolmeks: sügis-talv (september-detsember 2007–2008), talv-kevad (jaanuar-aprill 2007–2008) ning suvi (mai-august 2007–2008) (Mander *et al.*, 1995). Lämmastiku ja fosfori ärakanne sõltuvalt hüdrograafilistele perioodidele Porijõe valglast on kujutatud joonisel 3.

Lämmastiku ja fosfori ärakanne on kõige suurem olnud peamiselt talv-kevad perioodil, kus lämmastiku ärakande suurus jääb 2007. ja 2008. aastal vahemikku 2,92–2,54 kg N ha⁻¹. 2007. aasta talv-kevad perioodil ärakantud lämmastik moodustab umbes 68% kogu aastasest ärakandest. 2008. aasta talv-kevad perioodil moodustab ärakantud lämmastik ~35% kogu aastasest ärakandest. Fosfori ärakanne jäi samal vaadeldaval perioodil vahemikku 0,05–0,04 kg P

ha⁻¹, moodustades 2007. ja 2008. aastal vastavalt umbes 63% ja 33% kogu fosfori aastasest ärakandest. Kuu keskmine sademete hulk mõlemal aastal kokku talv-kevad perioodil oli 48,1 mm. 2007. ja 2008. aastal oli talv-kevad perioodi keskmine vooluhulk vastavalt 2,56 m³/s ja 2,55 m³/s.



Joonis 3. Lämmastiku ja fosfori äraanne Porijõe valglast sõltuvalt hüdrograafilistele perioodidele 2007. ja 2008. aastal.

Kõige väiksem lämmastiku ja fosfori äraanne toimus suvel maikuust kuni augustikuu lõpuni. 2007. ja 2008. aasta suvine lämmastiku äraanne oli vastavalt 0,48 ja 0,84 kg N ha⁻¹. Suvine fosfori äraanne jäi vahemikku 0,01–0,02 kg P ha⁻¹. 2007. ja 2008. aastal oli suveperioodi keskmine vooluhulk vastavalt 1,03 m³/s ja 1,14 m³/s.

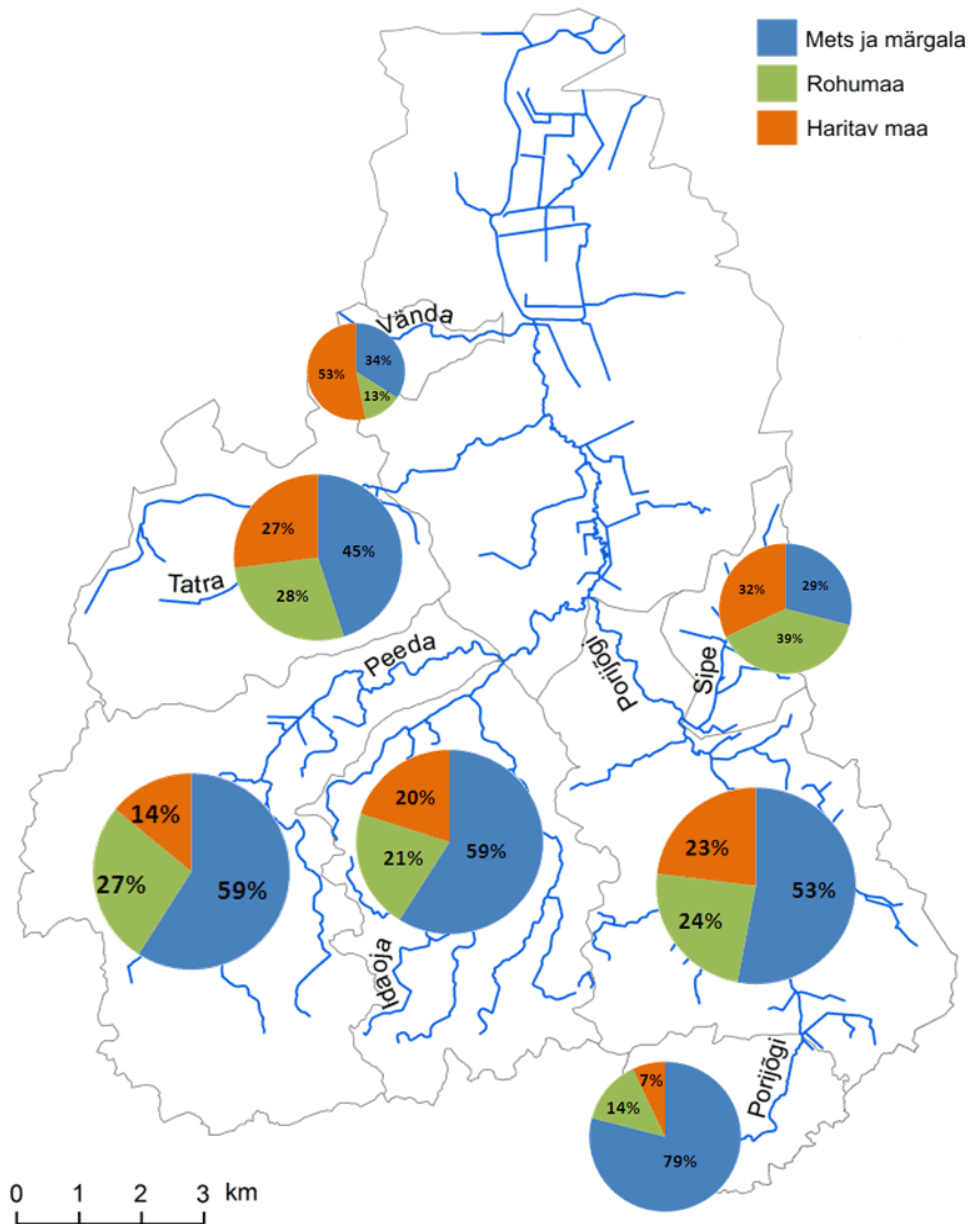
Perioodil sügis-talv 2007. aastal on lämmastiku ja fosfori äraanne üle kahe korra väiksem võrreldes sama aasta talv-kevad perioodiga. Septembrist kuni detsembrini oli lämmastiku äraanne 2007. ja 2008. aastal vastavalt 0,87 ja 3,91 kg N ha⁻¹. Fosfori äraanne sügis-talv perioodil oli 2007. aastal 0,02 kg P ha⁻¹ ning 2008. aastal 0,06 kg P ha⁻¹. 2007. ja 2008. aastal oli sügis-talv perioodi keskmine vooluhulk vastavalt 1,36 m³/s ja 2,96 m³/s.

3.3. Maakasutuse muutus

Maakasutus Porijõe alamvalglates on erinev. Joonisel 4 on välja toodud Porijõe alamvalglate maakasutuse osakaalud protsentides 2008. aastal.

Kõige intensiivsema põllumajandusliku maakasutusega alamvalgla on Vända peakraav, millest haritav maa moodustab 53%. Ülejäänud poole valglast moodustab mets ja märgala (34%) ning rohumaa (13%). Sipe oja valglas on suurima osatähtsusega rohumaa (39%). Sipe oja valgla on Vända peakraavi valgla järel järgmine kõrgema haritava maa osakaaluga valgla (32%). Kõige suurema metsapindalaga alamvalgla on Porijõe ülemjooks, kus metsa ja märgala osakaal on 79%. Haritava maa osakaal on väike (7%) ning rohumaa pindala moodustab kogu valgla pindalast 14% (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud).

