

Tartu Ülikool
Bioloogia-geograafiateaduskond
Geograafia instituut
Loodusgeograafia ja maastikuökoloogia õppetool

Martin Maddison

HEITVEEPUHASTUSMÄRGALADE
HUNDINUIAKOOSLUSTE
BIOMASSI JA TOITAINETE SISALDUSE
VARIEERUVUS

Magistritöö keskkonnatehnogia erialal

Juhendaja: prof. Ülo Mander

Tartu 2004

SISUKORD

Sissejuhatus	4
1. Hundinuia bioloogia	6
1.1. Perekond hundinui <i>Typha L.</i>	6
1.1.1. Eesti märgalade tüüpilised hundinuialiigid	6
1.2. Hundinuia kooslusesisene konkurents	8
2. Hundinuia biomass ja produktsioon tehismärgalades	9
2.1. Hundinuiakoosluste biomassi varieeruvus	9
2.2. Produktsiooni mõjutavad tegurid	10
3. Toitainete eemaldamine	13
3.1. Olmereovee puhastamine taimestatud tehismärgalades	13
3.2. Lämmastiku transformatsioon hundinuiaga taimestatud tehismärgalades	14
3.2.1. Ammonifikatsioon	14
3.2.2. Nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon	15
3.2.3. Lämmastiku omastamine taimede poolt	17
3.3. Fosfori transformatsioon hundinuiaga taimestatud tehismärgalades	18
3.3.1. Fosfori omastamine taimede poolt	19
3.3.2. Fosfori kontsentratsiooni mõju toitainete omastamise efektiivsusele	20
3.4. Süsiniku transformatsioon hundinuiaga taimestatud tehismärgalades	21
3.4.1. Metanogeneesi ja taimestiku koosmõju tehismärgalades	22
4. Biomassi kasutamine	24
4.1. Märgalapotentsiaal Eestis	25
4.2. Energiatooraine	26
4.3. Ehitusmaterjal	27
5. Hundinuia kooslused Tänassilma poollooduslikul märgalal ning ja Põltsamaa Häädemeeste tehismärgaladel	28
5.1. Materjal ja metoodika	28
5.1.1. Uurimisalade iseloomustus	28
5.1.1.1. Tänassilma poollooduslik märgala	28
5.1.1.2. Põltsamaa tehismärgala	29
5.1.1.3. Häädemeeste tehismärgala	30
5.1.2. Väli- ja kameraaltööde metoodika	31
5.1.3. Statistiline analüüs	32
6. Tulemused ja arutelu	34
6.1. Taimefraktsioonide massid	34
6.2. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus taimefraktsioonides	38
6.3. Taimefraktsioonide masside ja elementide sisalduste seos	43

6.4. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu	44
7. Järeldused ja kokkuvõte	47
8. Tänuavaldused	50
Summary	51
Kasutatud kirjandus	53
Lisad	57
Lisa 1. Hundinuia maapealne ja maa-alune fütomass (kg m^{-2}) Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. aastal	58
Lisa 2. Hundinuia maapealne ja maa-alune fütomass (kg m^{-2}) Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2003. aastal	59
Lisa 3. Hundinuia maapealne fütomass (kg m^{-2}) Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2003-04. aasta talvel	60
Lisa 4. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus (mg kg^{-1} , %) hundinuia fraktsioonides Tänassilma poollooduslikul märgalal 2002. ja 2003. aastal	61
Lisa 5. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus (mg kg^{-1} , %) hundinuia fraktsioonides Põltsamaa tehismärgalal 2002. ja 2003. aastal	62
Lisa 6. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus (mg kg^{-1} , %) hundinuia fraktsioonides Häädemeeste tehismärgalal 2002. ja 2003. aastal	63
Lisa 7. Hundinuia fraktsioonide tuhasused Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aastal	64
Lisa 8. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Tänassilma poollooduslikul märgalal 2002. aastal	65
Lisa 9. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Tänassilma poollooduslikul märgalal 2003. aastal	66
Lisa 10. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Tänassilma poollooduslikul märgalal 2003. aastal	67
Lisa 11. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Põltsamaa tehismärgalal 2003. aastal	68
Lisa 12. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (kg m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Häädemeeste tehismärgalal 2002. aastal	69
Lisa 13. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (kg m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Häädemeeste tehismärgalal 2003. aastal	70
Lisa 14. Artikkel: Maddison, M., Soosaar, K., Lõhmus, K., Mander, Ü. "Cattail populations in wastewater treatment wetlands in Estonia: biomass production, retention of nutrients and heavy metals in phytomass"	71

SISSEJUHATUS

Märgala on veerohke ning samas liigirohke ja erilistes tingimustes kujunenud looduslik kooslus, mille primaarproduktsoon on suhteliselt suur. Tehismärgala on loodusliku märgalale sarnane ökosüsteem, mille isepuhastusvõimet on mitmesuguste manipulatsioonidega suurendatud (Kadlec, Knight, 1996).

Üle maailma on arvestavaks reoveepuhastamise alternatiiviks kujunenud märgala-ökosüsteemid. Tehismärgalad eemaldavad heitveest efektiivselt haigust tekitavaid baktereid, hõljuvaint, orgaanikat, lämmastiku- ja fosforühendeid. Konventsionaalsete seadmetega võrreldes on vabaveelised märgalad ja pinnasfiltrid töökindlamad, väiksemate rajamis- ja hoolduskuludega, võimaldavad puhastada erinevaid saasteaineid korraga ning ei vaja puhastusprotsessi toimumiseks lisa energiat ega kemikaale. Ökoloogilisi tehnoloogiaid rakendades on tehissüsteemide rajamisel hoidutud ületamast seadme või rajatise energia- ja materjalikontsentratsiooni piiri, mis nõuaks näiteks arvukate anduritega varustatud automaatjuhtimist, lisaenergiat või ka hoolikat jälgimist. Veepuhatus toimub inimese minimaalse sekkumise vajadusel ning maksimaalse iseregulatsiooni- ja taastumisvõimel (Kadlec, Knight, 1996; Mander *et al.*, 2001a; Vymazal, 2002).

Taimestatud tehismärgalades toimuvad sarnased protsessid looduslike märgaladega. Nende primaarproduktsoon on suur, läbivoolava vee vool aeglustub, toimub hapniku transport anaeroobsesse settesse. Looduslikest märgaladest erinevalt saab tehismärgalades kontrollida veerežiimi ja taimekasvu.

Taimestikul on oluline osa märgala ökosüsteemis. Reovee puhastamine toimub bioloogiliste, keemiliste ja füüsikaliste protsesside kombinatsioonide vastasmõjude kaudu taimede, substraadi ja mikroorganismide kolooniate vahel. Taimed tarbivad otseselt toitaineid, aitavad kaasa gaaside transpordile litoraali ja atmosfääri vahel, loovad substraadi mikroorganismide kooslustele. Taimestik takistab vabaveelistel märgaladel tahkete osakeste erosiooni ja resuspensiooni, pinnasfiltri ummistumist, külmumist talvel ning ülekuumenemist suvel (Kadlec, Knight, 1996; Brix, 1997; Bachand, Horne, 2000).

Puhastusprotsessi kõrvalsaaduseks on biomass, mida on võimalik ära kasutada toorainena erinevates tööstusharudes. Märgalade kasutamine nii reovete käitlemiseks kui biomassi tootmiseks on uudne maakasutuse viis, mis täiendaks märkimisväärselt senist toidutootmisele orienteeritud põllumajanduslikku maakasutust. Tehismärgalasid on võimalik muuta esteetiliselt meeldivaks ning seeläbi edukalt sobitada isegi suurematesse linnadesse. Nad lisavad linnamiljõesse rohelisust ning on inimeste poolt kasutatavad puhkealadena. Lisaks on märgalad pesitsuskohaks ja varjumiseks rohkele lindudele ja imetajatele (Mander *et al.*, 2001a; Wild *et al.*, 2001).

Liigiti on makrofütide puhastusefektiivsus ning märgalades olevate tingimustega kohanemine väga erinev, seetõttu on märgalasüsteemi toimimiseks vaja leida sobivaimad taimeliigid. Tehismärgalades kasutatakse kõige sagedamini pilliroogu (*Phragmites australis*), järvkaislat (*Schoenoplectus lacustris*) või hundinuia (*Typha latifolia* ja *Typha angustifolia*) (Kadlec, Knight, 1996; Bachand, Horne, 2000).

Antud magistritöö üheks eesmärgiks on anda ülevaade hundinuia kasutamisest ja sellega seotud protsessidest taimestatud tehismärgalades ning sealt saadava biomassi rakendamisest ehitusmaterjalide ja energeetika alternatiivse toorainena.

Teiseks eesmärgiks oli hinnata hundinuia produktsiooni ning taimetoitainete sidumise võimet reoveepuhastamiseks kasutatavates märgalades. Töö eksperimentaalselt uuriti hundinuia kooslusi Tānassilma poollooduslikul märgalal ning ja Põltsamaa ja Hāādemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aasta vegetatsiooniperioodi lõpus ning 2003/2004. aasta talvel kogutud andmetele toetuvalt. Töös analüüsiti hundinuia taimefraktsioonide masside ning lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisalduste aastate- ja aladevahelist varieeruvust.

1 HUNDINUIA BIOLOOGIA

1.1. Perekond hundinui *Typha* L.

Hundinui on rohtja roomava risoomiga ühekojaline mitmeaastane soo- ja kaldataim, ainus perekond hundinuialiste (*Typhaceae*) sugukonnas. Hundinui (vt. joonis 1) on levinud peaaegu kogu maakeral, eriti parasvöötmes ja troopikas. Taimelhed on lineaalsed ja vars sõlmedeta. Õied paiknevad tiheda silinderja tõlvikuna, mille ülemises osas harilikult isasõied, alumises paljude kapillaaridega emasõied. Isasõied on kolme tolmukaga ja emasõied ühe emakaga. Sügiseks valmib ühes tõlvikus kuni 300 000 seemet. Õiekatte asemel on hundinuial karvad. Vili on pähkitaoline, külgejääva emakakaelaga (Encyclopædia Britannica, 1984; Kim *et al.*, 2002).

Hundinuia kirjeldas juba Karl Linne 1753. aastal. Iseloomuliku paljunemisviiside muutlikkuse ning sagedaste hübriidide tõttu jäi siis segaseks taksonoomia. Praegu on teada 16 erinevat hundinuia liiki (Kim *et al.*, 2002).

Sagedasematest liikidest on laialeheline hundinui *Typha latifolia* ja kitsaleheline hundinui *T. angustifolia* kohastunud külmematele ning *T. domingensis* soojematele aladele (Grace, Wetzel, 1998). Euroopas on levinud *T. latifolia*, *T. angustifolia* ja *T. domingensis*, Aasias on lisaks eelnimetatutele ka *T. orientalis* ja *T. laxmanni*, Põhja-Ameerikas on laialdaselt esindatud *T. latifolia* ning sinine hundinui *T. glauco* (Kim *et al.*, 2002).

1.1.1. Eesti märgalade tüüpilised hundinuialiigid

Eesti jõgede ja järvede kallastel, tiikides ning kraavides kasvab kaks liiki hundinuia: tärkliserohke risoomiga ja laialdase levikuga laialeheline hundinui (*Typha latifolia* L.) ning haruldasem ahtaleheline hundinui (*Typha angustifolia* L.) (Krall *et al.*, 1999).

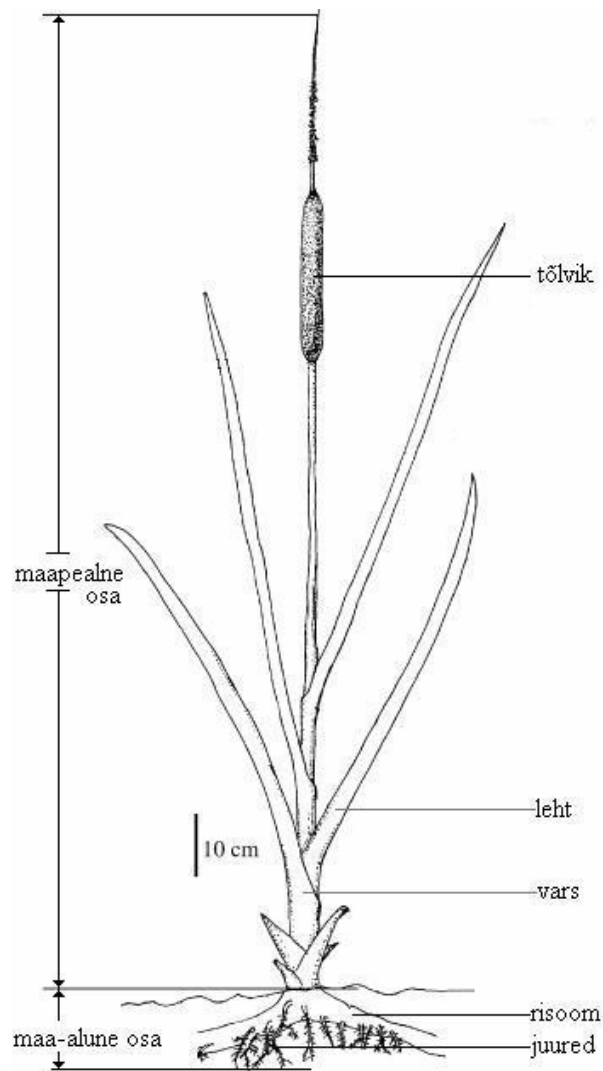
Laialeheline hundinui *Typha latifolia* L.

Lehed on lailineaalsed sinakasrohelist 1 – 2 cm laiad. Tõlviku kattesoomustega emasosa on ruljas-sametjas tumepruun, umbes 2,5 cm läbimõõduga ja 30 cm pikk, isasosaga enamasti kokkupuutuv. Hundinuia võsu kasvab 1 – 2 meetri kõrguseks. Ta on

laialdaselt levinud veekogude soostunud kaldaosas, kraavides, turbaaukudes ja roostikes (Krall *et al.*, 1999).

Ahtaleheline hundinui *Typha angustifolia* L.

Selle liigi lehed on kitsas-lineaalsed rentjad, alla 1 cm laiad. Tõlviku emasosa on sametjas punakas- või tumepruun, umbes 1 cm läbimõõduga, isasosast sageli mitu sentimeetrit eemal. Taim kasvab sama kõrgeks kui laialeheline hundinui. Levib hajusalt veekogude kaldaosas ja kraavides (Krall *et al.*, 1999).



Joonis 1. Hundinuia välisehitus (Kim *et al.*, 2002).

1.2. Hundinuia kooslusesisene konkurents

Hundinuia kasvu ei mõjuta teised makrofütid. Hundinui kasvab monokultuurina ja kohaneb kiiresti väga rasketes tingimustes, mistõttu teised märgalades sagedamini kasvavad taimed pilliroog ja kõrkjas ei ole talle konkurentideks. Pigem on konkurents erinevate hundinuialiikide vahel (Weihe, Neely, 1997).

Hundinuialiikide vahelist pikaajalist dünaamikat uurisid looduslikus märgalas Grace ja Wetzel (1998). *T. latifolia* ja *T. angustifolia* leviku tsonaalsuses toimunud muutused 23 aasta jooksul jäid alla 10 %. Põhilised muutused toimusid esimese seitsme aastaga ning järgmise 15 jooksul olulist dünaamikat ei olnud. Hundinuialiigid reageerivad erinevalt veetasemetele märgalades. Mõlema liigi kasvukohtade miinimum- ja maksimumsügavuste võrdlemine monokultuurides ning koosesinemisel võimaldas hinnata liikidevahelist konkureerivat ümberasetumist (Grace, Wetzel, 1998).

Rohkem madala veega kohastunud laialehelise hundinuia esinemise maksimaalne sügavus 68 cm monokultuuris vähenes 61 cm-le sügavale veele tolerantse ahtalehelise hundinuia olemasolul. Samas taganes *T. angustifolia* kaldalt 37 cm sügavusele. *T. angustifolia* levik vähenes 92 % võrra madalas vees, see-eest *T. latifolia* levik vähenes 60 % sügavamas vees (Grace, Wetzel, 1998).

Monokultuuris oli *T. latifolia* ja *T. angustifolia* võsude tihedus suurem kui mõlema liigi kooskasvamisel, vastavalt 32 % ja 59 %. Liikide tugeva konkurentsi korral toimub keskmise tiheduse vähenemine poole võrra. *T. latifolia* ja *T. angustifolia* puhul oli kahanemine 49 %. Kummalgi liigil on välja kujunenud ökonišš, mis takistab ühe domineerimist teise üle ning seetõttu püsib selgejooneline levimispiir nende liikide vahel (Grace, Wetzel, 1998).

Sarnaselt *T. latifolia* ja *T. angustifolia* kooslustele on ka *T. latifolia* ja *T. domingensis* vahel püsiv tsonaalsus (Grace, Wetzel, 1998).

Selliseid pikki liikide koosesinemise uuringuid ei ole läbi viidud tehismärgalades. Ei ole kindel, et väljakujunenud nišid püsivad suurte ja sagedaste veetaseme kõikumiste korral, mis on tehissüsteemides tüüpiline (Grace, Wetzel, 1998).

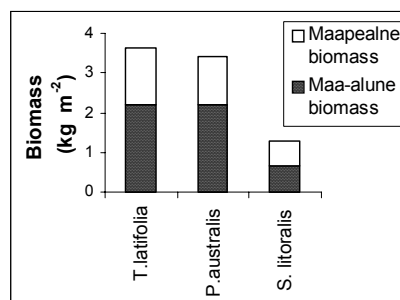
2. HUNDINUIA BIOMASS JA PRODUKTSIOON TEHISMÄRGALADES

2.1. Hundinuiakoosluste biomassi varieeruvus

Märgalad on maakera ühed kõige produktiivsemad ökosüsteemid. Tehismärgalades kasvavate makrofütide keskmine aastane produktsioon on $0,7 - 10 \text{ kg m}^{-2}$ (Kadlec, Knight, 1996). Parasvöötme kliimas saavutab veetaimede kasv tavaliselt maksimumi augustis, valmivad viljad ning peale seda algab kiire varise moodustumine ja lagunemine. Sõltuvalt keskkonnatingimustest võib hundinuia biomass, mis on kasutatav koosluse aastase maapealse osa produktsiooni hinnanguna, olla üle 3 kg m^{-2} . Keskmine kuivkaal varieerub tavaliselt piirides $1,3 - 1,45 \text{ g m}^{-2}$. Saadud on ka rekordiliselt suur väärtus $7,5 \text{ g m}^{-2}$. Peale märgala rajamist esimesel aastal lõpus on hundinuia saadav kogus kõigest $0,11 \text{ g m}^{-2} - 0,25 \text{ kg m}^{-2}$. Biomass ruutmeetri kohta suureneb populatsiooni arenemisega ja juba järgmisel aastal saavutab hundinui oma keskmise kasvu (Wild *et al.*, 2001).

Kui eesmärgiks on fütomassi kasutamine tööstuslikult, siis lõigatakse hundinui maha talvel, kuna ligipääs on kergem ning veesisaldus taimes on kõige väiksem. Saadav kogus on siis oluliselt väiksem kui vahetult vegetatsiooniperioodi lõpus. Selleks ajaks on osa maapealsest biomassis juba lagunenud, ka on toimunud ainete retranslokatsioon juurtesse, ning tuul ja lumi on suurema osa maha murdnud (Wild *et al.*, 2001).

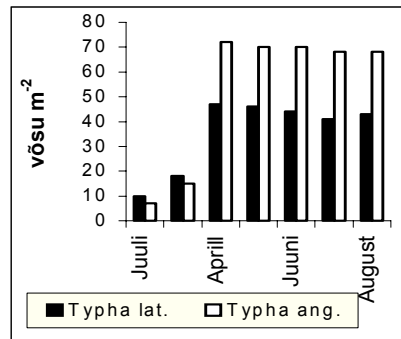
Joonisel 2 on toodud laialehelise hundinuia, hariliku pilliroo ja kõrkja keskmise aastase produktsiooni väärtused.



Joonis 2. Laialehelise hundinuia (*Typha latifolia*), hariliku pilliroo (*Phragmites australis*) ja kõrkja (*Scirpus litoralis*) keskmine maapealne ja –alune biomass (kg m^{-2}) (Kadlec, Knight, 1996; Ennabili *et al.*, 1998).

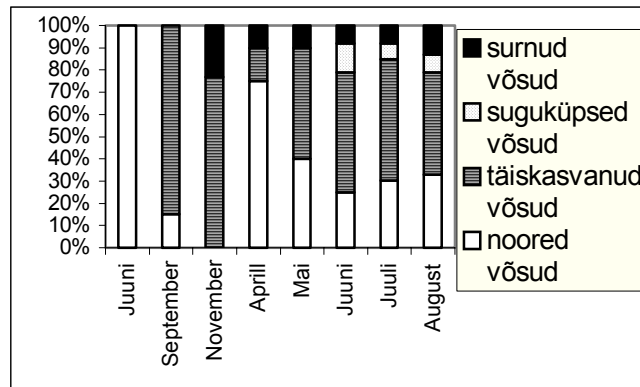
2.2. Produktsiooni mõjutavad tegurid

Risoomiga paljunemise teel asustab hundinui kiiresti märgala. Kaks kuud peale istutamist võib ruutmeetril olla kuni 10 *Typha latifolia* ning 7 *Typha angustifolia* noort taime (vt. joonis 3).



Joonis 3. Laialehelise ja ahtalehelise hundinuia võsude tiheduse suurenemine populatsiooni arenemisel (Wild *et al.*, 2002).

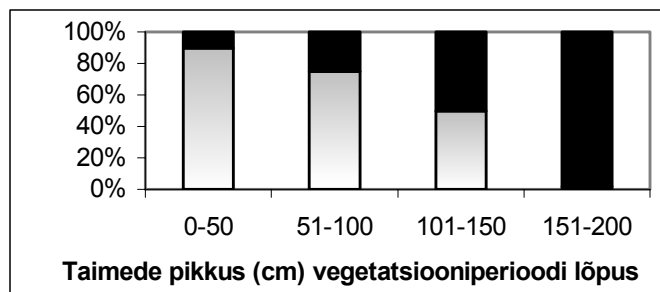
Esimese aastaga kasvavad taimed keskmiselt 1,4 meetri pikkuseks, kuid tavaliselt ei arene välja õisikut. Teise aasta juuniks on suguküpsede võsude osakaal 15 %. Joonisel 4 on toodud kaheaastase hundinuia populatsiooni erinevate arengujärgkude osakaal.



Joonis 4. Laialehelise hundinuia populatsiooni erinevas arengujärgus olevate võsude dünaamika esimesel ning teisel aastal (Wild *et al.*, 2002).

Esimese talve edukas üleelamine on seotud taime pikkusega. Vegetatsiooniperioodi lõpuks 1,5 meetri pikkuseks kasvanud võsude ellujäämise tõenäosus on ligikaudu 50 %, kõrgematel veelgi väiksem (vt. joonis 5). Sügisel sureb kiiresti kolmveerand hundinuiaimestikust ilma jahenemise ja päikesekiirguse

vähendamise tõttu. Taimede lagunemise tulemusel suureneb järsult BHT₅, väheneb vees hapniku kontsentratsioon alla 1,0 mg l⁻¹. Lahustunud hapnikust sõltuv aeroobne ainevahetus märgalas võib vegetatsiooniperioodi lõpus oluliselt väheneda ning seetõttu märgala puhastusefektiivsus langeda (Scholz, Xu, 2002). Teise aasta kevadel koosneb populatsioon peamiselt uutest hundinuiaimedest. *Typha angustifolia* tihedus võib olla 45 võsu m⁻², kusjuures võsude keskmiseks pikkuseks 2,8 meetrit. *Typha latifolia* jaoks võivad arvud olla vastavalt kuni 70 võsu m⁻² ja 2,1 meetrit. Mõne kuuga tihedus stabiliseerub, ilmselt tekkiva valguskonkurentsi tõttu, sest vanemad taimed hakkavad valgust ära varjama (Wild *et al.*, 2002).



Joonis 5. Esimese talve üleelamine sõltub taimekasvust vegetatsiooniperioodi lõpus (hele: ellujäänud varte protsentuaalne osakaal, tume: surnud varred) (Wild *et al.*, 2002).

Hundinuia kasvu mõjutab oluliselt valguse olemasolu. Varjus kasvades ei vähene hundinuia võsude tihedus ruutmeetril, küll aga väheneb saadav biomass. Kasvuhoonekatse käigus on leitud, et *T. latifolia* maapealne biomass väheneb 15 – 69 %, maa-alune biomass 25 – 92 % varjulises kasvukohas (Weihe, Neely, 1997).

Hundinuiakoosluse kasvu ja levikut kõige enam mõjutavam tegur on toitainete kontsentratsioon. Hundinui, nagu ka pilliroog, on võimeline oma ehituse ja füsioloogia tõttu tarvitama suuri toitainekoguseid. Hundinui on suuteline biogeene kasutama ka pikaajaliste üleujutuste ajal. Toitainete vähesuse korral on tootmine märkimisväärselt madalam ning tekib suurem oht parasiitide ja haiguste levikuks (Wild *et al.*, 2002).

