

**Tartu Ülikool**  
**Bioloogia-geograafiateaduskond**  
**Geograafia instituut**

**Margit Kõiv**

**PRÜGILA NÕRGVEE JÄRELPUHASTAMINE**  
**ERINEVATE FILTERMATERJALIDE ABIL**

Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal

Juhendajad: prof Ülo Mander  
Mait Kriipsalu

**TARTU 2006**

# SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	3
1 PRÜGILA NÕRGVESI .....	5
1.2 PRÜGILA NÕRGVEE OMADUSED .....	7
2 PRÜGILA NÕRGVEE KÄITLEMINE JA PUHASTAMINE .....	10
2.1 TEHISMÄRGALAD JA PINNASFILTRID .....	12
2.1.1 Horisontaal- ja vertikaalvoolulised pinnasfiltrid .....	16
2.1.2 Tehismärgalad ja pinnasfiltrid nõrgvee puhastamiseks .....	19
3 FILTERMATERJALID .....	21
3.1 TURVAS.....	21
3.1.1 Turvast iseloomustavad parameetrid.....	21
3.2 KER GKRUUS.....	23
3.2.1 Kergkruusa iseloomustavad parameetrid .....	24
3.3 PÕLEVKIVITUHK JA PÕLEVKIVITUHAPLATO O SETE.....	25
3.3.1 Eesti põlevkivi iseloomustavad parameetrid .....	25
3.3.2 Põlevkivituha koostis .....	26
3.3.3 Põlevkivituhaplato o sete ja selle koostis .....	27
4 FILTERMATERJALIDE KASUTAMINE REOVEE JA NÕRGVEE PUHASTAMISEL .....	30
4.1 TURVAS.....	31
4.2 KER GKRUUS.....	35
4.3 PÕLEVKIVITUHK JA TUHAPLATO O SETE.....	36
5 PRÜGILA NÕRGVEE JÄRELPUHASTAMISE KATSED .....	39
5.1 KATSEALA KIRJELDUS.....	39
5.2 VÄÄTSA PRÜGILA NÕRGVESI.....	40
5.2.1 Nõrgvee puhastamine Väätsa prügilas .....	40
5.3 MATERJAL JA METOODIKA .....	45
5.3.1 Katseseadmed.....	45
5.3.2 Filtermaterjalid.....	48
5.3.3 Katsete ülesehitus.....	49
5.3.4 Hüdrauliline koormus.....	52
5.3.5 Nõrgveeproovide võtmine ja analüüsimine.....	52
5.3.6 Nõrgveeproovide statistiline analüüs .....	54
5.4 TULEMUSED JA JÄRELDUSED.....	55
5.4.1 Nõrgvee pH muutus .....	55
5.4.2 Temperatuur ja hapnikusisaldus.....	55
5.4.3 Orgaaniliste ainete mineralisatsioon.....	57
5.4.4 Lämmastikuühendite kontsentratsiooni muutumine.....	62
5.4.5 Fosforiärastus .....	67
5.4.6 Hõljuvainete sisalduse muutumine.....	70
5.4.7 Nõrgvee elektrijuhtivus .....	72
5.4.8 Kaltsiumi- ja magneesiumioonide sisaldus ning üldkaredus.....	72
5.4.9 Sulfaatioonide sisalduse muutus .....	73
5.4.10 Sisendkoormuste mõju filtrite puhastusefektiivsusele.....	73
5.4.11 Katse kestuse mõju filtrite puhastusefektiivsusele .....	74
5.5 SOOVITUSED .....	75
KOKKUVÕTE.....	77
TÄNUAVALDUSED .....	79
SUMMARY .....	80
KASUTATUD KIRJANDUS .....	82
LISAD.....	97
LISA 1. KORRELATSIOONID KATSE NR. 1 FILTRITE VÄLJAVOOLUDE REOSTUSNÄITAJATE VAHEL .....	98
LISA 2. FILTRITE PUHASTUSEFEKTIIVSUSE VÕRDLUS .....	102
LISA 3. FILTRITE SISENDKOORMUSTE JA PUHASTUSMÄÄRADE VAHELISED SEOS ED.....	104

## SISSEJUHATUS

Tänapäeva edumeelne jäätmekäitlus liigub jäätmekoguste minimeerimise ning kordus- ja taaskasutamise suunas. Sellegipoolest ladestatakse enamuse jäätmetest maailmas ikka veel prügilatesse, nii ka Eestis.

2006. aasta alguses töötas Eestis 22 segaolmejäätmete prügilat, neist europrügilaid on hetkel vaid neli. Jäätmete ladestamisega prügilatesse kaasneb väga palju erinevaid keskkonna- ja terviseriske. Suurimaks ohuks pinna- ja põhjaveele on nõrgvesi – läbi prügilademe nõrgunud vesi, mis sisaldab lahustunud ja suspendeerunud aineid ning ühendeid. Nõrgvee lähteveeks on sademevesi, pinnase- või põhjavesi ning jäätmetega prügilasse toodud ja orgaanilise aine lagunemisprotsessides tekkiv vesi. Nõrgvesi on reeglina tugevalt reostunud orgaaniliste ja anorgaaniliste ühenditega. Nõrgvee keemilise hapnikutarbe (KHT) ja biokeemilise hapnikutarbe (BHT) suhe erineb oluliselt reovee omast ning seetõttu ei saa nõrgvett puhastada vaid reoveepuhastusest tuttavate meetoditega. Kuna nõrgvee koostis on raskesti prognoositav ja ajas muutuv, on ka selle puhastamine keeruline. Nõrgvee omadused on seotud jäätmete koostisega, mis omakorda oleneb mitmesugustest teguritest, näiteks elanikkonna tarbimisharjumustest (prügi hulk, liigid ja omadused), jäätmete vanusest ja lagunemisastmest, prügila ehitusest ning ladestamistehnoloogiast. Uue prügila nõrgvee puhastustehnoloogia peab olema hoopis teistsugune kui vana prügila oma.

Eestis puudub pikaajaline kogemus nõrgvee puhastamises, sest kuni üheksakümnendate lõpuni nõrgvett ei kogutud ega käideldud. Uute prügilate põhi on aga juba veekindel ning nõrgvesi kogutakse kokku. Kohustus nõrgvett puhastada on Eesti jäätmekäitluse vääramatuks arengusuunaks.

Esimene nõrgveepuhasti Eestis paigaldati 2002. aastal Väätša prügilasse. Kogemused nõrgvee puhastustega on näidanud, et vett vaid üheainsa tehnoloogia abil puhtaks ei saa. Lisaks tavapärasele biopuhastusele on vett vaja kuidagi järelpuhastada. Üheks süvapuhastusviisiks võiks olla looduslähedane puhastus pinnasfiltrites ja/või tehismärgalades.

Tehismärgalaid ja pinnasfilitreid peetakse prügila nõrgvee puhastamiseks sobivaks ka mujal maailmas (Kadlec & Knight, 1996), kuid tervikuna on see valdkond veel arengujärgus. Reoainete liikumise, transformeerumise ja ärastuse paremaks mõistmiseks neis süsteemides on erialaspetsialistid ja teadlased kutsunud üles läbi viima ulatuslikke ja pikaajalisi uurimusi (Mulamootil et al., 1999). Tehismärgalade sobilikkust ja efektiivsust nõrgvee puhastamiseks on käsitletud paljudes teadustöodes. Arvukalt on tehtud väli- ja laborikatseid (Surface et al., 1993; Martin, 1994; Kadlec & Knight, 1996; Mulamootil et al., 1999; Kadlec, 1999; Martin et al., 1999; Liehr et al., 2000; Cross et al., 2001; Mæhlum et al., 2002; Martin & Moshiri, 2003). Kuna nõrgveesi, mis ei ole piisavalt puhas, et temast ei tuleneks riske nii keskkonnale kui ka tervisele, on suureks probleemiks ka Eesti prügilates, siis erinevate lahenduste pakkumiseks tuleks läbi viia ulatuslikke uurimusi.

Käesolev magistritöö keskendub praktilises osas kolme erinevat filtermaterjali sisaldavate eksperimentaalsete vertikaalvooluliste pinnasfiltrite katsetamisele, et teada saada nende efektiivsus prügila nõrgvee järelpuhastamisel.

Magistritöö eesmärkideks oli mitmesuguste filtermaterjalide sobivuse uurimine nõrgvee järelpuhastamisel. Eesmärgiks seati:

- kindlaks määrata kolme filtermaterjali: mineraliseerunud turba, põlevkivituhaplatoosette ja kergkruusa puhastusvõime BHT<sub>7</sub> ja KHT väärtuste ning erinevate reoainete kontsentratsioonide vähendamiseks;
- uurida reostuskoormust ja filtrite puhastusefektiivsust;
- hinnata, kuidas mõjub katsete kestus reoainete eemaldamise efektiivsusele.

# 1 PRÜGILA NÕRGVESI

Nõrgvesi on läbi jäätmete nõrgunud vesi, mis sisaldab lahustunud ja suspendeerunud aineid ning ühendeid (EnDic2004, 2004) – orgaanilisi ja anorgaanilisi ühendeid, metalle, toitaineid, lenduvaid orgaanilisi ühendeid ja teisi reoaineid. Orgaaniliste ainete osas on iseloomulik kõrge keemilise hapnikutarbe (KHT) tase võrreldes biokeemilise hapnikutarbega (BHT) (Tchobanoglous et al., 1992). Nõrgvee allikateks, nn. lähteveeks on sademetevesi, pinnase- või põhjavesi ning jäätmete lagunemisprotsessis tekkiv vedelik. Õigesti paigutatud, ladestatud ja õiges režiimis töötavas prügilas tekib prügilanõrgvesi peamiselt sademetest (Kriipsalu, 1997).

Kui jäätmed on ladestatud prügilasse, siis jäätmete lagunemisel toimub rida kompleksseid bioloogilisi ja keemilisi reaktsioone. Nõrgvee koostis muutub vastavalt prügila vanusele ning prügilas toimuvad protsessid on võimalik jagada etappidesse, mis peamiselt olenevad orgaanilise aine lagunemisastmest (joonis 1; Farquhar & Rovers, 1973; McBean & Rovers, 1999). Kõige üldisemalt jagatakse orgaaniliste jäätmete lagunemist aeroobseks, happeliseks ja metanogeenseks (Ehrig, 1989). Igale etapile on omane iseloomulik nõrgvee ja prügilagaasi koostis. Kuna prügilad on suured ja ladestamine võtab aastaid, siis esineb ka sama prügila sees korraga mitu järgmistest etappidest:

**1. etapp.** Jäätmete lagunemine aeroobses keskkonnas. Lagunemise esimeses etapis leidub prügiosakeste vahel hapnikku. Mikroorganismid lagundavad orgaanilise materjali süsihappegaasiks ja veeks. Järgi jääb osaliselt lagunenud orgaaniline aine (Reinhard & Grosh, 1998), toimub hüdrolüüs ja hapendumine. Aeroobne lagunemine kestab mõnest päevast kuni nädalani (Robinson, 1995), ning lõpeb, kui hapnik on ära kasutatud. Vaid prügila pindmises kihis püsib aeroobne keskkond kauem, sest seal toimub hapniku atmosfäärne difusioon. Nõrgvett tekib selle etapi ajal vähe ja andmeid selle omaduste kohta on samuti vähe (Lagerkvist, 2001).

**2. etapp.** Siirdefaas. Hapniku kadudes hakkab keskkond kiiresti anaeroobseks muutuma. Selles lühikeses üleminekufaasis muutub järjest O<sub>2</sub>-vaesemates ja suurema CO<sub>2</sub> sisaldusega tingimustes nõrgvee pH aluselisemaks. Lämmastik-gaaside sisaldus

prügilagaasis väheneb ning suurenema hakkab H<sub>2</sub> osakaal. Samuti kasvab nõrgvees keemiline hapnikutarve, lenduvate rasvhapete ja ka raskmetallide sisaldus.

**3. etapp.** Anaeroobne hüdroolüüs. Keskkond muutub happeliseks ja orgaaniline aine hakkab lagunema anaeroobide toimetel. Tekivad rasvhapped ja alkoholid, mis on metaani tekkimise eelduseks. Bakterid hakkavad tootma lenduvaid rasvhappeid ja ammoniaaki. Lenduvate rasvhapete tekkimine on kõrge BHT (sageli suurem kui 10 000 mg/l) põhjuseks. Ammooniumioonide kontsentratsioon on samuti kõrge (võib olla 1000 mg/l). Selles faasis on nõrgvesi tavaliselt happelise pH-ga (5-6), suure raskmetallide (Fe, Mn, Ca ja Mg) sisalduse ja lahustuvate orgaaniliste ühendite kontsentratsiooniga. Etapi lõppedes muutub prügikeha bakteriaalne kooslus, ning väheneb nõrgvee BHT ja KHT, prügilagaaside (CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub>) produktsioon aga kasvab.

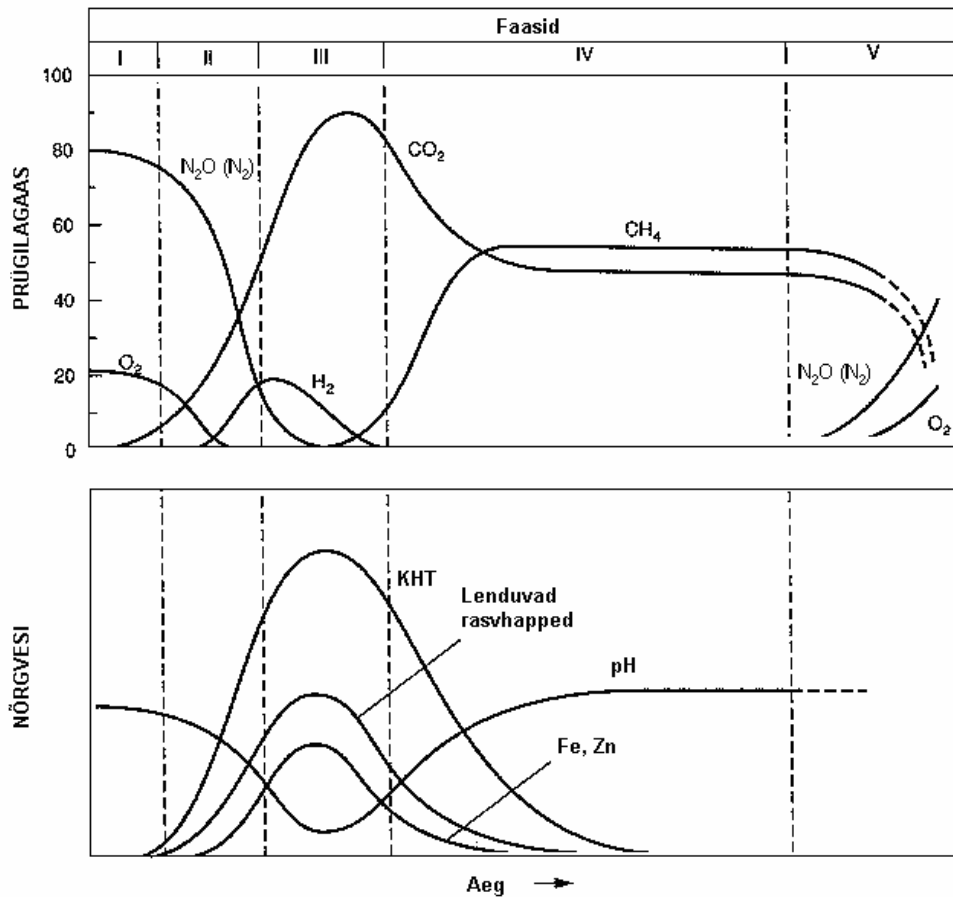
**4. Etapp.** Metaankäärimine. Happelises faasis tekkinud ühendid muudetakse metanogeensete mikroorganismide poolt gaasilisteks lõppsaadusteks – tekib biogaas ehk prügilagaas (Rastas, 2002). See etapp võib kesta mõned aastakümned. Nõrgvesi on tavaliselt enamvähem neutraalse pH-ga, kõrge ammooniumi kontsentratsiooniga, suhteliselt väikese BHT-ga ja mittelahustuvate ühendite suureneva sisaldusega.

**5. Etapp.** Stabiliseerumisfaas. Aktiivsed mikrobioloogilised protsessid aeglustuvad ja prügi lagunemine stabiliseerub. Biolagundatavad materjalid ja orgaanilised happed hakkavad tasapisi ammendumata. Aja möödudes nõrgvee omadused stabiliseeruvad ja nõrgvesi muutub kergelt aluseliseks (pH 8).

Prügila olelustersükli uurimise tulemusena pakub Rettenberger (2005) aga juba kuni 9 etappi. Viimastes toimub õhu sissetungimine lademesse, orgaanilise aine täielik ammendumine ja lademe stabiliseerimine ning muutumine osaks looduskeskkonnast. Neil etappidel tehakse vahet peamiselt gaase uurides. Stabiliseerunud lademes on gaaside koostis juba peaaegu selline, nagu looduslikus mullas, CH<sub>4</sub> on asendunud hapniku ja CO<sub>2</sub>-ga.

Nõrgvett on jaotatud värskeks (vähem kui 5 aastat vanadest prügilatest) ja vanaks (prügilatest, mis on vanemad kui 10 või 20 aastat). Värskeks peetakse happelises faasis tekkinud ja vanaks metaankäärimise faasis tekkinud nõrgvett (tabel 1) (Rastas, 2002). Nõrgvett tekkib prügilas pikka aega ka pärast selle sulgemist ja katmist, seega peab

nõrgvee puhastamine jätkuma mitmekümneid aastaid (Liehr et al., 2000). Prügila olelusringi viimastes etappides on nõrgvesi juba üsna puhas.



**Joonis 1.** Prügilagaasi ja nõrgvee koostise muutus ajas (koostatud Farquhar & Rovers, 1973 ja Wang & Pereira, 1980 põhjal): I aeroobne faas, vahetult pärast ladestamist; II siirdefaas; III anaeroobne, happeline faas; IV metaankäärimise faas; V stabiliseerumisfaas.

## 1.2 Prügila nõrgvee omadused

Nõrgvee koostis ei ole ühesugune ei prügilate ega ka ühe prügila osade kaupa ning muutub ajas. Nõrgvee omadusi on raske prognoosida, sest orgaanilise ja anorgaanilise aine lahustumist mõjutavad paljud tegurid. Nõrgvee koostis muutub etapiliselt (joonis 1) olenevalt sellest, kui täielikult on orgaaniline aine lagunenu (Kriipsalu, 1997).