Peeda jõe ja Tatra jõe valglates on rohumaa osakaal enam-vähem võrdne. Rohumaa osakaal Peeda jõe valglas on 27% ning Tatra jõe valglas 28%. Põllumajandusmaad moodustavad Peeda jõe valglast vaid 14% ning mets ja märgala 59%. Tatra jõe valgla pindalast moodustab haritav maa 27%, metsa ja märgala osakaal valglas on 45%. Idaoja valglas on metsa ja märgala osakaal 59%. Rohumaa moodustab 21% valgla pindalast ning haritava maa osakaal on 20%. Porijõe keskjooksu pindalast 53% katab mets ja märgala. Rohumaa ja haritava maa osakaal jaotub suhteliselt võrdselt, vastavalt 24% ja 23% (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud).

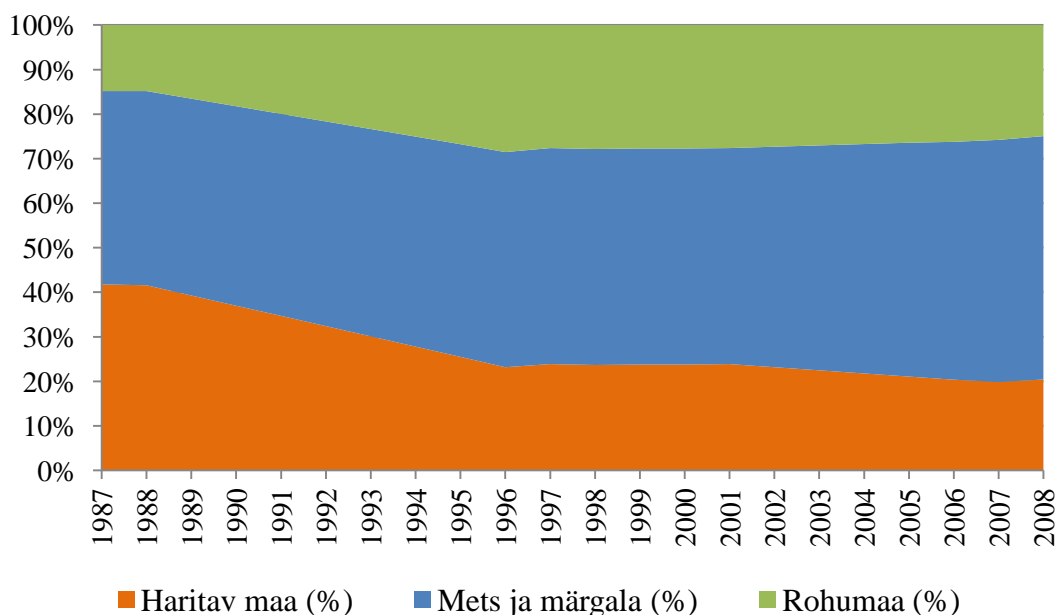


Joonis 4. Maakasutuse osakaalud Porijõe alamvalglates 2008. aastal.

Porijõe valglat on uuritud ja andmeid kogutud alates 1987. aastast. Tuginedes töö käigus saadud tulemustele saab pikendada varasemate uuringute tulemusi. Tuuakse välja maakasutus Porijõe valglas aastatel 1987–2008. Maakasutuse muutused on kujutatud tabelis 1 ja joonisel 5. Aastate 1987–1997 andmed pärinevad Manderi *et al.* (2000) läbiviidud uuringust.

Tabel 1. Maakasutus Porijõe valglas aastatel 1987–2008

Maakasutuse tüüp	1987	1988	1996	1997	2007	2008
Haritav maa (%)	41,8	41,6	23,2	23,9	19,9	20,5
Mets ja märgala (%)	43,4	43,6	48,3	48,5	54,4	54,8
Rohumaa (%)	14,8	14,8	28,5	27,6	25,8	25,0

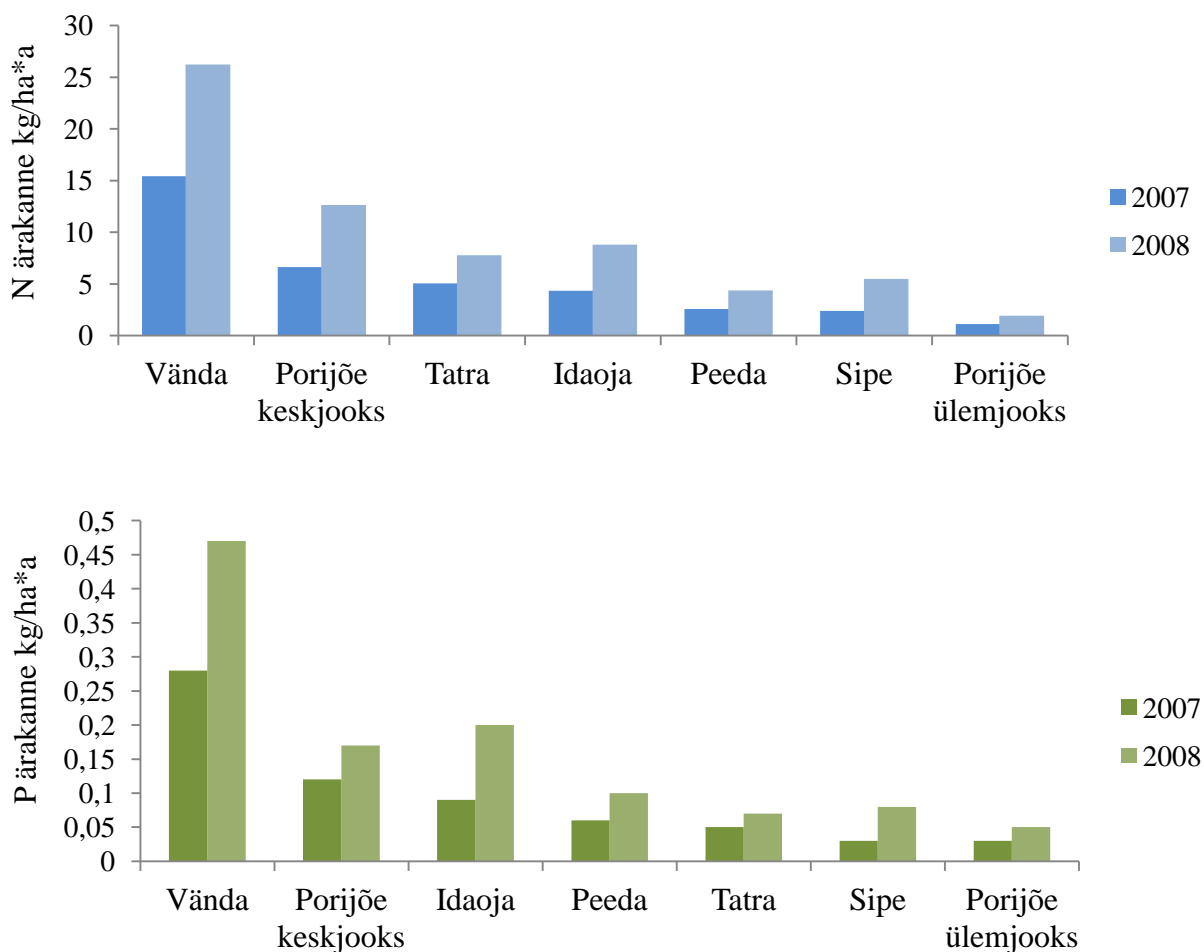


Joonis 5. Maakasutus Porijõe valglas aastatel 1987–2008

Tabelis 1 on näidatud, kuidas Porijõe valgla haritava maa pindala on vähenenud umbes kaks korda, langedes 41,8 %-lt 1987. aastal 20,5 %-le 2008. aastal (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud). Metsa ja märgala osakaal valgla pindalast on pidevas tõusujoones, kasvades 1987. aastast kuni 2008. aastani 11,4% võrra. Rohumaa pindala on vaadeldava perioodi jooksul ligikaudu 10% võrra põllumaa arvelt suurenenud. Rohumaa osakaal on olnud vaadeldava perioodi jooksul suurim 1996. aastal ning seejärel hakanud taas vähenema (Joonis 5).