Veetaseme järsk tõus võib põhjustada mõnede veetaimede uppumise (nt. mõõkrohi; *Cladium jamaicense*), soodustades seeläbi hundinuia kasvu. Hundinuia kiire vegetatiivne kasv ja seemnete õhu kaudu levimine annavad osa taimestiku kadumisel võimaluse laialdaseks taaslevikuks ja domineerimiseks kasvukohas. Hundinuia erinevad

liigid suudavad kasvada pikema perioodi kuni 1,2 meetri sügavusel. Mida rohkem sarnase toitainete kontsentratsiooniga vett voolab läbi märgala, seda rohkem jõuab ka toitaineid taimeni. See võib ka olla üheks põhjuseks, miks hundinui on üleujutuste suhtes tolerantne (Newman *et al.*, 1997).

On uuritud ka filtermaterjalide mõju tehismärgalades hundinuiakooslustele. Taimestikuga vertikaalvoolulise märgala täitmiseks võib kasutada erineva sõmerusega ning adsorptsiooni võimega filtermaterjale: kruus, liiv, granuleeritud aktiivsüsi, puusüsi või kergkruus. Analüüside tulemused on näidanud, et bioloogiline hapniku tarbimine (BHT₅) on ühtemoodi kõigi materjalide puhul keskmiselt 3,2 mg l⁻¹. Samuti on mikrobioloogiline mitmekesisus sarnaselt madal. Ilmnenud on, et ühegi adsorptsioonimaterjali kasutamine ei ole andnud märgatavat eelist biomassi suurendamise eesmärgil. Jämedal ja peenel kruusal ning suureteralisel ja keskmiseteralisel liival läbi viidud katsetel on saadud *T. latifolia* pikkuse suhted vastavalt 1,24: 1,00: 1,04: 1,00, varre läbimõõdud 4,16: 3,48: 1,76: 1,00 ja lehtede arvud 1,78: 1,48: 1,00: 1,18. Filtermaterjalid ei mõjuta oluliselt hundinuia kasvu ning samuti levikut, kuid suurendavad märgala rajamiseks tehtavaid kulutusi (Scholz, Xu, 2002).

3. TOITAINETE EEMALDAMINE

3.1 Olmereovee puhastamine taimestatud tehismärgalades

Tehismärgalades toimub bioloogiline (orgaanilise aine lagunemine, ammonifikatsioon, nitrifikatsioon, denitrifikatsioon), keemiline (fosfori sidumine) ja füüsikaline (tavaline filtreerimine) puhastusprotsessid (Kadlec, Knight, 1996).

Olmeheitvesi koosneb inimeste ja loomade ekskreetidest ning hallist heitveest ehk pesuveest. Tabelis 1 on toodud kommunaalheitvee olulisemad keskmised parameetrid.

Tabel 1. Kommunaalheitvee koostis (Metcalf & Eddy, 1991 *cit* Truu, 2002)

	Kontsentratsioon (mg l ⁻¹)
Hõljuvaine	100 – 350
BHT	110 – 400
Orgaaniline süsinik	200
KHT	250 – 1000
Üldlämmastik	20 – 85
Orgaaniline lämmastik	8 – 35
Üldfosfor	4 – 15
Orgaaniline fosfor	3

Kõrge hõljuvaine (90-96%), BHT (90%) ja toitainete eemaldamise potentsiaal teeb tehismärgalad soodsamaks alternatiiviks konventsionaalsetest reoveepuhastusseadmetes. Väiksemad on ka ehitus- ja ülalpidamiskulud ning tähtis on tööshoidmise lihtsus. Makrofüüdid muudavad märgalas lahustunud hapniku kontsentratsiooni, vee ja sette temperatuuri, varjutavad vetikaid, tagavad orgaanilise süsiniku olemasolu, eritavad antibiootikume tappes reovees olevaid patogeene. Taimestik soodustab voolu aeglustamisega settimist ning loob substraadipinna mikroorganismidele (Cerezo *et al.*, 2001; Bachman, Horne, 2000). Suurima produktsiooniga taimed seovad kõige paremini ka toitaineid (Ennabili *et al.*, 1998).

3.2. Lämmastiku transformatsioon hundinuiaga taimestatud tehismärgalades

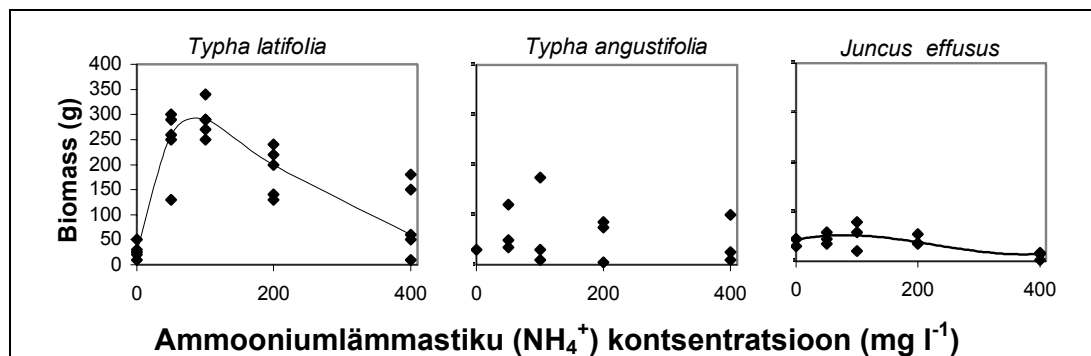
Vabaveelistes tehismärgalades ja pinnasfiltrites toimub lämmastikuühendite eemaldamine volatilisatsiooni, ammonifikatsiooni, nitrifikatsiooni/denitrifikatsiooni ning taimede poolt omastamise teel (Vymazal, 2002). Reovees moodustavad anorgaanilisest lämmastikust 20 % nitraadid ($8\text{--}9 \text{ mg N l}^{-1}$) ja 60 % ammoniumlämmastik ($24\text{--}30 \text{ mg N l}^{-1}$). Mitmete uurimustööde (Bachman, Horne, 2000; Huang *et al.*, 2000; Romero *et al.*, 1999; Lim *et al.*, 2001) tulemused kinnitavad, et hundinui tehismärgaladesse sisenevast lämmastikust eemaldatakse 70 – 90 %. Üldlämmastiku ärastamine jääb vahemikku $4\text{--}4000 \text{ mg m}^{-2}$, keskmiselt 513 mg N m^{-2} (nitraate 125 mg N m^{-2} ja ammoniumlämmastikku 250 mg N m^{-2}) päevas (Bachman, Horne, 2000). Võrreldes pinnasfiltriga toimub vabaveelistes märgalades N efektiivsem eemaldamine. Lämmastiku vähenemine sõltub ka eksponentsiaalselt viibest. See toimub nii vabaveelistes märgalades kui pinnasfiltrites. 5 – 7 päevane viibeaeg annab väljavoolus kogu lämmastiku kontsentratsiooni alla 10 mg l^{-1} (Huang *et al.*, 2000).

3.2.1. Ammonifikatsioon

Orgaanilise lämmastiku bioloogilisel muundumisel märgalades tekivad NH_4^+ , NH_4OH ning NH_3 . Pinnasfiltrites moodustab anorgaanilisest lämmastikust 75 – 85 % ammoniumlämmastik. Eemaldamise efektiivsus on keskmiselt 35 % (Huang *et al.*, 2000). Ammoniaagi lendumise tõttu võib märgala pH tõusta üle 10 (Lim *et al.*, 2001).

Ammooniumlämmastiku suured kogused mõjutavad märgalas toimuvaid protsesse, näiteks võivad pidurdada taimede kasvu. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ kontsentratsioon looduslikes märgalades on alla 2 mg l^{-1} , majapidamisvetes ulatub $12\text{--}50 \text{ mg l}^{-1}$. Heitvetes, mis sisaldavad loomseid jääke, võib $\text{NH}_4^+\text{-N}$ kogus ületada 100 mg l^{-1} , ulatudes isegi $400\text{--}500 \text{ mg l}^{-1}$ (Hill *et al.*, 1997; Clarke, Baldwin, 2002).

Taimekasvu ei mõjuta $\text{NH}_4^+\text{-N}$ kontsentratsioon $20,5\text{--}82,5 \text{ mg l}^{-1}$, stressi hakkab põhjustama $160\text{--}170 \text{ mg l}^{-1}$. Neli kuud kestnud kasvuhuonekatse käigus uuriti NH_4^+ kõrgendatud kontsentratsiooni mõju märgala taimestikule. Kasvu ja biomassi produktsiooni uuriti viiel erineval kontsentratsioonil: 0, 50, 100, 200 ja 400 mg l^{-1} (vt. joonis 6) (Clarke, Baldwin, 2002).



Joonis 6. Laia- ja ahtalehelise hundinuia ning hariliku loa biomass ammooniumlämmastiku erinevatel kontsentratsioonidel: 0, 50, 100, 200 ja 500 mg l⁻¹ (Clarke, Baldwin, 2002).

Graafikutelt on näha, et taimede kasv suurenes teatud NH₄⁺ kontsentratsioonini: *T. latifolia* 84 mg l⁻¹ ja *J. effusus* 110 mg l⁻¹. *T. angustifolia* kasv ei sõltunud ammooniumlämmastiku sisaldusest vees. Võrreldes teiste liikidega oli samadel kontsentratsioonidel *T. latifolia* biomass üle kahe korra suurem (Clarke, Baldwin, 2002). NH₃-N kontsentratsioon kuni 90 mg NH₄⁺-N l⁻¹ ei mõjutanud pilliroo biomassi, aga pidurdab kõrkja kasvu (Hill *et al.*, 1997).

3.2.2. Nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon

Nitrifikatsioonil oküdeeritakse ammooniumlämmastik nitritiks (NO₂⁻) ning see omakorda nitraadiks (NO₃⁻). Nitraatide dissimilatoorsel redutseerimisel ehk denitrifikatsioonil tekib N₂. Erinevate taimeliikide potentsiaal NO₂⁻ ja NO₃⁻ eemaldamises on lõplikult teadmata. Hundinuia vabaveelistes märgalades jääb nitraatide eemaldamine 100 – 1000 mg N m⁻² vahele (keskmiselt 565 mg N m⁻²), augustis võib ulatuda kuni 2000 mg N m⁻², võrdluseks on kõrkjaga süsteemis eemaldamine vaid 260 mg N m⁻². Ainebilansi arvutustest võib järeldada, et toimub rohkem bakteriaalne denitrifikatsioon kui taimede poolt omastamine (Bachman, Horne, 2000).

Vabaveelises süsteemis toimub nitrifikatsioon pinnase peal olevas veekihi, mistõttu nii anorgaanilise ja üldlämmastiku eemaldamine on efektiivsem kui pinnasfiltris (Lim *et al.*, 2001). Samas võib sügavates kohtades tekkida hapniku puudus ning nitrifikatsioonil ei teki piisavalt NO₃⁻ denitrifikatsiooniks (Cerezo *et al.*, 2001).

Denitrifikatsioonil toimub elektroni transport doonorilt aktseptorile, milleks on vastavalt orgaaniline aine ning lämmastikoksiidid. Nitraatlämmastiku kontsentratsiooni

kahanemine denitrifikatsiooni käigus kõigub 200 – 5000 mg N m⁻² päevas (Lim *et al.*, 2001). Protsessi mõjutavad faktorid on nitraatide kontsentratsioon, vee temperatuur, lahustunud hapnik ning orgaanilise süsiniku olemasolu (Bachman, Horne, 2000; Hume *et al.*, 2002).

Lämmastiku eemaldamise efektiivsus korreleerub taimede poolt omastatud süsiniku (CH₂O) ja vees olevate nitraatide (NO₃⁻) suhtega. Suure taimede biomassi ja madala nitraatide kontsentratsiooni korral toimub intensiivsem denitrifikatsioon. Erinevate märgala taimeliikide süsinikusisaldus erineb üksteisest vähe. Taimede lagunemise kiirus sõltub varise kvaliteedist, sealhulgas lämmastiku ja fosfori, aga ka ligniini ja tselluloosi sisaldusest. Karbohüdraatide kiirel hüdrolyüsil tekib denitrifikatsiooniks vajaminev kergesti oksüdeeritav süsinik. Tabelis 2 on esitatud erinevate veetaimede biomassi süsiniku, lämmastiku, ligniini ja karbohüdraadse süsiniku sisaldused (Hume *et al.*, 2002).

Tabel 2. Ujuvate ja põhjakinnitunud veetaimede süsiniku, lämmastiku, ligniini ja karbohüdraadi sisaldus ning nitraadi eemaldamise efektiivsus (Hume *et al.*, 2002)

Taime tüüp	Ujuvad taimed		Põhjakinnitunud taimed	
Taimeliik	Vesipaunikas <i>H. umbellata</i> *	Lemmel <i>L. minor</i>	Kõrkjas <i>S. acutus</i>	Hundinui <i>T. latifolia</i>
Süsinik (mg C/g KK)	380±2	372±1	410±2	429±3
Lämmastik (mg N/g KK)	44±0,4	45±0,4	14±0,2	20±0,2
C:N (g C/g N)	8,6±0,1	8,3±0,1	29,6±0,5	21,8±0,4
Ligniini (mg/g KK)	4±4	59±23	352±3	175±25
Karbohüdraatne süsinik (mg C/g KK)	215±3	194±10	157±7	235±13
Nitraatide eemaldamise efektiivsuse kõikumine (%) ja maksimum (mg l ⁻¹)	60-99 39,8	50-90 29,7	40-99 24	65-99 36,6

KK- kuivkaal

* - *Hydrocharis umbellata*

Kõrkjal on C:N suhe kõige suurem, kuid NO₃ eemaldamise efektiivsus nelja liigi võrdluses alles kolmas. Selle põhjuseks on ligniini suur sisaldus, mistõttu orgaanilise aine lagunemine on aeglane. Samas on karbohüdraadi sisaldus kõige väiksem, seega ei ole oksüdeeritavat süsinikku piisavalt denitrifikatsiooniks. Hundinuias ja vesipaunikas on C:N vastavalt 21,8 ja 8,6 ning karbohüdraadi sisaldus 235 ja 215 mg C g⁻¹ kuivkaalus. Mõlema liigiga märgalades toimub denitrifikatsioon kõige intensiivsemalt (Hume *et al.*, 2002).

3.2.3. Lämmastiku omastamine taimede poolt

Taimestiku osa otseses puhastusprotsessis on väike: ~10 % (Vymazal, 2002), taimne materjal on aga oluliseks substraadiks mikroobidele. Lämmastiku eemaldamine taimestiku vahendusel saavutatakse üksnes juhul, kui biomassi perioodiliselt eemaldatakse süsteemist. Taimede poolt lämmastiku eemaldamise liikumapanevaks jõuks on fotosüntees, läbiviijateks mikroorganismid. Anorgaaniline lämmastik muudetakse taimedes lämmastikku sisaldavateks orgaanilisteks ühenditeks (Kuusemets *et al.*, 2002).

Lämmastiku sisaldus märgalal kasvavates taimedes varieerub oluliselt nii liikide kui taimeosade vahel. Homogeense taimestikuga alal on elemendi ja taime asukoha vaheline seos väike. Makrofüütides on 0,93 – 2,56 %, ujuvates taimedes 1,86 –3,79 %, veealustes taimedes 2,35 – 2,86 % lämmastikku (Kadlec, Knight, 1996).

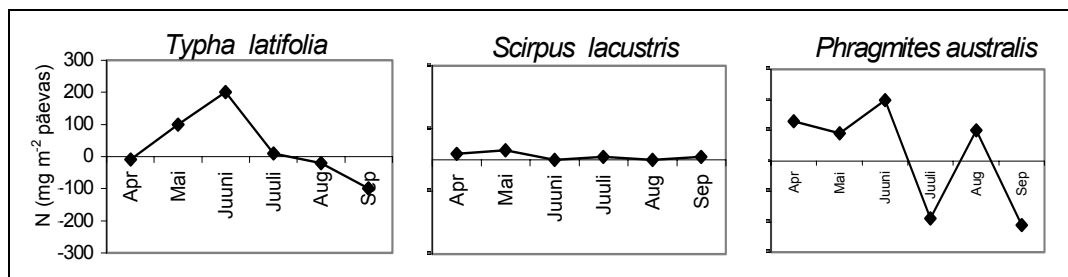
Lämmastiku hektaritagavara hundinuia võsudes ja juurtes-risoomides on 10 – 50 g N m⁻² (~2,5 %), varises 2 – 20 g N ha⁻² (~1,2 %) (Kadlec, Knight, 1996).

Vahemerelises kliimas vabaveelises ja pinnasfiltriga tehismärgalas koormuste juures 2,3 ja 1,7 g N m⁻² päevas on hundinui võimeline omastama 0,5 g N m⁻² päevas. See teeb puhastuse efektiivsuseks 22 – 27 % kogu sissetulevast N (vt. tabel 3).

Tabel 3. Hundinuia lehtede, risoomide ja juurte kuivmassid ning lämmastiku sisaldus vabaveelises märgalas ja pinnasfiltrites (Lim *et al.*, 2001)

	Vabaveeline märgala			Pinnasfilter		
	Lehed	Risoomid	Juured	Lehed	Risoomid	Juured
Kuiv biomass (t ha ⁻¹)	81,3	28,8	31,0	77,6	44,2	25,8
Lämmastiku sisaldus (kg t ⁻¹)	11,8	11,5	17,6	9,4	10,8	18,2
Lämmastiku hektaritagavara (kg ha ⁻¹)	959	331	546	729	477	470
Lämmastiku omastamine (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	2,6	0,9	1,5	1,9	1,3	1,3
Üldlämmastiku omastamine (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)		4,5			4,9	

Lämmastiku omastamise võrdlus erinevate taimede poolt on toodud järgnevatel graafikutel (vt. joonis 7).



Joonis 7. Lämmastiku omastamine hundinuia, kõrkja ning pilliroo tehismärgaladest vegetatsiooniperioodi jooksul (Romero *et al.*, 1999).

Hundinuia osas kasvab omastamine kuni juuni lõpuni, siis hakkab vähenema. Augustis ja septembris toimub ainete retranslokatsioon juurtesse ning osa lämmastikku leostub välja surnud taimedest. Kõrkjas on N tarvitamine vegetatsiooniperioodi jooksul ühtlane ning surnud taimedest ei hakka ka kohe N leostuma. Pilliroog omastab N kasvuperioodi väga ebaühtlaselt (Romero *et al.*, 1999).

3.3. Fosfori transformatsioon hundinuiaga taimestatud tehismärgalades

Märgalades toimub fosfori eemaldamine mikroobse immobilisatsiooni, taimede poolt omastamise ja settimise teel. Fosfori peamine vorm märgalas on fosfaat (PO_4^-) (Wild *et al.*, 2001). Fosfori puhverdamine on väga korrapäratu, enamasti ~30 % (Brix, 1994 *cit* Cerezo *et al.*, 2001; Wild *et al.*, 2001). Protsesi intensiivsus on sõltuv asukohast märgalas. Substraati raua lisamisel paraneb märgatavalt fosfori sidumine (66 %). Tabelis 4 on toodud erinevatel pinnastel fosfori eemaldamise võrdlus hundinuia ja pilliroo märgalades.

Tabel 4. Fosfori puhverdamise võrdlus hundinuia (*T. domingensis*) ja pilliroo (*P. australis*) pinnasfilter-märgalades (Cerezo *et al.*, 2001)

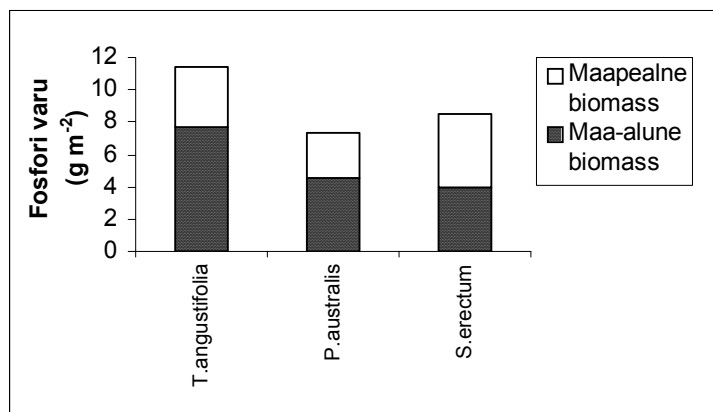
Pinnase tüüp	Hundinuia (<i>T. domingensis</i>) horisontaalvooluline pinnasfilter			Pilliroo (<i>P. australis</i>) vertikaalvooluline pinnasfilter		
	Sissevool (mg l ⁻¹)	Väljavool (mg l ⁻¹)	Eemaldamine (%)	Sissevool (mg l ⁻¹)	Väljavool (mg l ⁻¹)	Eemaldamine (%)
Liiv (0 – 2 mm)	5,8	4,5	22	8,4	5,8	31
Kruus (12 mm)	6,7	4,7	30	-	-	-
Kruus (22 mm) ja kivid	6,6	4,9	26	4,7	3,8	19
				4,5*	2,9*	36*

* -substraati oli lisatud rauda

Peamiselt toimub fosfori akumulatsioon settesse. Anaeroobsetel tingimustel suureneb P liikuvus (Richardson, 1985 cit Cerezo *et al.*, 2001).

3.3.1. Fosfori omastamine taimede poolt

Fosfori assimilatsioon taimedes ei ületa 5 % kogu fosfori sidumisest tehismärgalades (Kuusemets *et al.*, 2002). Fosfori sisaldus on võsudes ja juurtes-risoomides $\sim 2,5 \text{ g P m}^{-2}$ (0,25 %), varises $\sim 1,2 \text{ g P m}^{-2}$ (0,12 %) (Kadlec ja Knight, 1996). Oluline on taimeosade P puhverdamisele kaasaaitamisel, kuna juurestikus luuakse soodsad tingimused mikroobikooslustele substraadi lisandumise ja hapnikuga varustamise kaudu. Hundinuia (*T. angustifolia*) ja pilliroo (*P. australis*) fosfori varu on vastavalt $11,4$ ja $7,2 \text{ g P m}^{-2}$. Suurema produktsiooniga taimedel on suurem fosfori akumulatsioon (vt. joonis 8).

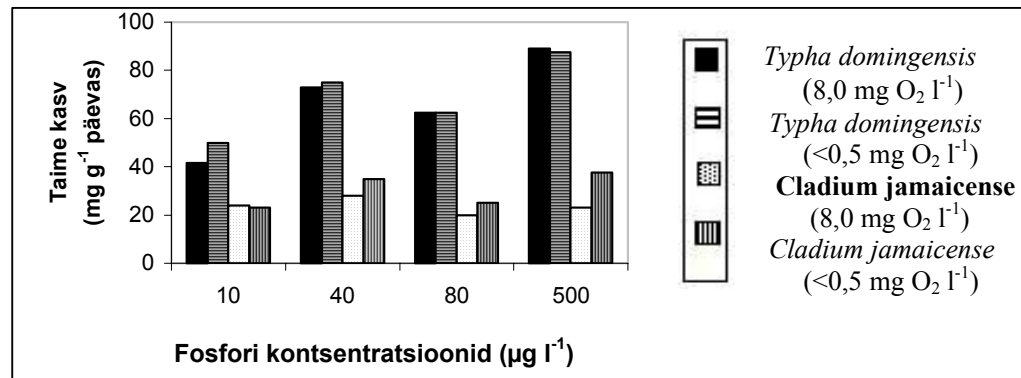


Joonis 8. Laialehelise hundinuia (*T. angustifolia*), hariliku pilliroo (*P. australis*) ja jõgitakja (*Sparganium erectum*) fosfori varu (g m^{-2}) maapealsetes ja maa-alustes taimeosades (Ennabili *et al.*, 1998).

Vähese P sisaldusega keskkonnas peab taimedel olema peale kohanemise madala toitainete kontsentratsiooniga veel kõrge P kasutamise efektiivsus. Fosforirikkas kasvukohas sõltub taim ka P omastamise efektiivsusest, võimest suurendada P ühendite kättesaadavust, samuti juurte morfoloogia muutumisest (Rubio *et al.*, 1997). P tase keskkonnas mõjutab taime ehitust, eriti lehtede arvu. Fosfori kontsentratsioonil $10 \mu\text{g l}^{-1}$ on veetaimedel 1,8 korda vähem lehti kui $500 \mu\text{g l}^{-1}$ kontsentratsioonil (Lorenzen *et al.*, 2001).

Fosfor kiirendab taimekasvu. P kontsentratsiooni tõusul suureneb oluliselt hundinuia kasv ($89 \text{ (P500) mg kuivakaalu g}^{-1}$ päevas). Hundinuia võime fosforit juurte

kaudu omastada ületab mitmekordselt mõõkrohu (*Cladium jamaicense*) oma. Hapniku kontsentratsiooni mõju toitainete tarbimise efektiivsusele ei ole märkimisväärne. Anaeroobsetes tingimustes taim närbub, sest juurestiku hingamist ei toimu. Hundinuial toimub aerenhüümikoe kaudu piisav juurte varustamine hapnikuga, et rahuldada O₂ vajadus ka anaeroobses keskkonnas (Rubio, 1997). Mõõkrohi eelistab toitainetevaest kasvukohta, mille tulemusel on kasv aeglane. Hundinui on tuntud kui toitaineteküllast keskkonda eelistav taim, seetõttu 10 µg l⁻¹ P kontsentratsiooni juures on taimedel stress ja kasv aeglane (Lorenzen *et al.*, 2001). Joonisel 9 on toodud hundinuia ja mõõkrohu kasv erinevatel fosfori ja hapniku kontsentratsioonidel keskkonnas.