Nõrgvee koostisaineid on otstarbekas jagada nelja gruppi: lahustunud orgaaniline materjal, mõõdetud BHT ja KHT-na, anorgaanilised ühendid (näiteks taimetoitained ja soolad), raskemetallid ja ksenobiootilised orgaanilised ühendid (Kjeldsen et al., 2003).

**Tabel 1.** Uute ja vanade prügilate nõrgvee tüüpkoostis, ühik mg/l (Tchobanoglous et al., 1992).

Reoaine	Prügilademe vanus		
	Alla 2 aasta (happelises faasis)		Üle 10 aasta (metanogeenses faasis)
	Ulatus	Tüüpiline	Ulatus
Biokeemiline hapnikutarve (BHT)	2000 - 30 000	10 000	100 - 200
Orgaanilise C üldsisaldus	1500 - 20 000	6000	80 - 160
Keemiline hapnikutarve (KHT)	3000 - 60 000	18 000	100 - 500
Hõljuvainete üldsisaldus (HA)	200 - 2000	500	100 - 400
Orgaaniline lämmastik (N <sub>org</sub> )	10 - 800	200	80 - 120
Ammooniumlämmastik (NH <sub>4</sub> -N)	10 - 800	200	20 - 40
Üldfosfor (P <sub>üld</sub> )	5 - 100	30	5 - 10
Ortofosfaadid (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	4 - 80	20	4 - 8
Aluselisis (CaCO <sub>3</sub> järgi)	1000 - 10 000	3000	200 - 1000
pH	4,5 - 7,5	6	6,6 - 7,5
Üldkaredus (CaCO <sub>3</sub> järgi)	300 - 10 000	3500	200 - 500
Kaltsium (Ca <sup>2+</sup> )	200 - 3000	1000	100 - 400
Magneesium (Mg <sup>2+</sup> )	50 - 1500	250	50 - 200
Kaalium (K <sup>+</sup> )	200 - 1000	300	50 - 400
Naatrium (Na <sup>+</sup> )	200 - 2500	500	100 - 200
Kloriidid (Cl <sup>-</sup> )	200 - 3000	500	100 - 400
Sulfaadid (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	50 - 1000	300	20 - 50
Raud (Fe)	50 - 1200	60	20 - 200

Üldiselt on olmeprügilates tekkinud nõrgvees palju orgaanilist ainet, soolasisid (naatriumi, kloori ja SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) ning taimetoitained (lämmastikku ja fosforit) kuid vähe raskemetalle (nendest rohkem rauda, tsinki ja magneesiumi) (Heyer et al., 1998). Nõrgvesi sisaldab ka muid ühendeid, näiteks ksenobiootilisi orgaanilisi ühendeid, sulfide, arseeni, seleeni, baariumi, liitiumi jne (Kjeldsen et al., 2003). Nõrgvee (tabel 1) ja olmereovee tüüpkoostist võrreldes (tabel 2; Kriipsalu & Kuusik, 2001) on näha, et nõrgvee reoainesisaldus muutub vastavalt prügila vanusele ja orgaaniliste jäätmete lagunemisastmele, kuid reovees on ainete sisaldus ajas stabiilsem. Näiteks BHT<sub>7</sub> ja KHT on tüüpilises nõrgvees kümneid, isegi sadu kordi suurem kui tüüpilises reovees. Samas võib vanades prügilates orgaanilise aine sisaldus olla väga väike, mistõttu ka vesi

jääb lahjemaks. Üldfosforit on nõrgvees tavaliselt palju, kuni 30 mg/l (tabel 1; Tchobanoglous et al., 1992), samas kui reeves on üldfosforit keskmiselt ainult 8 mg/l.

**Tabel 2.** Puhastamata olmereovee tüüpkoostis, ühik mg/l (Kriipsalu & Kuusik, 2001).

Reoaine	Sisaldus, kui reovesi on:		
	lahja	keskmine	kange
Kuivjääk	350	720	1200
sh lahustunud ained	250	500	850
Hõljuvaine (HA)	100	220	350
Orgaanilise süsiniku üldsisaldus	80	160	290
Biokeemiline hapnikutarve (BHT <sub>5</sub> )	110	220	400
Keemiline hapnikutarve (KHT)	250	500	1000
Üldlämmastik (N <sub>üld</sub> )	20	40	85
sh orgaaniline lämmastik (N <sub>org</sub> )	8	15	35
vaba ammoonium (NH <sub>3</sub> )	12	25	50
nitritid (NO <sub>2</sub> -N) ja nitraadid (NO <sub>3</sub> -N)	0	0	0
Üldfosfor (P <sub>üld</sub> )	4	8	15
sh orgaaniline fosfor	1	3	5
anorgaaniline fosfor	3	5	10
Kloriidid (Cl <sup>-</sup> )	30	50	100
Sulfaadid (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	20	30	50
Aluselisus (CaCO <sub>3</sub> )	50	100	200

Euroopa liidu maades on viimastel aastatel palju rõhku pandud prügiladestuspõhimõtete ajakohastamisele. Prügilatesse tulevikus enam orgaanilist ainet panna ei tohi (European..., 1999; RT I 2006,10,67), mis tähendab seda, et tulevikus võib nõrgvee koostis praegusest põhjalikult erineda. Nõrgvee kogumist, käitlemist ja puhastamist korraldades tuleb sellega juba praegu arvestada.

## 2 PRÜGILA NÕRGVEE KÄITLEMINE JA PUHASTAMINE

Nõrgvee käitlusviisi valik sõltub peamiselt nõrgvee koostisest ja kogusest, prügila geograafilisest ja füüsilisest asukohast, kommunikatsioonide olemasolust ning kliimatilistest jt tingimustest. Nõrgvee puhastamise pikaajaline kogemus Eestis puudub. Eestis kogutakse nõrgvett neljas europrügilas, kohapeal puhastatakse seda Väätša, Uikala ja Torma ning vähemal määral ka mõningates vanemates prügilates. Tavaliselt puhastatakse nõrgvett kohapeal (nt Väätša prügilas) või pumbatakse see kogumisbasseini, kust see viiakse või juhitakse olmereoveepuhastisse (nt Jõelähtme prügilas).

Alati ei ole vaja prügila nõrgvett puhtaks saada, vahel piisab ka õigest käitlusviisist. Käitlusmeetodid võib üldiselt jagada järgmiselt (Kennedy & York, 1987):

- vahetu juhtimine suublasse (pidevalt või sel ajal, kui ta keskkonda vähem kahjustab, näiteks sademetest tingitud väga suure lahjenduse korral);
- juhtimine olmereoveepuhastisse (kui nõrgveepuhastit ei ole);
- puhastamine omapuhastis;
- tagasipumpamine prügilademesse;
- infiltreerimine pinnasesse;
- pumpamine sügavatesse puuraukudesse;
- loomuliku aurumise soodustamine (taimestiku või niisutusüsteemide abil);
- mehaaniline aurutamine.

Nõrgvee vahetu juhtimine suublasse suurendab reoainete saastekoormust veekeskkonnale ja selle isepuhastusvõimele, seega ei ole see keskkonnakaitse seisukohalt õige (Kriipsalu, 1997). Juhul, kui nõrgvesi juhitakse kanalisatsiooni, sõltub kohapealse eelkäitluse vajalikkus vastuvõtvast reoveepuhastist. Nõrgvees olevad ühendid võivad olmereoveepuhastis bioloogilist puhastusprotsessi häirida ja jääkmuda ei saa siis enam kasutada näiteks kvaliteetkomposti valmistamiseks. Samuti, kui reoveepuhastis toimub ainult bioloogiline puhastus, jäävad vette või reoveesettesse näiteks raskemetallid jt raskelt lagundatavad ühendid (Gross & Uri, 2001).

**Tabel 3.** Ülevaade tüüpilistest prügila nõrgvee puhastusprotsessidest (Tchobanoglous et al., 1992).

<b>Puhastusprotsess:</b>	<b>Tulemus</b>	<b>Märkused/probleemid</b>
<b><u>Biooloogilised protsessid</u></b> Aktiivmudapuhastus	Eemaldatakse lahustunud orgaanilised ained.	Muda vahutab, vaja järelsetitit.
Annuspuhastus	Eemaldatakse lahustunud orgaanilised ained.	Sarnane eelmisega, sobib väikese vooluhulga korral.
Stabiliseerimine õhustatavates tiikides	Eemaldatakse lahustunud orgaanilised ained.	Vajab palju vaba tiigipinda.
Biopuhastus nõrg- ja sukelfiltrites	Eemaldatakse lahustunud orgaanilised ained.	Kasutatakse nõrgveega sarnase tööstusreovee puhastamisel.
Nitrifikatsioon/ Denitrifikatsioon	Eemaldatakse lämmastik.	Toimub koos orgaanilise aine eemaldamisega.
<b><u>Keemilised protsessid</u></b> Neutraliseerimine	pH tasakaalustamine.	Vajalik enamikul juhtudel.
Sadestamine	Eemaldatakse metallid ja mõned anioonid.	Tekib sete, milles võib olla ohtlikke aineid.
Oksüdeerimine	Eemaldatakse orgaanilised ained; hävitatakse mürgised ühendid.	Sobib lahjemale nõrgveele; kasutatakse kloori, võib tekkida kloreeritud hüdrokarbonaat.
Märg oksüdeerimine	Eemaldatakse lahustunud orgaanilised ained.	Sobib hästi raskelt oksüdeeritavale orgaanikale, kuid on kallis.
<b><u>Füüsikalised protsessid</u></b> Setitamine ja flotatsioon	Eemaldatakse suspendeerunud osakesed.	Kasutatakse koos teiste protsessidega.
Filtreerimine	Eemaldatakse suspendeerunud osakesed.	Peentöötlus puhastuse viimases astmes.
Gaasivahetus	Eemaldatakse ammoniaak ja ebapüsivad ühendid.	Suur energiavajadus; kondensaat vajab edasist töötlust.
Adsorptsioon	Eemaldatakse lahustunud orgaanilised ained.	Läbiproovitud tehnoloogia; maksumus sõltub nõrgvee koostisest.
Ioonvahetus	Eemaldatakse lahustunud anorgaaniline aine.	Peentöötlus puhastuse viimases astmes.
Ultrafiltratsioon	Eemaldatakse bakterid ja kõrgmolekulaarsed orgaanilised ühendid.	Piiratud kasutusega.
Pöördosmoos	Eemaldatakse kõik lahustunud ained, kuid sobib vaid eelnevalt puhastatud veele.	Kulukas; vajalik ekstensiivne eeltöötlus.
Aurutamine	Vesi aurustatakse.	Sõltub piirkonna kliimast; jäägid võivad olla ohtlikud; kulukas.

Reoveepuhastisse juhitava nõrgvee hulk ei tohiks ületada 10% ööpäeva hüdraulilisest koormusest. Arenenud maades kehtiva korra järgi tuleb prügilavesi alati koguda ja puhastada. Puhastamiseks kohandatakse reoveepuhastusest tuttavaid meetodeid (Kriipsalu, 1997). Nõrgveepuhastusmeetodeid saab üldiselt jagada tehnilisteks ning looduslähedasteks ja neid on võimalik rakendada nii koos kui ka omaette (tabel 3).

Prügilavee puhastamises rakendatava tehnoloogia valiku määravad nõrgvee hulk ja koostis, olemasolevad tehnilised vahendid ja suublapoolsed nõuded, st. kuhu vesi juhitakse ja millised nõuded on kehtestatud heitvee kvaliteedile. Mõnes prügilas pumbatakse nõrgvesi tagasi prügilasse, kasutades niiviisi ära prügikeha enda veesidumis- ja puhastusvõimet. Nõrgvee retsirkulatsioonisüsteem kiirendab lagunemisprotsesse prügilas, kuid suurendab prügila hüdraulilist koormust (Kängsepp, 2000). Meetodi kasutamise eelduseks on prügila alla rajatud nõrgveekogumissüsteem. Nõrgvee ringlusega hoogustub ka prügilagaasi tekkimine. Vältimaks selle kontrollimatud lendumist, peab nõrgvee ringluse kasutamise korral prügilasse rajama gaasi kogumis- ja kasutamissüsteemi. Samas tuleb valmis olla ka selleks, et lõppetapis peab nõrgvett ikkagi teiste meetoditega käitlema (Gross & Uri, 2001).

Nõrgvee aurutamist kas otse veepeeglit või vihmutamist prügi, maa-, taimestiku pinnale, saab kasutada neis piirkondades, kus evapotranspiratsioon on negatiivne. See tähendab, et aastane aurumine ületab aastase sademete hulga. Seal, kus sademeid on rohkem, tuleb kasutada tehisauruteid, need on aga üldjuhul suure energiakuluga (Gross & Uri, 2001). Teiste käitlusviiside kasutamiskõlblikkus sõltub väga palju kohalikest looduslikest ning ka majanduslikest tingimustest.

## **2.1 Tehismärgalad ja pinnasfiltrid**

Prügilanõrgvee kõrgtehnoloogilistele puhastusseadmetele on alternatiiviks looduslikud, sageli märksa odavamad pinnasfiltrid ja tehismärgalad, milles võib kombineerida, väga mitmesuguseid tehnoloogiaid. Looduslähedasi puhastussüsteeme võib liigitada vee voolusuuna või vaba veepeegli järgi (Vymazal et al., 1998):

- Vertikaalvoolulised pinnasfiltrid (*ingl. k. vertical subsurface flow system*);
- Horisontaalvoolulised pinnasfiltrid (*ingl. k. horizontal subsurface flow system*);
- Vaba- ehk avaveelised süsteemid (*ingl. k. surface flow system*).

Käesolev magistritöö keskendub praktilises osas kolme erinevat filtermaterjali sisaldavate eksperimentaalsete vertikaalvooluliste pinnasfiltrite katsetamisele, et teada saada nende efektiivsus prügila nõrgvee järelpuhastamisel.

Mitmesuguseid pinnasfiltreid on Eestis edukalt kasutatud väikeasulate reovee puhastamisel. Nõrgvee puhastamiseks kasutatakse praegu pinnasfiltrit Jõgevamaal Torma prügilas. Selle reoveepuhastusest üle võetud tehnoloogia puhastusefektiivsus on vähenenud ning puhasti vajab uuendamist või väljavahetamist, kuna sellest väljuv nõrgvesi ei vasta kehtestatud nõuetele (T. Orumaa suulistel andmetel, 2006. a. märts).

Tehismärgalade ja pinnasfiltrite eelisteks konventsionaalsete puhastite ees on pinnase suur adsorbeeriv eripind, vahelduvad aeroobsed-anaeroobsed tsoonid ja mitmekesine mikrobioloogiline populatsioon (Mæhlum, 1998a). 1985. aastast alates on tehismärgalad – “kõige uuemad vanad asjad reoveepuhastuses” – olnud kõige levinumad looduslikud puhastussüsteemid maailmas. Tehismärgalades luuakse parimad võimalused spontaansete biokeemiliste ja füüsikaliste protsesside maksimeerimiseks vee puhastamisel. Tehismärgalad on projekteeritud kasutama protsesse, mis toimuvad looduslikes märgalades niikuinii, sageli neid mõndade spetsiifiliste puhastusvajaduste jaoks sobitades. Märgalades on veetase üldjuhul maapinnaga enam-vähem tasa või isegi üle selle ja veetaset hoitakse piisavalt pikka aega aastas, et vajadusel kasvaks sinna sobiv taimestik (Mæhlum, 1998a).

Tehismärgalad sobivad reovee, tulvavee, tööstus- ja põllumajandusreovee, prügila-nõrgvee ja kaevandusvee puhastamiseks (Kadlec & Knight, 1996). Enim kasutatakse tehismärgalaid olmereoveepuhastuses (Hammer, 1992; Vymazal et al., 1998). Edu tehismärgalade abil nõrgvee puhastamises on saavutatud alates 1989. aastast. Lisaks kõrgele efektiivsusele on tehismärgalad ka esteetilise väärtusega (Mæhlum, 1998a).

Tehismärgaladega vähendatakse edukalt orgaanika ja heljumisisaldust, rohkem probleeme on nendes lämmastiku (N) ja fosforiärstusega (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal et al., 1998; Vymazal, 2001; Rustige & Platzer, 2001). Fosforiärstust kui ka teiste reoainete eemaldamist märgalapuhastites on uuritud näiteks USAs (Moshiri, 1993; Kadlec & Knight, 1996), Austraalias (Mann & Bavor, 1993) ja paljudes Euroopa riikides: näiteks Taanis (Schierup et al., 1990), Norras (Zhu et al., 1997), Suurbritannias (Green, 1997), Tšehhi Vabariigis (Vymazal, 1995), Rootsis (Johansson, 1997), Hollandis (Schreijer et al., 1997), Saksamaal (Rustige & Platzer, 2001), Ungaris (Lakatos et al., 1997) ja samuti Eestis (Mander & Muring, 1997; Vohla et al., 2005).

Tehismärgalade ja taimestikpuhastite rajamisel ja kasutamisel tuleb kindlasti arvestada kliima eripäradega. Üldjuhul töötavad taimestikpuhastid paremini seal, kus vegetatsiooniperiood on pikem. Talvel ei tööta tehismärgalad nii efektiivselt kui suvel ja mitu kuud aastas on bioloogiliste protsesside toimimine pärsitud. Vesi võib külmuda. Skeptiline suhtumine märgalade talvel töötamisele on mõistetav, sest veel hiljuti puudusid kogemused külmas kliimas tehismärgalade aastaringseks eksploateerimiseks (Kadlec & Knight, 1996). Praeguseks on teada hästi funktsioneerivaid tehismärgalaid ka külma kliimaga piirkondades nt: USA põhjaosas (Wallace et al., 2001), Norras (Jensen et al., 1996; Wittgren & Mæhlum, 1997; Mæhlum, 1998a; Mæhlum & Stålnacke, 1999) ning veel paljudes riikides. Külmas kliimas tuleb tehismärgalade rajamisel arvestada spetsiifiliste tingimustega ning vastavalt nendele valida ka parim tehnoloogia (Wallace et al., 2001). Tavaliselt kasutatakse tehismärgalade külmumise vältimiseks maa või veepinna isoleerimist külma eest. Külmas kliimas ei ole eriti otstarbekas kasutada vabaveelisi süsteeme, kuna neis on külmumisoht ja puhastusprotsesside seiskumine tõenäolisem. Rohkem kasutatakse horisontaalvoolulisi ja vertikaalvoolulisi pinnasfilteid. Tuleb märkida, et sageli ei ole külmumisõrn niivõrd mitte pinnasfilter või märgala ise, kuivõrd vee jaotus- ja kogumistorustik, ülevoolud ja veetasemeregulaatorid, pumplad, väljavooluavad suublasse (kui neid on) jms. Külma ilma või kõrge lume tõttu võib olla takistatud puhastusseadme hooldaja juurdepääs hooldust vajavatele sõlmedele, näiteks võrekaevule. Need takistused on tööde parema korraldamise ja oskusliku projekteerimisega lahendatavad.