3.4. Ärakande muutus alamvalglates

Lämmastiku ja fosfori ärakanne pindalaühiku kohta varieerub vastavalt maakasutustüübile. Porijõe alamvalglates on võrreldud toitainete ärakannet erineva maakasutuse osakaalu põhjal. Joonisel 6 on kujutatud lämmastiku ja fosfori aastast ärakannet Porijõe alamvalglatest.



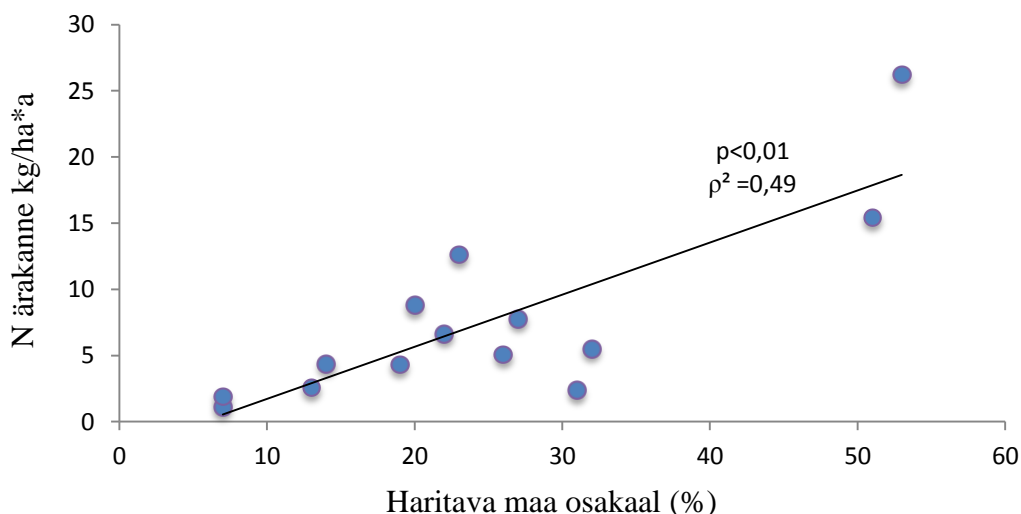
Joonis 6. Lämmastiku ja fosfori aastane ärakanne Porijõe alamvalglatest kg ha⁻¹ 2007. ja 2008. aastal.

Toitainete ärakanne on olnud 2008. aastal selgelt suurem kui 2007. aastal. Lämmastiku ja fosfori ärakanne on olnud mõlemal aastal kõige suurem Vända peakraavi valglas. Kõige väiksem toitainete ärakanne on olnud Porijõe ülemjooksu valglas, kus valdava osa maakasutusest moodustab mets. Haritava maa osakaal on vaid 7% (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud).

3.5. Ärakande muutus sõltuvalt maakasutusest

Üldlämmastiku aastane äraanne Porijõe valgalt 2007. ja 2008. aastal oli vastavalt $4,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (aasta keskmine kontsentratsioon $2,1 \text{ mgN/l}$) ja $7,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (aasta keskmine kontsentratsioon $2,7 \text{ mgN/l}$). Üldfosfori aastane äraanne Porijõe valgalt 2007. ja 2008. aastal oli vastavalt $0,09 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (aasta keskmine kontsentratsioon $0,04 \text{ mgP/l}$) ja $0,12 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (aasta keskmine kontsentratsioon $0,04 \text{ mgP/l}$). Toitainete äraanne on olnud kõige suurem haritavatelt maa-aladelt, kus toimub pidev väetamine mineraal- ja orgaaniliste väetistega. Vaadeldava perioodi (2007–2008) jooksul on lämmastiku ja fosfori äraanne olnud tõusujoones (Joonis 7-8). Erinevus on vaid fosfori äraandel Peeda jõe ja Idaoja valglates, kus fosfori äraanne oli 2008. aastal väiksem kui 2007. aastal. Lämmastiku äraanne on tugevas seoses haritava maa osakaaluga ($\rho^2=0,49$). Fosfori äraande korrelatsioon haritava maa osakaaluga ei ole nii tugev.

Joonisel 7 on näha, et lämmastiku äraanne on olnud kõige suurem Vända peakraavi valglast. Lämmastiku äraanne Vända peakraavi valglast 2007. aastal oli $15,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, samas kui aasta hiljem oli see tunduvalt suurem ($26,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

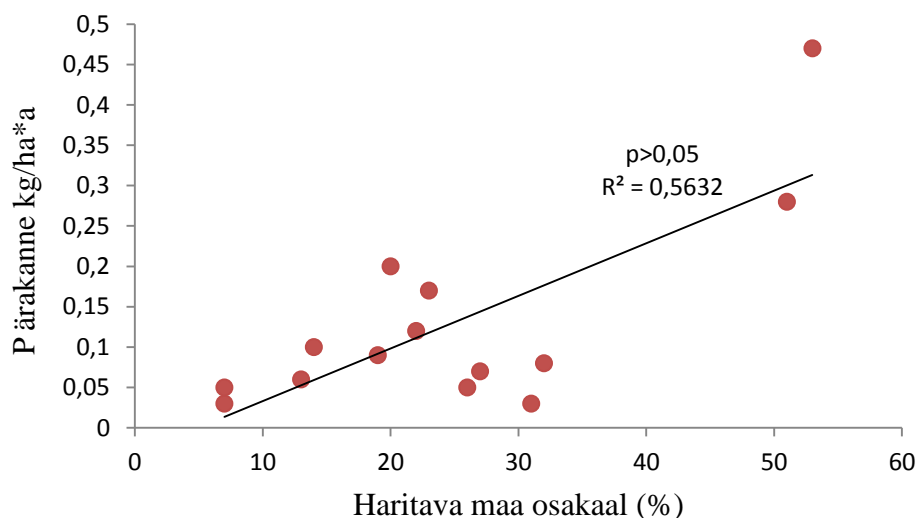


Joonis 7. N äraande sõltuvus haritavalt maalt Porijõe alamvalglates 2007. ja 2008. aastal.

Sipe oja valglas on lämmastiku äraanne olnud võrdlemisi väike, kuigi haritava maa osakaal ulatub sealses piirkonnas 32%-ni (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud). 2007. aastal oli

lämmastiku ärakanne Sipe oja valglas 2,39 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ja 2008. aastal oli N ärakanne 5,49 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Porijõe teistes alamvalglates jääb N ärakanne 2007. aastal vahemikku 1,12 kg N ha⁻¹ a⁻¹–6,64 kg N ha⁻¹ a⁻¹. 2008. aastal on N ärakanne Porijõe alamvalglates olnud suurem, kus N ärakande väärtused jäävad vahemikku 1,92 kg N ha⁻¹ a⁻¹–12,63 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Fosfori ärakande sõltuvus haritavalt maalt 2007. ja 2008. aastal on kujutatud joonisel 8. Võrreldes teiste Porijõe alamvalglatega, on fosfori ärakanne Vända peakraavi valglas olnud tunduvalt suurem. Fosfori ärakanne Vända peakraavi valglas 2007. ja 2008. aastal oli vastavalt 0,28 kg ha⁻¹ a⁻¹ ja 0,47 kg ha⁻¹ a⁻¹. Samuti on suur P ärakanne olnud Porijõe keskjooksu valglas, kus N ärakande väärtused on 2007. ning 2008. aastal vastavalt 0,12 kg P ha⁻¹ a⁻¹ ja 0,17 kg P ha⁻¹ a⁻¹.