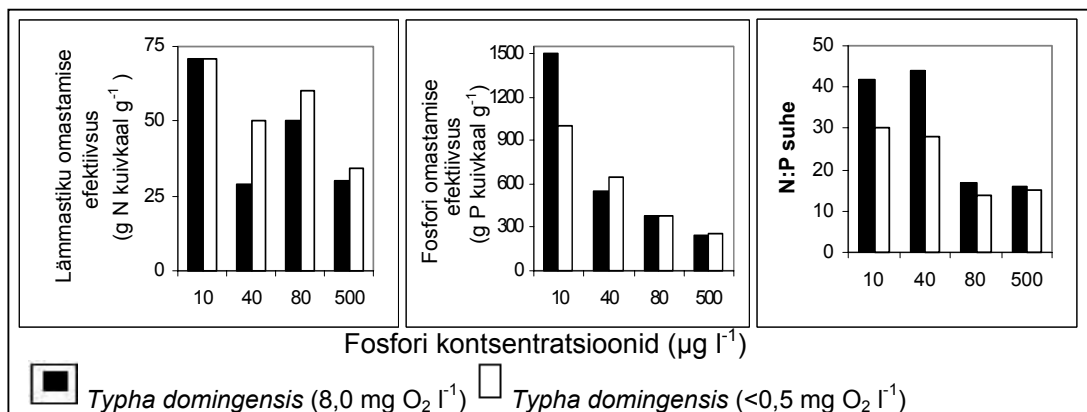


Joonis 9. Ahtaleheline hundinuia (*T. domingensis*) ja mõõkrohu (*Cladium jamaicense*) kasv erinevatel fosfori (10, 40, 80 ja 500 µg l⁻¹) ning hapniku (8,0 ja <0,5 mg O₂ l⁻¹) kontsentratsioonidel (Lorenzen *et al.*, 2001).

Veega küllastunud kasvukoht ei mõjuta taime kogu biomassi, kuid suurendab P sisaldust nii maapealses kui maa-aluses osas. Samas väheneb varte suhe juurtesse, seega toimub suurem üldfosfori omastamine juurestiku vähenemisel. Juured muutuvad oluliselt pikemaks ja peenemaks (Rubio, 1997; Lorenzen *et al.*, 2001).

3.3.2. Fosfori kontsentratsiooni mõju toitainete omastamise efektiivsusele

Toitainete omastamise efektiivsus on peamine taimekasvu mõjutav tegur. Fosfori kõrge kontsentratsiooni korral läheb hundinuias toitainete tarvitamine (N:P suhe) tasakaalust välja. Fosfori ja lämmastiku omastamise efektiivsus väheneb seetõttu märgatavalt, vastavalt 1250 g kuivkaalu g⁻¹ P ja 41 g kuivkaalu g⁻¹ N (vt. joonis 10).



Joonis 10. Lämmastiku ja fosfori omastamise efektiivsuse ning N:P suhte muutused erinevatel fosfori (10, 40, 80 ja 500 µg l⁻¹) ja hapniku (8,0 ja <0,5 mg O₂ l⁻¹) kontsentratsioonidel (Lorenzen *et al.*, 2001).

Hapniku kontsentratsioon ei mõjuta oluliselt toitainete omastamise efektiivsust. Fosfori kontsentratsiooni kasvul keskkonnas väheneb oluliselt N:P suhe hundinuias. Selline reageering võib tähendada, et taim akumuleerib endasse P varuks, kuid samas võib see olla märk N vähesusest tingitud stressist (Lorenzen *et al.*, 2001).

3.4. Süsiniku transformatsioon hundinuiaga taimestatud tehismärgalades

Orgaanilise süsiniku eemaldamise efektiivsus tehismärgalas varieerub aastaajaliselt väga palju. 30 % süsinikust peetakse kinni substraadis ja mikroobides. 35 – 60 % süsinikust väljub märgalast karbonaatses vormis, läbi ainevahetuse CO₂ või CH₄-na (Pinney *et al.*, 2000).

Lisaks reoveega sissetulevale orgaanilisele süsinikule leostub seda vette taimedest, vetikatest ja bakteritest nende kasvamisest, suremisest ja lagunemisest. Talvel väheneb leostumise osa olematuks, kuna puudub aktiivne elutegevus. Lahustunud orgaaniline süsinik on energiaallikaks bakteritele denitrifikatsioonil (Bachand, Horne, 2000; Pinney *et al.*, 2000).

Tehismärgala-tüüpi järelpuhastussüsteemis on saadud lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni ~ 26 %-ne vähenemine (sissevool 20,4 mg l⁻¹, väljavool 15,0 mg l⁻¹). Eemaldamise mehhanismina toimus biodegradatsioon (Pinney *et al.*, 2000).

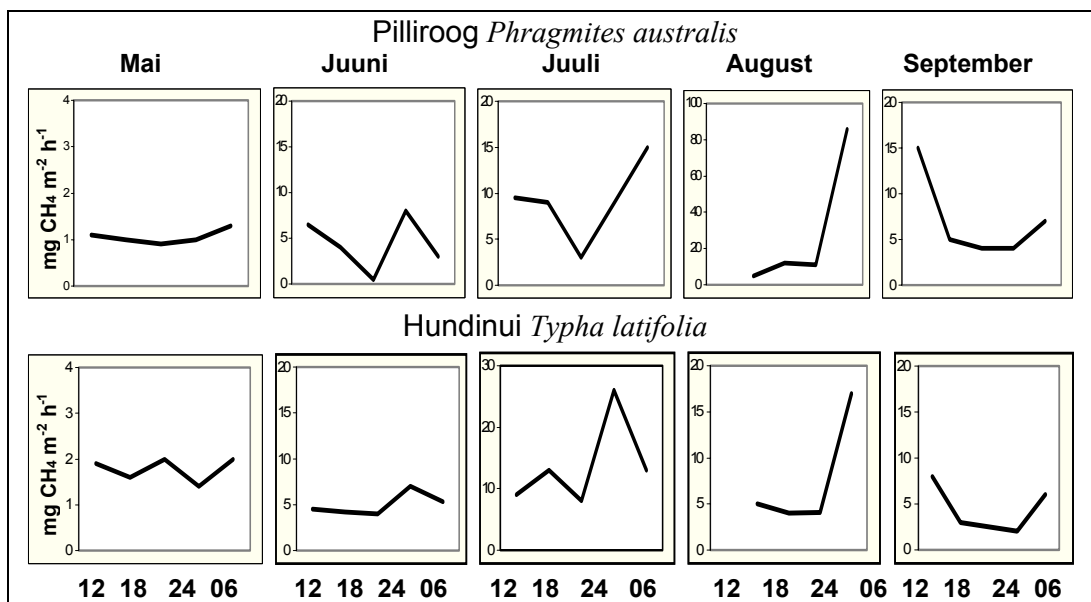
3.4.1 Metanogeneesi ja taimeistiku koosmõju tehismärgades

Orgaanilise aine lagunemisel hapniku vähesusel tekib metanogeenide vahendusel metaan (CH_4). Metanotroofid tagavad CH_4 oksüdeerumise CO_2 ja veeks. 40 – 50 % globaalsest metaaniemissioonist on pärit märgaladest (Käki *et al.*, 2001).

CH_4 emissioon ei toimu ainult mullidena märgala pinnalt, vaid makrofüüdid otseselt aitavad seda transportida anaeroobsest märgala litoraalist atmosfääri. Taimestatud tehismärgalas on kogu metaaniemissioon suurem kui taimedeta süsteemis (Jespersen *et al.*, 1998). Hundinuiade kaudu toimub 50 %, pilliroo kaudu kuni 90 % CH_4 emissioonist (Van der Nat, Middelburg, 1998 *cit* Käki *et al.*, 2001).

Metaaniemissioon varieerub päeva jooksul oluliselt. Kõige väiksem on emissioon öösel. Soomes läbi viidud uurimustöös oli madalaim tulemus pillirootaimestikul $0,5 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ juulis, hundinuial $3 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ juulis ja septembris. Maksimum saabus vegetatsiooni perioodi lõpus augusti keskpäeval, vastavalt $86 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ning $26 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, võrdluseks mullidena eraldus $29,5\text{--}55,8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Käki *et al.*, 2001). Sarnased tulemused on hundinuia- tehismärgalades veel saanud ka Wild koos kolleegidega (Wild *et al.*, 2001).

CH_4 ööpäevane emissiooni kõikumine vegetatsiooniperioodil on joonisel 11.



Joonis 11. Metaaniemissiooni ööpäevane varieeruvus vegetatsiooniperioodi algusest lõpuni iga kuu ühel päeval keskpäevast varahommikuni (12, 18, 24, 06) (Käki *et al.*, 2001).

Metaaniemissioon sõltub taimede kasvust, temperatuurist ja valgusest. Maikuus taimed hakkavad kasvama, augustiks on kasv saavutanud maksimumi, samuti CH₄ emissioon läbi taime on suurim siis. Septembris on kasv läbi ning taimed hakkavad surema, CH₄ transport vaibub natuke. Mida kõrgem on keskmine temperatuur ja rohkem on valgust, seda suurem on ka CH₄ emissioon. Kuigi hundinuia biomass ja varte tihedus ruutmeetri kohta on suurem kui pillirool, on CH₄ emissiooni varieeruvus ja kogused väiksemad (Käki *et al.*, 2001).

Metaani mõju hundinuia kasvule ja lõpp-produktsioonile on väheoluline, kuid põhjustab muutusi juurte morfoloogias. Juured muutuvad palju jämedamaks ja lühemaks, kui kasvukoha settest eraldub ligikaudu kuus korda rohkem (~600 nmol CH₄ g⁻¹ sette kuivkaalus h⁻¹) CH₄ võrreldes looduslike märgaladega. Muutused ei too kaasa läbi juurte toimuva hapniku transpordi vähenemist risosfääri ning säilib taimede võime vähendada metaani tekkimist settes (Allen *et al.*, 2002). Labori tingimustes on mõõdetud, et *T. latifolia* kaudu vabaneb keskmiselt hapniku 1,1 mg h⁻¹ taime kohta, võrdluseks on 0,5 mg h⁻¹ *J. effusus* taime kohta (Wiessner *et al.*, 2002). Risosfääris juurde tulev hapnik annab keskkonda vabu elektronide aktseptoreid, mida kasutavad bakterid lihtsamini energia saamiseks (Conrad, 1989 *cit* Jespersen *et al.*, 1998).

4. BIOMASSI KASUTAMINE

Teiste looduslike märgalataimedega võrreldes peetakse hundinuia kõige perspektiivsema ja mitmekülgsema kasutusvõimalustega tooraineks (Encyclopædia Britannica, 1984).

Hundinuia liigid asustavad veekeskkondi kiiresti. Domineerides üle alade, on taimed tolerantsed suurte toitainete ja orgaanilisesette koguste ning madala redokspotentsiaali suhtes. Mitmeaastaste taimedena on nad kasvatatavad pikka aega (Wild *et al.*, 2001).

Märgalakoosluse taimeistik kasvab sõltuvalt toitainete pealevoost 1 – 4 kg kuivainet $\text{a}^{-1} \text{m}^{-2}$. Märgaladelt koristatud hundinuia biomassi on võimalik kasutada erinevates tegevusvaldkondades. Heade kvaliteediomadustega kuivatatud materjali saab kasutada tooraineks nii ehituses, energeetikas, keemiatööstuses kui ka meditsiinis (Mander *et al.*, 2001a).

Hundinuia lehe kude on hästi poorne ja elastne. Niinkiud on ühtlaselt jaotunud, mis annavad püsivuse ja suurepärase isolatsiooni omadused. Kuivatatud toormaterjali vastupidavuse lagunemise vastu tagab kõrge polüfenoolide sisaldus (Wild *et al.*, 2001, Märing, 2003).

Maapealse biomassi mahaloikamine toimub talvel, kui veesisaldus lehes on kõige väiksem. Osa maapealsest biomassist on selleks ajaks tuul ja lumi maha murdnud, ka on toimunud ainete retranslokatsioon juurtesse.

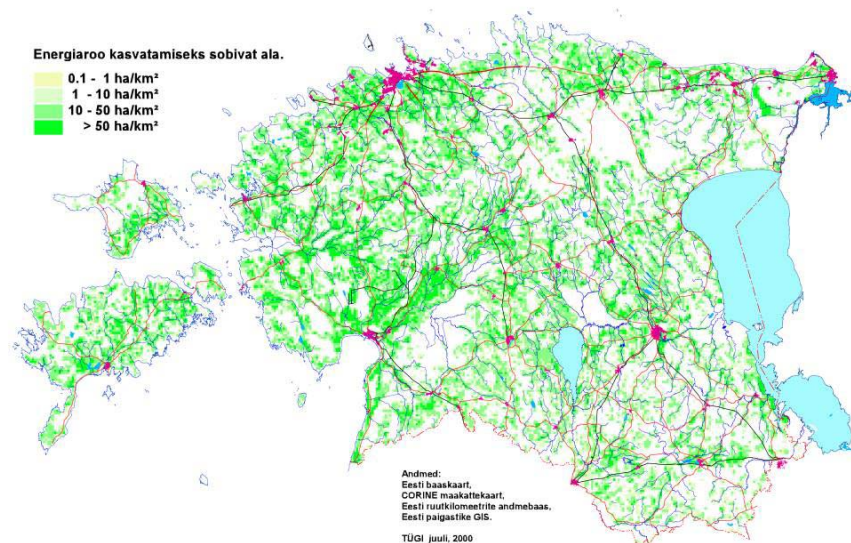
Biomassi kogumise tehnikana tuleb pehme pinnase tõttu sageli ligipääsmatutel aladel kasutada mitmefunktsionaalseid lõikurite varustatud amfiibmasinaid, mille kandevõime on kuni 300 kg. 20 – 40 cm kõrguselt mahaniitmine ei mõjuta populatsiooni arengut järgmisel vegetatsiooniperioodil (Wild *et al.*, 2001, Märing, 2003).

Märgalade kasutamine nii reovete käitlemiseks kui biomassi tootmiseks on uudne maakasutuse viis, mis täiendaks märkimisväärselt senist toidutootmisele orienteeritud põllumajanduslikku maakasutust (Mander *et al.*, 2001a).

4.1. Märgalapotentsiaal Eestis

Turvas- ja turvastunud mullad katavad 21 % Eesti pindalast, koos glei- ja gleistunud muldadega on osakaal kuni 33 %. Kõiki neid alasid ei saa kasutada hundinuia biomassi tootmiseks sobilike märgaladena. Kaitstud ja väärtuslike, samuti seni põllumajanduses intensiivselt kasutatavaid alasid, mitmesuguseid kaitsetsoone, väikesepindalalisi laiike ja liigselt eraldatud piirkondi välja arvestades jääks ca 300000 ha alasid, mida saaks potentsiaalsete biomassi-märgaladena kasutada. Neist eriti sobivad on ligi 100 000 hektarit (Mander *et al.*, 2001a).

Piisavalt tihe inimasustus ja küllaldane teedevõrk võimaldab luua vajalikul hulgal märgalasid nii reoveekäitluseks kui ka taastuva tooraine tootmiseks. Joonisel 12 on näidatud potentsiaali jaotus ehk märgalade loomise võimalus (kaardil ei ole looduslikke ja looduskaitsealadele jäävaid märgalasid). Tegelik vajadus olmereovee puhastina töötavate märgalade järele on suurusjärgu võrra väiksem. Vett reostavad toitained pärinevad meie maastikest aga ka muudest allikatest, näiteks põllumajandusest (Mander *et al.*, 2001a).



Joonis 12. Märgalapotentsiaal Eestis (Mander *et al.*, 2001a).

Neist mainitud 100 000 hektaritest on suur osa kunagi kuivendatud maad, mistõttu taasniisutamise ja kasutuselevõttuga kaasneb positiivne keskkonnamõju väheneva süsihappegaasi emissiooni näol kuivendatud turbapinnalt. Majanduslikult otstarbekas oleks muuta märgalapõldudeks ka hüljatud poldrialad, sest nende taastamine põllu- või heinamaaks on väga kulukas (Mander *et al.*, 2001a).

4.2. Energiatooraine

Tänapäeva üheks perspektiivsemaks suunaks peetakse taastuvaid energiaallikaid, millede üheks liigiks on biokütused. Biomassist saadavat kütust saab kasutada riigi üldise primaarenergiavajaduse rahuldamiseks soojuse- ja elektrienergia tootmisel (Kask, 2003).

Biomass on atraktiivne kütus kahel põhjusel:

- a) kasvades taimed akumulatsioonivad CO₂ samades kogustes, kui seda vabaneb nende põletamisel,
- b) biomass on üsna suur ressurss (Kask, 2003).

Märgalal kasvavate kõrgemate taimede hundinuia ja pilliroo biomassi võib Eesti oludes käsitleda võimaliku taastuvkütusena (Mander *et al.*, 2001).

Kilogrammi kuiva hundinuia biomassi energia sisaldus on 17 – 20 MJ (Solano, 2004).

Märgalataimi saab kasutada kuivana vahetult (ka koos hakkpuiduga) või pärast gaasitamist või veeldamist. Kõige otstarbekam ja kasulikum oleks märgalataimi enne põletamist briketeerida, granuleerida (pelleteerida) või toota brikettidest poolkoksi (grillsütt) (Kask, 2003; Mander *et al.*, 2001a).

Põletamiseks sobivad kõige enam spetsiaalsed pelletikatlad. Makrofüütide valmistatud pelletid on hinnalt ja põletamistehnilistelt omadustelt võimelised konkureerima ka puitpelletitega.

Töötlemata või peenestatud makrofüütide põletamiseks sobivad hakkpuidupõletamise ja põhupõletamise katlad (Kask, 2003).

300000 ha biomassi tootmiseks kavandatud märgalas toodaksid ~44000 TJ, mis moodustas 2000. a. andmetel 61% soojusenergia ja 55% elektrienergia tarbimisvajadusest (Mander *et al.*, 2001).

Reoveepuhastus märgaladel nn. ökoogilise “*low-tech*” meetodiga toodetav biomass kombinatsioonis “*high-tech*” valdkonda esindavate väikese ja keskmise võimsusega soojus- ning elektrienergiat tootvate jõujaamadega, aga ka mitmesuguste mikroturbiinide, Stirling-mootorite ja termoakustiliste mootoritega annaks võimaluse ka elektrienergia efektiivseks tootmiseks hajutatud tingimustes (Mander *et al.*, 2001).

4.2. Ehitusmaterjal

Sajandeid kasutasid indiaanlased hundinuia lehti takuna paatide tihendamiseks, kuna nad paisuvad märjaks saamides. Hundinuia valmistatud matid on veekindlad, mistõttu neid kasutati magamisasemetena ja hüttide katmisel. Kokkupressituna isoleerib hundinui suurepäraselt heli ja kuumust (Cattail Chemurgy, 2002).

Suurt produktsiooni ($\sim 1500 \text{ g m}^{-2}$) arvestades, on hundinui ainuke looduslik tooraine, mis on võimeline asendama tavapäraseid sünteetilisi soojustusmaterjale (Wild *et al.*, 2001).

Lisaks soojustusmattidele tehakse kuivatatud biomassist ka hakitud liistakuid, mida lisatakse kergsaviplokkidele (vt. joonis 13). Eestis on Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskuse savikrohvi sisse pandud hundinuia seemneid, mis muudavad krohvi elastsemaks ja pragunemiskindlamaks. Savikrohville lisatakse 2–5 % hundinuia seemneid (Mauring, 2003).



Joonis 13. Hakitud hundinuia laastudest ja savist plokkide valmistamine ja kuivatamine (Mauring, 2003).

Ühelt hektarilt saadava hundinuia biomassiga (15–30 t) saab soojustada kaks maja. Tükeldatud hundinuia biomassi ja kergsav plokkidega soojustatud ning taimse armatuurkiu ja savikrohviga viimistletud majas on aastaringselt tasakaalustatud õhuniiskus- ja temperatuur (Mauring, 2003).

5. HUNDINUIA KOOSLUSED TÄNASSILMA POOLLOODUSLIKUL MÄRGALAL NING PÕLTSAMAA JA HÄÄDEMEESTE TEHISMÄRGALADEL

5.1. Materjal ja metoodika

5.1.1. Uurimisalade iseloomustus

Hundinuiakoosluste biomassi tootlikuse ning lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisalduse varieeruvuse analüüsimiseks uuriti kolme erineva vanuse, suuruse ning toitainete koormusega reovee puhastamiseks kasutatavat märgla. Uuritavateks märgaladeks olid Tännasilma poollooduslik märgala ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgala, nende paiknemine on toodud joonisel 14.

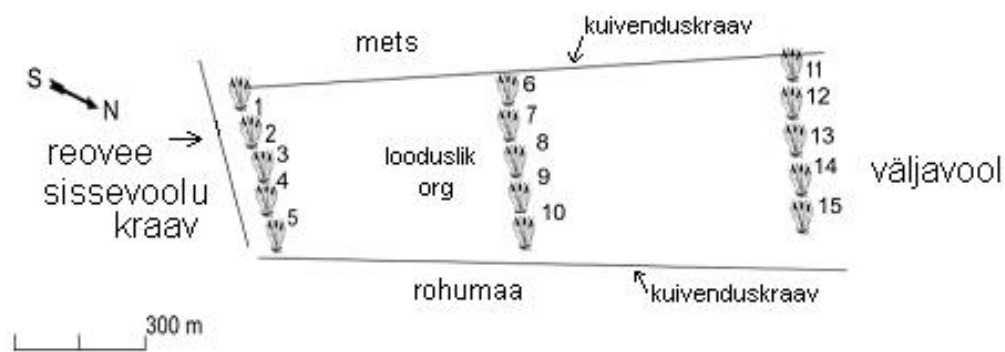


Joonis 14. Uuritud märgalade paiknemine.

- 1 – Tännasilma poollooduslik märgala
- 2 – Põltsamaa tehismärgala
- 3 – Häädemeeste tehismärgala

5.1.1.1. Tännasilma poollooduslik märgala

Tännasilma poollooduslik märgala asub jääajatekkelise jõe orus, 0,5 km Viljandist Tartu poole. Märgala pindala on 69 ha, laius 400 – 500 m ja pikkus üle 1500 m. Märgalasse jõuab kolmandik Viljandi linna (~ 14000 el.) reoveest, intensiivselt majandatud põllumaade pinnasevesi (vt. joonis 15). 1860. aastast alates kuivendatud karjamaale hakati 1948. aastal laskma linna eelpuhastamata reovett (Nõges, Järvet, 2002).



Joonis 15. Tännasilma poolloodusliku märgala skeem. Joonisel on toodud 15 prooviala asukohad (autori koostatud skeem).

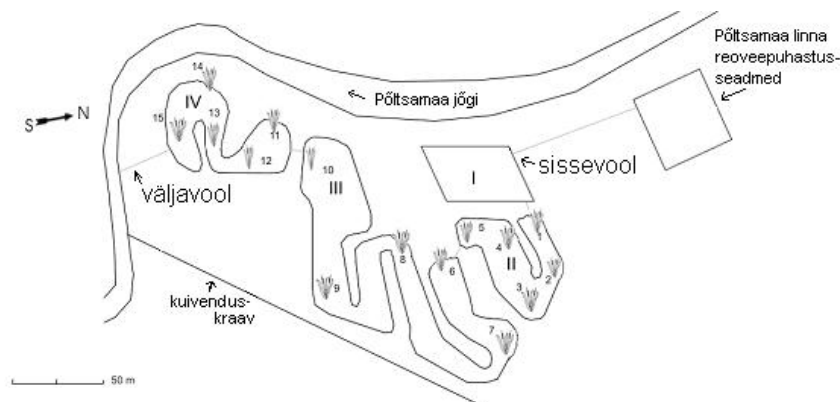
Mitmekesine rohumaa taimestik on asendunud monokultuurse tiheda hundinuiaga, üksikute laikudena pillirooga ja lisaks mõned kased ning pajud. Reovesi suunatakse otse märgala alguses olevasse kraavi, kust see voolab läbi juurestikust ning turbast koosneva filtri. Süsteem kujutab endast õõtsiksood (Nõges, Järvet, 2002).

Märgalast saab alguse Tännasilma jõgi, mis suubub Võrtsjärve. Märgala puhastusvõime on hea. Sisse- ja väljavoolus tehtud analüüsid näitavad vähenemist järgmiste näitajate osas: kolibakterite kogus keskmiselt 99 %, hõljuvaine 96 %, BHT₅ 87%, anorgaaniline lämmastik 71 % ning üldlämmastik üle 65 %. Üldfosfori eemaldamisel on märgala väheefektiivne, kuna puhverdatakse vaid 17 %, fosfaatide osas on puhastusefektiivsus 35 % (Nõges, Järvet, 2002).