Sageli rajatakse looduslik puhasti mõne spetsiifilise reoaine, näiteks P ja N ärastamiseks. Fosfor (P) on kergesti muunduv orgaanilistest anorgaanilisteks vormideks ja moodustab keemilisi komplekse orgaaniliste ja anorgaaniliste liganditega, mis vaheldumisi võivad olla pinnasesse adsorbeerunud või sadenenud. Aeroobses märgalakeskkonnas moodustab fosfor tavaliselt lahustumatuid komplekse – aluselises keskkonnas Ca ja Mg ühenditega ning happelise kuni neutraalse pH-ga pinnastes Fe ja Al ühenditega (Mæhlum, 1998a). Fosforiärastus toimub tehismärgalades adsorptsiooni, sedimentatsiooni, keemilise sadenemise, bakteriaalse tegevuse, taimede ja vetikate poolt omastamise ning orgaanilisse materjali sidumise kaudu. Seda kinnitavad ka paljude erinevate uurimuste tulemused (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal et al., 1998).

Pinnasfiltrites on väga oluline roll substraadil ehk filtermaterjalil, mille füüsikalised ja keemilised omadused määravad ka reoainete, näiteks P potentsiaalse sorptsioonivõime (Zhu et al., 1997; Drizo, 1998; Arias & Brix, 2005). Fosforit hästi siduvad materjalid sisaldavad tavaliselt mineraale, mille pinnal on reaktiivsete Fe- ja Al-hüdroksiidide või -oksiidide gruppe või kaltsiitseid materjale, mis soodustavad Ca-fosfaatide sadenemist (Drizo et al., 1997; Johansson, 1997; Zhu et al., 1997; Arias & Brix, 2005). Enamusel maailmas uuritud ja kasutatud hästi fosforiühendeid siduvatest materjalidest on ühiseks omaduseks see, et nad sisaldavad mingil määral rauda ja/või alumiiniumi ja/või kaltsiumi (Johansson Westholm, 2006). Peale Fe-, Al- ja Ca-rikaste mineraalide mõjutab adsorptsiooni ka materjali elektrijuhtivus, pH ja adsorbeeriv eripind (Vymazal et al., 1998). Peeneteralistel materjalidel on tavaliselt suurem eripind ning seega ka parem P adsorptsioonivõime (Zhu et al., 1997).

Lämmastikuärastuses on tehismärgalades saavutatud ka 80-95%-ne efektiivsus, ehkki tavaliselt piirdub see vaid <50%-se tulemusega. Vähene hapnikusisaldus pärsib nitrifikatsiooni ja seda peetakse üheks olulisemaks teguriks, mis mõjutab lämmastikuärastust (Green et al., 1997; Mæhlum, 1998a; Platzer, 1999; Laber et al., 2002). Selleks, et suurendada lämmastikuärastust, kombineeritakse erinevaid tehismärgalasüsteeme –aeroobset eelpuhastust tagavad näiteks perioodiliselt koormatud vertikaalvoolulised pinnasfiltrid (taimestamata) (Cooper, 1999) või kestusõhutusega biotiigid. Sageli muudetakse märgalapuhastites perioodiliselt veevoolu suunda, näiteks

pumbatakse puhastatavat vett ühest puhasti osast teise – suurendamaks lämmastikuärastust, vähendamaks orgaanilist reostuskoormust ning ohtu tehismärgala võimalikuks ummistumiseks (Mæhlum, 1998a).

Denitrifikatsioon tehismärgalas on kõige rohkem NO<sub>3</sub>-N ja orgaanilise süsiniku sisaldusest süsteemis ning samuti keskkonnatingimustest, näiteks pH-st, temperatuurist, mikrobioloogiliseks tegevuseks vajaliku eripinna suurusel ja lahustunud hapniku kontsentratsioonist (Kozub & Liehr, 1999).

### **2.1.1 Horisontaal- ja vertikaalvoolulised pinnasfiltrid**

Üks pinnasfiltrite iseloomulikke disainielemente on sobiva vee läbivoolu suuna valimine. Vesi võib voolata vertikaal- või horisontaalsuunas. Läbivoolu suuna valik on ka pinnase omadustest. Pinnasfiltri projekteerimisel ja hooldamisel on väga olulised põhjalikud teadmised pinnase füüsikalise-keemiliste omaduste kohta, sest need omadused mõjutavad reoainete sidumist ja ka taimekasvu. Reoained seotakse veega küllastunud pinnase maatriksis protsesside teel, mis ulatuvad keemilisest sidumisest füüsikalise lahustumiseni. Kombineeritud tulemuseks on sorptsioon, mis võib olla üks peamisi reoainete sidumismehhanisme tehismärgalas, mistõttu filtermaterjali valik on väga oluline (Johansson, 1997; Zhu et al., 1997; Jenssen & Krogstad, 2003).

Pinnasfiltrites võib potentsiaalselt kasutada mitmesuguseid filtermaterjale ja ka nende kombinatsioone, näiteks kasutatakse koos erineva fraktsiooniga liiva ja kruusa ning ka näiteks mineraalse või orgaanilise koostisega materjale.

Vertikaalvoolulised ja horisontaalvoolulised pinnasfiltrid on nendes toimivate tähtsamate puhastusprotsessid poolest sarnased. Samas eelistatakse mõningatel juhtudel vahelduva koormusega vertikaalvoolulisi süsteeme horisontaalvooluliste süsteemidele. Seetõttu, et esimestes on paremad tingimused hapnikku vajavate protsesside toimumiseks, sest vahelduv koormamine ja selle käigus filtermaterjali pinna üleujutamine soodustavad O<sub>2</sub> difusiooni filtrisse (Brix & Johansen, 1999; Brix et al., 2001, Breen, 1997). Filtri jõudlus pinnaühiku kohta on väga kõrge, arvestuslikult suudab üks ruutmeeter filtri pinda viia ööpäeva jooksul vette ligikaudu 30 g hapnikku

(Noorvee et al., 2005a). Mikrobioloogilised protsessid on sellist tüüpi pinnasfiltrites väga intensiivsed ja seetõttu ei kahanda taimede ärajätmine või nende kadumine talvel oluliselt puhastuse intensiivsust ja efektiivsust (Constructed Wetlands..., 2000). Enamasti erinevad vertikaalvoolulised pinnasfiltrid horisontaalvoolulistest ka hüdraulilise- ja reostuskoormuse poolest. Tüüpiline hüdrauliline koormus vertikaalvoolulistes pinnasfiltrites on 40-500 mm/d (0,4–5,0 m<sup>2</sup>/ie) ning horisontaalvoolulistes teist järku puhastussüsteemides <50 mm/d (5 m<sup>2</sup>/ie) ning kolmandat järku puhastussüsteemides <200 mm/d (1 m<sup>2</sup>/ie) (Vymazal, 2001).

**Horisontaalvoolulised pinnasfiltrid** sisaldavad tavaliselt poorset substraati, mis toetab mikrobioloogiliste puhastusprotsesside (nt orgaanilise aine lagundamine) toimumist. Põhilised horisontaalvoolulise pinnasfiltri substraadis toimuvad puhastusprotsessid on filtratsioon, sorptsioon ja sadestamine. Orgaanilise aine lagundamine horisontaalvoolulistes pinnasfiltrites viiakse läbi nii aeroobsetes kui ka anaeroobsetes tingimustes (Vymazal, 2001). Lämmastikuärastus leiab aset nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni, volatilisatsiooni, adsorptsiooni ning taimede olemasolu korral ka nendepoolse sidumise läbi (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal et al., 1998). Fosforiärastus toimub horisontaalvooluliste pinnasfiltrite substraadis adsorptsiooni ja sedimentatsiooni abil (Kadlec & Knight, 1996). Samas ei sisalda tavaliselt sellises filtris kasutatav substraat efektiivseks fosforiärastuseks vajalikke Fe, Al ja Ca (Vymazal, 2001). Horisontaalvoolulisi pinnasfiltreid ja tehismärgalasid on maailmas väga palju uuritud ja kasutatud (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal et al., 1998; Mæhlum, 1998a).

**Vertikaalvoolulisi pinnasfiltreid** kasutatakse tavaliselt hübriidsüsteemides hapnikku nõudvate protsesside (nt nitrifikatsiooni) soodustamiseks ja orgaanilise reostuse vähendamiseks (Noorvee et al., 2005b). Samas ei ole vertikaalvoolulised süsteemid eriti head hõljuvainete (HA) eemaldamises ja denitrifikatsioonis; vale filtermaterjali valikul ja/või piisava (mehhaanilise) eelpuhastuse puudumisel võib see ummistuda (Platzer & Mauch, 1997; Cooper, 1999; Langergraber et al., 2003).

Orgaanilise aine ja ammooniumlämmastiku eemaldamine vertikaalvoolulises tehismärgalas sõltub põhiliselt filtri hapnikuga varustatusest ja filtermaterjali

omadustest. Piisava õhustatusega pinnasfiltris väheneb KHT ja NH<sub>4</sub>-N üle 90% (toimub peaaegu täielik nitrifikatsioon), kuid kuna aeroobsetes tingimustes on denitrifikatsioon pärsitud, siis NO<sub>3</sub>-N sisalduse suurenemise tõttu ei vähene üldlämmastiku sisaldus vees (Felde & Kunst, 1997; Morris et al., 1997). Alternatiivseid meetodeid lämmastikuärastuse toimumiseks vertikaalvoolulistes puhastussüsteemides on uuritud põhjalikult (Laber et al., 1997; Green et al., 1997; Cooper et al., 1997). Felde ja Kunst (1997) väidavad, et suurem osa KHT vähendamisest ja nitrifikatsioonist toimub filtermaterjali ülemises 20 cm kihis, kuna seal on pinnases piisavalt hapnikku. Hapnikuvarustuse suurendamiseks sügavamates pinnasekihtides soovitatakse järgnevaid abinõusid.

- Koormata filtrit reoveega perioodiliselt, lastes mõneks ajaks filtri pinnal ära kuivada. Olenevalt filtermaterjali omadustest tuleb leida optimaalne hüdrauliline koormus ja optimaalne veega koormamise perioodilisus. Peene ja keskmise suurusega materjali korral (nt liiv) ei ole soovitatav vett filtrile lasta rohkem kui paar korda päevas, samas suurema fraktsiooniga materjali korral võiks filtrit koormata sagedamini, kuid väiksema veehulgaga (nt <5 mm korraga).
- Vahelduvalt töötav süsteem vajab vähemalt kahte paralleelset filtrit. Filtri puhkeage peaks olema vähemalt kaks korda pikem kui veega koormamise aeg.
- Maksimaalne hüdrauliline koormus 50 mm/d on võrdne keskmise terasusega filtermaterjali kasutamisel 3 m<sup>2</sup>/ie.
- Vertikaalvoolulist pinnasfiltrit ei tohi üle ujutada ning materjal ei tohi olla pikka aega veega küllastunud.

Vertikaalvooluliste pinnasfiltrite sobilikkust olmereovee puhastamiseks on aastaid uuritud Taanis (Arias et al., 2003; Brix & Arias, 2005). Arias et al. (2003) katsetasid 2001-2002 aastal mitmeetapilist süsteemi olmereovee puhastamiseks. Nad kasutasid järjestikku septikut, taimestatud vertikaalvoolulisi filtreid ja kaltsiidirikast substraati sisaldavaid filtreid spetsiaalselt fosfori ärastuseks. Eesmärgiks oli välja arendada odav ja efektiivne puhastussüsteem eramajapidamistele (Brix & Arias, 2005). Sarnaseid uurimusi on vertikaalvooluliste süsteemidega läbi viidud ka mujal maailmas (Cooper et al., 1997; Weedon, 2003).

Mitmeid erinevaid tehismärgalade ja pinnasfiltrite tüüpe on võimalik kombineerida selleks, et saavutada paremat puhastusefekti. Kõige sagedamini koosnevad hübriidsüsteemid vertikaalvoolulistest ja horisontaalvoolulistest tehismärgaladest ja/või pinnasfiltritest, et suurendada lämmastikuärastust (tagada nii nitrifikatsiooniks kui ka denitrifikatsiooniks vajalikud tingimused puhastussüsteemis) (Vymazal, 2001). Kombineeritud süsteemis, mis koosneb nii vertikaalse kui ka horisontaalse voolusuunaga osadest/etappisest, kompenseerivad need osad üksteise puudusi.

### **2.1.2 Tehismärgalad ja pinnasfiltrid nõrgvee puhastamiseks**

Tehismärgalade kasutamine nõrgvee puhastusmeetodina on viimase 15 aasta jooksul pälvinud suuremat tähelepanu kui varem. Seda teematikat on viimastel aastakümnetel põhjalikult käsitletud erialakonverentsidel ka sümposiumidel (International ..., 2006; Vymazal, 2005).

Tehismärgalade ja pinnasfiltrite vastu on huvi äratanud see, et neid saab kohandada üsna laiaades piirides kõikva nõrgveekoormuse ja reostuskoormuse jaoks. On ju teada, et nõrgvee väga muutlik kvaliteet ja hulk raskendab selle puhastamist tavapuhastites. Nõrgvee koostis ei muutu mitte ainult ajas, vaid on mõjutatud ka piirkonna kliimaatilistest tingimustest ja ladestatud jäätmete omadustest, k.a. lademe paksusest ning veeläbilaskevõimest. Maailmas ei ole prügilaid, millel oleks ühesuguse koostise ja omadustega nõrgvesi. Seega võib tavapuhastite kohandamine nõrgvee eripärale sobivaks osutada väga kulukaks nii rajamisel kui ka eksploatatsioonil (Martin et al., 1999). Tehismärgalad ei pruugi kuigi tõhusalt puhastada toornõrgvett, sest see sisaldab rohkelt orgaanilisi aineid, raskemetalle ja toksilisi ühendeid ning võib pinnase umbe ajada. Tehismärgalale eelneb tavaliselt eelpuhastus. Aeroobne eelpuhastus enne märgala intensiivistab nitrifikatsiooni, setitamine vähendab orgaaniliste ainete koormust ja metallisisaldust (Mæhlum, 1998b).

Ehkki alates 1990. aastate lõpust on nõrgvee puhastamine tehismärgalades muutunud maailmas populaarseks (Surface et al., 1993; Martin & Johnson, 1995; Mulamootil et al., 1999), on tehismärgalade kasutamine nõrgvee puhastamiseks ikka veel

arengujärgus. Tehismärgalaid kasutakse edukalt Suurbritannias (Robinson, 1990; Robinson, 1993), USA-s (Martin & Moshiri, 1992; Surface et al., 1993; Sanford et al., 1995; Sanford, 1999; DeBusk, 1999), Norras (Mæhlum, 1995) ja ka Sloveenias (Bulc et al., 1997).

Norra teadlased on aastaid põhjalikult uurinud nõrgvee puhastamist tehismärgalades ja teistes looduslähedastes puhastussüsteemides, eriti just külma kliimaga piirkondades. Saavutatud tulemused näitavad, et tehismärgalad (eriti pinnasfiltrid) on edukalt kasutatavad nõrgvee puhastamiseks (Mæhlum, 1995; Mæhlum & Haarstad, 1995; Mæhlum, 1998b; Haarstad et al., 2002). Soojema kliimaga piirkondades kasutatakse rohkem ka ava- ehk vabaveelisi märgalaid (EPA/625/R-99/010, 2000; Martin et al., 1999; Kozub & Liehr, 1999). Looduslähedased puhastussüsteemid sobivad arvatavasti eelkõige eelnevalt puhastatud nõrgveele viimase „lihvi” andmiseks ehk siis teise või kolmanda astme puhastuseks (tavaliselt järgnevad konventsionaalsele aeroobsele puhastusele), et saavutada kõrge kvaliteediga heitvesi. (Mæhlum, 1995)

USA-s rajati esimesed tehismärgalad prügila nõrgvee puhastamiseks juba 1970. aastate lõpus. Iowa osariigis kasutatakse prügila nõrgvee puhastamiseks erineva tehnoloogiaga tehismärgalaid (Marman & Bender, 2002). Iirimaal on nõrgvee puhastamisel nii laboratoorsetes kui välikatsetes filtermaterjalina kasutatud näiteks lateriiti, mis on hüdratiseerunud segu alumiiniumist, rauast ja titaanoksiidist (Johansson Westholm, 2006). Erinevaid substraate pinnasfiltrites prügila nõrgvee puhastamiseks on katsetatud ka Hiinas (Lin et al., 2006).

## **3 FILTERMATERJALID**

Käesolevas magistitöös uuriti mitmesuguste filtermaterjalide omadusi nõrgvee puhastamisel vertikaalvoolulises katseseadmes. Omavahel võrreldi hästimineraliseerunud turvast, FIBO kergkruusa ja põlevkivituhaplato setet (edaspidi ka tuhaplato sete). Järgnevalt on toodud ülevaade nende materjalide levikust, omadustest ja koostisest.

### **3.1 Turvas**

Hinnangute kohaselt on maailmas turbaalasid kokku vähemalt 1 miljard aakrit, mis on umbes 4,5% kogu maismaa pinnast. Kõige ulatuslikumalt on turbaalasid põhjapoolkeral. Eestis katavad turbaalad 22% kogu maismaa pindalast ning turbavarusid on hinnatud 2,4 miljardile tonnile (Orru, 1992), millest 0,2 miljardit tonni on vähelagunenud ja 1,4 miljardit tonni hästilagunenud (Eesti Statistika, 2001). Eestis võib turvast leida madal- ehk minerotroofsetes soodes (57%), siirdesoodes (12%) ja rabades (31%). Turvast on võimalik kaevandada 520 kohas ning aianduses kasutatava turba kogus on 3629 miljardit m<sup>3</sup> ja kütteturba kogus 10724 miljardit m<sup>3</sup> (Orru, 1992).

Soode teke algas varsti pärast mandrijää taandumist, 9100-8800 aastat tagasi, kui kliima muutus pehmemaks. Suuremad sood Eestis on Puhatu (57 000 ha), Epu-Kakerdi (39 000 ha), Endla (25 100 ha), Lavassaare (37 800 ha), Suursoo (17 100 ha), Peedla (15 500 ha). Valdavaks on meil siiski väikesood - 9836 soost 85% on pindalaga 1-10 ha (Orru, 1995).