Joonis 8. P ärakande sõltuvus haritavalt maalt Porijõe alamvalglates 2007. ja 2008. aastal.

Fosfori ärakanne Porijõe alamvalglatest sõltuvalt metsa ja märgala osakaalust on olnud 2007. ja 2008. aastal suhteliselt sarnane. Vända peakraavi ja Sipe oja valglas on lämmastiku ja fosfori ärakanne olnud kõige suurem, kus haritava maa osakaal on suhteliselt suur ning metsa ja märgala osakaal väike.

Lämmastiku ja fosfori ärakande sõltuvus rohumaa osakaalust 2007. ja 2008. aastal ei ole nii selge kui on toitainete ärakande sõltuvus haritava maa ning metsa ja märgala osakaalust.

4. Arutelu ja järeldused

Oluline osa toitainete ärakandel Porijõe alamvalglatest on sealsel maakasutusel, mis määrab ära toitainete vood vooluveekogudesse. Antud töös on uuritud lähemalt lämmastiku ja fosfori ärakannet Porijõe valglast ja selle alamvalglatest 2007. (01.01.2007.–31.12.2007.) ja 2008. (01.01.2008.–31.12.2008.) aastal.

Lämmastiku aasta keskmine kontsentratsioon Porijões vastab keskkonnaministri määrusele nr 44, kus Porijõe seisundiklassi „hea“ tagab lämmastiku kontsentratsioon vahemikus 1,5–3,0 mgN/l. Vaadates Porijõe ökoloogilist seisundit fosfori kontsentratsiooni järgi, on Porijõe see „väga hea“, sest saadud fosfori kontsentratsioon jääb alla 0,05 mgP/l, mis on „väga hea“ seisundiklassi piirmääraks.

Suurendades Porijõe valgla lämmastikukoormust 10% võrra, näiteks haritava maa väetamisega, oleks Porijõe seisundiklass jätkuvalt „hea“, sest sellisel juhul oleks lämmastiku kontsentratsioon vastavalt 2007. ja 2008. aastal 2,4 mgN/l ja 3,0 mgN/l, mis jääb määruses kehtestatud seisundiklassi „hea“ piirmääradesse. Juhul kui tõsta lämmastikukoormust Porijõe valglast veelgi, muutuks Porijõgi hajukoormusele tundlikuks ning veekogu seisundiklass muutuks „healt“ klassilt „kesisele“ klassile. Kui suurendada Porijõe valgla fosforikoormust 10% võrra, oleks muutunud fosfori kontsentratsioon Porijões vastavalt 2007. ja 2008. aastal 0,044 mgP/l, mis ei muudaks Porijõge tundlikuks 10% võrra suurenenud fosforikoormusele ning jõe seisundiklass „hea“ säiliks. Võrreldes 2010. aasta suurvee perioodil mõõdetud lämmastiku kontsentratsiooniga (2,6 mgN/l) ja fosfori kontsentratsiooniga (0,09 mgP/l) (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud) Porijões on jõe seisundiklass jätkuvalt „hea“.

Üks olulisemaid tegureid lämmastiku ja fosfori ärakandel on sademete hulk ning seega suurenenud vooluhulk. Kuna vooluhulk muutub eri aastaegadel suhteliselt palju, jaotati vaadeldav periood (2007 ja 2008) vastavalt olulisematele hüdrograafilistele perioodidele kolmeks: sügis-talv, talv-kevad ja suvi. Lämmastiku ja fosfori ärakanne on olnud mõlemal aastal suur talv-kevad perioodil, kus lämmastiku kontsentratsioon jões on vastavalt 2,8 mgN/l ja 2,4 mgN/l, mis jääb seisundiklassi „hea“ piiridesse. Samas on 2007. aastal jaanuarist märtsini lämmastiku kontsentratsioon jões 3,0 mgN/l ja üle selle, mis muudab jõevee seisundiklassi „kesiseks“. Muudel kuudel 2007. aasta lõikes lämmastiku kontsentratsioon jõevees ei ületa 3,0

mgN/l ja Porijõe seisundiklass püsib „hea“. Perioodi talv-kevad suurema ära-kanne põhjuseks on suurem vooluhulk, mis kasvab kevadise suurvee ajal. Kevadine lumesulamisvesi ujutab üle suured maa-alad ning pindmine äravool on võrreldes teiste perioodidega tunduvalt suurem.

Kõige väiksem lämmastiku ja fosfori ära-kanne toimus suvisel perioodil maikuust kuni augustikuu lõpuni. Sademeid suvisel perioodil oli küll mõlemal aastal suhteliselt palju (2007. aastal 268 mm ja 2008. aastal 394 mm), kuid kõrgemate temperatuuride tõttu on muld kuivem ning taimed vajavad toitumiseks vett. Samuti kulub suur hulk sademeid taimede evapotranspiratsiooniks. Tulenevalt väiksemast vooluhulgast suvekuudel oli ära-kanne antud perioodil väiksem. Samuti oli väiksema vooluhulga tõttu erosioonioht väike ja seetõttu ka fosfori ära-kanne vooluveekogudesse madal.

2008. aasta lõikes on lämmastiku ära-kanne olnud kõige suurem sügis-talv perioodil (3,91 kg N ha⁻¹). Kõige suurem lämmastiku kontsentratsioon sügis-talv perioodil oli novembris ja detsembris, kus N kontsentratsioon Porijões ulatus 3,9 mgN/l-ni ning muutis jõevee seisundiklassi „kesiseks“. Põhjuseks on suurem sademete ja voolu hulk sügis-talv perioodil 2008. aastal võrreldes 2007. aastaga. Suurenenud vooluhulk sügis-talv perioodil kandis Porijõkke nii suvel kui varasügisel maapinda seotud lämmastikku. Puustineni *et al.* (2007) Soomes tehtud uuringu järgi kandub sügisel märkimisväärne osa fosforit ära erosiooni teel. See tähendab perioodil, kui põldudel on vili korjatud ja haritav maa jääb taimkatteta, mis takistaks pindmist äravoolu.

Fosfori kontsentratsioon Porijões on 2007. ja 2008. aasta lõikes üldiselt väiksem kui 0,05 mgP/l ning vastavalt sellele on Porijõe seisundiklass fosforisisalduse poolest „väga hea“. Vaid 2007. aasta talv-kevad perioodil ja 2008. aasta sügis-talv perioodil on mõõdetud kontsentratsiooni suuruseks 0,05 mgP/l, mis annab jõevee seisundiklassiks „hea“.

Lämmastiku ja fosfori ära-kanne on mõjutatud mitmetest looduslikest tingimustest: äravoolust valglast, valgla pindalast, mullastikust, taimkatte olemasolust ja mitmekesisusest, reljeefist jne. Samuti oleneb toitainete ära-kanne pinnase kontsentratsioonist. Nõlva olemasolu valglas kiirendab toitainete ära-kanne tunduvalt enam, kui toimub lämmastiku ja fosfori ära-kanne tasasel reljeefil. Mullaliik on üheks oluliseks teguriks toitainete ära-kanne. Uuritav ala paikneb Kagu-Eesti moreenimaastikul ja Otepää kõrgustikul, kus mullad on enamjaolt parasniisked näivleetunud ja leetunud saviliiv- ja liivsavimullad. Tänu savikatele vettpidavatele kihtidele on nendes muldades

lämmastiku ja fosfori leostumise risk põhjavette väike. Samuti on oluline tegur mullaniiskus, sest mida niiskem on muld, seda sobivamad on tingimused denitrifikatsiooniks. Porijõe valgla mullad on piisavalt niisked ja õhuvaesed denitrifikatsiooni toimumiseks.