5.1.1.2. Põltsamaa tehismärgala

Põltsamaa vabaveeline tehismärgala on rajatud 1997. aastal Põltsamaa linna (5000 el.) reovee konventsionaalse puhastusseadme järelpuhastiks (vt. joonis 16, lisa 2) (Mander *et al.*, 2001b).

Süsteemi moodustavad 4 kaskaadina ühendatud tiiki, taimestatud on kolm tagumist. Süsteem paikneb Põltsamaa jõe ääres. Esimene tiik on sügavusega 70 cm, teised keskmiselt 25 cm. Tiikide pindalad on: I– 0,15 ha, II– 0,17 ha, III– 0,65 ha ja IV– 0,24 ha (Mander *et al.*, 2001b).

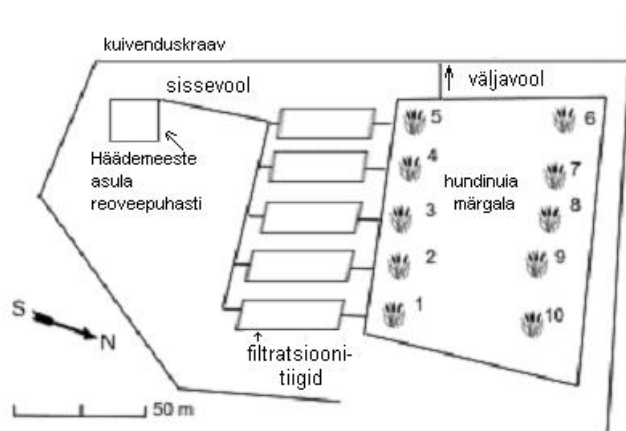


Joonis 16. Põltsamaa tehismärgala skeem. Joonisel on näidatud järelpuhasti kolme taimestatud tiigi (II, III, IV) 15 prooviruudu paiknemine (Mander *et al.*, 2001b).

Taimestik (*T. latifolia*, *P. australis*) istutati 1998. aastal. Vabaveelise süsteemi puhastusefektiivsus on madal, kuna konventsionaalsed seadmed ei tööta ning kogu reovee puhastamine jääb tiikidele (Mander *et al.*, 2001b).

5.1.1.3. Häädemeeste tehismärgala

Häädemeeste asula reoveepuhasti koosneb konventsionaalsest seadmest, viiest infiltratsioonitiigist ning vabaveelisest hundinuia tehismärgalast (vt. joonis 17, lisa 3). Süsteem projekteeriti Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskuse poolt 1999. aastal ning valmis 2000. aastal. Arvestatud on 160 m³ voolukogusega päevas. Infiltratsioonitiikide kogu pindala on 0,23 ha ja sügavus 0,8 m, vabaveelisel märgalal vastavalt 0,72 ha ja 0,35 cm (Mauring, 2002).



Joonis 17. Häädemeeste tehismärgala skeem. Joonisel on näidatud 10 prooviala paiknemine hundinui vabaveelisel märgalal (Mauring, 2002).

Infiltratsioonitiikide ja hundinuia märgala ülesanne on kinni pidada fosforit ja lämmastikku (Mauring, 2002).

Tabelis 5 on toodud uuritud alade reovee hulga ja koormusenäitajate 2002. ja 2003. aasta keskmised. Andmed on saadud kohalikest keskkonnateenistustest.

Tabel 5. Tánassilma poolloodusliku märgala ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgala 2002. ja 2003. aasta keskmised veehulgad ja koormusnäitajad (keskkonnateenistused)

	Tánassilma märgala sissevoolukraav		Põltsamaa märgala suubla		Häädemeeste märgala väljavool	
	2002	2003	2002	2003	2002	2003
Q (tuh m ³ a ⁻¹)	193	191	320	320	94,2	103,3
BHT₅ (t a ⁻¹)	27,0	19,0	11,6	2,3	1,6	2,0
N_{üld} (t a ⁻¹)	9,7	9,4	11,4	8,6	2,0	1,5
P_{üld} (t a ⁻¹)	2,1	1,5	2,5	1,3	0,7	0,8

5.1.2. Väli-ja kameraaltööde metoodika

Hundinuia maapealse ja maa-aluse osa masside ja toitainete sisalduste tulemuste leidmiseks Eesti tingimustes, kaaluti juurte-risoomide, võsude, tõlvikut ja varise massid ning võeti taimefraktsioonide proovid keemilisteks analüüsideks 1 m² suurustelt prooviruutudelt Häädemeeste ja Põltsamaa tehismärgaladel ning Tánassilma poollooduslikul märgalal. Tööd toimusid 2002. aastal augusti lõpus ning septembri alguses 9 päeva jooksul, 2003. aasta augusti lõpus 7 päeva jooksul ning 2004. aasta jaanuaris 2 päeva jooksul.

Taimefraktsioonide produktsiooni mõõtmise prooviruudud paiknesid (vt. joonised 15–17) Tánassilmas märgala alguses, keskosas ning lõpus kokku 15 ruudul, Põltsamaal kolmes taimestatud tiigis kokku 15 ruudul ning Häädemeestel hundinuia märgalal filtratsioonitiikide poolses ning vastas servas kokku 10 ruudul. Talvel mõõdeti ainult varise ja tõlvikute massid. Põltsamaal sai talvel võtta ainult 13-lt prooviruudult, sest reoveepuhasti haldaja oli kahe tagumise tiigi väljavoolude juurest taimse massi jää pealt maha niitnud.

Lämmastiku ja fosfori sisaldused määrati 2002 ja 2003 aasta taimeproovidest ning süsiniku analüüsid tehti ainult 2002. aastal. Elementide sisaldused määrati Tánassilma juurtes-risoomides ja võsudes kõigis 15-s proovis ja tõlvikutes ning varises 9-s proovis. Põltsamaa taimefraktsioonide elementide analüüsid tehti kolme taimestatud

tiigi sissevooludest, keskosadest ja väljavooludest võetud proovidest (kokku 9). Häädemeeste hundinuia tehismärgalal määrati sisaldused kõigil 10-l proovialal.

Taimeproovide keemiline analüüs tehti Tartu Keskkonnauuringute laboris. Süsinikusisaldus määrati IR meetodiga Skalar – Soca 100 süsiniku analüsaatoriga. Lämmastiku sisaldus määrati Kjeldahli meetodil Kjelteci analüsaatoril. Fosforianalüüs toimus ICP – seadmega, eeltöötluks kasutati mikrolaineahju. Mõlema aasta kõigi kolme märgala hundinuia taimefraktsioonides määrati tuhasus.

Maa-aluste osade proovide võtmiseks kasutati alaneva südamikuga monoliidipuuri, lõiketera läbimõõduga 108,6 mm. Igast ruudust võeti juhusliku paigutuse järgi 3 monoliiti, mille sügavus oli Tänassilmas 50 cm, Põltsamaal ja Häädemeestel ~20 cm. Põltsamaa ja Häädemeeste märgalades paiknes sügavamal suure lasuvustihedusega kiht, millesse puuri ei õnnestunud suruda. Suur lasuvustihedus takistab juurte ja risoomide tungimist sellesse kihti, mistõttu saadud tulemusi võib kasutada maa-aluse osa hinnanguna. Pealsed lõigati juure pealt maha ning koguti ka prooviruudule maha vajunud varis. Monoliidiproovidest pesti välja kõik elusad ja surnud juured ja risoomid. Proovid kuivatati 70 °C juures. Käesolevas töös on massiandmed esitatud absoluutkuivade masside kohta.

5.1.3. Statistiline analüüs

Andmeanalüüsil kasutati programme Excel ja STATISTICA 6,0 (StatSoft Inc.).

Hundinuia taimefraktsioonide massiandmete (kg m^{-2} , %) analüüsil vaadeldi järgmisi tunnuseid: juured-risoomid, varis, võsud, tõlvikud, maapealne fütomass, kogumass, varise osakaal maapealsest fütomassist (sealhulgas võsude ja tõlvikute mass moodustas maapealse osa biomassi ja varise mass nekromassi) ning juurte-risoomide osakaal kogumassist. Kuna varis oli moodustunud samal aastal kasvanud taimedest, kasutati seda maapealse osa kogumassi ning ühtlasi ka maapealse aastase produktsiooni hinnanguna. Maa-aluse osa puhul bio- ja nekromassi eraldi ei vaadeldud. Varise osatähtsust maapealse osa massist ja maa-aluse fraktsiooni osatähtsust taimede kogumassist kasutati fütomassi fraktsioonilise ja ruumilise jaotuse iseloomustamiseks.

Elementide sisalduse analüüsil vaadeldi lämmastiku, fosfori ja süsiniku kontsentratsioone (mg kg^{-1} , %) kõigis neljas fraktsioonis. Fraktsioonide masside ning elementide sisaldustega arvutati elementide varu pinnaühiku kohta (g m^{-2}).

Fraktsioonide masside ja elementide sisalduste tunnuste puhul leiti aritmeetiline keskmine ($\bar{x}$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), standardhälve (s), aritmeetilise keskmise viga (m_x), aritmeetilise keskmise 95 %-lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ning variatsioonikoefitsient (CV).

Mõõdetud ja arvutatud tunnuste jaotuste vastavust normaaljaotusele kontrolliti Kolmogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro Wilk W testidega. Iga järgnev test on eelnevast tugevam ja tundlikum erinevuste suhtes. Shapiro-Wilk W ja Lillieforsi testide vastukäivate tulemuste korral kontrolliti erinevust normaaljaotusest ka hii-ruut testi abil. Juhinduti tugevama, s.t. hii-ruut testi tulemustest.

Tänassilma, Põltsamaa ja Häädemeeste märgaladel hundinuia taimefraktsioonide fütomassid olid normaaljaotusega Kolmogorov-Smirnovi, Lilliefors' ja Shapiro Wilk W testide järgi nii 2002., 2003. kui 2003.-2004. talvel. Arvutatud tunnustest oli erinevus normaaljaotusest Shapiro Wilk W testiga 2003 aasta Põltsamaa varise ja juurterisoomide osakaal, kuid hii-ruut testi järgi ei olnud erinevust normaaljaotusest. Elementide sisalduste tulemused kõigil kolmel uuritud alal olid samuti normaaljaotusega. Elementide varu pinnaühiku kohta ei vastanud normaaljaotusele ega olnud kergesti normaliseeritavad. Tugevamate testidega ei olnud lämmastiku varu Häädemeeste 2002 aasta varises ning 2003 aasta tõlvikutes normaaljaotusega.

Tunnustevahelise seose tugevuse, suuna ja olulisuse hindamiseks tehti korrelatsioonanalüüs iga märgala jaoks eraldi.

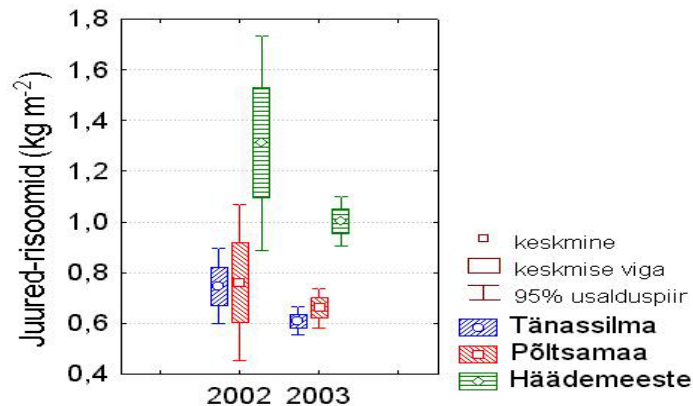
Kõigil juhtudel oli olulisuse nivoo $\alpha=0,05$.

6. Tulemused ja arutelu

6.1. Taimefraktsioonide massid

Tänassilma poolloodusliku ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgalade hundinuia fütomasside erinevate fraktsioonide pindtihedused (kg m^{-2}) ning nende põhjal arvutatud näitajate kolme aasta andmed on esitatud lisades 1–3. Kõik tunnused olid normaaljaotusega, seega kasutati tulemuste aastate- ja aladevahelisel võrdlemisel karpdiagramme (vt. joonised 18 – 23). Joonisel on esitatud keskmine, selle viga ja 95 %-lised usalduspiirid.

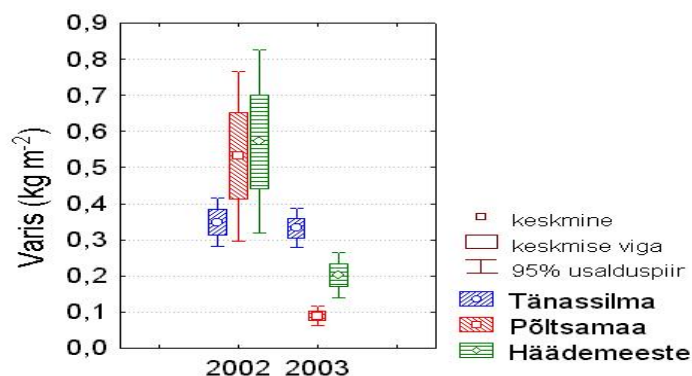
Keskmine juurte-risoomide fütomass oli suurim ($1,312 \text{ kg m}^{-2}$) Häädemeestel 2002. aastal, sama aasta väikseim kogus oli $0,734 \text{ kg m}^{-2}$ Põltsamaal. Aastatevahel puudus keskmiste maa-aluste osade masside erinevus (vt. joonis 18). 2002. aastal puudus ka aladevaheline erinevus. 2003. aastal oli Häädemeestel rohkem juuri ja risoome, kui Põltsamaal ($0,660 \text{ kg m}^{-2}$) ja Tänassilmas ($0,609 \text{ kg m}^{-2}$).



Joonis 18. Hundinuia juurte-risoomide keskmised fütomassid (kg m^{-2}), keskväärtuste vead ja 95%lised usalduspiirid Tänassilma poollooduslikul märgala ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aastal.

Maa-aluste osade fütomasside tulemusi ei saa võtta produktiooni hinnanguna, kuna monoliidiproovides ei mõõdetud eraldi surnud ja elusate juurte-risoomide osakaalu. Juurte-risoomide varieeruvus oli suurem 2002. aastal, ulatudes Häädemeestel 52 %. 2003. aastal oli sama näitaja kõigest 15,8 %. Keskmine juurte osakaal üldmassist jäi vahemikku 30,5 – 49,7 % ja aastatevahel usaldusväärsed erinevusi ei olnud.

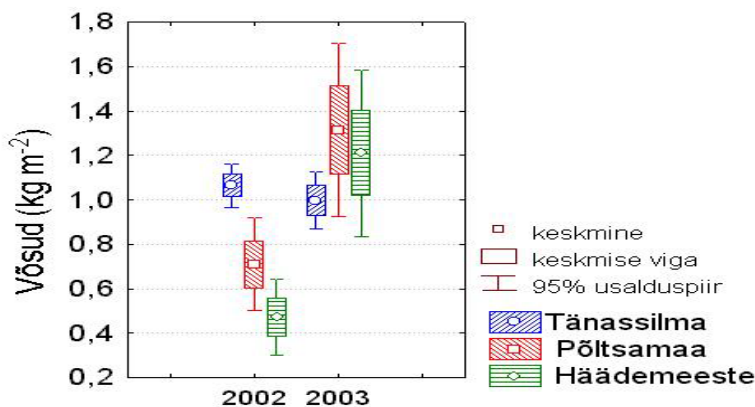
2002. aastal oli Põltsamaa ja Häädemeeste vabaveelistel märgaladel varist 0,478 ja 0,572 kg m⁻² ning Tănassilmas 0,349 kg m⁻². 2003. aastal oli varist Häädemeestel 0,202 kg m⁻² ja Põltsamaal 0,09 kg m⁻², seda oli esimese aastaga võrreldes oluliselt vähem. Tănassilmas (0,333 kg m⁻²) varise kogus ei erinenud usaldusväärselt varasemast tulemusest (vt joonis 19).



Joonis 19. Hündinuia varise keskmised fütomassid (kg m⁻²), keskväärtuste vead ja 95%lised usalduspiirid Tănassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aastal.

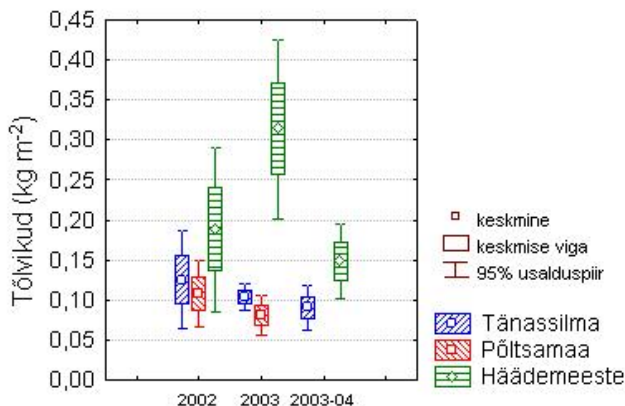
Keskmine varise osakaal maapealsete osade fütomassist oli Häädemeestel ja Põltsamaal teisel aastal oluliselt väiksem. Tănassilmas varise keskmine osakaal aastatevahel ei erinenud.

Võsude keskmine biomass oli suurim 2003. aastal Põltsamaal (1,315 kg m⁻²) ja varieeruvus oli 58,6 %. 2002. aastal oli Häädemeestel (0,471 kg m⁻²) ja Põltsamaal (0,842 kg m⁻²) oluliselt vähem võsusid kui 2003. aastal (vt. joonis 20).



Joonis 20. Hündinuia võsude keskmised biomassid (kg m⁻²), keskväärtuste vead ja 95%lised usalduspiirid Tănassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aastal.

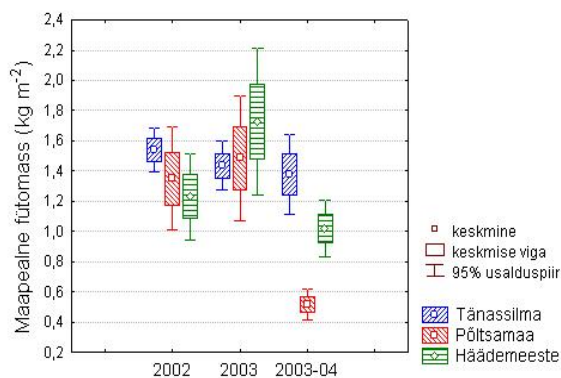
2003. aasta Häädemeeste tõlvikute keskmine mass $0,314 \text{ kg m}^{-2}$ oli suurem Tánassilma ja Põltsamaa tõlvikute keskmisest massist üle $0,2 \text{ kg m}^{-2}$. 2002. aastal ei olnud alade vahel usaldusväärsed erinevusi (vt. joonis 21).



Joonis 21. Hundinuia tõlvikute keskmised biomassid (kg m^{-2}), keskväärtuste vead ja 95%lised usalduspiirid Tánassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aastal.

Tõlvikute varieeruvus oli suurim 2002. aastal, kui variatsioonikoefitsient oli Tánassilmas 95,9 %, Häädemeestel 87,8 % ning Põltsamaal 50,5. 2003. aastal olid samad tulemused vastavalt 32,7%, 57,6 % ning 61,5%. Usalduspiiride järgi võib öelda, et talvel mõõdetud tõlvikute keskmise massi ja vahetult peale vegetatsiooniperioodi mõõdetud keskmise massi vahel erinevust ei olnud Tánassilmas, kuid oli Häädemeestel. Varieeruvus oli suurem Tánassilmas.

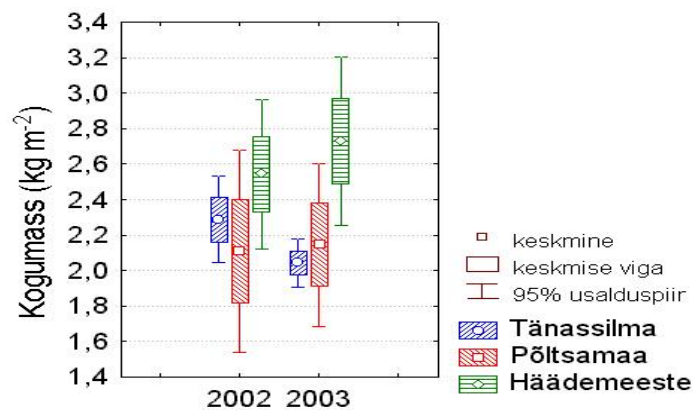
2002 ja 2003 aasta maapealsed keskmised fütomassid alade vahel ei erinenud usaldusväärselt (vt. joonis 22).



Joonis 22. Hundinuia keskmised maapealsed fütomassid (kg m^{-2}), keskväärtuste vead ja 95%lised usalduspiirid Tánassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel.

Häädemeestel ja Põltsamaal oli suvist hundinuia biomassi talveks oluliselt vähem järele jäänud. Põltsamaa avaveelises märgalas oli maapealne biomass lamandunud ning murdunud, mistõttu ei olnud järele jäänud tõlvikuid. 2002 ja 2003 aasta maapealse fütomassi varieeruvus oli Tänassilma 18,4 % ja 22,4 %, samad näitajad olid Põltsamaal vastavalt 30,6 % ja 54,9 % ning Häädemeestel 37,4 % ja 45,2 %.

Hundinuia suurim keskmine kogumass oli $2,729 \text{ kg m}^{-2}$ 2003. aastal Häädemeestel. Samal aastal oli Tänassilmas $2,043 \text{ kg m}^{-2}$ ja Põltsamaal $2,145 \text{ kg m}^{-2}$. 2002. aasta oli keskmine kogu mass Häädemeestel $2,543 \text{ kg m}^{-2}$, Tänassilma $2,287 \text{ kg m}^{-2}$ ning Põltsamaa $2,151 \text{ kg m}^{-2}$. Usaldusväärselt olid teineteisest erinevad ainult Häädemeeste ja Tänassilma 2002 aasta keskmiste üldmasside tulemused (vt. joonis 23).



Joonis 23. Hundinuia keskmised kogumassid (kg m^{-2}), keskväärtuste vead ja 95%lised usalduspiirid Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aastal.

2002. aastal oli suurim kogumassi varieeruvus 34,1 % Põltsamaal. Tänassilma ja Häädemeeste vastav näitaja oli 21,1 % ja 26,6 %.

Tänassilma, Põltsamaa ja Häädemeeste märgaladelt kogutud hundinuia maapealse osa produktsioonid olid vahemerelises kliimas saadud tulemustest, mis olid keskmisel üle $3,5 \text{ kg m}^{-2}$ (Ennabili *et al.*, 1998), poole väiksemad. Tänassilma, Põltsamaa ja Häädemeeste tulemused olid võrreldavad Donaumoosi, Saksamaa andmetega $1,3 - 1,45 \text{ kg m}^{-2}$ (Wild *et al.*, 2002).

Maa-aluse osa keskmiste fütomasside tulemused olid teistes töödes saadud tulemustega $0,7 - 1,6 \text{ kg m}^{-2}$ (Ennabili *et al.*, 1998; Romero *et al.*, 1999) samas vahemikkus.

Andmeanalüüsil uuriti ka taimekasvu sõltuvust prooviruudu paiknemisest märgalas. Tänassilma märgala oli jagatud sissevooluks, keskosaks ning väljavooluks. Põltsamaal vaadeldi erinevate piirkondadena kolme tiiki. Häädemeeste oli jagatud filtratsioonitiikide poolseks piirkonnaks ning vastas küljeks.

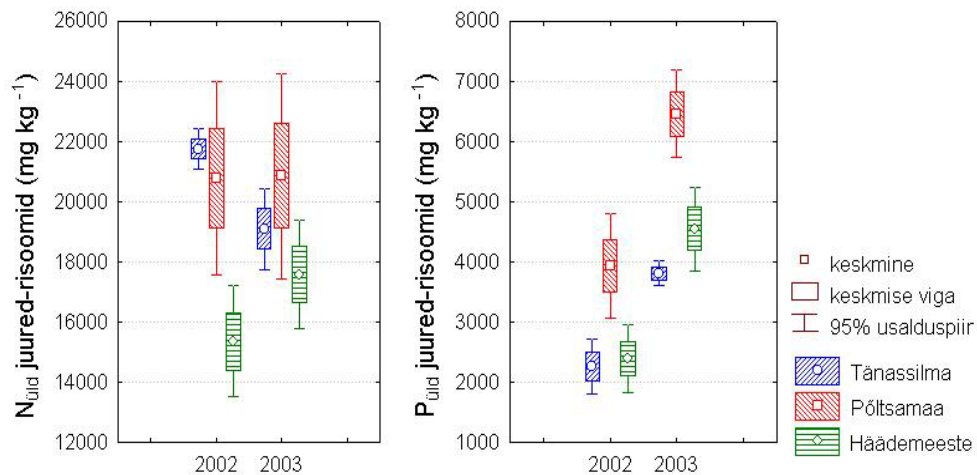
Mõlemal aastal esines Tänassilmas trend, et juurte-risoomide fütomass märgala lõpus suureneb ning võsude biomass väheneb, erinevused ei olnud siiski usaldusväärsed. Põltsamaal oli 2003. aastal usaldusväärselt rohkem võsusi ja maapealset fütomassi kahes tagumises tiigis. Häädemeestel oli mõlemal aastal juurte-risoomide osakaal usaldusväärselt väiksem sissevoolu piirkonnas.