#### **3.1.1 Turvast iseloomustavad parameetrid**

Turvas on heterogeenne segu vähem või rohkem lagunenud taimsest materjalist, mis on veega küllastunud ja hapnikuvaeses keskkonnas akumuliseerunud (The Swedish Peat..., 2004) ja milles mineraalainete sisaldus ei ületa 35% kuivainest. Turvas kujuneb surnud taimeosakestest soodes, kus need vees hapnikuvaegusel täielikult ei lagune. Hapnikupuudusest tingituna on taimse materjali mikrobioloogiline aeroobne

lagunemine aeglasem kui materjali akumulatsioon, põhjustades taimse materjali kuhjumise. Võrreldes mineraalsete pinnastega on turbal väga kõrge orgaanilise aine sisaldus (60% süsinikku). Ligniini ja huumuse fraktsioonide polaarsed funktsionaalrühmad, mis sisaldavad alkohole, aldehüüde, ketoone, happeid, fenool hüdroksiide ja eetreid, mis on osalised keemiliste sidemete tekkimisel (Horáček et al., 1994). Turvas on suure eripinnaga ( $>200 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ ) ja väga poorne materjal (80-90%) (Brown et al., 2000).

Orgaanilise materjali lagunemist turbaks nimetatakse humifikatsiooniks (The Swedish Peat..., 2004). Turba struktuur varieerub rohkem või vähem lagunenu taimedejäänustest kuni amorfse, kolloidse massini. Mida soojem on kliima, seda kiiremini taimne materjal laguneb. Akumulatuva taimse materjali hulka on suurim piirkondades, kus temperatuur on piisavalt kõrge taimede kasvuks, aga liiga madal aktiivseks mikrobioloogiliseks tegevuseks, mis lagundab taimset materjali. Sellised tingimused valitsevad enamasti põhjapoolkeral (The International Peat Society..., 2004).

Turba koostis oleneb turvast moodustavatest taimedest, mille põhiosa koosneb süsinikust (48-50%), vesinikust (6-6,5%), hapnikust (38-42%) ja lämmastikust (0,5-2,3%). Soome andmete kohaselt on turba keskmine süsinikusisaldus 53-59%, vesinikusisaldus 5,2-6,4%, hapnikusisaldus 29,0-34,5%, lämmastikusisaldus 1,2-2,8% (tabel 4) ja vähemal määral on ka teisi elemente, näiteks väävlit 0,1-0,3%. Turba keemiline koostis sõltub kujunemisprotsessist, lasumi omadustest, põhjavee voolust, sademete hulgast ja mõningal määral isegi õhu kaudu levivate osakeste mõjust (Viirmaa, 1998).

Turba lagunemine kaasa arvatud huumusetekke järk on samuti oluline ja määrab turba keemilise koostise. Vähehumifitseerunud turvas koosneb peamiselt tselluloosist, samas kui hästilagunenud turvas sisaldab mitmesuguseid huumusaineid (The Swedish Peat ..., 2004). Turba lagunemisastme all mõistetakse lagunenu amorfse turbamassi osa kogu turbamassist (Tjuremnov, 1976). Euroopa maades kasutatakse lagunemisastme iseloomustamiseks peamiselt von Posti skaalat, mille ulatus on 1 kuni 10. Meetod põhineb turbamassi amorfisuse, turba elastsuse ja välja nõrguva vee visuaalsel

hindamisel. Von Posti skaalal jagunevad turbad kolme gruppi (The Swedish Peat ..., 2004):

- I hele/vähe lagununud turvas, lagunemisastmega H<sub>1</sub>...H<sub>3</sub>
- II tume/keskmiselt lagununud turvas, lagunemisastmega H<sub>4</sub>...H<sub>6</sub>
- III must/hästi lagununud turvas, lagunemisastmega H<sub>7</sub>...H<sub>10</sub>.

Turba happelisus tuleneb seda moodustavate taimede lagunemisel tekkivatest happelistest orgaanilistest ainetest ja soode poolt seotava süsihappegaasi hulgast. Turba pH näitab soo geneesi omapära, samuti mikrobioloogilist aktiivsust, mille kaudu saab iseloomustada lagunemisastet. Erinevat tüüpi turba pH võib olla väga happelisest (pH 3,6) kuni kergelt aluseliseni (pH 7,5) (Canadian Sphagnum Peat..., 2004). Hästi- ja vähelagunenud turba parameetrid toodud tabelis 4.

**Tabel 4.** Hästilagunenud ja vähelagunenud turba parameetrite võrdlus (Canadian Sphagnum Peat..., 2004)

Turba tüüp	N (%)	Vee absorptsioonivõime (%)	Tuhasus (%)	pH
Hästilagunenud	2,0-3,5	150,0-500,0	10,0-50,0	5,0-7,5
Vähelagunenud	0,6-1,4	1500,0-3000,0	1,0-5,0	3,0-4,0

Turba mineraalosa põhilisteks moodustajateks on Ca, Fe, Si, K ja Mg. Kaaliumi ja kaltsiumi juures on täheldatud nende omavahelist asenduvust (Tjuremnov, 1976). Anorgaaniliste komponentide sisalduse järgi võib Eesti turbaväljad jagada kolmeks. Esimesse piirkonda kuuluvad Lääne-Eesti saared, teise Kesk- ja Põhja-Eesti ning kolmanda moodustab Lõuna-Eesti. Suurim anorgaaniliste komponentide sisaldus on Lõuna-Eesti turbalasundites (Orru, 1992).

### 3.2 Kergkruus

Kergkruusa (tuntud ka nimedega keramsiit, LECA, LWA, EXCLAY, Filtralite ja FIBO) toodetakse Eestis Häädemeestel Pärnumaal AS Maxit Estonia tehases. See on sõmer materjal, mis saadakse savi paisumisel selle põletamisel pöördahjus kõrgel (umbes 1150°C) temperatuuril. Kergkruusa graanulid on täis väikeseid suletud õhupoore, mis teevad kergkruusast kerge (loodusliku saviga võrreldes 4 korda kergem) ja suure

poorsusega materjali (Maxit Estonia, 2006). Kergkruusa kasutatakse põhiliselt ehitusplokkide valmistamisel ja isolatsioonimaterjalina, ning viimasel ajal ka vee- ja reoveepuhastites.

### 3.2.1 Kergkruusa iseloomustavad parameetrid

Kergkruus on kergusele vaatamata tugev, hea soojus- ja heliisolaator, ei sisalda kahjulikke ühendeid ega gaase, ei karda niiskust, ei hallita ega mädane ning ei meeldi närilistele ega putukatele. Keraamilise tootena on kergkruus vastupidav enamike hapete, soolade, leeliste, õlide nt. bensiini mõjudele ning korduvatele jäätumis-sulamistsüklitele (Maxit Estonia, 2006). Kergkruusa iseloomustavad parameetrid, fraktsiooni suurus, tihedus ja materjali tugevus on toodud tabelis 5 ning tüüpkoostis tabelis 6.

**Tabel 5.** Kergkruusa fraktsioonid, tihedused ja tugevus (Maxit Estonia, 2006)

Fraktsioon (mm)	Puiste mahukaal (kg/m <sup>3</sup> )	Graanuli mahukaal (kg/m <sup>3</sup> )	Survetugevus (MPa)
2...4	450...600	800...1200	2,0...3,0
4...10	300...350	550...800	1,2...1,4
10...20	250...300	450...650	0,9...1,1

**Tabel 6.** Kergkruusa (FIBO) tüüpkoostis, massi % (Maxit Estonia, 2006).

Komponent	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	FeO <sub>3</sub>	K <sub>2</sub> O	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	C
Sisaldus	62	18	7	4	3	3	2	0,02

Kergkruus *Filtralite P* on spetsiaalselt veepuhastuseks toodetav kergkruus, milles on kaltsiumi lisamisega saavutatud kõrge fosfori adsorptsioonivõime. Materjali toodetakse teraläbimõõduga vahemikus 0-4 mm. Ta on sobiva terasuuruse jaotusega ( $d_{10} = 0,3$ ), seega hea hüdraulilise läbilaskevõimega. *Filtralite P* fosforisidumise võime on 1,5-2 kgP/m<sup>3</sup>. Materjali kasutamise kontseptsioon on välja töötatud Norras koostöös Jordforsk uurimiskeskuse ja Norra Põllumajandusülikooliga ning sobib hästi kasutamiseks pinnasfiltrites, liivafiltrites ja muudes veepuhastussüsteemides (Tooming, 2005).

### **3.3 Põlevkivituhk ja põlevkivituhaplatoo sete**

Väga suured põlevkivi varud maailmas on teadaolevalt 31 riigis (Al-Qodah, 2000). Põlevkivi kaevandatakse ja kasutatakse energeetikatööstuses Hiinas, Venemaal, Kanadas, Eestis ja Jordaanias (Holopainen, 1991). Potentsiaalne põlevkivivarudest tulenev jääktuha kogus maailmas on umbes  $3,2 \times 10^{11}$  tonni, mis näitab, kui oluline on leida põlevkivituhale ja tuhaplatoo settele alternatiivseid ja soodsaid kasutusviise.

#### **3.3.1 Eesti põlevkivi iseloomustavad parameetrid**

Eestis kaevandatav põlevkivi paikneb geoloogiliselt Ülem-Ordoviitsiumi Kukruse lademe karbonaatkivimites, moodustades neis savikaid orgaanikarikkaid kihte ja läätsi (Hints, 1997). Kaevandustehnoloogiliselt ei ole võimalik toota 100% puhast põlevkivi ehk kukersiiti ning vaatamata ka täiendavale rikastamisele satub põletus- ja utmiskolletesse märkmisväärselt palju kukersiidi ümbriskivimite – karbonaatide (lubjakivi ja dolomiidi) tükke, mis koos kukersiidis leiduva aleuriidi ja saviainesega moodustuvad põlevkivi mittepõleva osa. Kuigi põlevkivi töötlemisel tekkivate jäätmete hulk on määratletud ka konkreetsete tehnoloogiliste iseärasustega – põletatavate põlevkiviosakeste peenestusastme, põlemistemperatuuri, koldesse juhitava õhu hulgaga, osakeste viibeajaga põletustsoonis (ahjus), reaktsioonidega tuha ärastamise käigus, utmistehnoloogiaga jne., siis määravaks on siiski põlevkivi enese koostis. Praegu on elektrijaamades ja keemiatööstuses tarbitava põlevkivi tuhasus 45-46% (Õispuu et al., 1999).

Peenestatud põlevkivi põletatakse elektrijaama kateldes vähem kui ühe sekundi jooksul 1250-1500°C juures (Öpik, 1989). Lagunemine ja intensiivne osakeste lendumine orgaanilisest materjalist algab suhteliselt madalal temperatuuril (350-400°C), mis garanteerib peenestatud põlevkivi stabiilse põlemise. Ka rõhuerinevused erinevates kolde tsoonides ei oma eriti suurt mõju tuha termilise töötamise kvaliteedile. Lenduvate osakeste põlemisaeg on 0,15-0,20 sekundit, peale seda põleb juba koksistunud tuhk edasi 0,50-0,80 sekundit (Ots, 1988; Öpik, 1989). Koos orgaanilise ainese põlemisega toimuvad muutused ka materjali mittepõlevate mineraalsete osakestega, mis muutuvad protsessi lõpuks amorfseteks ehk klaasistuvad.

Väga suurt tähtsust omab põlemisprotsessis karbonaatide (kaltsiidi ja dolomiidi) lagunemine, mis toimub temperatuuridel 700-1000°C (kaltsiit 895°C, dolomiit 750°C). Karbonaatide lagunemisel tekkivad CaO ja MgO. Need lagureaktsioonid on endotermilised ning vähendavad päris oluliselt põlevkivi põletamise soojusliku efekti. Üks sekund peale põlemise algust on 60-70% kogu tekkinud CaO-st seotud erinevatesse mineraalsetesse ja amorfsetesse faasidesse. Umbes 25-35% pole keemiliselt seotud ja 5-10% jääb seotuks lagunemata karbonaatidesse. Praktiliselt muutumatutena säilivad vaid kvarts ja K-päevakivi (ortoklass), mis nendel temperatuuridel praktiliselt ei lagune ega osale ka laguproduktide vahelistes reaktsioonides (Ots, 1990). Lisaks mineraalse komponendi sisaldusele sõltub põlevkivi tuhasus:

- põlevkivi niiskusest, mis oli Eesti SEJ-s 10,7-11,5% (Õispuu et al., 1999);
- orgaanilise aine hulgast põlevkivis, mis kontrollib tuhaga reageerivate põlemisgaaside (SO<sub>2</sub>) sisaldust;
- püriidi sisaldusest põlevkivis; püriidi sisalduse kasvuga suureneb tuha hulk; CaO reageerimisel püriidist saadava väävliga tekkivad Ca-ferriidid ja CaSO<sub>4</sub>;
- karbonaatide peenestatusest ja hulgast (näiteks ei lagunenu Eesti SEJ-s 1999. aastal kasutatud tehnoloogiaga põlevkivis ligikaudu 10% karbonaatidest ja seetõttu oli tuha algne karbonaatsus tihti kuni 60%; Õispuu et al., 1999);
- savimineraalide hulgast ja peenestatusest ning struktuurse OH-kompleksi lenduvusest (Puura, 1992).

Põletamisel langeb tuha jämedam osa (umbes 35%) koldetuhana kolde põhja. Ülejäänud väljub koldest lendtuhana koos põlemisgaasidega. Enne korstnasse jõudmist eraldatakse koldest väljunud lendtuhk mitmeastmelistes filtersüsteemides. Kogutud lendtuhk ja küttekolletest hüdrauliliselt eemaldatud tuhk ladustatakse tuhaplatoole (K. Kirsimäe suulistel andmetel 2006.a. märts).

### **3.3.2 Põlevkivituha koostis**

Põlevkivituhk koosneb mineraloogiliselt kolmest assotsiatsioonist (Paat & Traksmäe, 2002):

- 1) termiliselt muundunud anorgaaniline osa, mille komponendid reageerivad omavahel, so. metastabiilsed silikaadid, aluminaadid ja Ca-ferriidid (sh nn tsemendi klinkrimineraalid);
- 2) termiliselt muundunud anorgaaniline osa, kus komponendid ei ole omavahel reageerinud - vaba CaO, MgO jne;
- 3) ebahühtlasel põletamisel termiliselt muutumatuks jäänud osa: kaltsiit, kvarts, päevakivid.

Mineraalsetele faasidele lisandub amorfiseerunud/klaasjas mass, mille osakaal tuhas moodustab 30-50%. Hüdratiseerumata põlevkivituha mineraalses koostises domineerivad vaba kustutamata lubi (CaO), anhüdriit (CaSO<sub>4</sub>), kvarts (SiO<sub>2</sub>), periklaas (MgO), kaltsiit (CaCO<sub>3</sub>) samuti beliit/larniit (β-Ca<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>) (Paat & Traksmäe, 2002; Kuusik et al., 2004; Kespre, 2004). Tabelis 7 on toodud Eesti põlevkivituha tüüpkoostis.

**Tabel 7.** Eesti põlevkivituha tüüpkoostis, massi % (Puura, 1989).

Komponent	CaMg(CO <sub>3</sub> )	CaCO <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>	Savi	NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	KAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	FeS <sub>2</sub>
Sisaldus	32,0	16,0	15,0	19,0	10,0	6,0	1,0

Domineerivate mineraalide kõrval, on märgitud mitmete lisandmineraalide nt. pseudovollstoniidi (CaO\*SiO<sub>2</sub>), hematiidi (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), aragoniidi (CaCO<sub>3</sub>), anhüdriidi (CaSO<sub>4</sub>), 13-veelist hüdroaluminaadi (4CaO\*Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>\*13H<sub>2</sub>O) esinemist põlevkivituhas (Puura, 1989).

### 3.3.3 Põlevkivituhaplatoo sete ja selle koostis

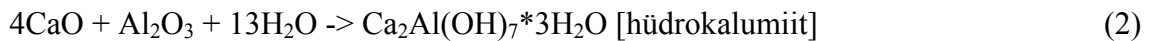
Põlemisel moodustunud tuhk on ebastabiilne ja hakkab atmosfääriiniiskuse ja õhus leiduva CO<sub>2</sub>-ga kokku puutudes kohe edasi reageerima. Veega segatult koldest välja viidud tuha reageerimisel CO<sub>2</sub>-ga kasvab selle mass kuni 20%. See protsess sõltub ka temperatuurist. Katseliselt on tõestatud, et 400-600°C juures tõuseb tuha võime siduda CO<sub>2</sub>-te (ja ka SO<sub>2</sub>-te) kuni 2,5 korda. Seevastu >600°C juures hakkab Ca(OH)<sub>2</sub> (portlandiit) lagunema ja CO<sub>2</sub> sidumist ei toimu (Kaljuvee et al., 2004). Põlevkivituha mineraalne koostis jääks muutumatuks ainult vee ja CO<sub>2</sub> vabas keskkonnas (Kuusik et al., 2004). Ladestamisel seda aga vältida ei saa. Ladestamisel tekivad tuha reageerimisel

veega hüdratiseerumis-karbonatiseerumissaadused: kips, ettringiit, hüdrokalmiit, portlandiit, vateriit, kaltsiit. Samuti on hüdratiseerunud tuha koostises veel savimineraalid, meliliit, amorfne klaas, beliit/larniit jne (Puura, 1992; Kuusik et al., 2004; Kespre, 2004). Olulisemad hüdratiseerumis-karbonatiseerumissaadused on toodud järgnevalt.

a) **Ettringiit.** See moodustub lubjakivi ja dolomiidi termilisel lagunemisel, kui tekivad kaltsiumoksiidid, savimineraalid ja päevakivid, mille lagunemisel tekkinud alumiiniumoksiid ja CaO ning põlemisel eralduv SO<sub>2</sub> omakorda reageerivad kipsi või anhüdriidiga. Reaktsiooni piiravaks faktoriks on tuhas leiduva CaSO<sub>4</sub> sisaldus (Myneni et al., 1998) (reaktsioon 1).



b) **Hüdrokalmiit.** See tekib CaO ja Al-oksiidi reageerimisel, ning reaktsiooni (2) piirab ettringiidi moodustamisel mittekasutatud Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> sisaldus.



c) **Portlandiit.** See on kaltsiumhüdroksiid, mis moodustub vaba CaO (põletamata lubja) ja vee reageerimisel (reaktsioon 3).