Maakasutuse muutuse selgitamiseks võrreldi 2008. aasta maakasutust Manderi *et al.* (2000) läbiviidud uuringuga, kus maakasutuse andmed pärinevad aastatest 1987–1997. Kõige suurem muutus perioodil 1987–2008 on toimunud haritava maa osakaalu vähenemisel, mis on vähenenud umbes kaks korda, langedes 41,8 %-lt 1987. aastal 20,5 %-le 2008. aastal. Selle põhjuseks on Nõukogude põllumajandussüsteemi lagunemine 1990-ndate alguses, kui intensiivne põllumajanduslik tegevus langes. Vähenenud haritava maa osakaalu arvelt on suurenenud metsa ja märgala ning rohumaa osakaalud Porijõe valglas.

Koostatud analüüsi käigus selgub, et suurem lämmastiku ja fosfori ärakanne toimub haritavalt maalt ning väiksem toitainete ärakanne metsast ja märgalalt ning rohumaal. Tulemustes kajastub tugev seos lämmastiku ärakanne ja haritava maa osakaalu vahel ($\rho^2=0,49$). Fosfori ärakanne ja haritava maa osakaalu korrelatsioon ei ole nii selge ($p>0,05$). Nõrgema seose fosfori ärakanne ja haritava maa osakaalu vahel tingib fosfori seostumine mullaosakeste pinnale ning võrreldes lämmastikuga tunduvad pikem viibeag mullas. Fosfor ei leostu mullast kergesti välja, seetõttu ei olene fosfori ärakanne niivõrd sademete hulgast ja suurenenud vooluhulgast, mis on oluline lämmastiku äraandel. Samas on oluline tegur fosfori äraandel kevadine lumesulamisvesi, mis pindmise äravooluga võib põhjustada erosiooni ja seega fosfori ärakanne, millega kaasneb veekvaliteedi halvenemine valglas. Seetõttu kandub suur osa fosforist ära just kevadise suurvee ajal.

Lämmastiku ja fosfori ärakanne sõltuvus metsa ja märgala osakaalust on üsna selgesti jägitav. Mida suurem on metsa ja märgala osakaal, seda väiksem on lämmastiku ja fosfori ärakanne valglas. Metsamuld on sageli poorem ja paljude juurekäikudega ning seetõttu on muld metsas suurema veemahutavusvõimega kui näiteks haritaval maal. Sellest tulenevalt on pindmine äravool metsas väiksem ja vähem toitaineid kandub metsaökosüsteemist välja. Lisaks vähendab mets erosiooniriski. Mida väiksem on olnud toitainete ärakanne metsast ja märgalalt, seda suuremad on lämmastiku ja fosfori vood haritavalt maalt. Mida suurem on toitainete vood metsast ja märgalalt, seda väiksem on olnud lämmastiku ja fosfori ärakanne haritavalt maalt. Seda tendentsi ei järgi aga Porijõe ülemjooks, kus võrreldes teiste Porijõe alamvalgatega on

lämmastiku ja fosfori äraanne olnud kuni 6 korda suurem, kuigi metsa ja märgala osakaal moodustab Porijõe ülemjooksu valglast 79% (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud).

Toitainete äraande sõltuvus rohumaa osakaalust on raskemini selgitatav. Ärakannet rohumaalt mõjutavad mitmed tegurid: sealne taimeestik, mulla poorsus, niiskusrežiim ning mitmed muud tegurid.

Porijõe valgla alamvalglates on haritava maa osakaal suurim Vända peakraavi ja Sipe oja valglast, kus vastavalt 2007. ja 2008. aasta maakasutuse analüüsi seisuga oli see 51% ja 32%. Kõige suurem lämmastiku ja fosfori äraanne haritavalt maalt on olnud 2007. ja 2008. aastal Vända peakraavi valglast. Selle põhjuseks on mineraalväetiste kasutamine ja orgaanilise väetise laotamine põldudele. Samuti oleneb lämmastiku ja fosfori äraanne valgla pindalast, Vända pindala on vaid 2,2 km². Mida väiksem on pindala, seda suurem on äraanne. Fosfor püsib enamasti mullas kauem kui lämmastik. See tähendab, et fosfor ei leostu mullast kergesti välja. Fosfori suurem äraanne Vända peakraavi valglast võib olla seotud ka varasemate väetamiste korral mulda puhverdatud ja alles nüüd välja leostunud fosforiga. Kahe aasta lämmastiku ja fosfori äraanne erineb üksteisest ligi kaks korda. Ärakande suurenemise põhjuseks on suurem sademete ja voolu hulk 2007. aastal ning looduslike puhveralade puudumine Vända peakraavi ümber. Seetõttu kandub rohkem toitaineid Vända peakraavi, mis muudab vee kvaliteedi halvemaks.

Hästi välja arenenud puhverribadega Sipe oja valglast on lämmastiku ja fosfori äraanne olnud tunduvalt väiksem võrreldes Vända peakraavi valglast, kuigi haritava maa osakaal mõlemas valglast on suhteliselt suur. Lämmastiku vähese äraande põhjuseks võib olla sealne võrdlemisi tasandikuline reljeef. Sipe oja valglast paiknevad põllud tasasel pinnal, kus erosiooni risk on väike. Toitainete väiksema äraande tingib Sipe oja valglast ka suurem metsa ja märgala ning rohumaa osakaal, mille osakaalud Vända peakraavi valglast on väiksemad. Lisaks on Sipe oja ümbritsetud hästi välja arenenud loodusliku lammiga, mis toimib efektiivse puhveralana. Suur osa lämmastikust eemaldatakse denitrifikatsioonil, milleks lammialadel on sobilikud anaeroobsed tingimused. Märkimisväärne osa lämmastiku eemaldamisest toimub taimede vahendusel. Ülejäänud sisendkoormusest talletub mullas. Viieaeg mullas varieerub vastavalt ilmastikule ja muudele teguritele: pindmisele äravoolule, mulla poorsusele, mulla veejuhtivusele jne.

Lämmastiku aastane koormus Vända peakraavile 2007. ja 2008. aastal oli vastavalt 4,8 mgN/l ja 5,0 mgN/l. Fosfori aastane äraanne Vända peakraavile 2007. ja 2008. aastal oli 0,09 mgP/l.

Võrdluseks lämmastiku aastane ärakanne Sipe oja valglast 2007. ja 2008. aastal oli vastavalt 3,5 mgN/l ja 4,3 mgN/l. Fosfori ärakanne Sipe oja valglast samadel aastatel oli vastavalt 0,04 mgP/l ja 0,06 mgP/l. Saadud lämmastiku koormused Vända peakraavi ja Sipe oja valglastele vastavad keskkonnaministri määruses nr 44 välja toodud seisundiklassile „kesine“, kus lämmastiku kontsentratsioon on vahemikus >3,0–6,0 mgN/l. Samuti vastab mõlemas valglast fosfori koormusest tuleneva vee ökoloogiline seisundiklass „kesisele“, kus fosfori kontsentratsioon jääb vahemikku >0,08–0,1 mgP/l. Vända peakraavi ja Sipe oja valglast on haritava maa osakaal suhteliselt suur, mis tähendab, et põllumajandusliku tootmise käigus vallandub keskkonda rohkem toitaineid kui näiteks väiksema haritava maa osakaaluga valglastes.