6.2. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus taime fraktsioonides

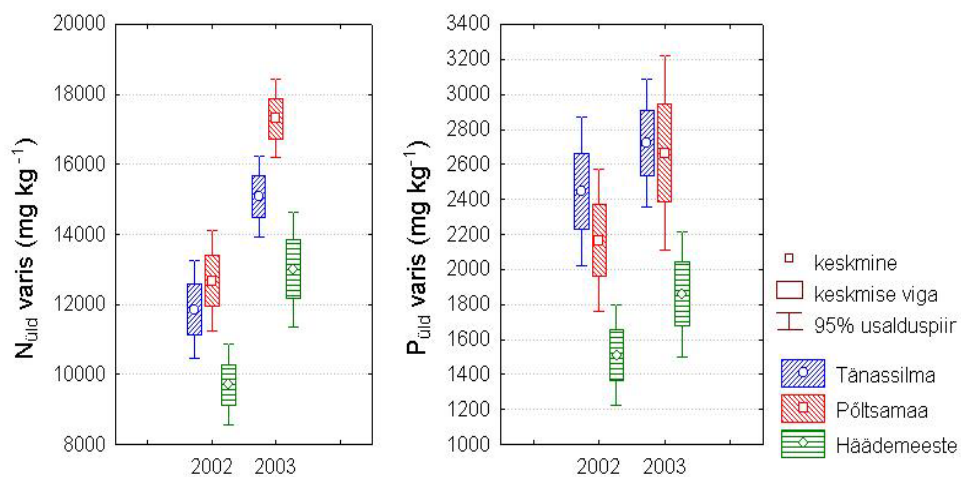
Tänassilma poolloodusliku märgala ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgalade hundinuia erinevate fraktsioonide lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisalduste andmed on esitatud lisades 4 – 6. Kõigi kolme märgala hundinuia nelja erineva taimefraktsiooni tuhasuse andmed on toodud lisas 7. Tunnused olid normaaljaotusega, seega kasutati tulemuste aastate- ja aladevahelisel võrdlemisel karpdiagramme (vt. joonised 24 – 28). Joonisel on esitatud keskmine, selle viga ja 95 %-lised usalduspiirid.

Juurtes-risoomides oli 2002. aastal suurim keskmine lämmastiku sisaldus 21760 mg N kg⁻¹ Tänassilma. Fosfori suurim keskmine sisaldus juurtes-risoomides oli 2002. aastal 3930 mg P kg⁻¹ ning 2003. aastal 6470 mg kg⁻¹, mõlemad tulemused olid Põltsamaal. Fosfori sisaldused 2003. aastal olid kõikidel aladel oluliselt suuremad 2002. aasta tulemustest. Häädemeeste ja Põltsamaa märgalade maa-aluse osa lämmastiku sisalduse kahe aasta tulemused ei erinenud. 2003. aastal oli Tänassilmas lämmastiku sisaldus usaldusväärselt väiksem kui eelneval aastal (vt. joonis 24).

Nii 2002. kui 2003. aastal oli suurim keskmine lämmastiku sisaldus Põltsamaa varises, vastavalt 12670 mg N kg⁻¹ ja 17310 mg N kg⁻¹. Mõlemal aastal oli Tänassilmas keskmine fosfori sisaldus suurim, vastavalt 2400 mg P kg⁻¹ ja 2720 mg P kg⁻¹. Need tulemused olid ainult Häädemeeste omadest usaldusväärselt suuremad. 2003. aastal oli varise lämmastiku sisaldus usaldusväärselt kõigil aladel suurem kui 2002. aastal. Ka keskmised fosfori sisaldused olid suuremad, kuid mitte usaldusväärselt (vt. joonis 25).

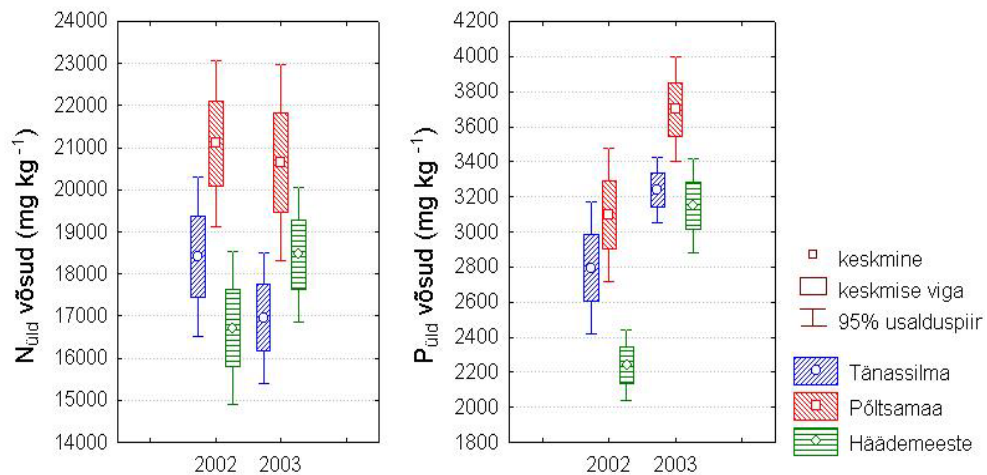


Joonis 24. Hundinuia juurte-risoomide toitainete keskmine sisaldus (mg kg^{-1}), kesk- väärtuste vead ja 95 %-lised usalduspiirid Tănassilma poollooduslikul mărgalal ning Põltsamaa ja Hăedemeeste tehismărgaladel 2002. ja 2003. aastal.



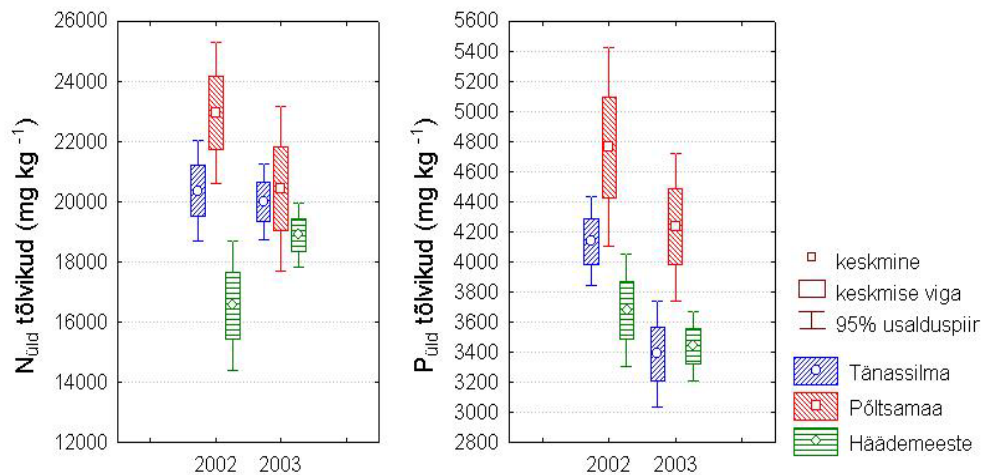
Joonis 25. Hundinuia varise toitainete keskmine sisaldus (mg kg^{-1}), kesk- väärtuste vead ja 95 %-lised usalduspiirid Tănassilma poollooduslikul mărgalal ning Põltsamaa ja Hăedemeeste tehismărgaladel 2002. ja 2003. aastal.

2002 ja 2003 aasta võsude keskmine lämmastiku ja fosfori sisaldused Tănassilmas olid vastavalt $18420 \text{ mg N kg}^{-1}$ ja $16950 \text{ mg N kg}^{-1}$ ning $2790 \text{ mg P kg}^{-1}$ ja $3240 \text{ mg P kg}^{-1}$. Samade tunnuste mõlema aasta tulemused olid Põltsamaal vastavalt $21100 \text{ mg N kg}^{-1}$ ja $20640 \text{ mg N kg}^{-1}$ ning $3100 \text{ mg P kg}^{-1}$ ja $3700 \text{ mg P kg}^{-1}$ ning Hăedemeestel $16720 \text{ mg N kg}^{-1}$ ja $18460 \text{ mg N kg}^{-1}$ ning $2240 \text{ mg P kg}^{-1}$ ja $3150 \text{ mg P kg}^{-1}$. 2003 aasta Hăedemeeste võsude elementide keskmine sisaldus oli usaldusväärselt suurem 2002. aasta keskmistest (vt. joonis 26).



Joonis 26. Hundinuia vōsude toitainete keskmine sisaldus (mg kg^{-1}), keskvaartuste vead ja 95 %-lised usalduspiirid Tānassilma poollooduslikul mārgalal ning Pōltsamaa ja Hāademeeste tehismārgaladel 2002. ja 2003. aastal.

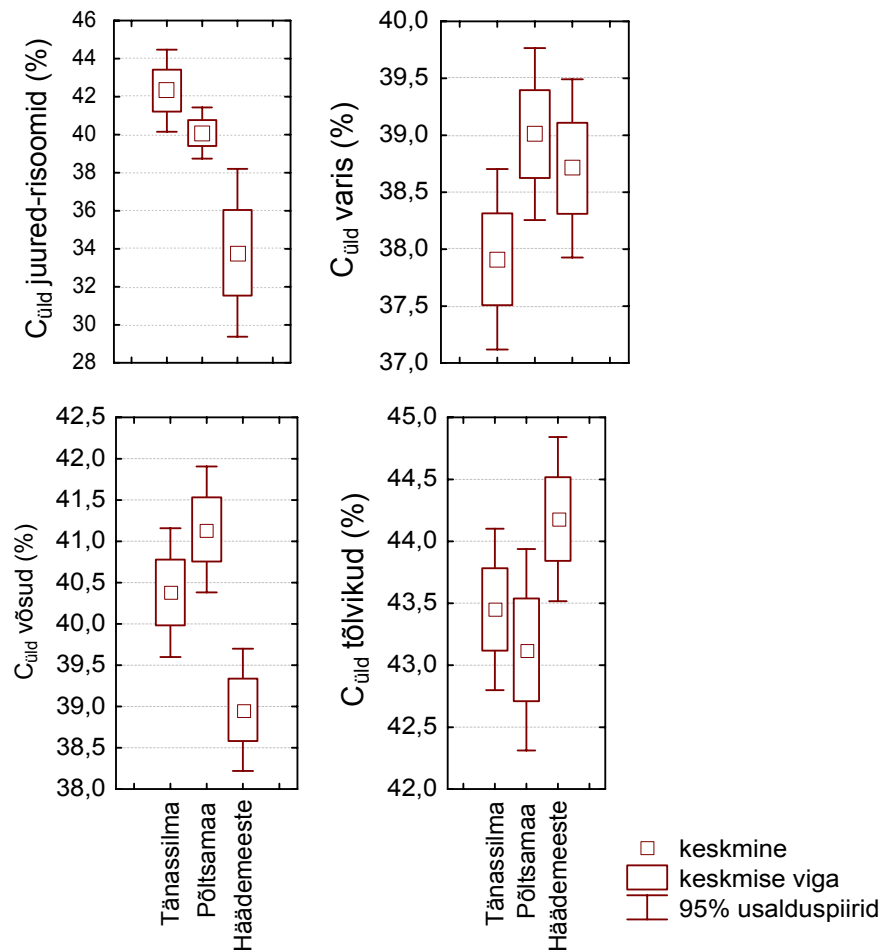
Tōlvikute suurim keskmine lāmastiku ja fosfori sisaldus oli 2002. aastal Pōltsamaal, vastavalt $22950 \text{ mg N kg}^{-1}$ ja $4760 \text{ mg P kg}^{-1}$ (vt joonis 27). Tulemused olid usaldusvārselt suuremad Hāademeeste tulemustest. 2003. aasta lāmastiku keskmised sisaldused aladevahel ei erinenud. Fosforit oli ka 2003. aastal usaldusvārselt Pōltsamaa tōlvikutes rohkem kui Hāademeestel.



Joonis 27. Hundinuia tōlvikute toitainete keskmine sisaldus (mg kg^{-1}), keskvaartuste vead ja 95 %-lised usalduspiirid Tānassilma poollooduslikul ning Pōltsamaa ja Hāademeeste tehislikel mārgaladel 2002 ja 2003 aastal.

Suurim keskmine süsiniku sisaldus oli kõigil mārgaladel tōlvikutes. Tānassilma tōlvikud sisaldasid süsiniku keskmiselt 43,5%, Pōltsamaa tōlvikud 43,1% ning

Häädemeeste tõlvikud 44,2%. Süsiniku sisalduse aladevaheline usaldusväärne erinevus oli ainult juurtes-risoomides (vt. joonis 28).



Joonis 28. Süsiniku keskmine sisaldus (%), keskväärtuste vead ja 95 %-lised usalduspiirid Tänaasilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel.

Keskmine süsiniku sisaldus kõigi kolme märgala hundinuia maapealsetes osades varieerus vahemikus 2,2 – 3,8 % ning maa-aluses osas 10,1 – 21,1 %. Väikese varieeruvuse tõttu ei tehtud süsiniku analüüse teisel aastal.

Fraktsioonidest oli suurim keskmine fosfori sisaldus juurtes-risoomides. Maa-aluses osas oli Põltsamaal 6470 mg P kg⁻¹ ning Häädemeestel 4550 mg P kg⁻¹. Vaatamata, et maa-aluses osas ei olnud uuritud eraldi bio- ja nekromassi.

Süsiniku ja lämmastiku suurimad keskmised sisaldused olid tõlvikutes. Tõlvikute suurim keskmine süsiniku sisaldus oli 44,2 % Häädemeestel ning suurim keskmine lämmastiku sisaldus 22950 mg N kg⁻¹ Põltsamaal.

Elementide sisaldus fraktsioonides oli märgalade kaupa sageli usaldusväärselt erinev. Elementide sisalduste analüüs kinnitas fraktsiooni masside analüüsi tulemusi. Nii Põltsamaal kui Häädemeestel on suurimad keskmised elementide sisaldused hundinuia fraktsioonides ning samuti elementide varieeruvus.

Keemiliste elementide sisaldused erinevates maapealsetes osades kinnitasid toitainete kogunemist tõlvikutesse. Taimekasvuks vajalik lämmastik ja fosfor võetakse taimedesse juurte-risoomide kaudu. Hundinuia paljunemine ja levimine toimub risoomide ja tõlvikutes valmivate seemnete abil, seetõttu elementide kõrgem kontsentratsioon nendes fraktsioonides tagab ebasoodsate tingimuste üleelamise ja uute taimede kasvamamineku (Blake, Dubois, 1982 *cit* Ennabili *et al.*, 1998).

Lämmastiku keskmine sisaldus biomassi kuivaines jäi 1,65 ja 2,3 % vahele ning suurim fraktsioonisene kõikumine oli 10000 mg N kg⁻¹ (1,0 % N kuivaines), mis moodustas poole keskmisest sisaldusest. Keskmine fosfori sisaldus biomassis oli 0,3 ja 0,9 % vahemikus, ning suurim fraktsioonisene kontsentratsiooni erinevus oli 4000 mg P kg⁻¹ (0,4 % P kuivaines). Lämmastiku ja fosfori sisaldused varieerusid suurtes vahemikes.

Nii maapealse kui maa-aluse fütomassi keskmised elementide sisaldused olid sarnased kirjanduse andmetega. Taimedes on 1,6 – 2,5 % lämmastikku, 0,2 – 0,5 % fosforit ning 40 – 43 % süsinikku (Kadlec, Knight, 1996; Lim *et al.*, 2001; Hume *et al.*, 2002; Welsch, Yavitt, 2002). Varise lämmastiku ja fosfori keskmine kontsentratsioon jääb vahemikku 1,1 – 1,5 % N ning 0,1 – 0,3 % P (Kadlec, Knight, 1996).

Analüüsi ka elementide sisalduste sõltuvust prooviruutude asukohast. Kohtadevahelisel võrdlusel ala sees ilmnes Tänassilmas ja Häädemeestel tendents, et N, P ja C sisaldused hundinuia fraktsioonides olid sissevoolus suuremad, kuid usaldusväärsed erinevusi oli vähe. Põltsamaal ei olnud prooviruutude ja elementide kontsentratsiooni vahel seost.

Lämmastiku ja fosfori vähenemine Tänassilma osades fraktsioonides väljavoolu suunas võib olla põhjustatud märgala suurusest (69 ha), mis on Häädemeestest (0,72 ha)

ning Põltsamaast (1,21 ha) märgatavalt suurem. Vastavalt on Tănassilmas ka pikem viibeag.

6.3. Taimefraktsioonide masside ja elementide sisalduste seos

Tunnustevahelise seose tugevuse, suuna ja olulisuse hindamiseks tehti korrelatsioonanalüüs igal märgalal eraldi.

Taimefraktsioonide masside vahelisel korrelatsioonianalüüsil oli seos 2003. aasta võsude ja tõlvikute biomasside vahel nii Põltsamaal kui Hädemeestel. Korrelatsioonikordajad olid vastavalt $r=0,7329$ ning $r=0,7879$. Võsude suurema biomass korral valmis rohkem tõlvikuid. 2003. aasta Põltsamaa juurte-risoomide ja võsude vahel oli usaldusväärne korrelatsioon ($r=0,6865$). 2002. aasta Põltsamaa juurte-risoomide ning tõlvikute ja varise vahel olid usaldusväärsed korrelatsioonid, korrelatsioonikordajad olid vastavalt $r=0,7680$ ja $r=0,9031$. Kogu maapealse fütomassiga ei korreleerunud juurte-risoomide fütomass kummalgi aastal.

Ilmnesid varise osakaalu ning nii tõlvikute kui võsude lämmastiku ja fosfori sisalduste vahel usaldusväärsed seosed. 2002 aasta Tănassilma varise osakaalu ja tõlvikute üldlämmastiku vahel oli korrelatsioon ($r=0,8510$). 2003. aastal oli Hädemeeste varise osakaalul ning võsude üldfosfori sisaldusel usaldusväärne seos ($r=0,7381$). Varise osakaalu suurenemisel maapealses fütomassis suureneb elementide sisaldus võsudes ja tõlvikutes. Vegetatsiooniperioodi lõpuks valmivad tõlvikud moodustavad varte kaudu juurtest-risoomidest ja ka lehtedest sinna liikunud lämmastik ja fosfor. Tõlvikutes valminud seemnete elujõu tagamiseks on varutud piisav kogus toitaineid. Prooviruutudelt korjatud varise moodustas hundinuia lehed. Elementide vähenemisel võsudes kiireneb varise tekkimine. Sellele viitas ka 2002 aasta Põltsamaa varise ja tõlvikute fütomasside vaheline usaldusväärne seos ($r=0,9171$). Ka keskmiste varise, tõlvikute ja võsude masside alade- ja aastatevaheline võrdlus (vt. jooniseid 19 – 21) viitas elementide liikumisele tõlvikutesse.

Fraktsioonide elementide sisalduste omavahelised korrelatsioonid kinnitasid, et ühe elemendi kontsentratsiooni suurenemisel kasvas ka teiste elementide sisaldus. 2002 aasta Hädemeeste tõlvikutes oli seos üldlämmastikul üldfosforiga ($r=0,7899$) ja süsinikuga ($r=0,7309$) ning samas oli ka korrelatsioon süsiniku ja üldfosfori vahel,

$r=0,8258$. Lämmastik ja fosfor on põhitoitained ning süsiniku on $\sim 40\%$ taimedes, mistõttu elutsükli läbimiseks on vajalik kõigi kolme elemendi olemasolu.

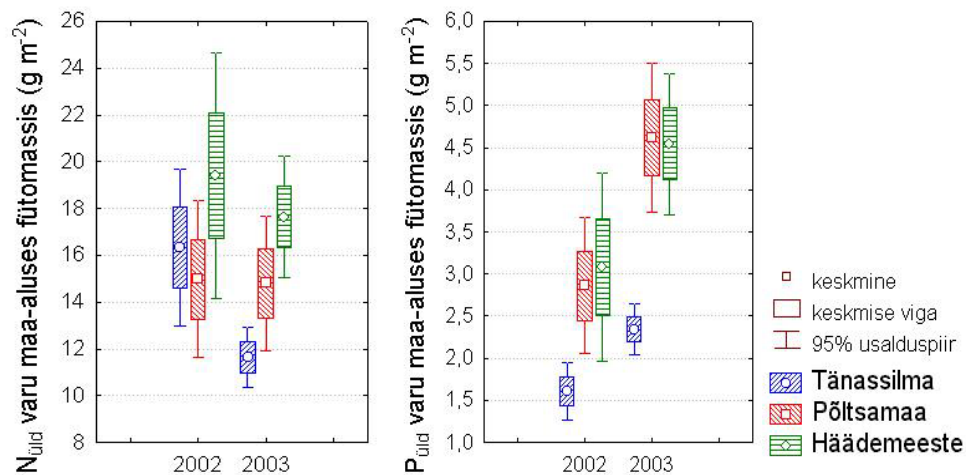
Tunnustevahelise korrelatsioonide analüüsi tulemused kordusid samal märgalal järgmisel aastal ainult Põltsamaa juurte-risoomide lämmastiku ja fosfori sisalduste korral. 2002. aastal oli juurte-risoomide lämmastiku ja fosfori sisalduste korrelatsioonikordaja $r=0,9544$ ning 2003. aastal $r=0,9161$. Samasugune seos oli ka Häädemeeste 2002 aasta juurte-risoomide lämmastiku ja fosfori vahel ($r=0,7124$), teise aasta korrelatsiooni tulemus ei olnud enam usaldusväärne. Juurte-risoomide elementide suhted kinnitavad maa-aluse osa elementide kontsentratsioonide uurimisalade vahelise võrdluse tulemusi. Tulemused näitasid, et kõigis hundinuia juurtes-risoomides oli suurema lämmastiku sisalduse korral ka suurem fosfori kontsentratsioon.

6.4. Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu

Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgalade hundinuia erinevate fraktsioonide lämmastiku, fosfori ja süsiniku varude andmed on esitatud lisades 8 – 13. Tunnused olid normaaljaotusega, seega kasutati tulemuste aastate- ja aladevahelisel võrdlemisel karpdiagramme (vt. joonised 29 – 30). Joonisel on esitatud keskmine, selle viga ja 95 %-lised usalduspiirid.

2002. ja 2003. aastal jäi keskmine lämmastiku varu Tänassilmas vahemikku $11,6 - 16,3 \text{ g N m}^{-2}$, fosfori varu $0,8 - 2,34 \text{ g P m}^{-2}$ ning süsiniku oli 320 g C m^{-2} . Samade keskmiste tulemused olid Põltsamaal $14,8 - 15,0 \text{ g N m}^{-2}$, $2,86 - 4,62 \text{ g P m}^{-2}$ ja 303 g C m^{-2} ning Häädemeestel $17,6 - 19,4 \text{ g N m}^{-2}$, $3,08 - 4,54 \text{ g P m}^{-2}$ ning 460 g C m^{-2} .

Joonisel 29 on toodud 2002. ja 2003. aasta keskmised lämmastiku ja fosfori varud varu Tänassilma, Põltsamaa ja Häädemeeste märgalade hundinuia juurtes-risoomides.

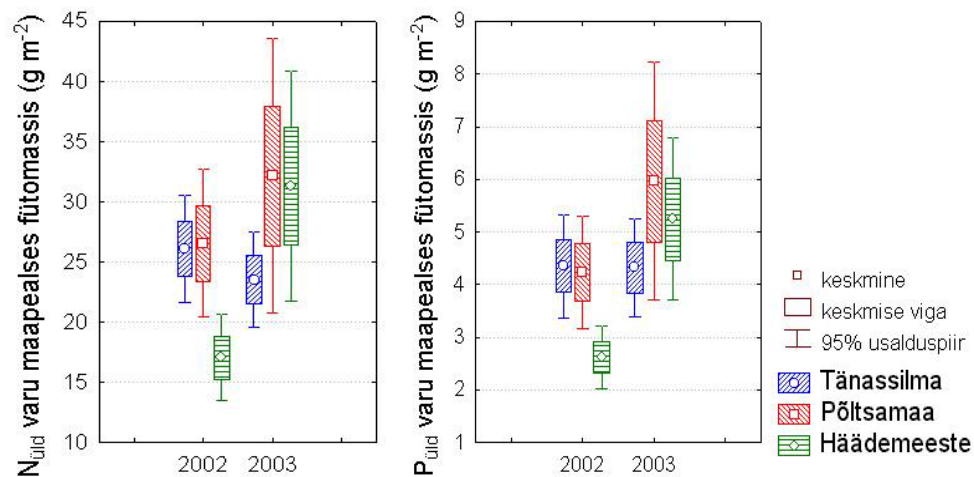


Joonis 29. Maa-aluse fütomassi keskmine lämmastiku ja fosfori varud (g m^{-2}), kesk-
väärtuste vead ning 95-%lised usalduspiirid Tõnassilma poollooduslikul
märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. a.

Lämmastiku varu maa-aluses osas oli 2003. aastal Tõnassilmas usaldusväärselt väiksem 2002. aasta tulemusest. Fosfori varu oli Tõnassilma ja Põltsamaa märgaladel suuremad teisel aastal. Mõlemal aastal oli Häädemeeste ja Põltsamaa juurtes-risoomides fosfori varu suurem kui Tõnassilma juurtes-risoomides.