Lubjarikastes materjalides sisalduv CaO võib lisaks portlandiidile moodustada ka teisi tsemendimineraale (Kikas, 1988; Johansson, 1997; Veskimäe et al., 1997; Brooks et al., 2000; Comeau et al., 2000). Portlandiit omakorda reageerib õhus leiduva süsihappegaasiga moodustades kaltsiumkarbonaadi (kaltsiit, vateriit või aragoniit) (reaktsioon 4).



Põlevkivituhk on mitmeotstarbeline tooraine, mida kasutatakse tänapäeval edukalt näiteks ehitusmaterjalide tööstuses, teedeehitusel, põllumajanduses jm. Põlevkivi lendtuha jämefraktsiooni kasutatakse (AS Narva Elektriijaamad, 2006):

- autoklaavse kivistumise menetluses mullbetoonide tootmises,
- põldude lupjamiseks kultuurtaimede saagikuse tõstmiseks ning saagi kvaliteedi parandamiseks,
- lisandina granuleeritud mineraalväetiste tootmisel,
- teedeehitusel monoliitsete aluspindade ehitamiseks.

Põlevkivi lendtuha peenfraktsiooni kasutatakse (AS Narva Elektriijaamad, 2006):

- kõrgefektiivse koostiskomponendina mitmekomponentsete portlandtsemendi eriliikide valmistamisel,
- täiteainena tehniliste kummitoodete ja plasttoodete valmistamisel,
- sideainena, s.t tsemendi osalisel asendamisel raudbetootoodete valmistamisel.

Lisaks on ettevõtte AS Narva Elektriijaamad (2006) arvates, põlevkivituhka otstarbekas kasutada peale ülalnimetatud kasutusvaldkondade ka sünteetiliste pesemisvahendite tootmises ja soojusisolatsioonmaterjalide tootmises, fosforkipsi sisaldavate viimistlusmaterjalide tootmises ning sanitaarkeraamika tootmises.

## 4 FILTERMATERJALIDE KASUTAMINE REOVEE JA NÕRGVEE PUHASTAMISEL

Pinnase omadused reovee puhastamisel looduslähedastes puhastites on väga olulised, kuna põhiline hulk taimetoitainetest eemaldatakse tehismärgala filterkehas bioloogiliste, füüsikaliste ja keemiliste protsesside tulemusena. Taimed vaid toetavad olulisi puhastusprotsesse (Brix, 1997). Piisavalt õhustatud pinnas on hea sorbent ning suurepärase elukeskkond orgaanilist ainet lagundavatele mikroorganismidele. Pinnase eripind võib olla väga suur, näiteks 1 m<sup>3</sup> liiva oma üle 3000 m<sup>2</sup>. Mida suurem on eripind ja tõhusam õhustatus, seda parem puhastus. Neid põhimõtteid peab arvesse võtma pinnasfiltrite või teistele looduslähedaste puhastite rajamisel (Mæhlum, 1998a).

Pinnases toimivad füüsikalised, keemilised ja biokeemilised protsessid. Pinnaseosakeste ümber kasvab biokile. Biokile on vajalik, kuid selle vohamine võib viia pinnase pooride ummistumiseni. Reovee puhul loetakse pinnasfiltri tööeaks umbes 15 aastat, pärast seda tuleb immutus- või filterkiht uuendada. Üheks oluliseks kriteeriumiks filtermaterjali valikul on selle keemiline koostis, sest näiteks Al, Fe, Mg ja Ca sisaldus võib iseloomustada materjali oodatavat fosfori sidumisvõimet (Johansson, 1997). Mitmesuguste filtermaterjalide võimet veest reoained siduda on erialakirjanduses põhjalikult käsitletud. Kõige üldisemalt saab enim uuritud ja kasutatud substraate jagada looduslikeks materjalideks, tööstuslikeks kõrvalsaadusteks ja jääkideks ning tehismaterjalideks (Johansson Westholm, 2006.). Sellisteks materjalideks on näiteks: savi, turvas, liiv, saviliiv, kruus, tuhk, lubjakivi, purustatud kiltkivi või dolomiit, kergkruus, šlakk, zeoliit, ooker (Mæhlum, 1998a; Zhu et al., 2003; Grüneberg, 2001; Mæhlum & Stålnacke, 1999; Sakadevan & Bavor, 1998; Heal et al., 2005) ja veel mitmesugused tehismaterjalid ning substraatide segud või kombinatsioonid (Tooming, 2005).

Paljudest teadustöödest on selgunud, et laboratoorsete katsete käigus saadud tulemused reovee puhastamisel või mõne reoaine ärastamisel veest on tavaliselt paremad kui pilootkatsetes ning täismõõtmelistes saavutatu (Drizo et al., 2002; Ádám et al., 2005), näiteks Brix et al. (2001) saavutasid oma uurimuses laboratoorsetes katsetes kaltsiidset

substraati kasutades kümme korda suurema fosfori sidumisvõime kui täismõõtmetes puhastussüsteemis. Suurte puhastite rajamisel ja ekspluateerimisel tuleb arvestada ka paljude selliste teguritega, millega laboritingimustes kokku ei puututa, nagu näiteks ajas väga palju muutuva koostisega reoveesi ja muutlikud keskkonnatingimused (nt temperatuur, sademed).

Eestis on kõige rohkem filtermaterjalidena kasutatud mitmesuguse terasuurusega liiva ja kruusa ning viimastel aastatel ka kergkruusa. Põhjamaades (nt Norras) kasutatakse üsna sageli pinnasfiltrites substraadina kergkruusa, sest sellel on hea sorptsioonivõime ja ta sisaldab fosforiärastuseks vajalikul hulgal alumiiniumi. Lähtesavi omaduste muutmisega on jõutud selleni, et toodetakse ka spetsiaalselt mõne reoaine sidumiseks välja töötatud kergruusa, näiteks *Filtralite P* (täiustatud fosforiärastus) (Jenssen & Krogstad, 2003). Ka tavaline ehitusmaterjalina tuntud kergkruusa on end tehismärgalades ja pinnasfiltrites õigustanud. Viimastel aastatel on hoogustunud uuringud turba kasutamiseks filtermaterjalina (The Swedish Peat..., 2003). Järgnevates alapunktides on toodud ülevaade turba, põlevkivituhaplatoosette (tuhaplatoosette) ja FIBO kergkruusa kasutamisest reovee ja prügila nõrgvee puhastuses.

## 4.1 Turvas

Turba suur varu ja kombinatsioon erilistest füüsikalistest, keemilistest ja bioloogilistest omadustest teeb selle kasutamise sobilikuks mitmes eluvaldkonnas, kaasa arvatud keskkonnakaitserajatistes (McLellan & Rock, 1988), näiteks reoveepuhastuses. Nii laborikatsed kui suuremad välikatsed on näidanud, et turvas on sobiv filtermaterjal nõrgfiltrite, biofiltrite ja teiste konvensionaalsete puhastussüsteemide jaoks. Turvas suudab efektiivselt mineraliseerida orgaanilist materjali, eemaldada hõljuvaint ja lämmastikku (McKay, 1980; Couillard, 1992; Lens et al., 1994; White et al., 1995; Gunes & Ayaz, 1998), patogeenseid baktereid (Lens et al., 1994; White et al., 1995), siduda fosforit (James et al., 1992; Roberge et al., 1999) ning raskmetalle (McLellan & Rock, 1986; Davila et al., 1992; Brown et al., 2000).

Spetsiaalselt on turba sobivust uuritud vase, tsingi, plii, kaadmiumi, kaltsiumi sidumiseks reoveest (Fattahpour Sedeh et al., 1996; Geerts et al., 2001) ja prügilanõrgveest (Mulamootil et al., 1999; Kadlec, 2003; Kinsley et al., 2004), kusjuures viimases on tavaliselt suurem raskemetallisisaldus (Cameron, 1978; Marinsky et al., 1980; Rock et al., 1985; Gosset et al., 1986; Kadlec & Keolian 1986; McLellan & Rock, 1988; Chen et al., 1990; Ho et al., 1994; Lyons & Reidy, 1997; Ganguly et al., 1999). Põhilisteks ja samas ka olulisemateks (raske)metallide turbasse adsorptsiooni mehhanismideks saab pidada ionvahetust ja kompleksühendite teket (Dierks, 2001).

Hüdrauliline juhtivus on turbal tavaliselt väga hea ning mõned turbaliigid suudavad säilitada hea veejuhtivuse aastateks (Kennedy & Van Geel, 2001). Hästimineraliseerunud turvas ummistub kergemini (Couillard, 1992; Kadlec & Knight, 1996). Vaatamata sellele, et turvas on üpris odav ja atraktiivne materjal, ei tohiks unustada tasakaalu hoidmist selle eeliste ja turbaalade kaitsmise ja bioloogilise mitmekesisuse säilitamise vahel (Ma & Tobin, 2004).

Kirjanduse ülevaade näitab, et erinevates riikides, kus turvas on laialt levinud ja hästi kättesaadav materjal, on seda katsetatud reoainete eemaldamiseks mitte ainult veest, vaid ka õhust (nt haisureostuse eemaldamine). Järgnevalt on toodud näiteid erinevates riikides läbi viidud uurimustest ja projektidest.

Eestis on prügilanõrgvee puhastamiseks katsetatud erineva lagunemisastmega ja erinevat päritolu turvast, näiteks lammisoos läbi viidud uurimuse tulemused näitavad turba suurt potentsiaali olmereovee järelpuhastamiseks (Öövel et al., 2005). 2001. aastal rajatud katsetes kasutati vertikaalvoolulistes katsefiltrites prügilanõrgvee järelpuhastamiseks freesturvast ja lammiturvast (võeti terve monoliitne tükk Aardlapalu prügila lähedalt lammialalt) (Kängsepp et al., in review, Kõiv et al., in press). Väätsa prügilas 2003. aastal läbi viidud katsetes kasutati vertikaalvoolulistes filtrites prügilanõrgvee järelpuhastamiseks ja toornõrgvee puhastamiseks hästimineraliseerunud turvast (Kõiv et al., in press). Tulemused näitasid, et turbafiltrid on potentsiaalselt sobilikud nõrgvee järelpuhastamiseks. Kõikide filtermaterjalide korral vähendati nõrgvee reoainete sisaldust, näiteks saavutati filtrites kuni 62%  $N_{\text{üld}}$  ja 99%  $NH_4-N$

ärastusvõime. Mineraliseerunud turbaga saavutati märgatavalt paremad tulemused kui happelise freesturbaga. Parimad tulemused saavutati mineraliseerunud turbaga fosforiärastuses, 2003. aastal läbi viidud katses toornõrgvee puhastamisel 63% ja eelnevalt puhastussüsteemi läbinud nõrgvee korral 51% (Kängsepp et al., in review, Kõiv et al., in press).

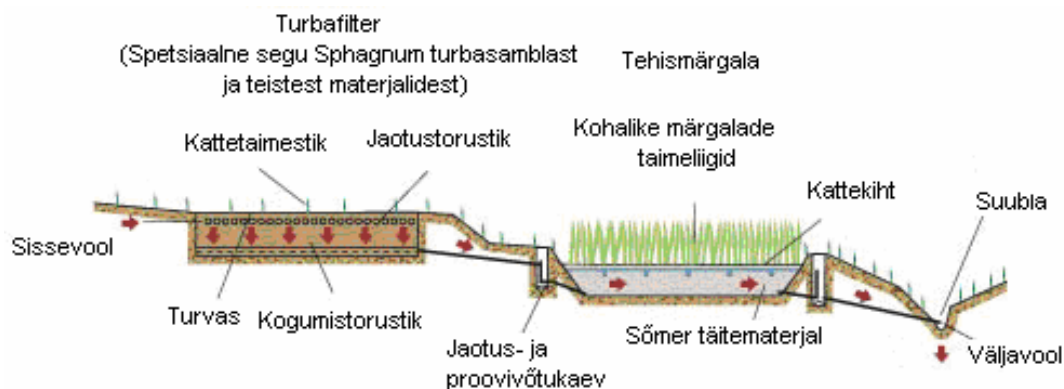
Irimaal on turba sobivust reoainete eemaldamiseks nõrgveest uuritud alates aastast 1989, kui hakati eksperimenteerima kohaliku mõõdukalt lagunenu (H3-H4, pH 4,5) rabaturbaga. Aastal 1994 konstrueeriti Kyletalesha prügilasse esimene katseline turvasfilter. Laboratoorsetel katsetel saavutati turbas väga hea nitrifikatsioon ( $\text{NH}_4\text{-N}$  vähenes keskmiselt 99%), mis oli hilisemates pilootkatses küll väiksem. Häid tulemusi saadi ka BHT (keskmiselt 97%) ja KHT (keskmiselt 69%) väärtuste vähendamises. Kuna tulemused olid head, ehitati 1997. aastal Kyletalesha prügilasse mitmeetapiline täismõõdmetes bioloogiline nõrgveepuhasti, mille viimaseks etapiks olid turbafiltrid. Täismõõdmetes turbafiltrid näitasid väga head nitrifikatsiooni nii külmal ( $\text{NH}_4\text{-N}$  ärastus keskmiselt 62%) kui ka soojal ajal ( $\text{NH}_4\text{-N}$  ärastus keskmiselt 94%) ning BHT väärtus vähenes filtrites peaaegu 100% (Heavey, 2003).

Leedu Šiauliai prügilast on teada turvast substraadina kasutatav katseseade, mis valmis koostöös Rootsi Kristianstadi Ülikooliga. Peamiselt vaadeldi turbafiltri võimet  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{P}_{\text{üld}}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  ja  $\text{Cr}^{3+}$  ärastamisel (Tričys et al., 2001).

USAs Minnesota Ülikoolis on uuritud turbafiltrite efektiivsust olmereovee puhastamiseks. Tulemused näitasid, et turbafiltrites vähenes väga hästi taimetoitainete sisaldus (lämmastik ja fosfor) ning BHT väärtus (<30 mg/l) ja HA sisaldust (<25 mg/l). Kaks põhilist Minnesota Ülikooli poolt välja töötatud turbafiltrite tehnoloogilist lahendust on plastist moodulfiltrid ja suured kohapeal valmis ehitatavad ja kohalikesse oludesse kohandatavad filtripaketid (Gustafson et al., 2000).

Kanadas on uuritud turba kasutamise võimalikkust olmereovee kohapealseks puhastamiseks alates aastast 1988 (nt ettevõtte Premier Tech Ltd.). Talbot et al. (1996)

töötasid laboratoorsete ja välikatsete põhjal välja kompaktse turbafiltri eramajapidamistele (eelpuhastuseks kasutatakse seal septikut).



**Joonis 2.** Reoveepuhastuse hübriidsüsteem vertikaalvoolulise turbafiltri ja horisontaalvoolulise tehismärgalaga (Premier Tech..., 2006).

Uurimuses kasutati vähelagunenud (H2, H3) ja keskmiselt lagunenud (H4) turvast. Laboris ja välikatsetes saavutatud keskmised tulemused olid: BHT vähenes 96%, KHT 78-87%, hõljuvainete sisaldus kahanes 91-98%,  $N_{\text{üld}}$  30-70%,  $P_{\text{üld}}$  44%, ja coli-laadsete bakterite sisaldus 99% (Talbot et al., 1996). Premier Tech Environment pakub veel asutuste (nt koolide) ja väiksemate tööstusettevõtete jaoks hübriidsüsteemi (joonis 2), mis koosneb vertikaalvoolulisest turbafiltrist (aeroobsed tingimused) ja taimestatud horisontaalvoolulisest tehismärgalast (anaeroobsed tingimused) (Premier Tech..., 2006). Kanadas on uuritud ka turvasfiltrite sobivust nõrgvee puhastamisel. Eastview prügilas saavutati väga häid tulemusi ka probleemsete reoainete nagu Fe, B, Cu ja fenoolide ärastuses (Simmons et al., 2004). Kinsley et al. (2004) uurimuses kasutati piloot-turbafiltrit Laflèche prügila (Ontario, Kanada) nõrgvee puhastamiseks. Turbafilter (5200 m<sup>2</sup>, hüdrauliline koormus oli väga väike, 14-27 mm/d) töötab hübriidsüsteemina, mis koosneb vertikaal- ja horisontaalvoolulisest osast. Turbafiltris saavutati väga head tulemused orgaanilise aine (nii BHT<sub>5</sub> kui ka KHT väärtuse vähendamisel) ja ammoniumlämmastiku kontsentratsiooni vähendamisel (Kinsley et al. 2004).

Sloveenias kasutati nõrgvee puhastamiseks horisontaalvoolulistes tehismärgalades erinevate filtermaterjalide segu – turvast (moodustas 5-10% kogu substraadist) ning erineva fraktsiooniga liiva ja kruusa (Bulc et al., 1997).

## 4.2 Kergkruus

Kergkruusa on kasutatud palju reo- ja joogivee puhastamisel (Jenssen et al., 1991; Zhu et al., 1997; Johansson, 1997; Zhu et al., 2002; Jenssen & Krogstad, 2003). Eestis kergkruusa tootev ettevõtte Maxit Estonia AS pakub olmereovee puhastamiseks valmislahendusi, imbsüsteeme ja pinnaspuhasteid, kus substraadiks on Eestis toodetud kergkruus FIBO (Maxit Estonia, 2006). Kergkruusa tootvad firmad pakuvad ka spetsiaalseid lisandeid sisaldavaid kergkruusaid (nt *Filtralite P*, *Filtralite ZL* jne). Ka tavaline ehituses kasutatav FIBO kergkruus on oma omadustelt hea filtermaterjal, sest sisaldab fosforiärastust soosivaid Al, Ca, Mg ja Fe.

Kergkruus sobib kasutamiseks pinnasfiltrites tänu oma heale veejuhtivusele, suurele poorsusele, fosfori adsorptsioonivõimele ja soojustusomadustele – see takistab pinnase külmumist. Kergkruusa teravad ääred lõhuvad vees õhumulle ja muudavad aeratsiooni efektiivsemaks (Jenssen & Krogstad, 2003). Kergkruusal on head eeldused fosfori sidumiseks pinnasfiltrites – kõrge pH (>10), alumiiniumi (>10 mg/g), kaltsiumi ja magneesiumi sisaldus (tabel 6). Peamine fosfori sidumisviis on sadestumine kaltsiumiga ja sidumine raua- ning alumiiniumühenditega (Öövel, submitted).