Kõige väiksema haritava maa osakaaluga Porijõe alamvalgla on Porijõe ülemjooks, metsa osakaal valglast on 79% (Pärn & Mander, avaldamiseks saadetud). Vaadeldava perioodi jooksul (2007–2008) oli lämmastiku koormus Porijõe ülemjooksule vastavalt 1,1 mgN/l ja 1,2 mgN/l ning fosfori ärakanne 0,03 mgP/l mõlemal aastal. Toitainete väikese koormuse põhjuseks valglastele on haritava maa väike osakaal (7%). Kuna Porijõe ülemjooks asub Otepää kõrgustiku nõlval, kus valgla pinnamood on valdavalt reljeefne, leidub seal hulgaliselt moreenkünkaid ja mõhnastikke. Seetõttu on erosiooni risk ja toitainete ärakanne kõrgustiku nõlval suurem kui tasasel reljeefil. Tulenevalt keskkonnaministri määrusest nr 44, on Porijõe ülemjooksu ökoloogiline seisundiklass „väga hea“, sest lämmastikuisaldus vees on alla 1,5 mgN/l ja fosforisisaldus alla 0,05 mgP/l.

Lämmastiku ja fosfori ärakanne haritavalt maalt Porijõe teistes alamvalglastes on olnud ühtlasem, jäädes 2007. aastal vahemikku 1,12–6,64 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ning 2008. aastal 1,92–12,63 kg N ha⁻¹ a⁻¹. 2007. ja 2008. aasta erinevus tuleneb erinevast sademete ja voolu hulgast. Vooluhulgad vastavalt 2007. ja 2008. aastale olid 1,64 m³/s ja 2,21 m³/s.

Oluline on vähendada põllumajanduslikust tegevusest pärinevat hajukoormust valglastele. Selleks tuleb rakendada ennetavaid meetmeid hajukoormuse vähendamiseks, näiteks pidada silmas hea põllumajandustava printsiipe. Soovitavalt tuleks talvisel perioodil tagada põllul taimkate, mis hoiaks toitaineid pinnases ja vähendaks erosiooniriski, sest eriti fosfori ärakanne toimub erosiooni teel. Talvine taimkate võib vähendada erosiooni 10–40%, suure ja keskmise erosiooniohuga põllumaadel isegi 50–75% (Talpsep *et al.*, 2012).

Põllumajanduslikelt maadelt pärinev hajukoormus kandub äravooluga lähedal asuvasse veekogudesse, mis põhjustab seal eutrofeerumist. Metsast ja märgalalt ning rohumaalt on

lämmastiku ja fosfori ärakanne madalam tänu seal kasvavale taimestikule. Lämmastiku ja fosfori sisendkoormuse vähendamiseks vooluveekogudele tuleks rakendada ökotehnoloogilisi võtteid, millest efektiivsemad on kaldaäärsed puhverribad ja lammialad, aga ka märgalad, aktiivfiltrid ja puhverlodud. Lisaks on väga heaks ökotehnoloogiliseks võtteks toitainete ärakanne vähendamisel põllumaadelt viljavaheldus, mis võimaldab mineraalväetiseid kasutada optimaalselt, säilitades toitained haritavaal maal. Erinevate kultuuride kasvatamine haritavaal maal ja selle katmine pideva taimestikuga vähendab mõju keskkonnale ning vastuvõtlikkust taimehaigustele ja –kahjuritele. Tuginedes läbitöötatud allikatele toimivad kõige tõhusamini komplekspuhverribad, mis koosnevad eraldiseivatest niidu- ja metsaribadest. Samuti on leitud, et eriti headeks puhverribadeks on hall-lepa (*Alnus incana*) ning pajupõõsaste (*Salix* spp.) kasvukohad, kus efektiivne puhverduvus säilib isegi suurte sisendkoormuste juures (276,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ lämmastiku koormus, 12,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ fosfori koormus puhverribale) (Mander *et al.*, 1997).

Haritavalt maalt tuleneva hajukoormuse vähendamiseks ei piisa sageli vaid ühe ökotehnoloogilise võtte rakendamisest. Vastavalt lämmastiku- ja fosforikoormuse suurusele tuleb leida optimaalseim tehnoloogia toitainete eemaldamisel, et vältida jõe eutrofeerumist. Üheks variandiks on komplekspuhverribade rakendamine, kus varieerub taimestik. Samuti tuleb kaaluda puhverribade erinevaid laiuseid ja kauguseid haritavast maa-alast. Koskiahho *et al.* (2013) uuringu näitel on tõhusad lämmastiku- ja fosforiühendite eemaldajad tehismärgalad, mida sageli rajatakse koos aktiivfiltritega, et vähendada toitainete koormust allavoolu jäävale elustikule, mille tagajärjel võivad väheneda kalavarud. Tehismärgalad puhastavad vett efektiivselt, vähendades toitainete koormust jõele ning suurendavad sealset elurikkust. Väiksema valguga aladel, näiteks Vända peakraavi valgus, oleks mõistlik rajada puhverlodu, mis on kui väike tehismärgala ja peamiseks eesmärgiks on haritavalt maalt pärineva lämmastiku- ja fosforikoormuse vähendamine suurte taimede abil. Puhverlodu miinuseks on see, et vesi ei puhastu seal alati 100%-lt. Kevadise suurvee ajal võib enamik reostusest puhverlodust läbi voolates haarata endaga kaasa sinna settinud muda, viies toitained sellisel viisil tagasi ringlusesse (Talpsep *et al.*, 2012).

Tuginedes käesoleva töö käigus saadud tulemustele saab välja tuua olulisema:

- Porijõe ökoloogiline seisundiklass 2008. aasta andmetele tuginedes on vastavalt keskkonnaministri määrusele nr 44 „hea“. Suurendades toitainete koormust valgus 10% võrra püsib jõe seisundiklass „hea“. Suuremate lämmastiku ja fosfori ärakanne juures

muutub valgla koormusele tundlikuks, ning ökoloogiline seisundiklass muutub sellisel juhul „kesiseks“.

- Lämmastiku ja fosfori ärakannet mõjutab sademete ja voolu hulk. Mida rohkem on sademeid, seda suurem on vooluhulk ning toitainete ärakanne valglalt. Oluline osa on kevadisel suurveel, mis suurendab vooluhulka ja toitainete ärakannet maa-alalt.
- Toitainete ärakande üheks oluliseks teguriks on maakasutus. Kõige suurem lämmastiku ja fosfori ärakanne on haritavalt maalt, kus väetiste kasutamisega lisatakse mulda lisatoitaineid, mida taimed ei suuda kõike omastada ning mis kandub pindmise äravooluga veekogudesse.
- Maakasutuse muutus Porijõe valgla aastatel 1987–2008 on olnud suur. Haritava maa osakaal on langenud ligi kaks korda, mille arvelt on suurenenud rohumaa ning metsa ja märgala maakasutuse osakaalud.
- Lämmastiku ja fosfori koormust vooluveekogudele aitavad vähendada erinevad ökotehnoloogilised võtted. Toitainete tõhusamaks vähendamiseks tuleks rakendada mitmeid ökotehnoloogilisi võtteid korraga, olenevalt lämmastiku ja fosfori koormusest ja hajukoormuse allika pindalast.