Maapealse osa suurim keskmine lämmastiku ja fosfori varu oli 2003. aastal Põltsamaal vastavalt $32,2 \text{ g N m}^{-2}$ ja $5,96 \text{ g P m}^{-2}$. Tõnassilmas ja Häädemeestel olid toitainete keskmised varud vastavalt $23,5 \text{ g N m}^{-2}$ ja $4,32 \text{ g P m}^{-2}$ ning $31,3 \text{ g N m}^{-2}$ ja $5,24 \text{ g P m}^{-2}$. 2002. aasta tulemused olid Põltsamaal vastavalt $26,5 \text{ g N m}^{-2}$ ja $4,24 \text{ g P m}^{-2}$, Tõnassilmas $23,5 \text{ g N m}^{-2}$ ja $4,32 \text{ g P m}^{-2}$ ning Häädemeestel $17,0 \text{ g N m}^{-2}$ ja $2,62 \text{ g P m}^{-2}$. Süsiniku suurimad keskmised varud olid Tõnassilmas 599 g C m^{-2} ja Põltsamaal 600 g C m^{-2} . Häädemeestel oli süsiniku üle 100 g C m^{-2} vähem.

Joonisel 30 on toodud 2002. ja 2003. aasta keskmised lämmastiku ja fosfori varud ning 2002. aasta keskmise süsiniku varu hundinuia maapealse osas Tõnassilma, Põltsamaa ja Häädemeeste märgaladel.



Joonis 30. Maapealse fütomassi keskmine lämmastiku ja fosfori varud (g m^{-2}), kesk-
väärtuse vea ning 95%-lised usalduspiirid Tännasilma poollooduslikul
märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. a.

Lämmastiku ja fosfori varud olid Häädemeeste maapeelses fütomassis 2002. aastal usaldusväärsemalt väiksemad kui 2003. aastal.

Saadud toitainete varude andmed olid sarnased kirjandusest leitud tulemustega. Maapeelses biomassis oli lämmastikku 20 – 250 g N m^{-2} ja fosforit 3 – 15 g P m^{-2} (Brix, 1997; Ennabili *et al.*, 1998; Lim *et al.*, 2001). Pilliroo (*Phragmites australis*) elementide varu pinnaühiku kohta on 16 – 65,2 g N ha^{-1} ja 1,6 – 5,6 g P m^{-2} (Ennabili *et al.*, 1998; Geller, 1997 ja Obarska-Pempkowiak, 1997 cit Kuusemets *et al.*, 2002).

7. Järeldused ja kokkuvõte

Ökotehnoloogilise puhastusmeetodina kasutatakse reovee puhastamiseks ja kvaliteedi parandamiseks tehismärgalasid. Tänu madalatele ehitus- ja majanduskuludele ning suuremale töökindlusele on vabaveelised märgalad ja pinnasfiltrid odavaks alternatiiviks nõrgfiltritele ja aktiivmudapuhastitele.

Heitveepuhastus-tehismärgalasid kasutatakse laialdaselt orgaanika, lämmastiku ja fosfori ühendite eemaldamiseks nii majapidamis kui ka tööstusreoveest.

Puhastusprotsessi kõrvalsaaduseks on biomass, mida on võimalik kasutada alternatiivse ehitusmaterjalina ning toorainena keemiatööstuses, meditsiinis ja energeetikas. Märgalade kasutamine nii reovee käitlemiseks kui biomassi tootmiseks täiendaks märkimisväärselt senist toidutootmisele orienteeritud põllumajanduslikku maakasutust. Tehismärgalasid on võimalik edukalt sobitada isegi suurematesse linnadesse. Märgalad on pesitsuskohaks ja varjumiseks rohkele lindudele ja imetajatele.

Kõige sagedamini kasutatavad liigid on harilik pilliroog (*Phragmites australis*), järvkaisel (*Schoenoplectus lacustris*) ja hundinui (*Typha latifolia* või *angustifolia*).

Antud magistritöö eesmärk oli anda lühiülevaade hundinuia kasutamisest ja sellega seotud protsessidest taimestatud tehismärgalades ning hundinuia biomassi potentsiaalsest rakendamisest kui alternatiivne ehitusmaterjal ja energiatooraine.

Töö eksperimentaalses osas uuriti esmakordselt Eestis hundinuiakoosluste fütomassi, produktsiooni ning lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisalduste varieeruvust Häädemeeste ja Põltsamaa tehismärgaladel ning Tänassilma poollooduslikul märgalal.

Suurim keskmine maapealne fütomass oli Häädemeestel – 1,727 kg m⁻² 2003. aastal. Tänassilma ja Põltsamaa tulemused olid vastavalt 1,434 kg m⁻² ja 1,485 kg m⁻². 2002 aasta keskmised maapealsete fütomasside tulemused olid 1,54 kg m⁻² Tänassilmas, 1,417 kg m⁻² Põltsamaa ning 1,231 kg m⁻² Häädemeestel. Häädemeeste tõlvikute ning juurte-risoomide fütomassid ja kogumassi keskmised olid nii 2002. ja 2003. aastal suuremad kui Tänassilmas või Põltsamaal. Tunnuste keskmised varieeruvused oli peaaegu alati suuremad Häädemeestel ning Põltsamaal. Põhjuseks võib olla, et

Tänassilma poollooduslik märgala on oluliselt vanem ja suurem, mistõttu taimede kasv ei ole mõjutatud välistest teguritest.

Prooviruutude paiknemise ja fütomasside sõltuvuse uurimisel tuli Tänassilmas esile trend, et juurte-risoomide fütomass märgala lõpus suureneb ning võsude biomass väheneb, erinevused ei olnud siiski usaldusväärsed. Põltsamaal oli 2003. aastal usaldusväärselt rohkem võsusid ja maapealset fütomassi kahes tagumises tiigis. Häädemeestel oli mõlemal aastal juurte-risoomide osakaal usaldusväärselt väiksem sissevoolu piirkonnas.

Nii maapealse kui maa-aluse fütomassi tulemused olid võrreldavad kirjanduses leitud andmetega.

Suurim keskmine fosfori sisaldus oli juurtes-risoomides 2003. aastal. Maa-aluses osas oli Põltsamaal $6470 \text{ mg P kg}^{-1}$ ning Häädemeestel $4550 \text{ mg P kg}^{-1}$. Vaatamata sellele, et ei olnud uuritud eraldi maa-aluses osas bio- ja nekromassi.

Süsiniku ja lämmastiku suurimad keskmised sisaldused olid tõlvikutes. Tõlvikute suurim keskmine süsiniku sisaldus oli 44,2 % Häädemeestel ning suurim keskmine lämmastiku sisaldus $22950 \text{ mg N kg}^{-1}$ Põltsamaal.

Elementide sisaldus fraktsioonides oli märgalade kaupa sageli usaldusväärselt erinev. Sisalduste analüüsist selgus, et aladel toimub toitainete kogunemine tõlvikutesse. Ka kinnitas sisalduste analüüs fraktsioonide masside analüüsi tulemusi. Hundinuia fraktsioonide elementide keskmised sisaldused ning nende varieeruvused olid suurimad Põltsamaal ja Häädemeestel.

Korrelatsioonianalüüs näitas, et varise osakaalu suurenemisel maapealses fütomassis suureneb elementide sisaldus nii võsudes kui ka tõlvikutes. Varise moodustumisel peale vegetatsiooniperioodi toimub fosfori liikumine lehtedest allesjäävatesse vartesse ja valmivatesse viljadesse. Seejärel lehed surevad ning moodustub varis. Positiivne korrelatsioon võsude ja tõlviku biomasside vahel näitas, et võsude suurema biomassi korral valmib ka rohkem tõlvikuid.

Fraktsioonide elementide sisalduste omavahelised korrelatsioonid kinnitasid, et ühe elemendi kontsentratsiooni suurenemisel kasvas ka teiste elementide sisaldus.

Uuritud alade vahel olid lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisalduste usaldusväärsed erinevusi nii võsudes, tõlvikutes kui juurtes-risoomides.

Kohtadevahelisel võrdlusel ala sees ilmnes Tănassilmas ja Hăădemeestel tendents, et N, P ja C sisaldused hundinuia fraktsioonides olid sissevoolus suuremad, kuid usaldusvăärseid erinevusi oli văhe. Pôltsamaal ei olnud prooviruutude ja elementide kontsentratsioonide vahel seost. Tănassilma poolloodusliku mărgala puhul vôib pôhjuseks olla alade suurus (69 ha), mis on kőmneid kordi suurem kui Pôltsamaa ja Hăădemeeste jărelpuhastid.

Elementide keskmised hektaritagavarad maa-aluses osas olid suurimad Hăădemeeste tehismărgalal ning maapealses osas Pôltsamaal.

Elementide pinnaűhiku kohta arvatatud keskmiste varude tulemuste erinevus mărgalade vahel oli tingitud nii fraktsioonide massidest kui ka elementide sisalduste suurest varieeruvusest. Lămmastiku keskmine sisaldus biomassi kuivaines jăi 1,65 ja 2,0 % vahel ning suurim fraktsioonisisene kőikumine oli 0,6 %. Fosfori sisaldus biomassis oli vahemikus 0,3 ja 0,6 %, ning suurim fraktsioonisisene erinevus oli 0,4 % .

Kőigil aladel tuleks vôtta hundinuia maa-aluste osade lisaproove, et saada teada elavate ja surnud juurte suhe ning hinnata juurte-risoomide aastast produktsiooni.

Vôrdluseks vôiks uurida ka hundinuia kooslusi looduslikus kasvukohas.

Edaspidi on kavas vôrrelda hundinuia biomassi ja toitainete sisalduse andmeid Pôltsamaa ja Hăădemeeste tehismărgalades ning Tănassilma poollooduslikus mărgalas mőđdetud reoveenăitajate andmetega.

Hundinuia biomassi alternatiivseid kasutusvôimalusi nii ehitusematerjalide kui ka energeetika toorainena on kavas tulevikus lăhemalt uurida.

8. TÄNUAVALDUS

Olen tänulik kõigile, kes olid abiks käesoleva töö valmimisel.

Suur tänu vanemteadur Krista Lõhmusele TÜ geograafia instituudist konsultatsioonide eest. Tänan ka kursusekaaslasid Kaido Soosaart ja Marko Metsmäginit, kes aitasid kaasa välitöödel.

Eriti tahan tänada oma juhendajat professor Ülo Manderit TÜ geograafia instituudist asjalike nõuannete ja minu teadusalase tegevuse suunamise eest

Variation of biomass and nutrient content of cattail populations in wastewater treatment wetlands

Summary

Plants are an important part of constructed wetlands for wastewater treatment. Macrophytes are taking up nutrients that are assimilated in the tissues of the plants, provide a surface for microorganisms, insulate the surface against frost during winter, transport oxygen from atmosphere to littoral, create habitats for birds and mammals, increase the aesthetic value of the site.

The aim of this paper is to evaluate common cattail (*Typha latifolia*) biomass production and annual assimilation in phytomass of nitrogen, phosphorus in Häädemeeste and Põltsamaa free water surface flow constructed wetlands and Tänassilma semi-natural treatment wetland.

Tänassilma seminatural wetland is located in a primeval valley, 0.5 km from town of Viljandi (~14 000 inhabitants). Since 1948, large amounts of untreated municipal wastewater were discharged into the wetland. Wetland with area of 69 ha is covered mainly with dense cattail stands.

Põltsamaa constructed wetland system is a cascade of 4 serpentine ponds with aquatic macrophytes, located in the floodplain of the Põltsamaa River. This system is designed for secondary treatment of wastewater from the conventional treatment plant. It treats wastewater from the town of Põltsamaa (~5000 inhabitants).

Häädemeeste constructed wetland system consists of conventional treatment plant, five infiltration ponds and cattail freewater basin. Wetland treats municipal water for the settlement of Häädemeeste. The primary purpose of the wetland is for the removal of nitrogen and phosphorus.

The cattail phytomass measurements were performed after maximal growth of macrophytes, at the end of August and the beginning of September in 2002 and 2003 and at the beginning of January in 2004. Cattail was divided into four fractions: roots-rhizomes, shoots, spadixes and litter. The weight of cattail fractions was measured on 15 1-m² plots in Tänassilma, on 15 plots in Põltsamaa and on 10 plots in Häädemeeste, nutrients content was analysed from 9 samples in Tänassilma and Põltsamaa, and from 10 samples in Häädemeeste each fraction.

The highest average aboveground cattail phytomass was 1.727 kg m^{-2} in Häädemeeste in 2003. In Põltsamaa were the highest average aboveground cattail phytomass 1.485 in 2003 and Tänassilma were the highest average value 1.54 kg m^{-2} in 2002, respectively. The average total aboveground phytomass of whole plant was not significantly different in all free wetlands. The highest average below-ground phytomass were 1.312 kg m^{-2} in Häädemeeste in 2002, same results were 0.734 kg m^{-2} in Põltsamaa and 0.747 kg m^{-2} in Häädemeeste.

The aboveground biomass production results in studied systems are smaller than reported by Ennabili *et al.* (1998) – 3.5 kg m^{-2} , but exceed those found in Germany ($1.3 - 1.45 \text{ kg m}^{-2}$; Wild *et al.*, 2002). The roots-rhizomes results in Tänassilma seminatural wetland and Põltsamaa and Häädemeeste constructed wetlands were similar to those recorded by Ennabili *et al.* (1998) and Romero *et al.* (1999). The results varied from 0.7 to 1.6 kg m^{-2} .

The average nitrogen content was greater in spadixes in Põltsamaa in 2002 – $22950 \text{ mg N kg}^{-1}$. The highest average phosphorus content $6470 \text{ mg P kg}^{-1}$ was in the roots-rhizomes in Põltsamaa in 2003. The highest nitrogen and phosphorus contents in Tänassilma were in roots-rhizomes ($21760 \text{ mg N kg}^{-1}$) and in spadixes ($4140 \text{ mg P kg}^{-1}$). There were $18900 \text{ mg N kg}^{-1}$ in spadixes and $4550 \text{ mg P kg}^{-1}$ in roots-rhizomes in Häädemeeste.

NP contents in plant fractions demonstrated that nitrogen and phosphorus are stored in reserve organs after fruiting stage.

Nutrient contents in cattail tissues were similar than estimated by Kadlec and Knight (1996), Ennabili *et al.* (1998) and Hume *et al.* (2002). Shoots and roots-rhizomes contain $2.0 - 2.5 \%$ nitrogen (Kadlec, Knight, 1996; Ennabili *et al.*, 1998), 0.25% phosphorus (Kadlec, Knight, 1996; Ennabili *et al.*, 1998) and $40 - 44 \%$ carbon (Hume *et al.*, 2002). A half of nutrients are assimilated in litter – 1.2% N and 0.12% P (Kadlec, Knight, 1996).

There was found positive correlation between nitrogen and phosphorus contents in cattail fractions. Correlations between element's contents and plant fractions were non - significant.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Allen, W.C., Hook, P.B., Biederman, J.A., Stein, O.R.** 2002. Temperature and wetland plant species effects on wastewater treatment and root zone oxidation. *J. Environ. Qual.*, 31(3), 1010-1016.
- Bachand, P.A.M., Horne, A. J.** 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecol. Eng.*, 14(1-2), 17-32.
- Brix, H.** 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Tech.*, 35(5), 11-17.
- Cerezo, R.G., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M. R.** 2001. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecol. Eng.*, 16(4), 501-517.
- Chabbi, A., McKee, K.L., Mendelssohn, I.A.** 2000. Fate of oxygen losses from *Typha domingensis* (Typhaceae) and *Cladium jamaicense* (Cyperaceae) and consequences for root metabolism. *Am. Jour. Bot.*, 87(8), 1081-1090.
- Clarke, E., Baldwin, A.H.** 2002. Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecol. Eng.*, 18(3), 257-264.
- Encyclopædia Britannica** 1984, Vol. 12. Chicago, 450-451.
- Ennabili, A., Ater, M., Radoux, M.** 1998. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquat. Bot.*, 62(1), 45-56.
- Grace, J.B., Wetzel, R.G.** 1998. Long-term dynamics of *Typha* populations. *Aquat. Bot.*, 61(2), 137-146.
- Hill, D.T., Payane, V.W.E., Rogers, J.W., Kown, S.R.** 1997. Ammonia effects on the biomass production wetland plant species. *Bioresour. Technol.*, 62, 109-113.
- Huang, J., Reneau Jr R.B., Hagedorn, C.** 2000. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Res.*, 34(9), 2582-2588.
- Hume, N.P., Fleming, M.S., Horne, A.J.** 2002. Plant carbohydrate limitation on nitrate reduction in wetland microcosms. *Water Res.*, 36(3), 577-584.
- Jespersen, D.N., Sorrell, B.K., Brix, H.** 1998. Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis. *Aquat. Bot.*, 61(3), 165-180.

- Kadlec, R.H., Knight, R.L.** 1996. Treatment wetlands. CRC Lewis Publisher, New York, 893 pp.
- Kask, L.** 2003. Saaremaa märgaladebiomassi produktsioon ja selle energeetilise kasutamise võimalusi. Magistritöö. Tallinna Tehnikaülikool.
- Kim, C., Shin, H., Choi, H.-K.** 2002. A phenetic analysis of *Typha* in Korea and far east Russia. *Aquat. Bot.*, 1609, 1-11.
- Krall, H., Kukk, T., Kull, T., Kuusk, V., Leht, M., Oja, T., Reier, U., Sepp, S., Zingel, H., Tuulik, T.** 1999. Eesti taimede määraja (toim. M.Leht). Taru, EPMÜ ZBI, 380 pp.
- Kuusemets, V., Lõhmus, K., Mander, Ü.** 2002. Nitrogen and phosphorus assimilation and biomass production by *Scirpus sylvaticus* and *Phragmites australis* in horizontal subsurface flow constructed wetland. In 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, University of Dar es Salaam, Tanzania, 2, pp 930-933.
- Käki, T., Ojala, A., Kankaala, P.** 2001. Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. and *Typha latifolia* L. in a boreal lake. *Aquat. Bot.*, 71(4), 259-271.
- Lim, P.E., Wong, T.F., Lim, D.V.** 2001. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environ. Int.*, 26(5-6), 425-431.
- Lorenzen, B., Brix, H., Mendelssohn, I.A., McKee, K.L., Miao, S.L.** 2001. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. *Aquat. Bot.*, 70(2), 117-133.
- Mander, Ü., Strandberg, M., Mäuring, T., Remm, K.** 2001a. Wetlands as essential basis for sustainable development: Estonian case. In: Villacampa, Y., Brebbia, C.A. and Uso, J.-L. (Eds) *Ecosystems and Sustainable Development III*, WIT Press, Southampton and Boston, pp 459-467.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Öövel, M., Mäuring, T., Ihme, R., Pieterse, A.** 2001b. Wastewater purification efficiency in experimental treatment wetlands in Estonia. *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publisher, Leiden, The Netherlands, pp 201-224.

- Mauring, T.** 2002. Häädemeeste municipality constructed infiltration wetland. Coalition Clean Baltic, 1-4 [Report's manuscript].
- Mauring, T.** 2003. The use of reed and cattail produced in constructed wetlands as building material. In Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale. Publicationes Instituti Geographici Tartuensis, Vol. 94; Mander, Ü., Vohla, C. and Poom, A. Eds.; Tartu, pp 286-288.
- Nõges, P., Järvet, A.** 2002. Response of a natural river valley wetland to supplementary runoff and pollutant load from urban wastewater discharge. In: Mander, Ü., Jenssen, P (Eds.) Natural Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates, Advances in Ecological Sciences, Vol. 12, WIT Press, Southampton, Boston, pp. 101-126.
- Newman, S., Schuette, J., Grace, J.B., Rutchey, K., Fontaine, T., Reddy, K.R., Pinney, M.P., Westerhoff, P.K., Baker, L.** 2000. Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. Water Res., 34(6), 1897-1911.
- Romero, J.A., Comín, F.A., García, C.** 1999. Restored wetlands as filters to remove nitrogen. Chemosphere, 39(2), 323-332.
- Rubio, G., Oosterheld, M., Alvarez, C.R., Lavado, R.S.** 1997. Mechanisms for the increase in phosphorus uptake of waterlogged plants: soil phosphorus availability, root morphology and uptake kinetics. Oecologia, 112, 150- 155.
- Scholz, M., Xu, J.** 2002. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. Bioresour. Technol., 83(2), 71-79.
- Solano, M.L., Sorino, P., Ciria, M.P.** 2004. Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. Biosystems Engineering, 87(1), 109-118.
- Truu, J.** 2002 Kommunaalheitvee koostis. [Report's manuscript].
- Vymazal, J.** 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. Ecol. Eng., 18, 633-646.
- Weihe, P.E., Neely, R.K.** 1997. The effects of shading on competition between purple loosestrife and broad-leaved cattail. Aquat. Bot., 59(1-2), 127-138.
- Welsch, M., Yavitt, J.B.** 2002. Early stages of decay of *Luthrum salicaria* L and *Typha latifolia* L in a standing-dead position. Aquat. Bot., 1610, 1-13.

Wiessner, A., Kuschak, P., Stottmeister, U. 2002. Oxygen release by roots of *Typha latifolia* and *Juncus effusus* in laboratory hydroponic systems. *Acta Biotechnol*, 22(1-2), 209-216.

Wild, U., Kamp, T., Lenz, A., Heinz, S., Pfadenhauer, J. 2001. Cultivation of *Typha* spp. in constructed wetlands for peatland restoration, *Ecol. Engin.*, 17(1), 49-54.

Wild, U., Kamp, T., Lenz, A., Heinz, S., Pfadenhauer, J. 2002. Vegetation development, nutrient removal and trace gas fluxes in constructed *Typha* wetlands. In: Mander, Ü., Jenssen, P (Eds.) *Natural Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates, Advances in Ecological Sciences*, Vol. 12, WIT Press, Southampton, Boston, pp 101-126.

Täiendavad materjalid:

Cattail Chemurgy. [<http://www.newton.dep.ang.gov/natbltn/400-499/nb416.htm>].
09/11/2002.

Keskkonnateenistused: Jõgevamaa keskkonnateenistus: veekvaliteedi andmed.
Pärnumaa keskkonnateenistus: veekvaliteedi andmed.
Viljandimaa keskkonnateenistus: veekvaliteedi andmed.

Lisad

Lisa 1

Hundinuia maapealne ja maa-alune fütomass (kg m^{-2}) Tännassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

Tännassilma valim n=15	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Juured-risoomid	kg m^{-2}	0,747 $\pm$ 0,08	0,343	1,254	0,585	0,910	39,4
Varis	kg m^{-2}	0,349 $\pm$ 0,03	0,170	0,620	0,275	0,423	38,5
Võsud	kg m^{-2}	1,065 $\pm$ 0,05	0,740	1,386	0,958	1,173	18,2
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,125 $\pm$ 0,03	0	0,398	0,059	0,192	95,9
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,540 $\pm$ 0,07	1,026	2,110	1,383	1,697	18,4
Kogumass	kg m^{-2}	2,287 $\pm$ 0,12	1,520	3,249	2,020	2,554	21,1
Varise osakaal	%	22,5 $\pm$ 1,8	10,9	32,7	18,6	26,5	31,6
Juurte-risoomide osakaal	%	31,9 $\pm$ 2,0	20,4	44,2	27,5	36,2	24,8

Põltsamaa valim n=15	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Juured-risoomid	kg m^{-2}	0,734 $\pm$ 0,08	0,349	1,270	0,561	0,906	42,4
Varis	kg m^{-2}	0,478 $\pm$ 0,06	0,120	0,803	0,355	0,602	46,7
Võsud	kg m^{-2}	0,842 $\pm$ 0,09	0,413	1,532	0,645	1,040	42,4
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,097 $\pm$ 0,01	0	0,164	0,070	0,124	50,5
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,417 $\pm$ 0,14	0,633	2,184	1,130	1,704	30,6
Kogumass	kg m^{-2}	2,151 $\pm$ 0,19	0,997	3,398	1,745	2,557	34,1
Varise osakaal	%	33,5 $\pm$ 2,8	19,0	57,1	27,6	39,4	31,8
Juurte-risoomide osakaal	%	34,1 $\pm$ 2,2	19,6	48,4	29,4	38,9	24,9

Häädemeeste valim n=10	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Juured-risoomid	kg m^{-2}	1,312 $\pm$ 0,22	0,384	2,683	0,823	1,801	52,1
Varis	kg m^{-2}	0,572 $\pm$ 0,13	0,059	1,327	0,280	0,864	71,3
Võsud	kg m^{-2}	0,471 $\pm$ 0,09	0,153	0,916	0,275	0,667	58,2
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,188 $\pm$ 0,05	0,024	0,533	0,070	0,306	87,8
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,231 $\pm$ 0,15	0,546	2,099	0,902	1,561	37,4
Kogumass	kg m^{-2}	2,543 $\pm$ 0,21	1,699	3,465	2,059	3,027	26,6
Varise osakaal	%	42,9 $\pm$ 8,1	8,1	79,4	24,7	61,2	59,4
Juurte-risoomide osakaal	%	49,7 $\pm$ 5,6	22,6	83,1	37,0	62,5	35,8

Lisa 2

Hundinuia maapealne ja maa-alune fütomass (kg m^{-2}) Tánassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2003. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

Tánassilma valim n=15	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Juured-risoomid	kg m^{-2}	0,609 $\pm$ 0,03	0,424	0,759	0,549	0,669	17,8
Varis	kg m^{-2}	0,333 $\pm$ 0,03	0,187	0,559	0,273	0,392	32,3
Võsud	kg m^{-2}	0,998 $\pm$ 0,07	0,525	1,342	0,857	1,139	25,5
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,104 $\pm$ 0,01	0,065	0,179	0,085	0,122	32,7
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,434 $\pm$ 0,08	1,008	1,896	1,256	1,612	22,4
Kogumass	kg m^{-2}	2,043 $\pm$ 0,07	1,734	2,523	1,895	2,190	13,0
Varise osakaal	%	23,3 $\pm$ 1,5	16,1	37,8	20,1	26,5	24,8
Juurte-risoomide osakaal	%	30,5 $\pm$ 2,0	18,5	41,9	26,3	34,8	25,2

Põltsamaa valim n=15	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Juured-risoomid	kg m^{-2}	0,660 $\pm$ 0,04	0,478	0,995	0,575	0,745	23,2
Varis	kg m^{-2}	0,090 $\pm$ 0,01	0,028	0,214	0,060	0,119	58,6
Võsud	kg m^{-2}	1,315 $\pm$ 0,2	0,293	2,517	0,890	1,740	58,4
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,080 $\pm$ 0,01	0	0,153	0,053	0,107	61,5
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,485 $\pm$ 0,21	0,323	2,711	1,034	1,936	54,9
Kogumass	kg m^{-2}	2,145 $\pm$ 0,23	0,890	3,593	1,641	2,648	42,4
Varise osakaal	%	7,3 $\pm$ 1,2	2,6	18,8	4,7	9,9	65,0
Juurte-risoomide osakaal	%	35,1 $\pm$ 3,4	20,3	67,6	27,2	43,0	40,6

Häädemeeste valim n=10	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Juured-risoomid	kg m^{-2}	1,003 $\pm$ 0,05	0,814	1,220	0,890	1,116	15,8
Varis	kg m^{-2}	0,202 $\pm$ 0,03	0,069	0,325	0,131	0,274	49,2
Võsud	kg m^{-2}	1,210 $\pm$ 0,19	0,300	2,082	0,777	1,644	50,1
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,314 $\pm$ 0,06	0,148	0,657	0,184	0,443	57,6
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,727 $\pm$ 0,25	0,609	2,819	1,168	2,285	45,2
Kogumass	kg m^{-2}	2,729 $\pm$ 0,24	1,442	3,741	2,183	3,275	28,0
Varise osakaal	%	13,4 $\pm$ 2,3	5,0	25,2	8,1	18,6	55,5
Juurte-risoomide osakaal	%	39,6 $\pm$ 3,8	22,6	57,8	30,9	48,2	30,4

Lisa 3

Hundinuia maapealne fütomass (kg m^{-2}) Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2003-04. aasta talvel

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoefitsient (CV %).