Eestis on olmereoveepuhatuses kergkruusa kasutatud näiteks Paistu hübriid-tehismärgalapuhastis, mis koosneb septikust, vertikaalvoolulisest pinnasfiltrist ja horisontaalvoolulisest taimestatud tehismärgalast (Tooming, 2005). Puhasti valmis 2002. aastal ning on seni säilitanud väga hea puhatusvõime. Puhasti keskmine arvutuslik reostuskoormus on 6,8 m<sup>2</sup>/ie ning keskmine puhastusefektiivsus olulisemate näitajate osas: hõljuvained (HA) 75%, BHT<sub>7</sub> 86%, üldfosfor (P<sub>üld</sub>) 85% ja PO<sub>4</sub>-P 88% (Öövel, submitted).

Orgaanilise reostuse eemaldamises toimib kergkruus biokile tugiainena (Johansson, 1997). Norras on uuritud ka adsorptsiooni ning ammooniumlämmastiku ärastuseks vajaliku nitrifikatsiooni toimumist kergkruusas (Gisvold et al., 2000).

Uurimuste tulemused näitavad, et kergkruus on väga hea (puhastusefektiivsus 90-99%) materjal tehismärgalades fosfori sidumiseks. Efektiivseim on erinevate uurimuste põhjal Norras toodetud kergkruus *Filtralite*, sest see sisaldab hästi fosforit siduvat lupja ning raua- ja alumiiniumühendeid (Zhu et al., 1997; Zhu, 1998; Mæhlum & Stålnacke, 1999; Zhu et al., 2002). Taanis ja Rootsis toodetud kergkruusadel (LECA) on aga madal P adsorptsioonivõime (Johansson, 1997; Hill et al., 2000; Brix et al., 2001). Norras toodetud kergkruusa (*Filtralite*) kasutatakse peale tootmismaa, kus materjal on populaarne nii reovee kui ka nõrgvee puhastamisel, veel ka mujal maailmas (Drizo et al., 1999; Hellström & Johansson, 2005). Mitmed uurimused ja katsed on keskendunud kergkruusa abil teatud reoainete eemaldamisele veest, näiteks on katsetatud kergkruusa vase ja plii ärastusel ning BHT vähendamisel vertikaalvoolulistes pinnasfiltrites (Scholz & Xu, 2002).

Üks argument, mis teeb kergkruusa kasutamise looduslähedastes reoveepuhastuses küsitavaks, on see, et kergkruusa tootmine on väga energiamahukas ning seega mitte just kõige keskkonnasõbralikum (Johansson Westholm, 2006). Negatiivseks aspektiks võib pidada ka materjali kõrget hinda, mis on umbes 400-600 krooni/m<sup>3</sup>, samas kui kruusa hind on ~80 krooni/t ja liival 60-80 krooni/t (Ropka Liiv, 2006). Hinnakalkulatsioon tuleb igal juhtumil eraldi teha, sest veokauguse suurenedes hakkab kallima, kuid kergema materjali vedu ära tasuma.

### **4.3 Põlevkivituhk ja tuhaplatoo sete**

Põlevkivitööstuse tootmisjäägid on Eestis piiramatus koguses kättesaadavad. Materjal on odav ning tulenevalt headest keemilistest ning füüsikalistest omadustest keskkonnatehnoloogias huvipakkuv.

Tuhajätmete (lend- ja koldetuhk) kasutamist erinevate ainete ja ühendite eemaldamiseks veest on maailmas palju uuritud. Eesti karbonaatne põlevkivi ja selle töötlemisjäätgid on unikaalse koostisega ning sellesarnast materjali ei ole kusagil mujal maailmas. Mujal maailmas teadaolevate põlevkivide korral on tegemist teistsuguse kivimmaatriksi (tavaliselt silikaatse) ja orgaanilise koostisega, mida erinevalt Eesti põlevkivituhast iseloomustab kõrge silikaatsete ja alumiinium-silikaatsete ühendite sisaldus. Ka kõige karbonaatsemate kivisüte (sh ka pruunsöe-ligniidi) sekundaarsete kaltsiumühendite sisaldus ei ulatu nii kõrgele kui Eesti põlevkivituha hüdratiseerumise produktides (K. Kirsimäe suulistel andmetel 2006.a. märts).

Kirjanduse ülevaade näitab, et põlevkivituha ja tuhaplato sette omadusi (nt adsorbeerivaid omadusi) reovee puhastamisel on väga vähe uuritud. Põlevkivituha füüsikalised ja keemilised omadused (Kikas, 1988) viitavad sellele, et sellel materjalil on hea adsorptsioonivõime nii orgaanilise kui ka anorgaanilise reostuse eemaldamiseks veest. Hüdratiseeritud põlevkivituha hea fosfori sorptsioonivõime tagab suur Ca-mineraalide sisaldus, kusjuures arvatavasti on olulisemateks reaktsioonid kaltsiumhüdrosiidi ja -karbonaatide ning Ca-sulfaatalumiinadiga (K. Kirsimäe suulistel andmetel 2006. a. märts). Tartu Ülikooli Geoloogia Instituudis läbi viidud laboratoorses katsetes saavutati erinevatel põlevkivituha materjalidel (nt lendtuhk, koldetuhk, tuhaplato sete) fosfaadi sidumismäär  $\text{PO}_4^{3-}$  koormustel 0-1000 mg/l kõigil koormustel üle 90% efektiivsus. Sidumiskatsete järgselt tehtud mineraloogilised analüüsid näitavad, et fosfaat seotakse põlevkivituhas kaltsiumfosfaathüdraadi ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) või kaltsiumfosfaadi ( $\beta\text{-Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) vormis. Tuhkade oksüanioonide (sh. fosfaatide) sorptsioonivõime sõltub reeglina tugevalt keskkonna pH-st ja selle efektiivsus on suurim pH >10 tingimustes (Yamada et al., 2001). Eesti põlevkivituha koostises domineerivate Ca-mineraalide (ennekõike portlandiidi) kõrge sisaldus kindlustab süsteemi pH stabiilse püsimise optimaalsetes fosfaadi sidumiseks vajalikes piirides. Samas on küllalt suure fosfaatide sidumisvõimega ka happelised (pH ~4,5), valdavalt alumosilikaatsed lendtuhad, milles peamise leeliselisust kontrolliva komponendi CaO osakaal oli vaid ~1%.  $\text{PO}_4^{3-}$  sidumist sellist tüüpi tuhkaades tagavad suure eripinnaga (amorfiseerunud) Fe- ja Al-ühendid (K. Kirsimäe suulistel andmetel 2006. a. märts).

Al-Qodah (2000) uuris Jordaania silikaatse põlevkivituha (tabel 8) adsorptsioonivõimet ja kineetikat ning leidis, et põlevkivituhk on soodne materjal tööstuslikust reoveest bioloogilist puhastamist pärsvate värvinete eemaldamiseks. Samuti on uuritud Jordaania põlevkivituha potentsiaali vase ja tsingi adsorbeerimiseks reoveest. Selles katses töödeldi tuhka eelnevalt keemiliselt, metalle adsorbeerivate omaduste parandamiseks (Shawabkeh et al., 2004).

**Tabel 8.** Jordaania El-Lajjuni põlevkivituha tüüpkoostis, massi % (Al-Qodah, 2000).

Komponent	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	Na <sub>2</sub> O	SO <sub>3</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Sisaldus	26,6	7,2	2,9	43,4	0,8	0,3	9,1	5,9

Eestis on laboratoorsete ja ka välikatsete käigus uuritud tuhaplatoo sette fosfori adsorptsioonivõimet (Lokotar, 2002; Vohla et al., 2005). Katseliselt selgitati mitmesuguste potentsiaalsete filtermaterjalide (erinevad liivad, kruusad, kergkruus, tuhk jne) seast välja suurima fosfori adsorptsioonivõimega substraat. Selleks osutus tuhaplatoo sete. Seda materjali kasutati looduslähedases olmereovee puhastis (vertikaalvooluline pinnasfilter, millele järgneb horisontaalvooluline tehismärgala) heitvee järelpuhastamiseks ning eriti just fosforiärastamiseks. Puhastusefektiivsus ( $P_{\text{üld}}$  järgi) horisontaalvoolulises tuhaplatoo settega täidetud filtris oli keskmiselt 52% (Vohla et al., 2005).

## 5 PRÜGILA NÕRGVEE JÄRELPUHASTAMISE KATSED

Väätsa prügilas Järvamaal viidi läbi kaks katset.

- Katse nr. 1 – pikemaajalisem katse, mille kestus oli 2005. a. 13. aprillist 2006. a. 24. aprillini.
- Katse nr. 2 – lühemaajalisem katse, mille kestus oli 2005. a. 9. juunist kuni 26. oktoobrini.

Katsete eesmärk oli uurida, kas mineraliseerunud turvast, tuhaplatooset ja kergkruusa (FIBO) on võimalik kasutada vertikaalvoolulises pinnasfiltris prügila nõrgveest biokeemilise (BHT<sub>7</sub>) ja keemilise hapnikutarbe (KHT) väärtuste vähendamiseks, fosfori (P<sub>üld</sub>) ärastamiseks ja lämmastikuühendite (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; NO<sub>2</sub><sup>-</sup>; N<sub>üld</sub>) muutmiseks ühest vormist teiseks ning eemaldamiseks.

### 5.1 Katseala kirjeldus

Väätsa prügila oli esimene prügila Eestis, mis ehitati vastavalt Euroopa Liidu Nõukogu direktiivi (European..., 1999) ja Eesti seadusandluse (RT I 2003,83,565) nõuetele. Väätsa prügila asub Järvamaal Väätsa vallas ning see avati 15. novembril 2000. aastal. Väätsa prügila planeeriti teenindama Järvamaad ja Raplamaad, samuti osaliselt Viljandi-, Jõgeva- ja Lääne-Virumaad. Teeninduspiirkonna suuruseks planeeriti 100 000 inimest ja jäätmete kogumassiks 20 000 tonni aastas, praegu teenindab Väätsa prügila 40 000 elanikku. 2006. aasta veebruariks oli prügilasse kokku ladestatud 60 000 tonni segaolmejäätmeid. Jäätmete ladestamiseks ehitati ühe ha suurune ladestusplats, esimene seitsmest planeeritavast platsist. 2005. aasta novembriks oli see täitunud ning suleti, 2006. a. võeti kasutusele uus 1,5 ha suurune ladestusala (A. Lõhmuse suulistel andmetel 2006. a. veebruaris).

## 5.2 Väätsa prügila nõrgvesi

Käesolevas peatükis on Väätsa prügilas nõrgvee koostise ning puhastussüsteemi efektiivsuse analüüsimiseks kasutatud 2005. aasta nõrgveeseire andmed (kui ei ole teisiti märgitud).

Nõrgvee kogumiseks on prügila ladestusala vettpidavale põhjale rajatud дренаaz ja nõrgvee kogumissüsteem. Samuti kogutakse vett erinevat liiki jäätmete ladustusplatsidelt ja komposteerimisväljakult ning veel lisandub prügila olmereovesi. Kõik see kogutud vesi voolab torustiku kaudu toornõrgveepumplasse. Aastal 2005 tekkis prügilas toornõrgvett 3463 m<sup>3</sup>, keskmiselt 289 m<sup>3</sup> kuus. Kõige rohkem nõrgvett tekkis detsembris ja kõige vähem veebruari lõpus. Keskmise nõrgvee vooluhulk prügilas oli 2006. aastani 10-20 m<sup>3</sup>/d. Arvatavasti suurenevad lähiajal vooluhulgad prügilas uuel ladestusalalt tuleva vee arvel.

### 5.2.1 Nõrgvee puhastamine Väätsa prügilas

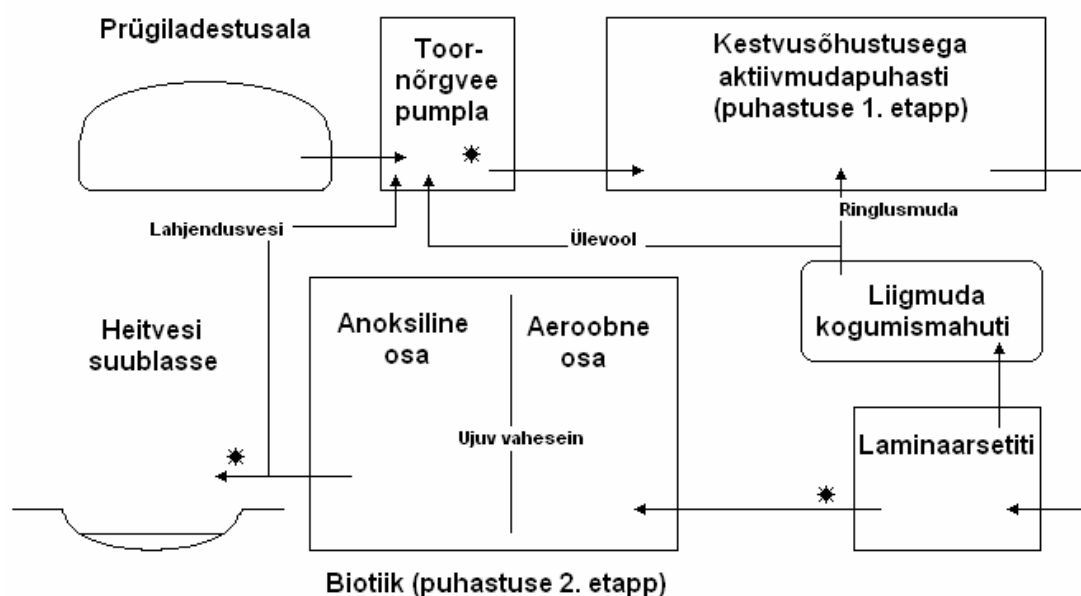
Esimesel kolmel kuul prügila avamisest oli nõrgvesi väga lahja ja seda ei olnud vaja puhastada. Seejärel nõrgvesi koguti ja veeti Paide linna reoveepuhastisse. Aja jooksul suurenes prügilas nõrgvee hulk ja reostuskoormus, mistõttu otsustati prügilasse rajada puhastussüsteem. Kuna nõrgvee puhastamise kohta Eestis eraldi nõuded puudusid, olid puhasti projekteerimisel ainsateks tingimusteks suublasse juhitud veele kehtestatud piirväärtused (RT I 2006,10,67; tabel 9).

**Tabel 9.** Suublasse juhitud veele kehtestatud nõuded (RT I 2006,10,67)

Parameeter	BHT <sub>7</sub>	KHT	P <sub>üld</sub>	N <sub>üld</sub>	HA
Reostuskoormuse piirväärtus (mg/l)	25,0	125,0	2,0	75,0	25,0
Puhastuseefektiivsuse piirväärtus (%)	≥90	≥75	≥80	≥75	≥80

Väätsa prügila nõrgveepuhasti käivitati oktoobris 2002 a. Puhasti tehnoloogiaskeem on toodud joonisel 3. Toornõrgveepumplasse kogutud vesi pumbatakse kõigepealt garaažihoonesse paigutatud aktiivmudamenetlusel töötavasse konteinerpuhastisse

(puhastuse esimene etapp). Konteinerpuhasti koosneb aeratsioonikambrist ja järelsetitist (polüetüleenist laminaarsetiti), viimase ülesandeks on heljumi eraldamine veest ja selitatud heljumi tagastamine puhastusprotsessi ringlusmudana või selle eemaldamine puhastusprotsessist liigmudana. Puhastussüsteemi teises etapis pumbatakse heitvesi laminaarsetitist biotiiki. Esmalt läbib heitvesi selle aeroobse tsooni, kus toimub nõrgvee nitrifikatsioon ja seejärel anoksilise tsooni, kus toimub denitrifikatsioon (Veemaailm..., 2001). Biotiigi anoksilises osas toimub ka hõljuvainete tiigi põhja settimine.



**Joonis 3.** Väätza prügila nõrgveepuhastussüsteemi plokskeem (autori joonis).

Tärnidega on märgitud proovivõtukohtad.

Väätza prügila nõrgvee reostuskoormuse teada saamiseks ning puhasti efektiivsuse analüüsimiseks võetakse proove toornõrgveepumplast (tabel 10) ning puhastussüsteemi erinevatest etappidest (joonis 3) – aktiivmudapuhasti väljavoolust biotiiki (tabel 11) ja biotiigi väljavoolust suublasse (tabel 12).

Ladestusalalt kogutud toornõrgveele on omane väga kõrge biokeemiline ja keemiline hapnikutarve (tabel 10). Biopuhastuseks soodsaimaks peetakse orgaanilise aine (BHT<sub>5</sub> järgi), lämmastiku- ja fosforisisalduse vahekorda 100 : 5 : 1. Esimestel aastatel, kui orgaaniline reostus oli väga kõrge võrreldes fosforisisaldusega, vajalikku suhet ei saavutatud ning seetõttu tuli seda korrigeerida fosforhappe lisamisega puhastisse.

Viimastel aastatel on orgaanilise reostuse sisaldus nõrgvees vähenenud ning fosfori kontsentratsioon suurenenud ning täiendavat toitaineid lisamist ei ole vaja.

**Tabel 10.** Toornõrgvee parameetrid, ühik mg/l (Väätsa Prügila AS nõrgveeseire andmed, 2005).

Parameeter	BHT <sub>7</sub>	KHT	P <sub>üld</sub>	N <sub>üld</sub>	HA	pH
11.01.05	1500,0	2400,0	5,0	277,2	272,0	8,7
26.05.05	800,0	1720,0	10,0	211,5	107,0	7,5
25.07.05	870,0	1480,0	6,3	331,5	129,0	8,3
30.11.05	800,0	1920,0	4,5	306,0	100,0	8,5
<b>Keskmine reostuskoormus aastas</b>	992,5	1880,0	6,5	281,6	152,0	8,2

Aktiivmudapuhastis toimub reoainete mikrobioloogiline lagundamine, absorptsioon ja settimine. Biokeemiline hapnikutarve (BHT<sub>7</sub>) vähenes puhastuse esimeses etapis keskmiselt 71,2% ja KHT väärtus keskmiselt vaid 28%. Hõljuvainesisaldus nõrgvees vähenes laminaarsetitis keskmiselt 15,5%, samas osadel proovikordadel HA sisaldus ka suurenes (tabel 10 ja 11). See on tavaliselt seotud suurte vooluhulkadega väga veerikkal ajal, kui viibeaeg jääb settimiseks lühikeseks ja toimub HA intensiivne väljakanne. Samas suurenes aktiivmudapuhastis ka nõrgvee lämmastikusisaldus (peaaegu 40%). See on arvatavasti seotud ka nõrgvee lühikese viibeajaga aktiivmudapuhasti järelsetitis ja ebapiisava mudaärastuse ning ringlusega, mis põhjustab koos mudaga N väljakannet puhastuse esimesest etapist. Üldfosfori ärastuse korral on süsteemi esimese etappi puhastuseefektiivsus väga väike, keskmiselt toimub vaid 15,9% ärastus (tabel 11).