5. Kokkuvõte

Bakalaureusetöö eesmärkideks oli hinnata Porijõe valgla ökoloogilist seisundiklassi, selgitada lämmastiku ja fosfori ärakannet sessoonset ning hinnata maakasutuse olulisust lämmastiku ja fosfori ärakandel Porijõe valgla ja selle alamvalglates 2007. ja 2008. aastal. Vaadeldes lämmastiku ja fosfori ärakande sõltuvust maakasutusest selgus, et kõige suurem ärakanne toimub haritavalt maalt, mis moodustab 2008. aasta seisuga Porijõe valglast ligi 21%.

Alates 1990. aastate algusest on haritava maa osakaal Eestis vähenenud ligi kaks korda. Sellegipoolest on haritav maa peamiseks lämmastiku ja fosfori hajusaasteallikaks, millest enamik kandub põllumaa lähedal paiknevatesse vooluveekogudesse. Haritaval maal toimub regulaarne väetamine mineraalväetistega ning orgaanilise väetise laotamine põllumaadele. Käesoleva töö käigus selgus, et maakasutuse muutus Porijõe valgla omab olulist rolli lämmastiku ja fosfori ärakande väärtusele. Samuti on toitainete ärakandel oluliseks teguriks ilmastik, mis vastavalt aastaegadele mõjutab sademete ja voolu hulka.

Saadud tulemused näitavad tugevat seost toitainete ärakande ja haritava maa osakaalu vahel, samas ka nõrgemat korrelatsiooni fosfori ärakande ja haritava maa osakaalu vahel. Fosfor seostub tugevamini mullaosakeste pinnale, millest tulenevalt on fosfori leostumine pindmise äravooluga väiksem ning põhjavette jõuab vähem fosforit. Lisaks on fosfori viibeag mullas pikem kui lämmastikul. Suurem osa lämmastikust kandub ära pindmise äravooluga, mis sõltub tugevasti sademete ja voolu hulgast. Lämmastikku leostub võrreldes fosforiga põhjavette rohkem, sest see ei seostu nii tugevalt mullaosakeste pinnale kui fosfor. Oluline tegur fosfori ärakandel on erosioon, mis suurendab fosfori pindmist ärakannet, näiteks Porijõe ülemjooksu valgla, kus valdav maakasutus on mets. Lämmastiku ja fosfori ärakande seos metsa ja märgala ning rohumaa osakaalu vahel on väike.

Suur osa haritavalt maalt ära kantud lämmastikust ja fosforist jõuab põllumaaga külgnepäevatesse vooluveekogudesse, kus toitainete sisendkoormus on suur. See põhjustab veekogudes eutrofeerumist, mille tulemusel halveneb vee kvaliteet ja sealsete elupaikade seisukord. Vastavalt keskkonnaministri määrusele nr 44 on Porijõe valgla ökoloogiline seisundiklass „hea“. Vaadates Porijõe alamvalglaid eraldi, on vaid Vända peakraavi ja Sipe oja valgla ökoloogiline seisundiklass „kesine“. Põhjuseks on valglate haritava maa suur osakaal ja väike pindala.

Eutrofeerumise ennetamiseks ja vähendamiseks on tähtis osa täita erinevatel ökotehnoloogilistel võtetel veekaitsemeetmetena, näiteks veekoguäärsed puhverribad või lammialad, looduslikud või tehismärgalad, aktiivfiltrid, puhverlodud. Kõik need meetmed reguleerivad materjali ärakannet haritavatelt maadelt. Puhverribad moodustavad veekaitsevööndi, kus toimub ennekõike põllumajandusmaalt pärineva hajukoormuse vähendamine pinnaveekogudele.

Oluline on vähendada põllumajanduslikust tegevusest pärinevat hajukoormust valglate vooluveekogudele. Selleks tuleb rakendada ennetavaid meetmeid hajukoormuse vähendamiseks, muuhulgas pidada silmas hea põllumajandustava printsiipe. Üheks tõhusamaks hajukoormuse vähendamise ökotehnoloogiliseks meetmeks on puhverribade ja/või märgalade rajamine haritava maa äärsetele aladele, kus lisaks maastiku mitmekesistamisele ja sealse elurikkuse suurenemisele täidavad nad ennekõike keskkonnakaitselisi funktsioone.

6. Tänuavaldused

Autor soovib avaldada tänu Jaan Pärnale käesoleva töö juhendamise ning igakülgse abi ja nõuannete eest.

Autor tänab Evelyn Uuemaad, kes andis Porijõe valgla maakasutuse 2004. aasta andmed.

Autor soovib tänada Ivo Saaremäed Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudist (EMHI) Tõravere meteoroloogiajaamas mõõdetud andmete saatmise eest.

Uurimust toetas Eesti Teadusfondi grant ETF9387.

Dependance of nutrient runoff from land use in the Porijõgi river catchment and it's sub-catchments during the period 2007–2008

Kristiina Välik

Summary

The aim of the thesis was to 1) estimate the ecological state of the river according to the Regulation No. 44 of the Ministry of the Environment; 2) understand nutrient runoff seasonally; 3) determine the relationship between landuse changes and nutrient runoff as diffuse pollution, more specifically nitrogen and phosphorus runoff from Porijõgi catchment and it's sub-catchments in South-Estonia and to extend an earlier research conducted by Mander *et al.* (2000) to compare the land use change in 1987–2008.

Since the beginning of 1990-s the area of arable land in Estonia has decreased about twice. Despite of the fact it still contributes a great amount of the total nitrogen and phosphorus load of water bodies. Changes in land use pattern play an important role in nutrient flows in the Porijõgi River catchment. The results indicate strong correlation between arable land percentage and nitrogen runoff, correlation is weaker between phosphorus loads and arable land percentage. Correlation between forest and wetland percentage and nutrient runoff is insignificant comparing with arable land percentage.

The Porijõgi River catchment was divided into seven sub-catchments each with different land use structure. Land use was analyzed by using the Estonian Basic Map 1:10 000 (2004). The land use structure was classified into three bigger groups: 1) arable land; 2) forest and wetland; 3) grassland. Nitrogen and phosphorus annual runoff ($\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) was calculated for all of the sub-catchments. Daily mean stream discharge of the Porijõgi River was measured by Estonian Meteorology and Hydrology Institute (EMHI). Daily mean stream discharge of sub-catchments was calculated by linear regression model using measured water discharge from earlier studies and field works.

To reduce the agricultural pollution an appropriate preventive measures must be adapted for decreasing diffuse pollution to the water bodies of the catchments. This includes principles of

using mineral and organic fertilisers as well applying different ecotechnological measures to control nutrient losses from intensively used watersheds.

Kirjandus

Ahmadi, S. H., Amin, S., Keshavarzi, A. R., Mirzamostafa, N. 2006. Simulating Watershed Outlet Sediment Concentration using the ANSWERS Model by applying Two Sediment Transport Capacity Equations. *Biosystems Engineering*, **94**, 615–626.

Andersen, H. E., Kronvang, B. 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution*, **174**, 341–353.

Astover, A., Kõlli, R., Roostalu, H., Reintam, E., Leedu, E. 2012. Mullateadus, õpik kõrgkoolidele. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu, 486 lk.

Bechmann, M., Krogstad, T., Sharpley, A. 2005. A phosphorus index for Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, **55:3**, 205–213.

Bärlund, I., Kirkkala, T., Malve, O., Kämäri, J. 2007. Assessing SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling & Software*, **22**, 719–724.