Tänassilma valim n=15	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Varis	kg m^{-2}	1,286 $\pm$ 0,12	0,662	1,980	1,021	1,551	37,2
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,090 $\pm$ 0,01	0,025	0,199	0,059	0,121	61,9
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,376 $\pm$ 0,14	0,692	2,149	1,086	1,667	38,1

Põltsamaa valim n=13	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	0,516 $\pm$ 0,05	0,263	0,884	0,402	0,630	36,6

Häädemeeste valim n=10	ühik	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	U_s -95%	U_s +95%	CV (%)
Varis	kg m^{-2}	0,870 $\pm$ 0,09	0,489	1,217	0,665	1,075	32,9
Tõlvikud	kg m^{-2}	0,149 $\pm$ 0,02	0,039	0,253	0,095	0,202	50,4
Maapealne fütomass	kg m^{-2}	1,018 $\pm$ 0,09	0,528	1,393	0,806	1,231	29,2

Lisa 4

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus (mg kg⁻¹, %) hundinuia fraktsioonides Tänassilma poollooduslikul märgalal 2002. ja 2003. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid (Us -95%, Us +95%) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

2002	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	Us -95%	Us +95%	CV (%)
N _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	15	21760±340	20000	25000	21030	22490	6,1
N _{üld} varies (mg kg ⁻¹)	9	11850±720	8160	15800	10190	13510	18,2
N _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	15	18420±970	13200	24100	16350	20490	20,3
N _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	8	20375±860	16300	23800	18340	22410	12,0
P _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	15	2260±230	1200	4600	1760	2760	40,0
P _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	9	2440±220	1600	3600	1940	2940	26,6
P _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	15	2790±190	1600	4300	2380	3200	26,6
P _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	8	4140±150	3500	4700	3780	4490	10,3
C _{üld} juured-risoomid (%)	15	42,3±1,1	33,0	48,5	40,0	44,7	10,1
C _{üld} varis (%)	9	37,9±0,4	36,1	39,6	37,0	38,8	3,2
C _{üld} võsud (%)	15	40,4±0,4	37,6	42,5	39,5	41,2	3,8
C _{üld} tõlvikud (%)	8	43,5±0,3	42,0	44,5	42,7	44,2	2,2

2003	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	Us -95%	Us +95%	C (%)
N _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	15	19110±690	15600	25200	17630	20580	14,0
N _{üld} varies (mg kg ⁻¹)	9	15080±590	13100	19200	13720	16440	11,7
N _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	15	16950±790	12700	23700	15250	18650	18,1
N _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	9	20010±650	16400	22800	18520	21500	9,7
P _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	15	3810±110	2800	4400	3580	4050	11,0
P _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	9	2720±180	1900	3700	2300	3150	20,4
P _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	15	3240±100	2600	3800	3030	3450	11,5
P _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	9	3390±180	2500	4200	2970	3810	16,0

Lisa 5

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus (mg kg⁻¹, %) hundinuia fraktsioonides Põltsamaa tehismärgalal 2002. ja 2003. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid (Us -95%, Us +95%) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

2002	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	Us -95%	Us +95%	CV (%)
N _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	9	20790±1640	16000	30000	17010	24570	23,7
N _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	9	12670±730	9550	17400	10990	14360	17,3
N _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	9	21100±1000	17500	27400	18790	23410	14,2
N _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	8	22950±1200	17900	27100	20100	25800	14,8
P _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	9	3930±440	2500	6400	2910	4950	33,7
P _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	9	2170±210	1300	3300	1690	2650	28,8
P _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	9	3100±190	2300	4100	2650	3550	18,7
P _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	8	4760±340	3000	5600	3970	5560	20,0
C _{üld} juured-risoomid (%)	9	40,1±0,7	36,8	43,7	38,5	41,7	5,1
C _{üld} varis (%)	9	39,0±0,4	37,6	41,2	38,1	39,9	3,0
C _{üld} võsud (%)	9	41,1±0,4	39,8	43,4	40,2	42,0	2,8
C _{üld} tõlvikud (%)	8	43,1±0,4	41,2	44,8	42,1	44,1	2,7

2003	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	Us -95%	Us +95%	CV (%)
N _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	9	20860±1740	15700	33300	16850	24870	25,0
N _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	9	17310±570	14200	19900	15990	18630	9,9
N _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	9	20640±1190	14700	26400	17910	23380	17,3
N _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	9	20430±1390	11600	26700	17230	23640	20,4
P _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	9	6470±370	5000	8600	5620	7320	17,1
P _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	9	2670±280	1700	3800	2020	3320	31,7
P _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	9	3700±150	3100	4400	3350	4050	12,4
P _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	9	4230±250	3100	5400	3650	4810	17,8

Lisa 6

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku sisaldus (mg kg⁻¹, %) hundinuia fraktsioonides Häädemeeste tehismärgalal 2002. ja 2003. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid (Us -95%, Us +95%) ja variatsioonikoefitsient (CV %).

2002	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	Us -95%	Us +95%	CV (%)
N _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	10	15350±940	11000	21000	13220	17480	19,4
N _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	10	9710±580	7330	13700	8380	11030	19,0
N _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	10	16550±1000	10900	21800	14070	19030	20,9
N _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	10	16720±930	12800	22900	14620	18860	17,5
P _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	10	2390±290	910	3300	0	3050	38,5
P _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	10	1510±150	900	2200	1180	1840	30,6
P _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	10	2240±100	1700	2700	2010	2470	14,5
P _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	10	3680±190	2400	4600	3250	4110	16,4
C _{üld} juured-risoomid (%)	10	33,8±2,3	24,0	42,8	28,7	38,9	21,1
C _{üld} varis (%)	10	38,7±0,4	37,0	40,4	37,8	39,6	3,3
C _{üld} võsud (%)	10	39,0±0,4	37,2	40,5	38,1	39,8	3,1
C _{üld} tõlvikud (%)	10	44,2±0,3	42,3	45,5	43,4	44,9	2,4

2003	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$	Us -95%	Us +95%	CV (%)
N _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	10	17580±920	11200	20300	15490	19670	16,6
N _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	10	13000±830	9400	18100	11120	14880	20,3
N _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	10	18460±820	14800	23100	16610	20310	14,0
N _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	10	18900±540	16000	21000	17680	21020	9,0
P _{üld} juured-risoomid (mg kg ⁻¹)	10	4550±350	2900	5900	3750	5350	24,7
P _{üld} varis (mg kg ⁻¹)	10	1858±180	980	2900	1450	2270	31,1
P _{üld} võsud (mg kg ⁻¹)	10	3150±110	2600	3900	2840	3460	13,7
P _{üld} tõlvikud (mg kg ⁻¹)	10	3440±120	3000	4200	3180	3700	10,6

Lisa 7

Hundinuia fraktsioonide tuhasused Tänassilma poollooduslikul märgalal ning Põltsamaa ja Häädemeeste tehismärgaladel 2002. ja 2003. aastal

Hundinuia fraktsioon	Põletusjääk (%)	
	2002	2003
Tänassilma juured-risoomid	12,9	9,8
Tänassilma varis	12,2	10,8
Tänassilma võsud	8,4	9,7
Tänassilma tõlvikud	4,4	4,0
Põltsamaa juured-risoomid	32,8	15,1
Põltsamaa varis	8,3	10
Põltsamaa võsud	11,3	12,1
Põltsamaa tõlvikud	4,8	3,9
Häädemeeste juured-risoomid	60,7	9,0
Häädemeeste varis	7,4	6,4
Häädemeeste võsud	11,1	10,4
Häädemeeste tõlvikud	4,8	2,8

Lisa 8

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Tănassilma poollooduslikul märgalal 2002. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$
N _{üld} juured-risoomid (g m^{-2})	15	16,3 $\pm$ 1,7	7,2	26,3
N _{üld} varis (g m^{-2})	9	3,9 $\pm$ 0,5	1,9	6,4
N _{üld} võsud (g m^{-2})	15	19,9 $\pm$ 1,7	10,6	32,2
N _{üld} tõlvikud (g m^{-2})	9	2,4 $\pm$ 0,8	0,0	6,3
N _{üld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	26,1 $\pm$ 2,3	18,2	38,9
N _{üld} kogumass (g m^{-2})	9	43,0 $\pm$ 3,3	27,0	55,5
N _{üld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	38,5 $\pm$ 3,8	23,5	52,8
P _{üld} juured-risoomid (g m^{-2})	15	1,61 $\pm$ 0,17	0,64	2,80
P _{üld} varis (g m^{-2})	9	0,83 $\pm$ 0,12	0,36	1,46
P _{üld} võsud (g m^{-2})	15	3,04 $\pm$ 0,32	1,68	5,96
P _{üld} tõlvikud (g m^{-2})	9	0,49 $\pm$ 0,16	0,00	1,31
P _{üld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	4,35 $\pm$ 0,50	2,54	6,88
P _{üld} kogumass (g m^{-2})	9	5,97 $\pm$ 0,58	3,90	8,68
P _{üld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	27,6 $\pm$ 3,2	14,3	44,5
C _{üld} juured-risoomid (g m^{-2})	15	320 $\pm$ 30	130	580
C _{üld} varis (g m^{-2})	9	129 $\pm$ 20	64	186
C _{üld} võsud (g m^{-2})	15	431 $\pm$ 20	278	566
C _{üld} tõlvikud (g m^{-2})	9	51 $\pm$ 20	0	129
C _{üld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	599 $\pm$ 30	503	720
C _{üld} kogumass (g m^{-2})	9	921 $\pm$ 60	635	1197
C _{üld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	33,8 $\pm$ 3	20,8	43,6

Lisa 9

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Tännassilma poollooduslikul märgalal 2003. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$
$N_{\text{üld}}$ juured-risoomid (g m^{-2})	15	11,6 $\pm$ 0,7	7,0	16,7
$N_{\text{üld}}$ varis (g m^{-2})	9	4,7 $\pm$ 0,4	3,2	6,2
$N_{\text{üld}}$ võsud (g m^{-2})	15	16,8 $\pm$ 1,3	10,4	25,7
$N_{\text{üld}}$ tõlvikud (g m^{-2})	9	2,4 $\pm$ 0,3	1,3	3,8
$N_{\text{üld}}$ maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	23,5 $\pm$ 2,0	16,8	31,4
$N_{\text{üld}}$ kogumass (g m^{-2})	9	35,2 $\pm$ 1,9	27,5	45,0
$N_{\text{üld}}$ juurte-risoomide osakaal (%)	9	33,9 $\pm$ 3,1	19,5	46,6
$P_{\text{üld}}$ juured-risoomid (g m^{-2})	15	2,34 $\pm$ 0,15	1,41	3,27
$P_{\text{üld}}$ varis (g m^{-2})	9	0,84 $\pm$ 0,09	0,49	1,24
$P_{\text{üld}}$ võsud (g m^{-2})	15	3,26 $\pm$ 0,26	1,52	4,83
$P_{\text{üld}}$ tõlvikud (g m^{-2})	9	0,41 $\pm$ 0,06	0,22	0,75
$P_{\text{üld}}$ maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	4,32 $\pm$ 0,48	2,62	6,78
$P_{\text{üld}}$ kogumass (g m^{-2})	9	6,62 $\pm$ 0,43	5,42	9,14
$P_{\text{üld}}$ juurte-risoomide osakaal (%)	9	35,9 $\pm$ 3,9	17,2	51,7

Lisa 10

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Põltsamaa tehnikul märgalal 2002. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

	Valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$
N_{uld} juured-risoomid (g m^{-2})	9	15,0 $\pm$ 1,7	6,9	23,0
N_{uld} varis (g m^{-2})	9	6,5 $\pm$ 0,8	1,7	9,2
N_{uld} võsud (g m^{-2})	9	17,7 $\pm$ 2,7	8,5	33,8
N_{uld} tõlvikud (g m^{-2})	9	2,4 $\pm$ 0,4	0,0	4,4
N_{uld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	26,5 $\pm$ 3,1	13,1	40,8
N_{uld} kogumass (g m^{-2})	9	41,5 $\pm$ 4,2	22,0	57,9
N_{uld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	36,6 $\pm$ 2,8	24,4	49,8
P_{uld} juured-risoomid (g m^{-2})	9	2,86 $\pm$ 0,41	1,09	4,88
P_{uld} varis (g m^{-2})	9	1,16 $\pm$ 0,21	0,24	2,02
P_{uld} võsud (g m^{-2})	9	2,60 $\pm$ 0,39	1,11	4,39
P_{uld} tõlvikud (g m^{-2})	9	0,49 $\pm$ 0,08	0,00	0,90
P_{uld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	4,24 $\pm$ 0,55	1,86	6,77
P_{uld} kogumass (g m^{-2})	9	7,10 $\pm$ 0,87	3,13	11,21
P_{uld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	40,3 $\pm$ 2,9	30,3	53,1
C_{uld} juured-risoomid (g m^{-2})	9	303 $\pm$ 40	137	518
C_{uld} varis (g m^{-2})	9	208 $\pm$ 30	45	305
C_{uld} võsud (g m^{-2})	9	348 $\pm$ 50	168	615
C_{uld} tõlvikud (g m^{-2})	9	44 $\pm$ 7	0	73
C_{uld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	600 $\pm$ 70	262	878
C_{uld} kogumass (g m^{-2})	9	903 $\pm$ 100	399	1244
C_{uld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	34,0 $\pm$ 3	19,8	48,8

Lisa 11

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Põltsamaa tehismärgalal 2003. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$
N _{üld} juured-risoomid (g m^{-2})	9	14,8 $\pm$ 1,5	9,2	21,6
N _{üld} varis (g m^{-2})	9	1,5 $\pm$ 0,2	0,5	2,5
N _{üld} võsud (g m^{-2})	9	28,9 $\pm$ 5,6	6,4	61,6
N _{üld} tõlvikud (g m^{-2})	9	1,7 $\pm$ 0,4	0,0	2,9
N _{üld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	32,2 $\pm$ 5,8	7,0	65,7
N _{üld} kogumass (g m^{-2})	9	46,9 $\pm$ 6,7	17,3	80,6
N _{üld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	34,9 $\pm$ 3,9	18,5	59,8
P _{üld} juured-risoomid (g m^{-2})	9	4,62 $\pm$ 0,45	3,18	7,16
P _{üld} varis (g m^{-2})	9	0,25 $\pm$ 0,06	0,07	0,56
P _{üld} võsud (g m^{-2})	9	5,35 $\pm$ 1,09	1,06	10,23
P _{üld} tõlvikud (g m^{-2})	9	0,36 $\pm$ 0,07	0,00	0,60
P _{üld} maaepalne fütomass (g m^{-2})	9	5,96 $\pm$ 1,16	1,13	11,12
P _{üld} kogumass (g m^{-2})	9	10,58 $\pm$ 1,45	4,31	16,74
P _{üld} juurte-risoomide osakaal (%)	9	47,4 $\pm$ 4,4	28,4	73,8

Lisa 12

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Häädemeeste tehismärgalal 2002. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$
$N_{\text{üld}}$ juured-risoomid (g m^{-2})	10	19,4 $\pm$ 2,7	5,2	30,6
$N_{\text{üld}}$ varis (g m^{-2})	10	5,8 $\pm$ 1,4	0,5	11,9
$N_{\text{üld}}$ võsud (g m^{-2})	10	8,2 $\pm$ 1,9	2,5	21,0
$N_{\text{üld}}$ tõlvikud (g m^{-2})	10	3,0 $\pm$ 0,8	0,3	8,8
$N_{\text{üld}}$ maaepalne fütomass (g m^{-2})	10	17,0 $\pm$ 1,8	8,4	24,4
$N_{\text{üld}}$ kogumass (g m^{-2})	10	36,4 $\pm$ 3,3	22,7	49,9
$N_{\text{üld}}$ juurte-risoomide osakaal (%)	10	51,9 $\pm$ 4,7	22,8	77,9
$P_{\text{üld}}$ juured-risoomid (g m^{-2})	10	3,08 $\pm$ 0,57	0,54	5,94
$P_{\text{üld}}$ varis (g m^{-2})	10	0,89 $\pm$ 0,22	0,10	1,86
$P_{\text{üld}}$ võsud (g m^{-2})	10	1,06 $\pm$ 0,21	0,41	2,20
$P_{\text{üld}}$ tõlvikud (g m^{-2})	10	0,67 $\pm$ 0,18	0,07	1,92
$P_{\text{üld}}$ maaepalne fütomass (g m^{-2})	10	2,62 $\pm$ 0,30	1,36	4,30
$P_{\text{üld}}$ kogumass (g m^{-2})	10	5,70 $\pm$ 0,74	2,99	9,16
$P_{\text{üld}}$ juurte-risoomide osakaal (%)	10	51,0 $\pm$ 5,1	17,9	71,2
$C_{\text{üld}}$ juured-risoomid (g m^{-2})	10	460 $\pm$ 90	108	1001
$C_{\text{üld}}$ varis (g m^{-2})	10	221 $\pm$ 50	22	496
$C_{\text{üld}}$ võsud (g m^{-2})	10	185 $\pm$ 30	57	371
$C_{\text{üld}}$ tõlvikud (g m^{-2})	10	83 $\pm$ 20	10	242
$C_{\text{üld}}$ maaepalne fütomass (g m^{-2})	10	489 $\pm$ 60	222	827
$C_{\text{üld}}$ kogumass (g m^{-2})	10	950 $\pm$ 100	580	1420
$C_{\text{üld}}$ juurte-risoomide osakaal (%)	10	45,8 $\pm$ 5,7	16,8	81,8

Lisa 13

Lämmastiku, fosfori ja süsiniku varu (g m^{-2}) hundinuia fraktsioonides Häädemeeste tehismärgalal 2003. aastal

Tabelites on tulemuste keskmine $\pm$ standard viga ($\bar{x} \pm m_x$), miinimum ($\bar{x}_{\min}$), maksimum ($\bar{x}_{\max}$), 95%lised usalduspiirid ($U_s -95\%$, $U_s +95\%$) ja variatsioonikoeffitsient (CV %).

	valim	$\bar{x} \pm m_x$	$\bar{x}_{\min}$	$\bar{x}_{\max}$
$N_{\text{üld}}$ juured-risoomid (g m^{-2})	10	17,6 $\pm$ 1,3	11,4	24,1
$N_{\text{üld}}$ varis (g m^{-2})	10	2,7 $\pm$ 0,5	0,8	4,8
$N_{\text{üld}}$ võsud (g m^{-2})	10	22,7 $\pm$ 3,9	5,4	46,2
$N_{\text{üld}}$ tõlvikud (g m^{-2})	10	5,9 $\pm$ 1,0	2,4	11,3
$N_{\text{üld}}$ maaepalne fütomass (g m^{-2})	10	31,3 $\pm$ 4,9	11,0	59,1
$N_{\text{üld}}$ kogumass (g m^{-2})	10	48,9 $\pm$ 5,0	26,4	70,4
$N_{\text{üld}}$ juurte-risoomide osakaal (%)	10	39,2 $\pm$ 3,9	16,1	58,5
$P_{\text{üld}}$ juured-risoomid (g m^{-2})	10	4,54 $\pm$ 0,43	2,87	7,19
$P_{\text{üld}}$ varis (g m^{-2})	10	0,40 $\pm$ 0,08	0,07	0,69
$P_{\text{üld}}$ võsud (g m^{-2})	10	3,74 $\pm$ 0,58	1,17	6,45
$P_{\text{üld}}$ tõlvikud (g m^{-2})	10	1,10 $\pm$ 0,22	0,45	2,41
$P_{\text{üld}}$ maaepalne fütomass (g m^{-2})	10	5,24 $\pm$ 0,79	2,14	9,22
$P_{\text{üld}}$ kogumass (g m^{-2})	10	9,79 $\pm$ 0,99	6,07	14,08
$P_{\text{üld}}$ juurte-risoomide osakaal (%)	10	48,3 $\pm$ 3,7	31,8	68,6

CATTAIL POPULATIONS IN WASTEWATER TREATMENT WETLANDS IN ESTONIA: BIOMASS PRODUCTION, RETENTION OF NUTRIENTS AND HEAVY METALS IN PHYTOMASS

KEY WORDS: Cadmium, Cattail, Copper, Lead, Nitrogen, Phosphorus, Phytomass, Plant accumulation, Zinc

Martin Maddison, Kaido Soosaar, Krista Lõhmus and Ülo Mander
Institute of Geography, University of Tartu,
46 Vanemuise St., EE-51014, Tartu, Estonia

ABSTRACT

The aim of this paper is to evaluate and compare common cattail (*Typha latifolia*) biomass production and annual accumulation of nitrogen, phosphorus, carbon and heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn) in phytomass in 3 treatment wetland systems in Estonia. The biomass samples (roots/rhizomes, shoots with leaves and spadixes) and litter were collected from 1×1m plots - 15 plots in Tännasilma semi-natural wetland, 15 plots in Põltsamaa constructed wetland, and 10 plots in Häädemeeste constructed wetland.

The highest average total cattail phytomass was 2.54 kg DW m⁻² in Häädemeeste. In Tännasilma and Põltsamaa this value was 2.3 and 2.11 kg DW m⁻², respectively. The average total aboveground biomass production and roots/rhizomes phytomass was not significantly different in three studied wetland systems. We have found significantly less spadixes and litter in Tännasilma than in Põltsamaa and Häädemeeste. In Põltsamaa, the N and P content in all plant fractions were higher than in other test areas.

The Cd concentration in all samples (shoots, spadixes, litter) varied from <0.01 to <0.02 mg/kg. The average concentration of Zn in litter varied from 12.2 mg kg⁻¹ in Häädemeeste to 12.6 mg kg⁻¹ in Tännasilma and 13.3 mg kg⁻¹ in Põltsamaa. There has been found a significantly higher average contents of Cu (39.3 mg kg⁻¹), Pb (30.4 mg kg⁻¹), and Zn (412.3 mg kg⁻¹) in Tännasilma than those in Häädemeeste or Põltsamaa: Cu – 11.6 and 15.9, Pb – 2.3 and 3.3, and Zn – 57.5 and 73.2 mg kg⁻¹, respectively

The highest heavy metal retention (303.2 mg Pb m⁻², 29.4 mg Zn m⁻², 22.9 mg Cu m⁻², and 0.35 mg Cd m⁻²) was observed in root and rhizome samples from the Tännasilma wetland.