**Tabel 11.** Väljavool aktiivmudapuhastist biotiiki, ühik mg/l (Väätsa Prügila AS nõrgveeseire andmed, 2005).

Parameeter	BHT <sub>7</sub>	KHT	P <sub>üld</sub>	N <sub>üld</sub>	HA	pH
11.01.05	840,0	1650,0	5,1	226,8	52,0	8,4
26.05.05	90,0	1320,0	5,6	393	105,0	8,3
25.07.05	135,0	960,0	3,8	199,5	227,0	8,4
30.11.05	78,0	1480,0	7,2	750	130,0	8,7
<b>Keskmine reostuskoormus aastas</b>	285,8	1352,5	5,4	392,3	128,5	8,5
<b>Keskmine puhastuseefektiivsus (%)</b>	71,2	28,1	15,9	-39,3	15,5	

Biotiik toimis väga efektiivselt orgaanilise reostuse eemaldamisel (tabel 12), BHT<sub>7</sub> vähenes tiigis keskmiselt 72,8%. Samuti toimus biotiigis märgatavalt suur üldlämmastiku ja HA sisalduse vähenemine. P<sub>üld</sub> kontsentratsioon vähenes biotiigis rohkem kui kaks korda võrreldes aktiivmudapuhastiga (tabel 11). Piirväärtustele vastavaid reostuskoormusi puhastuse teises etapis ei saavutatud, see võib olla tingitud ka suurest sisendkoormusest.

**Tabel 12.** Biotiigi väljavool suublasse, ühik mg/l (Väätsa Prügila AS nõrgveeseire andmed, 2005).

Parameeter	BHT <sub>7</sub>	KHT	P <sub>üld</sub>	N <sub>üld</sub>	HA	pH
11.01.05	175,0	1100,0	3,8	234,9	73,0	8,19
26.05.05	38,0	850,0	4,1	206,4	48,0	8,94
25.07.05	43,0	680,0	3,5	38,7	19,0	9,01
30.11.05	55,0	760,0	3,0	94,5	120,0	8,89
<b>Keskmine reostuskoormus (mg/l)</b>	77,8	847,5	3,6	143,6	65,0	8,8
<b>Keskmine reostuskoormus (tonni/a)</b>	0,272	2,966	0,013	0,503	0,2275	
<b>Keskmine puhastusefektiivsus (%)</b>	72,8	37,3	33,6	63,4	49,4	

Kogu puhastussüsteemis täheldati nõrgvee pH tõusu, toornõrgvee pH oli keskmiselt 8,2 ja suublasse juhitalvel veel 8,8. Raskemetallide sisaldus puhastussüsteemist suublasse juhitud nõrgvees vastasid määrusega (RT I 2006,10,67) kehtestatud nõuetele, nende kontsentratsioon vees oli piirväärtustest väiksem (tabel 13).

**Tabel 13.** Raskemetallide sisaldus suublasse juhitud vees (26.05.2005) (Väätsa Prügila AS nõrgveeseire andmed, 2005; RT I 2006,10,67).

Näitaja	Ühik	Keskmine kontsentratsioon	Piirväärtus, mg/l	Kogus, kg/a
<b>Kaadmium (Cd)</b>	µg/l	0,10	0,20	0,0004
<b>Kroom (Cr)</b>	mg/l	<0,05	0,50	0,1750
<b>Elavhõbe (Hg)</b>	µg/l	<0,05	0,05	0,0002
<b>Nikkel (Ni)</b>	mg/l	0,06	1,00	0,2100
<b>Plii (Pb)</b>	mg/l	0,02	0,50	0,0700
<b>Tsink (Zn)</b>	mg/l	0,13	2,00	0,4550
<b>Vask (Cu)</b>	mg/l	0,06	2,00	0,2100

Kogu nõrgveepuhastussüsteemi efektiivsus oli järgmine: BHT<sub>7</sub> vähenes keskmiselt 92,2%; KHT 54,9%; üldlämmastik kontsentratsioon 49,0%; üldfosfor 44,2% ja hõljuvained 57,2%. Kehtestatud nõuetele vastav puhastusefektiivsus (≥90%) saavutati ainult BHT<sub>7</sub> vähendamisel. Suublasse juhitud heitvee reostuskoormus (BHT<sub>7</sub>, KHT, P<sub>üld</sub>, N<sub>üld</sub> korral) ei vastanud määruks kehtestatud piirväärtustele (tabel 9). Sellest tulenevalt tuli prügilal tasuda riigile saastetasusid piirväärtusi ületavate reoainete sisalduse eest heitvees.

Nõrgvee omadused Väätsa prügilas on tunduvalt muutunud ka aastate lõikes. 2005. aastaks oli BHT<sub>7</sub> ja KHT väärtus toornõrgvees esimeste tegevusaastatega võrreldes vähenenud rohkem kui 2,5 korda. Tabelis 14 on näha, et aastatega on vähenenud puhastussüsteemis peaaegu kõikide reoainete ärastusvõime. Süsteemi puhastusefektiivsus on aastatega vähenenud ning suublasse juhitud nõrgvees on orgaanilist reostust rohkem.

**Tabel 14.** Väätsa prügila nõrgvesi erinevatel aastatel (keskmised kontsentratsioonid, ühik mg/l) (Väätsa Prügila AS nõrgveeseire andmed aastatel 2001, 2002, 2003, 2005).

Proovivõtukoht:	Aasta	BHT <sub>7</sub>	KHT	pH	P <sub>üld</sub>	N <sub>üld</sub>	HA
<b>Toornõrgvesi pumplas</b>	<b>2001/2002</b>	2579,4	4768,2	7,3	2,1	346,6	480,5
	<b>2003</b>	1953,0	3811,0	7,5	1,3	446,0	
	<b>2004</b>	2193,0	4133,0	7,4	1,7	401,0	
	<b>2005</b>	992,5	1880,0	8,2	6,5	281,6	152,0
<b>Väljavool aktiivmudapuhastist</b>	<b>2001/2002</b>	1155,6	2564,0	8,1	12,4	270,4	773,0
	<b>2005</b>	285,8	1352,5	8,5	5,4	392,3	128,5
<b>Väljavool suublasse</b>	<b>2001/2002</b>	50,2	366,2	8,5	6,9	131,2	51,0
	<b>2003</b>	54,0	520,0	8,8	1,2	112,0	
	<b>2004</b>	52,0	451,0	8,8	3,6	117,0	
	<b>2005</b>	77,8	847,5	8,8	3,6	143,6	65,0

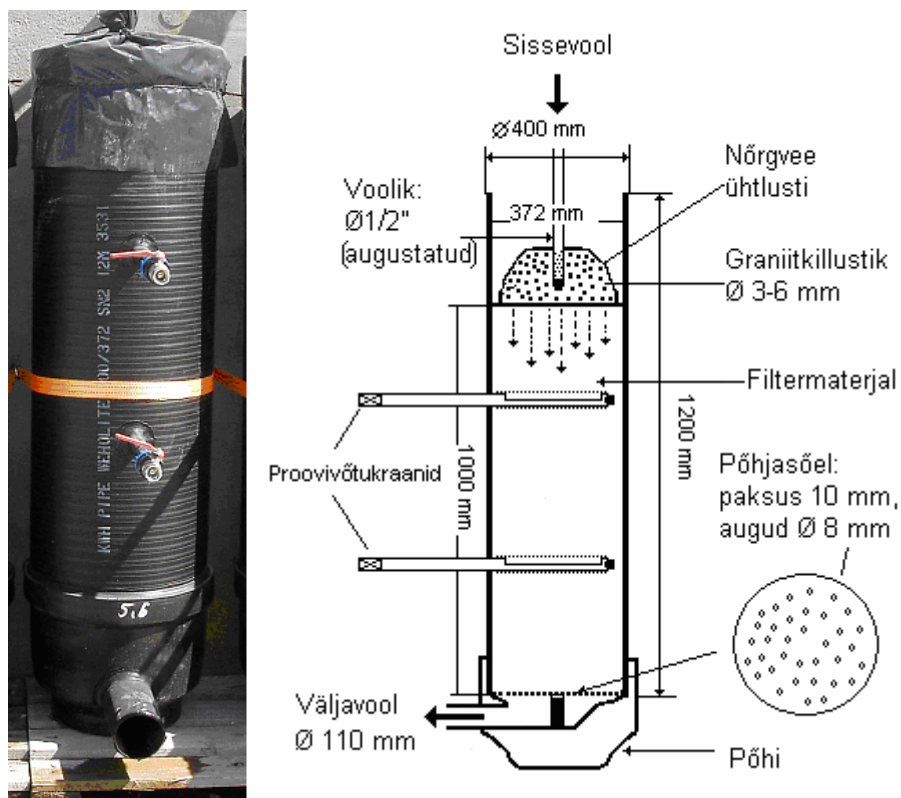
Üldfosfori kontsentratsioon toornõrgvees on aastatega kasvanud, samas on suurenenud süsteemi puhastusefektiivsus selle reoaine eemaldamisel nõrgveest (tabel 14). See on tingitud ka toornõrgvee piisavast P<sub>üld</sub> sisaldusest puhastusprotsesside toimumiseks ning seetõttu ei ole viimastel aastatel aktiivmudapuhastisse lisatud ka P kontsentratsiooni

suurendavat ortofosforhapet. Märgatavalt on aastatega vähenenud üldlämmastiku ja hõljuvainete sisaldus toornõrgvees, prügilademe vananemisega on suurenenud nõrgvee pH (keskkond on muutunud aluselisemaks). Vesinikioonide sisalduse muutumine on kindlasti seotud ka kompostemimisplatsile ladustatud puutuhaga, mis muudab vee aluselisemaks.

## 5.3 Materjal ja meetodika

### 5.3.1 Katseseadmed

Väätsa prügilas läbi viidud katsetes kasutati eritellimusel valmistatud 0,11 m<sup>3</sup> mahuga kolonne (joonis 4). Mõlemas katses oli neli ühesugust katseseadet (kokku 8).



**Joonis 4.** Ekperimentides kasutatud kolonnid.

Katsekolonnid valmistati 400 mm välis- ja 372 mm siseläbimõõduga ning 1200 mm pikkustest PVC torudest (joonis 4). Toru ühte otsa keevitati liigendpõhi, millesse

paigaldati Ø110 mm väljavoolutoru. Kolonnide põhjas on 10 mm paksusest ja Ø355 mm PVC plaadist augustatud (8 mm) sõel. Iga kolonni põhjasõelale pandi plastikvõrgust kott graniitkillustikuga (Ø3-6 mm, pestud), sellega kateti põhjasõel ~50 mm ühtlase killustiku kihiga. Seejärel asetati igasse kolonni suur (~1500×500 mm) plastikvõrgust kott filtermaterjali jaoks.

Katses nr. 1 asetati pump (6500 SP), mis ühendati voolikuga (Ø ¾"), nõrgveepuhasti laminaarsetitisse ning katses nr. 2 biotiigi väljavoolu juurde. Pumba küljest veeti voolik nelja kõrvutiasetseva kolooni kohale (umbes 0,5 m kõrgusele kolonnide ülemisest äärest). Vooliku otsa kinnitati jaotussüsteem (joonis 5), mis koosnes T-liitest, selle küljes olevast nelikjaotuskraanist ning omakorda selle otsa kinnitatud neljast kiirliitest ja neljast Ø ½" voolikust. Nelikjaotuskraan võimaldas reguleerida ja ühtlustada filtritele pumbatava nõrgvee vooluhulka. Kuna pumbatavast veest kasutati kolonnide koormamiseks vaid osa, siis kasutati vee vooluhulga vähendamiseks möödavoolu. Surve tõstmiseks voolikutes ja nelikjaotuskraanis oli möödavoolu otsa paigaldatud kraan (Ø ¾").



**Joonis 5.** Nõrgvee jaotussüsteem (parempoolsel pildil lähivaade nelikjaotussüsteemist) katsekolonnidele katses nr. 1 (mustade nooltega märgitud voolusuund).

Nõrgvee ühtlaseks jaotamiseks filtermaterjalile kasutati iga filtri juures järgnevalt konstrueeritud nn ühtlustit: plast anum (maht 6 l ja Ø 320 mm) täideti pestud graniitkillustikuga ning kaeti plastikvõrguga (joonis 10), anuma põhja puuriti auk ning selle kaudu pandi 250 mm pikkune PVC voolik (Ø ¾", 100 mm ulatuses perforatsiooniga, alumine ots suletud kummikorgiga) anumasse killustiku sisse. Ühtlustit asetati kõikidesse kolonnidesse filtermaterjalide peale (vt joonis 6). Katse nr. 2 filtritele asetati vihma ja võõrkehade eest kaitsmiseks kilest katted (joonis 11).



**Joonis 6.** Filtermaterjalile asetatud nõrgvee nn ühtlustit ning selles kasutatud graniitkillustik (fraktsioon 3-6 mm).

Katsefiltritest kahelt erinevalt kõrguselt (vt joonis 4) veeproovi võtmiseks paigutati kolonnidesse proovivõtukraanid. Need koosnesid Ø ¾" jäigast voolikust (pikkus 600 mm), mille üks ots suleti kummikorgiga ning teise otsa pandi ülemineku abil siiberkraan. Voolikusse lõigati 250 mm pikkune ja ligikaudu 15 mm laiune ava, mis kaeti plastikvõrguga, et filtermaterjal ei ummistaks voolikut. Voolikud asetati kahele erinevale kõrgusele filtermaterjalide sisse nii, et veekogumisava jäi ülesse poole. Joonisel 8 on filtermaterjalidel näha pealt avaga proovivõtu voolikuid, mis on kaetud plastikvõrguga. Katsete alguses ilmnes, et nendest proovivõtukraanidest ei olnud võimalik lisaks kolonnide väljavoolutorule nõrgveeproovi võtta, kuna voolikusse lõigatud ava kaudu ei kogunenud analüüsimiseks piisavas koguses nõrgvett.

### 5.3.2 Filtermaterjalid

Katseteks valiti välja kolm filtermaterjali: hästilagunenud turvas, tuhaplatoo sete ja kergkruus FIBO.

#### Turvas

Turvas (joonis 8) toodi Türi vallast AS Prelvexi Lokuta freesturbamaardla ammendunud osast. Turvas sõeluti (sõela aukude Ø 20 mm) kivide ja juurte eemaldamiseks. Turbal määrati eripinna suurus ning kolme kordusproovi keskmine oli 773,04 cm<sup>2</sup>/g.

Lokuta maardla turvast on kasutatud ka varasemates uurimustöodes 2003. aastal (Kõiv et al., in press). Siis võeti turbast keskmistatud proov ning saadeti EPMÜ Taimebiokeemia laborisse analüüsimiseks. Turbast analüüsiti pH<sub>KCl</sub>, lämmastiku, fosfori, kaaliumi, kaltsiumi, magneesiumi ja orgaanilise aine sisaldust (tabel 15). Sisaldused määrati turba absoluutkuivaine proovist. Kuna turvas on suuremas osas orgaaniline materjal, siis selle mineraalse osa koostist ei olnud võimalik määrata.

**Tabel 15.** Turba keemiline koostis 2003. aastal (Kõiv et al., in press).

Parameeter	pH <sub>KCl</sub>	N (%)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Orgaaniline aine (%)
Algmaterjal	6,7	0,5	22,6	93,0	8294,0	1416,0	37,2

#### Põlevkivituhaplatoo sete

Tuhaplatoo sete toodi Kohtla-Nõmmel asuvalt AS Viru Keemia Grupile kuulvalt tuhaplatoolt. Kogu materjal võeti settetiigi servast, pealmisest kihist. Kõigepealt materjal purustati mehhaaniliselt ning seejärel sõeluti läbi 20mm ja 5 mm aukudega sõelade. Joonisel 7 on näha algne tuhaplatoo sete enne töötlemist ja valmis filtermaterjal (fraktsiooniga 5-20 mm). Tuhaplatoo settel määrati eripinna suurus. Materjal jagati jäme-, keskmis- ja peenfraktsiooni. Kõigist neist võeti kolm kordust ning saadud 9 proovi keskmiseks tulemuseks oli 621 cm<sup>2</sup>/g.



**Joonis 7.** Tuhaplatoo sete algsel kujul enne töötlemist (vasakul) ja valmis filtermaterjal pärast purustamist ja sõelumist (fraktsioon 5-20 mm) (paremal).

### **FIBO kergkruus**

FIBO kergkruus (fraktsioon 4-10 mm) saadi AS Maxit Estonialt. Kergkruusa ei töödeldud täiendavalt enne filtermaterjalina kasutamist (joonis 8). FIBO kergkruusale määrati eripinna suurus. Materjal jagati jäme-, keskmis- ja peenfraktsiooni. Kõigist neist võeti kolm kordust ning saadud 9 proovi keskmiseks tulemuseks oli  $3,54 \text{ cm}^2/\text{g}$ .

### **5.3.3 Katsete ülesehitus**

**Katses nr. 1** paigaldati neli katsekolonni kõrvuti aktiivmudapuhasti aeratsioonikambri kohale (vt joonis 10) puidust alustele ning kinnitati. Kolonnid täideti ühe meetri tuseduselt filtermaterjalidega järgnevalt (vt joonis 8 ja 10):

- esimene (1S) hästilagunenud turbaga;
- teine (2S) tuhaplatoo settega (filtri alumine osa, 0,5 m tuseduselt) ja turbaga (filtri ülemine osa, 0,5 m tuseduselt), materjalide suhe filtris 1 : 1;
- kolmas (3S) täideti tuhaplatoo settega;
- neljas (4S) FIBO kergkruusaga.

**Katses nr. 2** paigaldati neli katsekolonni kõrvuti äravoolukaevuga betoonplatsile biotiigi kõrvale (joonis 11) puidust alustele ning kinnitati rihmadega seina külge. Kolonnid täideti ühe meetri tuseduselt filtermaterjalidega järgnevalt (joonis 8 ja 11):

- esimene (1V) hästilagunenud turbaga;
- teine (2V) tuhaplatoo settega (filtri alumine osa, 0,5 m tuseduselt) ja turbaga (filtri ülemine osa, 0,5 m tuseduselt), materjalide suhe 1 : 1;
- kolmas (3V) täideti tuhaplatoo settega;
- neljas (4V) FIBO kergkruusaga.



**Joonis 8.** Filtermaterjalid katsekolonnides (vasakult paremale): turvas (filtrites 1S, 2S ja 1V, 2V), tuhaplatoo sete (filtrites 2S, 3S ja 2V, 3V), kergkruus (filtrites 4S ja 4V).