Delgado, J. A., Shaffer, M., Hu, C. S., Lavado, R. S., Wong, J. C., Joosse, P., Li, X. X., Rimski-Korsakov, H., Follett, R., Colon, W., Sotomayor, D. 2006. A decade of change in nutrient management: a new nitrogen index. *Journal of Soil and Water Conservation*, **61**, 62A–71A.

Drewry, J. J., Newham, L. T. H., Greene, R. S. B. 2011. Index models to evaluate the risk of phosphorus and nitrogen loss at catchment scales. *Journal of Environmental Management*, **92**, 639–649.

Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut. Sademed ja õhutemperatuur Tõravere aastatel 2007 ja 2008. EMHI arhiiv, Tallinn, 2013.

Gergel, S. E., Turner, M. G., Miller, J. R., Melack, J. M., Stanley, E. H. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*, **64**, 118–128.

Granlund, K., Rankinen, K., Lepistö, A. 2004. Testing the INCA model in a small agricultural catchment in southern Finland. *Hydrology & Earth System Sciences*, **8**, 717–728.

Heathwaite, L., Sharpley, A., Bechmann, M. 2003. The conceptual basis for a decision support framework to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **166**, 447–458.

Janson, V., Lagzdins, A., Berzina, L., Sudars, R., Abramenko, K. 2011. Temporal and Spatial Variation of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia: Long Term Trends in Retention and Nutrient Loss in a Drainage and Small Catchment Scale. *Scientific Journal of Riga Technical University*, **7**, 54–65.

Järvekülg, A. 2001. Eesti jõed. Eesti Põllumajandusülikooli Zooloogia ja Botaanika Instituut, Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, 750 lk.

Karr, J. R., Schlosser, I. J. 1978. Water resources and the land-water interface, *Science*, 301.

Kinnell, P. I. A. 2005. Agricultural Non Point Source Pollution Model using the USLE-M. AGNPS-UM User's Guide, Australia, 17pp.

Koskiaho, J., Puustinen, M., Koikkalainen, K., Salo, T., Piirimäe, K. 2013. Modeling, assessments and cost-effectiveness analysis of constructed wetlands and active methods for the treatment of runoff from agricultural areas. Final report of the Active Wetlands Interreg IVA project, 47pp.

Laznik, M., Stålnacke, P., Grimvall, A., Wittgren, H. B. 1999. Riverine input of nutrients to the Gulf of Riga – temporal and spatial variation. *Journal of Marine Systems*, **23**, 11–25.

Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., Piirimäe, K. 2011. Põllumajanduse hajukoormuse piiramise meetmete väljatöötamine ja nende tõhususe hindamine. Hinnang pinna- ja põhjavee hea seisundi saavutamise ja veesäästu võimaluste kohta. Keskkonnatehnika Instituut, Tallinn, 94 lk.

Malhi, S. S., Grant, C. A., Johnston, A. M., Gill, K. S. 2001. Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Great Plains: a review. *Soil & Tillage Research*, **60**, 101–122.

Mander, Ü., Kuusemets, V., Ivask, M. 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones: a case study from the Porijõgi River catchment, Estonia. *Landscape and Urban Planning*, **31**, 333–348.

- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Muring, T.** 1997a. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, **8**, 299–324.
- Mander, Ü., Lõhmus, K., Kuusemets, V., Ivask, M.** 1997b. The potential role of wet meadows and grey alder forests as buffer zones. Oxford, Quest Environmental, Foundation for Water Research, 35–46.
- Mander, Ü., Kull, A., Tamm, V., Kuusemets, V., Karjus, R.** 1998. Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, **41**, 229–238.
- 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**, 405–417.
- Maves AS** 2008. Ülevaade olulistest veemajandusprobleemidest. Keskkonnaministeerium, Tallinn, 153 lk.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A.** 2002. Integrating phosphorus and nitrogen decision management at watershed scales. *Journal of the American Water Resources Association*, **38**, 479–491.
- McDowell, R. W., Biggs, B. J. F., Sharpley, A. N., Nguyen, L.** 2004. Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. *Chemistry and Ecology*, **20**, 1–40.
- Nasr, A. E., Bruen, M., Jordan, P., Moles, R., Kiely, G., Byrne, P.** 2007. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. *Water Research*, **41** (5), 1065–1073.
- Pihu, R., Pihu, S.** 2008. Peeda jõe – Idaoja hoiuala. *Eesti Loodus*, **1**, 22–23 lk.
- Povilaitis, A.** 2006. Impact of agriculture decline on nitrogen and phosphorus loads in Lithuanian rivers. Lithuanian University of Agriculture. *EKOLOGIJA*, **1**, 32–39.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiahho, J., Linjama, J.** 2007. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil & Tillage Research*, **93**, 44–55.

- Puustinen, M., Turtola, E., Kukkonen, M., Koskiaho, J., Linjama, J., Niinioja, R., Tattari, S.** 2010. VIHMA – A tool for allocation of measures to control erosion and nutrient loading from Finnish agricultural catchments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **138**, 306–317.
- Pärn, J., Mander, Ü.** 2007. Landscape factors of nutrient transport in temperate agricultural catchments, *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, **104**, 411–423.
- Pärn, J., Mander, Ü.** avaldamiseks saadetud. Rise of nutrient runoff following re-intensification of land use and increasing water discharge in a small northern rural catchment, *Journal of Hydrology*.
- Raia, T., Marksoo, P., Valdmaa, T., Iital, A., Zahharov, A.** 2008. Nõukogu direktiivi 91/676/EMÜ, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraatreostuse eest, täitmine Eestis 2004–2007. Keskkonnaministeerium, Tallinn, 56 lk.
- Reihan, A., Iital, A.** 2008. Eesti jõgede vooluhulga mõõtmine on lihtsamaks muutunud. *Keskkonnatehnika*, 1, 6–7 lk.
- Talpsep, I., Kasak, K., Piirimäe, K., Tamm, I.** 2012. Tehismärgalad: põllumees puhastab vett. SA Eestimaa Looduse Fond, Tartu, 72 lk.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V.** 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice, Pattern and Process*. Springer, 389pp.
- Vadas, P. A., Bolster, C. H., Good, L. W.** 2013. Critical evaluation of models used to study agricultural phosphorus and water quality. *Soil Use and Management*, **29**, 36–44.
- Varep, E.** 1970. Tartu rajooni maastikud. Toimetajad: Maaring, E., Eilart, J., Kirt, K., Merikalju, L., Põldmäe, R. Artikkel kogumikust Tartu rajoonis. Trükitud Eesti NSV Teaduste Akadeemia Toimetus- ja Kirjastusnõukogu otsusel, TKN nr 778, Tallinn.
- Vought, L. B. – M., Dahl, J., Pedersen, C. L., Lacoursière, J. O.** 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, **23**, 342–348.
- Vymazal, J.** 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, **380**, 48–65.

Internetiallikad:

Riigi Teataja. Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. Keskkonnaministri määrus nr 44, vastu võetud 28.07.2009. <https://www.riigiteataja.ee/> (14.04.2013)

Euroopa Komisjon. The EU Water Framework Directive - integrated river basin management for Europe. <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/> (02.05.2013)

Euroopa Komisjon. The Nitrates Directive. <http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/> (02.05.2013)

Lihthtsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kristiina Välik (sünnikuupäev: 10.02.1990),

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihthtsentsi) enda loodud teose „Toitainete äraanne sõltuvalt maakasutusest Porijões ja selle alamvalglates 2007–2008,“ mille juhendaja on Jaan Pärn,
 - 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. Olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. Kinnitan, et lihthtsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 20.05.2013.