INTRODUCTION

Natural and constructed wetlands are widely used for purification wastewater all over the world. Wetland systems provide high treatment effect in terms of removal of nutrients, suspended solid, enteric viruses and generally improve water quality. Such low-tech treatment systems are often more economic than energy-intensive engineered treatment plants and easier to operate ^[1, 2].

Plants are an important part of constructed wetlands for wastewater treatment. Macrophytes absorb nitrogen, phosphorus and carbon that are assimilated in the tissues of the plants, provide a surface for microorganisms, prevent soil clogging and insulate the surface against frost during winter, control erosion, transport oxygen to the root zone from the atmosphere, as well as additional ecological roles like creating habitats for birds and mammals and increasing the aesthetic value of the site ^[1, 3, 4].

Wetlands are considered among the most productive ecosystems in the world. The production of different plants used in constructed wetlands (CW) can vary from 700 to 11,000 g m⁻², uptake of nitrogen (N) from 12.5 to 585 g m⁻² and phosphorus (P) from 1.8 to 112.5 g m⁻² ^[1]. The tolerance of some macrophytes to high concentrations of lead (Pb), zinc (Zn), copper (Cu) and nickel (Ni) has been demonstrated ^[5].

The potential to recover biomass and assimilate N compounds and P in plant tissues are among current criteria for macrophyte species selection ^[6]. Another advantage of macrophytes in constructed wetlands is the potential usefulness of their biomass for building material or for energy production ^[7].

The most commonly used macrophytes in CWs are cattails (*Typha latifolia* and *Typha angustifolia*), club-rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (*Phragmites australis*) ^[1, 4, 8].

The aim of this paper is to evaluate and compare common cattail biomass production and annual accumulation of nitrogen, phosphorus, carbon and heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn) in phytomass in 3 treatment wetland systems in Estonia.

MATERIALS AND METHODS

Site Description

Biomass production and nutrient and heavy metal assimilation by cattail were studied in three wetlands: in the subsurface flow semi-natural wetland in Tännasilma (58°22' W 25°31' N) and in two free water surface CWs in Põltsamaa (58°38' W 25°58' N) and Häädemeeste (58°5' W 24°29'N) (Figure 1).

The Tännasilma semi-natural wetland (total area 228 ha) is located in a primeval valley in the head of the Tännasilma River. Since 1948, large amounts of untreated municipal wastewater from town of Viljandi (~22,000 inhabitants) have been discharged into the wetland. The upper reach of wetland (69 ha), beginning from the wastewater inlet (0.5 km from town), is covered with dense cattail (*Typha latifolia* L.) stands. This area has almost no surface overflow and acts as a root system and peat filter ^[9].

The Põltsamaa CW is a cascade of 4 serpentine ponds located in the flood plain of the Põltsamaa River. The areas of the ponds are: first – 0.15 ha, second – 0.17 ha, third – 0.65 ha and fourth pond – 0.24 ha. This system is designed for the secondary treatment of wastewater from the conventional treatment plant. It treats wastewater from the town of Põltsamaa (~5000 inhabitants) and was constructed by the Tartu Centre of Ecological Engineering in 1997. Cattail (*Typha latifolia* L.) was planted in the second, third and fourth pond in summer in 1998 ^[10].

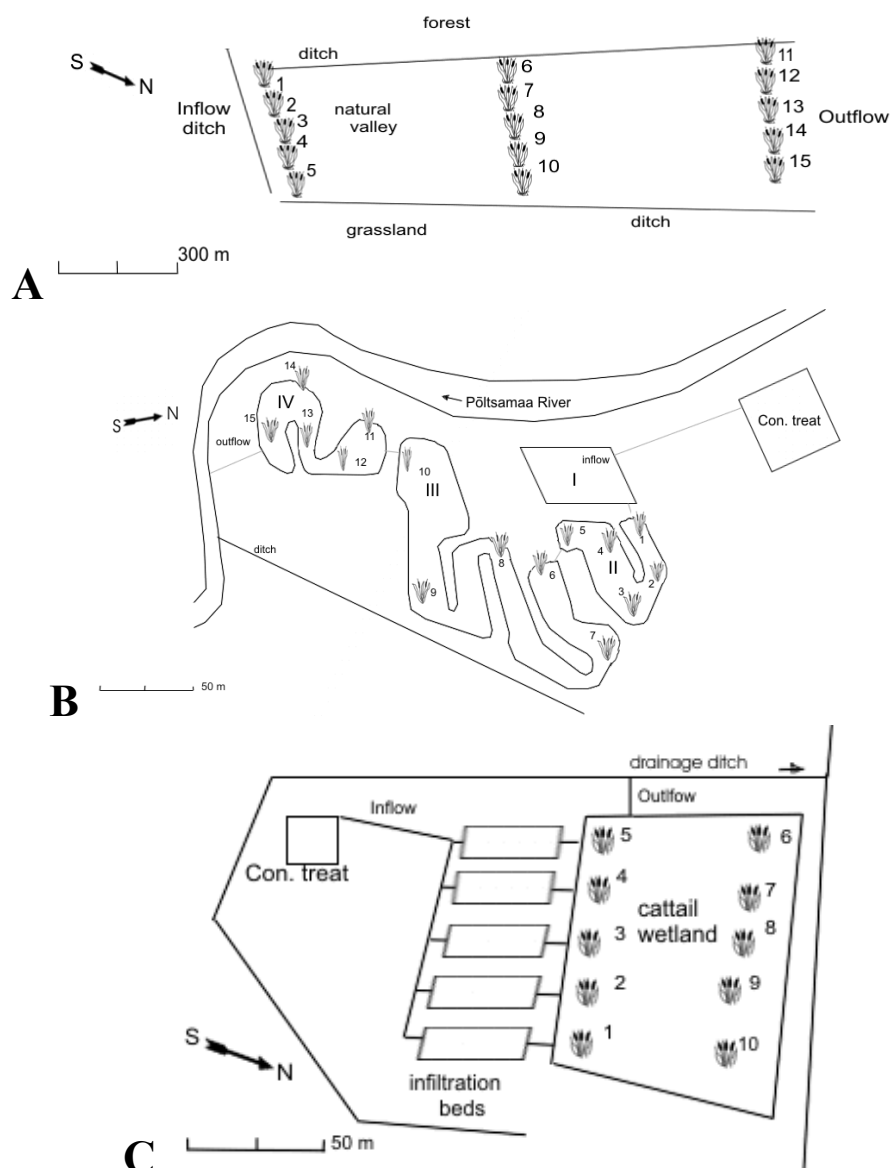


FIGURE 1
Location of sampling plots (1-15; 1-10) in test areas: A - Tännasilma semi-natural wetland; B - Põltsamaa constructed wetland; C - Häädemeeste constructed wetland.

The Häädemeeste CW was built by Tartu Centre of Ecological Engineering in 1999. The system consists of a conventional treatment plant, five infiltration ponds (total area 0.23 ha) and a cattail (*Typha latifolia* L.) basin (0.72 ha). The wetland treats the municipal water ($Q=160 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$) for the settlement of Häädemeeste. The primary purpose of the wetland is the removal of N and P ^[11].

Phytomass Sampling and Analysis

Biomass assessments were carried out just after maximal growth of macrophytes, at the end of August and the beginning of September 2002. Cattail was divided into four

fractions: roots-rhizomes (dead and living parts together), shoots with leaves, spadixes and litter.

The samples were collected from 1m² plots. The aboveground biomass was harvested at the ground level. The belowground roots-rhizome samples were collected from a depth of 50 cm in Tānassilma and a depth of 20 cm in Hāädemeeste and Põltsamaa using an auger (Ø108.6 mm). There was not possible to bore deeper in Hāädemeeste and Põltsamaa because of a thickness of clay soil. Roots samples were washed clean of soil. All samples were dried to a constant weight at 70 °C. The dry weight (DW) of cattail fractions was measured on 15 plots in Tānassilma, 15 plots in Põltsamaa and 10 plots in Hāädemeeste (Figure 1). The nutrient (N, P) and carbon (C) content of each fraction was analysed from 9 samples in Tānassilma and Põltsamaa, and 10 samples in Hāädemeeste using the Kjeldahl technique and the automatic N and C analyzer. The cadmium (Cd), copper (Cu), lead (Pb), and zinc (Zn) content was measured in each fraction from 4 samples in Tānassilma and Hāädemeeste and from 6 in Põltsamaa using the AAS technique. In order to analyse heavy metal content from the cattail spadixes, all spadix samples were mineralized in a microwave oven with HNO₃. All chemical analyses were performed at the laboratories of the Tartu Environmental Research Ltd.

Statistical Analysis

The statistical analysis was carried out using the Excel and STATISTICA 6.0 (StatSoft Inc.) programs. The normality of the variables was verified using the Lilliefors' and Shapiro-Wilk's tests. Variables were normally distributed. The 95% confidence intervals were used to compare wetland means. Level of significance $\alpha = 0.05$ was accepted in all cases.

RESULTS AND DISCUSSION

Phytomass

The highest average total cattail phytomass was 2.54 kg DW m⁻² in Hāädemeeste. In Tānassilma and Põltsamaa this value was 2.3 and 2.11 kg DW m⁻², respectively.

The average total aboveground biomass production and roots/rhizomes phytomass was not significantly different in three studied wetland systems (Figure 2).

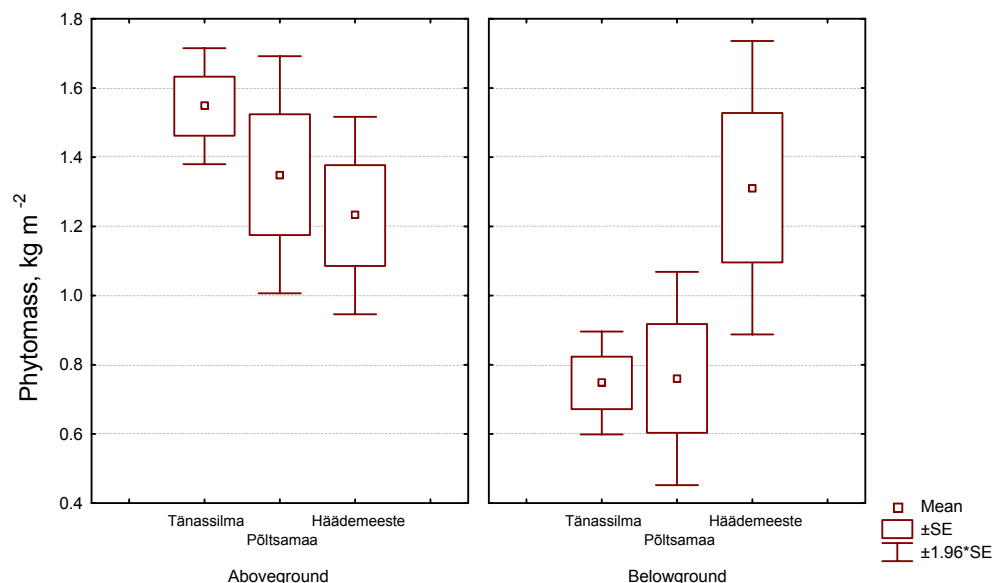


FIGURE 2.
Cattail phytomass (kg m^{-2}) in Tänassilma semi-natural wetland and Põltsamaa and Häädemeeste constructed wetlands.

The estimated biomass of shoots was 1.07 kg m^{-2} in Tänassilma, 0.71 kg m^{-2} in Põltsamaa, and 0.47 kg m^{-2} in Häädemeeste. In the Häädemeeste CW, 0.19 kg m^{-2} was made by spadixes, which was 0.08 kg m^{-2} more than in Tänassilma and Põltsamaa. Likewise, the litter mass was greater in Häädemeeste – 0.57 kg m^{-2} , being 0.37 and 0.53 kg m^{-2} correspondingly in Tänassilma and Põltsamaa. The greatest root/rhizomes phytomass 1.31 kg m^{-2} was also in Häädemeeste, same results in Põltsamaa and Tänassilma were 0.76 and 0.75 kg m^{-2} , respectively.

The aboveground biomass values in the studied systems were smaller than reported by Wild *et al.* ^[12] in 2002 – from 1.3 kg m^{-2} to 1.45 kg m^{-2} , being similar to those recorded by Kadlec and Knight ^[1] ($0.5 - 1.0 \text{ kg DW m}^{-2}$). The roots and rhizomes biomass values in Tänassilma semi-natural wetland and Põltsamaa and Häädemeeste CWs were similar to those recorded by Ennabili *et al.* ^[6] in 1998 and Romero *et al.* ^[13] in 1999, varying from 0.7 to 1.6 kg m^{-2} .

The litter, spadixes and shoots biomass values indicated that in free water surface CWs, plants grow and die more quickly than in subsurface wetlands. Therefore, in Tänassilma we found significantly less spadixes and litter than in Põltsamaa and Häädemeeste.

Nutrients

Nutrient content in shoots and spadixes was greater in Põltsamaa CW. Shoots contained 2.1% N and 0.3% P, the corresponding values for spadixes were 2.3% and 0.5% respectively. The greatest C assimilation was observed in Häädemeeste spadixes (44.2%), although this did not significantly differ from values found in Tänassilma and in Põltsamaa: 43.5% and 43.1% C, respectively. N and C content in roots/rhizomes was greater in Tänassilma – 2.2% N and 42.3% C, respectively. The corresponding values in Põltsamaa were 2.1% N and 40.1% C, and in Häädemeeste only 1.5% N and 33.8% C. N and P concentrations were slightly lower in litter than in shoots, being 1.2% N and

0.24% P in Tännasilma, 1.3% N and 0.2% P in Põltsamaa, and 0.9% N and 0.15% P respectively in Häädemeeste. The C content in litter and shoots did not differ significantly.

The nutrient contents in cattail tissues were similar to that estimated by Kadlec and Knight^[1], Ennabili *et al.*^[6] and Hume *et al.*^[14]. In these reports, shoots and roots/rhizomes contained 2.0 – 2.5% N, 0.25% P^[1, 6] and 40 – 44% C^[14]. Only a half of these amounts were found to be contained in litter – 1.2% N and 0.12% P^[1].

We found that N and P were stored in reserve organs after the fruiting stage, while C storage has not been observed. Ennabili *et al.*^[6] reported the same conclusion.

The N and P accumulation in cattail plant fractions in Tännasilma semi-natural wetland, Põltsamaa and Häädemeeste constructed wetlands is shown in Figure 3.

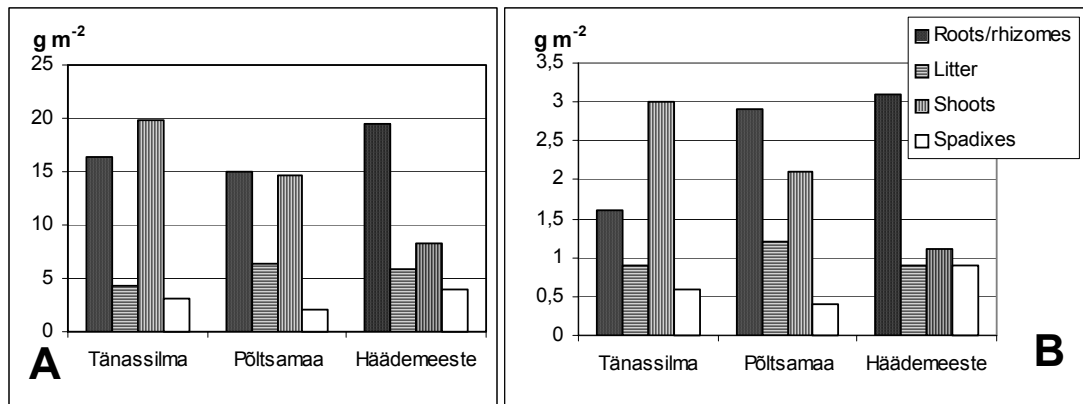


FIGURE 3.
Accumulation of nitrogen (A) and phosphorus (B) in cattail roots/rhizomes, litter, shoots, and spadixes in Tännasilma semi-natural wetland, Põltsamaa and Häädemeeste constructed wetlands.

The nutrient accumulation in plants depends on the production rate. Therefore, variations in biomasses will appear also in values of nutrient accumulations^[15]. The highest accumulation of nutrients in shoots (19.9 g N m⁻², 3 g P m⁻²) was in Tännasilma. The highest nutrient amounts in roots/rhizomes (19.4 g N m⁻², 3.1 g P m⁻²) were in Häädemeeste.

Regular harvesting of above-ground biomass, especially spadixes for building material or energy biomass production, can help remove a significant portion of nutrients.

Heavy Metals

The highest heavy metal retention (303.2 mg Pb m⁻², 29.4 mg Zn m⁻², 22.9 mg Cu m⁻², and 0.35 mg Cd m⁻²) was observed in Tännasilma's roots and rhizomes samples (Table 1). In roots/rhizomes phytomass samples from Häädemeeste we found significantly higher heavy metal accumulation than in belowground phytomass samples from Põltsamaa CW. It is interesting to note that Cu accumulation in other samples was less than 3.0 mg m⁻². The Cd accumulation in all samples (shoots, spadixes, litter, roots and rhizomes) varied from 0.08 mg m⁻² to 0.01 mg m⁻², except in Tännasilma and Häädemeeste CWs where it was 0.35 and 0.77 mg m⁻², respectively (Table 1).

The Cd concentrations in all samples (shoots, spadixes, litter) varied from <0.01 mg/kg to <0.02 mg/kg. In Põltsamaa and Häädemeeste CWs the average content of Cu in shoots was 3.6 mg kg⁻¹, but in Tänassilma it was significantly lower – 2.3 mg kg⁻¹. The highest average content of Zn in shoots was 15.4 mg kg⁻¹ in Põltsamaa, whereas in Häädemeeste and Tänassilma it was 14.3 mg kg⁻¹ and 13.9 mg kg⁻¹ respectively.

Table 1.
Retention of Cd, Zn, Pb and Cu in cattail roots/rhizomes, litter, shoots, and spadixes (mg m⁻²) in Tänassilma semi-natural wetland and Põltsamaa and Häädemeeste constructed wetlands.

Metal	Fraction	Tänassilma	Põltsamaa	Häädemeeste
Cadmium (mg m ⁻²)	Roots/rhizomes	0.35	0.08	0.77
	Litter	0.004	0.005	0.006
	Shoots	0.011	0.007	0.005
	Spadixes	0.001	0.001	0.019
Zinc (mg m ⁻²)	Roots/rhizomes	309.2	55.6	70.1
	Litter	4.7	7.1	6.9
	Shoots	14.8	10.9	2.1
	Spadixes	2.5	2.1	4.5
Lead (mg m ⁻²)	Roots/rhizomes	22.9	2.5	3.0
	Litter	0.06	0.11	0.1
	Shoots	0.07	0.05	0.02
	Spadixes	0.02	0.22	0.004
Copper (mg m ⁻²)	Roots/rhizomes	29.4	12.4	15.2
	Litter	0.5	1.2	1.0
	Shoots	2.5	2.5	1.7
	Spadixes	0.6	1.0	2.8

In Tänassilma a significantly higher average contents of Cu (39.3 mg kg⁻¹), Pb (30.4 mg kg⁻¹), and Zn (412.3 mg kg⁻¹) than those in Häädemeeste or Põltsamaa: Cu – 11.6 and 15.9, Pb – 2.3 and 3.3, and Zn – 57.5 and 73.2 mg kg⁻¹, respectively. Likewise, the highest Cd content was found in roots and rhizomes. In Häädemeeste, it was 0.59, in Tänassilma 0.47, and in Põltsamaa 0.1 mg Cd kg⁻¹.

The lowest heavy metals contents were found in litter. The average concentration of Zn varied from 12.2 mg kg⁻¹ in Häädemeeste to 12.6 mg kg⁻¹ in Tänassilma and 13.3 mg kg⁻¹ in Põltsamaa. In Tänassilma, the Cu and Pb content in litter were 1.4 mg Cu kg⁻¹ and 0.17 mg Pb kg⁻¹, whereas in Põltsamaa and in Häädemeeste the relevant values were 2.3 and 1.7 mg Cu kg⁻¹, and 0.2 and 0.18 mg Pb kg⁻¹ respectively.

In Häädemeeste, the highest average Zn and Cu concentrations were found in spadixes: 23.8 and 14.8 mg kg⁻¹ correspondingly. At the same time, the lowest average Pb and Cd contents were 0.10 mg kg⁻¹ and <0.02 mg kg⁻¹, respectively. The average Zn content was 21.8 mg kg⁻¹ in Tänassilma and 19.6 mg kg⁻¹ in Põltsamaa, whereas Pb concentrations varied from 0.17 to 2.0 mg kg⁻¹, respectively. The average content of Cu in spadixes was 9.0 mg kg⁻¹ in Põltsamaa and 5.4 mg kg⁻¹ in Tänassilma.

CONCLUSIONS

The total phytomass of *T. latifolia* in the Häädemeeste constructed wetland was higher than that in the Tännassilma semi-natural wetland and Põltsamaa constructed wetland.

In free water surface wetlands plants grow and die more quickly than in subsurface wetlands. Therefore, significantly less spadixes and litter were found in Tännassilma than in Põltsamaa and Häädemeeste.

The N and P contents in plant fractions demonstrated that these nutrients were stored in reserve organs after the fruiting stage, while carbon storage had not been observed. In Põltsamaa, the N and P content in all plant fractions was higher than in other test areas.

Whereas heavy metal concentrations in cattail are generally low, zinc was found at relatively high levels. Apart from Cd, the heavy metal concentration in plant tissues from Tännassilma was significantly higher than at other sites.

The highest accumulation of heavy metals occurred in roots and rhizomes showing significantly higher values than in spadixes and shoots. Thus the harvesting of aboveground biomass of cattails would not remove much heavy metals from wetlands. The highest measured heavy-metals contents were observed in the Tännassilma samples. This can be explained by its location and long-term loading with municipal wastewater, which is mixed with diffuse runoff from roads and streets.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by EU 5 FP RTD project EVK1-2000-00728 “**PR**ocess Based **I**ntegrated **M**anagement of Constructed and **R**iverine Wetlands for **O**ptimal Control of Wastewater at Catchment **S**cal**E**” (PRIMROSE), and the Target Funding Project No 0182534s03 of the Ministry of Education and Science, Estonia.

REFERENCES

- Kadlec, R.H.; Knight, R.L.** *Treatment Wetlands*. CRC Press/Lewis Publishers: New York, 1996; 893 pp.
- Pinney, M. P.; Westerhoff, P. K.; Baker, L.** Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Res.*, 2002; 34 (6), 1897-1911.
- Brix, H.** Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.*; 1997; 35 (5), 11-17.
- Bachand, P.A.M.; Horne, A. J.** Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecol. Eng.*; 1998; 14 (1-2), 17-32.
- Taylor, G.J.; Crowder, A.A.** Copper and nickel tolerance in *T. latifolia* clones from contaminated environments. *Can J. Bot.*, 1984; 62, 1304-1308.
- Ennabili, A.; Ater, M.; Radoux, M.** Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquat. Bot.*; 1998; 62 (1), 45-56.
- Mauring, T.** The use of reed and cattail produced in constructed wetlands as building material. In *Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale. Publicationes Instituti Geographici Tartuensis*, Vol. 94; Mander, Ü., Vohla, C. and Poom, A. Eds.; Tartu, 2003; 286-288.
- Gopal, B.; Sharma, K.P.** Aquatic weed control versus utilization. *Econ. Bot.*; 1980; 33, 340-346.
- Nõges, P.; Järvet, A.** Response of a natural river valley wetland to supplementary runoff and pollutant load from urban wastewater discharge. In *Natural Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates, Advances in Ecological Sciences*, Vol. 12; Mander, Ü.; Jenssen, P.; Eds.; WIT Press: Southampton, Boston, 2002; 139-158.
- Mander, Ü.; Kuusemets, V.; Öövel, M.; Mauring, T.; Ihme, R.; Pieterse, A.** Wastewater purification efficiency in experimental treatment wetlands in Estonia. In *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*; J. Vymazal, Ed.; Backhuys Publisher: Leiden, The Netherlands, 2001; 201-224.

- Mauring, T.** *Häädemeeste Municipality Constructed Infiltration Wetland*. Coalition Clean Baltic, 2002; 1-4 [Report's manuscript].
- Wild, U.; Kamp, T.; Lenz, A.; Heinz, S.; Pfadenhauer, J.** Vegetation development, nutrient removal and trace gas fluxes in constructed *Typha* wetlands. In *Natural Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates, Advances in Ecological Sciences*, Vol. 12; Mander, Ü.; Jenssen, P.; Eds.; WIT Press: Southampton, Boston, 2002; 101-126.
- Romero, J.A.; Comín, F.A.; García, C.** Restored wetlands as filters to remove nitrogen. *Chemosphere*, 1999; 39 (2), 323-332.
- Hume, N.P.; Fleming, M.S.; Horne, A.J.** Plant carbohydrate limitation on nitrate reduction in wetland microcosms. *Water Res.*; 2001; 36 (3), 577-584.
- Kuusemets, V.; Lõhmus, K.; Mander, Ü.** Nitrogen and phosphorus assimilation and biomass production by *Scirpus sylvaticus* and *Phragmites australis* in horizontal subsurfaced low flow constructed wetland. In: *8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Arusha, Tanzania, 16-19 Sept. 2002, Univ. Dar es Salaam; IWA, Vol. II, 2002; 930-937.