Filtrite perioodiliseks koormamiseks nõrgveega kasutati mõlemas katses pumpade töö reguleerimiseks taimereid (joonis 9). Taimerid olid seadistatud töötama kindla aja vältel (vastavalt vajaminevale hüdraulilisele koormusele) iga 4 tunni tagant, kuus korda ööpäevas.



**Joonis 9.** Katsetes kasutatud pump ja taimer (nõrgvee pumpamise reguleerimiseks).



**Joonis 10.** Katse nr. 1 filtrid 1S, 2S, 3S ja 4S.



**Joonis 11.** Katse nr. 2 filtrid 1V, 2V, 3V ja 4V.

### 5.3.4 Hüdrauliline koormus

Katse nr. 1 filtrite (ühe filtri pindala 0,11 m<sup>2</sup>) hüdrauliline koormus oli 136-41 mm/d. Katse alguskuudel oli koormus suurem ning seda vähendati katse käigus. Katses nr. 2 oli filtrite hüdrauliline koormus 82 mm/d.

### 5.3.5 Nõrgveeproovide võtmine ja analüüsimine

Katses nr. 1 võeti päeva keskmisi nõrgveeproove 12. korral ning katses nr. 2 neljal korral. Nõrgveeproovid võeti mõlemas katses filtritesse sissevoolavast ja väljavoolavast veest. Proovid olid keskmistatud ehk ühe nõrgveeproovi moodustas nelja tsükli keskmine proov – sissevoolu ja väljavoolu nõrgvett koguti filtrite väljavoolutorude alla

asetatud anumatesse (joonis 12), kell 8.00-10.00, 12.00-14.00, 16.00-18.00 ja 20.00-22.00. Kogutud vesi valati anumatesse, hoiustati külmikus ning päeva lõpus võeti igast anumast üks liiter laborianalüüsiks. Katses nr. 1 võeti proove laminaarsetiti nõrgveest ja nelja filtri (1S, 2S, 3S, 4S) väljavooludest ning katses nr. 2 biotiigist ja nelja filtri (1V, 2V, 3V, 4V) väljavooludest (joonis 12).



**Joonis 12.** Proovide kogumine filtritest väljuvast nõrgveest (katse nr. 2 nõrgveeproovid filtrite väljavooludest).

Täiendavalt mõõdeti iga filtri väljavooluproovi, laminaarsetiti ja biotiigi nõrgvee temperatuuri ja hapnikusisaldust neli korda proovivõtu päevadel (mõõteseadet Marvet Junior) (joonis 13).



**Joonis 13.** Hapniku ja temperatuuri mõõtmine filtri väljavoolu nõrgveeproovist.

Mõlema katse nõrgveeproovid saadeti analüüsimiseks Tartu Veevärk ASi akrediteeritud laboratooriumisse. Kõikidest proovidest analüüsiti:

- BHT<sub>7</sub> ja KHT väärtust;
- N<sub>üld</sub>, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N kontsentratsiooni;
- P<sub>üld</sub>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> kontsentratsiooni;
- HA, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> sisaldust;
- pH-d ning nõrgvee elektrijuhtivust ja üldkaredust.

### 5.3.6 Nõrgveeproovide statistiline analüüs

Põhiline andmetöötlus viidi läbi programmiga MS Excel 2003, millega süstematiseeriti ja analüüsiti katsete tulemusi ning koostati vajalikud graafikud. Statistiline andmetöötlus tehti programmiga Statistica 7.0.

Esmalt kontrolliti algandmete vastavust normaaljaotusele. Selleks kasutati programmis Statistica 7.0 Kolmogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro-Wilksi teste. Normaaljaotusega muutujate korral kasutati filtrite sissevoolude ja väljavoolude reoainete sisalduste ning filtrite puhastusvõimete võrdlemiseks paarikaupa t-testi ehk t-testi sõltuvate muutujate kohta. Mittenormaalse jaotusega sisse- ja väljavooluparameetrite võrdlemiseks kasutati mitteparameetrilist Wilcoxon'i testi. Filtrite väljavoolude nõrgveeproovide parameetrite seoste uurimiseks teostati Spearmani astakkorrelatsiooni analüüs. Spearmani korrelatsioonikordaja (R) mõõdab tunnustevahelise monotoonse seose tugevust. Korrelatsioonikordajate arvilised väärtused on toodud lisas 1. Olulisuse nivoo oli kõigil juhtudel  $\alpha < 0,05$ .

## 5.4 Tulemused ja järeldused

### 5.4.1 Nõrgvee pH muutus

Maksimaalne lubatud pH heitvees on 9,0 ja minimaalne 6,0 (RT I 2006,10,67). Katses nr. 1 oli pH muutus väike (laminaarsetiti pH keskmiselt 8,54). Turbafiltrit (1S) ja turba/tuhaplatoo sette filtrit (2S) läbides vee pH vähenes ja tuhaplatoo sette filtrit (3S) läbides suurenes (tabel 16). Nõrgvee pH tõus tuhaplatoo setet sisaldavates filtrites mõjutas ka kaltsiumioonide sisaldust nõrgvees, nende näitajate vahel esines negatiivne korrelatsioon (lisa 1). Kergkruusafiltris 4S märgatavat pH muutust ei toimunud. Statistiliselt usaldusväärne erinevus oli vaid turbafiltri 1S sisse- ja väljavooluvee vahel (tabel 16). Katses nr. 1 vastasid filtrite väljavooluvee keskmised pH väärtused kehtivatele piirväärtustele. Lubatust suurem pH väärtus oli vaid tuhaplatoo setet sisaldavates filtrites (2S ja 3S) paaril esimesel katsekuul, seejärel nende filtrite väljavoolude pH alanes.

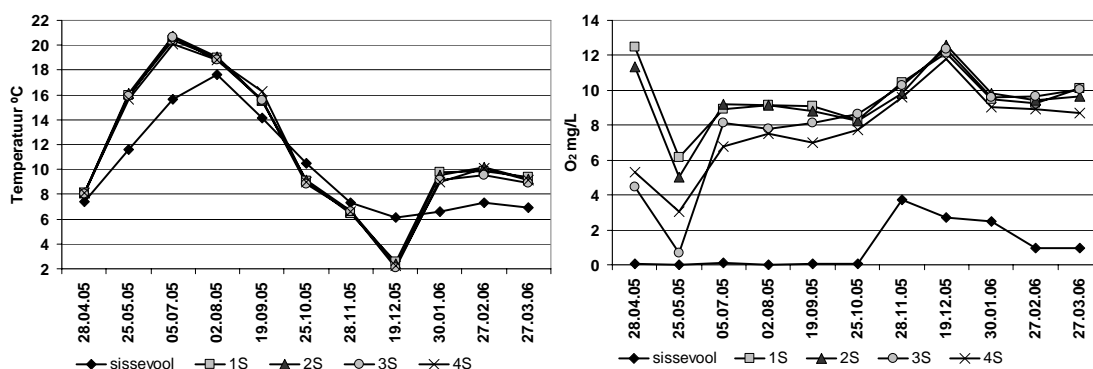
Katses nr. 2 filtrites pH suurenes (biotiigis keskmiselt 8,82) ehk vesi muutus filtrites aluselisemaks (väljavooludes pH keskmiselt 8,88-9,89). Usaldusväärselt erines sisse- ja väljavoolude nõrgvee pH väärtus tuhaplatoo sette filtris (3V) ja kergkruusafiltris (4V) (tabel 17). Katses nr. 2 ületasid maksimaalse lubatud pH tuhaplatoo setet sisaldavad filtrid 2V ja 3V.

### 5.4.2 Temperatuur ja hapnikusisaldus

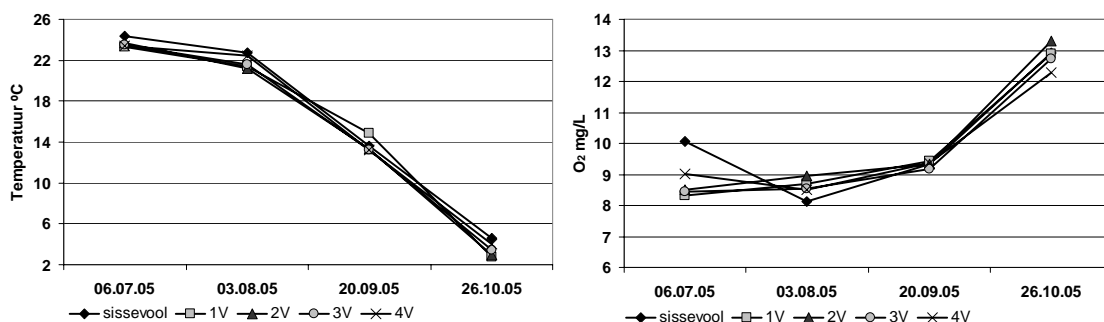
Lahustunud hapniku ( $O_2$ ) hulk vees sõltub temperatuurist, sest hapniku lahustumisvõime on parem madalamatel temperatuuridel ja seega sisaldab külmem vesi rohkem  $O_2$  (Mæhlum, 1998a). Kõrged hapniku küllastuskontsentratsioonid reovees soodustavad orgaanilise aine lagundamist, mis on peamiselt hapnikusisaldusest sõltuv protsess.

Katses nr. 1 soojal perioodil nõrgvee temperatuur tõusis ning külmal perioodil langes (joonis 14). Keskmise sissevooluvee temperatuur aprillist oktoobri lõpuni oli 12,8°C

ning filtrite väljavooludes kesmiselt 14,7°C. Külmemal perioodil novembrist märtsi lõpuni oli sissevoolu keskmine temperatuur 6,9°C ning väljavooludes 7,5°C. Laminaarsetitis, millest võeti filtrite sissevoolu nõrgvesi, oli suurema osa aastast vee hapnikusisaldus nullis ning katseperioodi keskmine sisaldus oli 1,0 mg O<sub>2</sub>/l. Kõigis katsefiltrites toimus märgatav hapnikusisalduse tõus, filtritest väljuvas vees oli keskmine sisaldus 7,7-9,6 mg O<sub>2</sub>/l. Kõige suurem vee aeratsioon toimus turbafiltris 1S ning väikseim kergkruusaga täidetud filtris 4S.



**Joonis 14.** Katse nr. 1 nõrgveeproovide proovivõtukorra keskmised hapnikusisaldused ja veetemperatuurid (sissevool laminaarsetitist ja väljavoolud filtritest). Filtrite lühendite seletused toodud lk. 49.



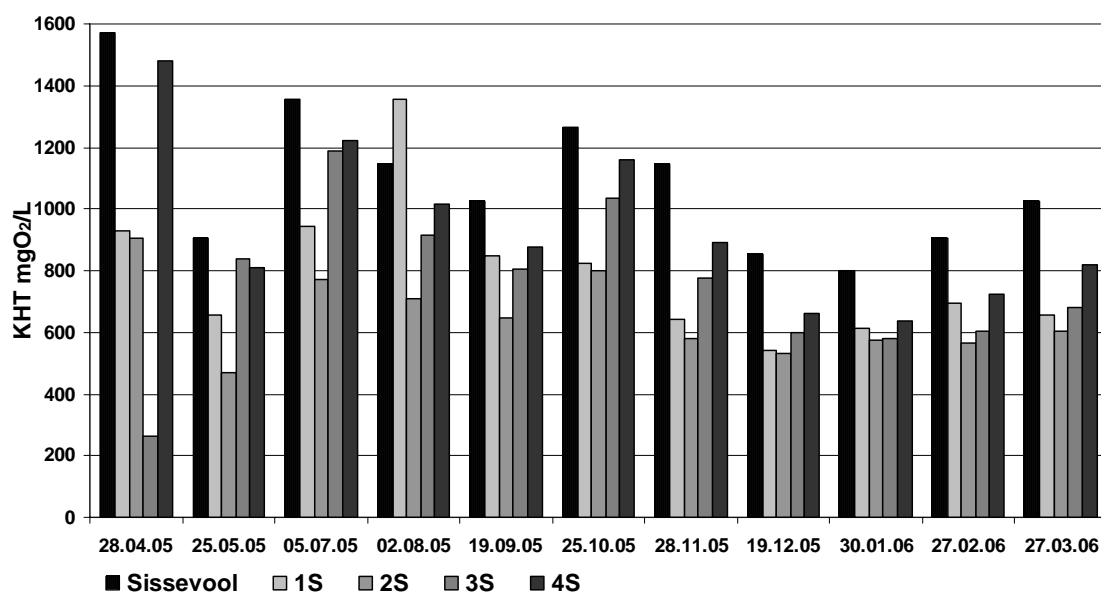
**Joonis 15.** Katse nr. 2 nõrgveeproovide proovivõtukorra keskmised hapnikusisaldused ja veetemperatuurid (sissevool biotiigist ja väljavoolud filtritest). Filtrite lühendite seletused toodud lk. 50.

Keskmine veetemperatuur katse nr. 2 sissevooluvees oli 16,3°C ning filtrite väljavoolus 15,5°C (joonis 15). Hapnikusisaldus oli sissevooluvees 10,1 mg O<sub>2</sub>/l ning filtrite väljavooludes 9,8 mg O<sub>2</sub>/l, seega märgatavat aeratsiooni filtrites 1V kuni 4V ei toimunud, sisaldus isegi vähenes. Mõlemas katses on märgatav seos nõrgvee temperatuuri ja hapnikusisalduse vahel. Temperatuuri langus külmemal perioodil tõi kaasa O<sub>2</sub> sisalduse tõusu filtritest väljuvas nõrgvees, O<sub>2</sub> difusioon filtritesse oli parem.

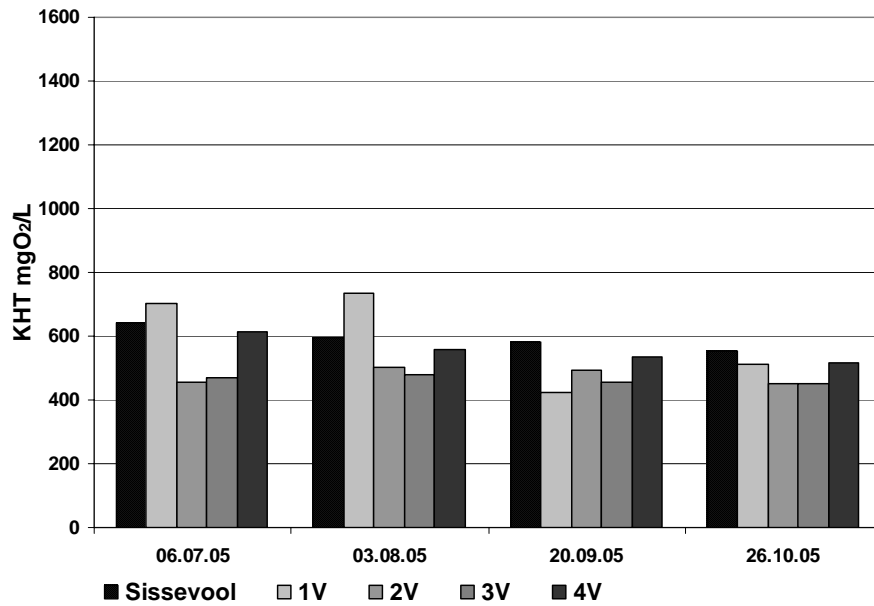
### 5.4.3 Orgaaniliste ainete mineralisatsioon

Eesti prügilates on suublasse juhitava heitveele kehtestatud BHT<sub>7</sub> ja KHT piirväärtusteks vastavalt 15 ja 125 mg O<sub>2</sub>/l. Puhastusefektiivsus peab olema BHT<sub>7</sub> vähendamisel ≥90% ja KHT korral ≥75%.

KHT väärtus on Väätsa prügilas väga kõrge nii toornõrgvees (tabel 10) kui ka puhastusprotsessi läbinud nõrgvees (tabel 11 ja 12). Katse nr. 1 filtrite sissevoolu (puhastussüsteemi esimesest etapist väljuva nõrgvee) keskmine KHT väärtus oli 1091,1 mg O<sub>2</sub>/l ning katse nr. 2 filtrite sissevoolus (biotiigist suublasse juhitud nõrgvesi) 592,8 mg O<sub>2</sub>/l (joonis 17). KHT väärtus vähenes kõige rohkem turba/tuhaplatooset filtris 2S (keskmiselt 40%), keskmiselt 30% efektiivsusega olid ka filtrid 1S ja 3S (joonis 16).

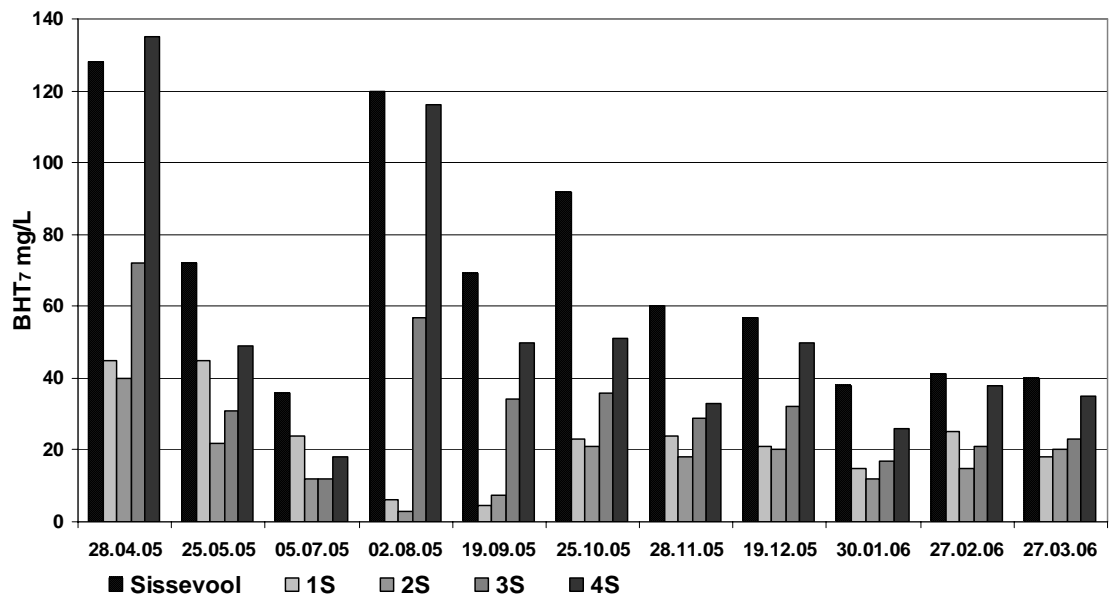


Joonis 16. KHT väärtused katses nr. 1.

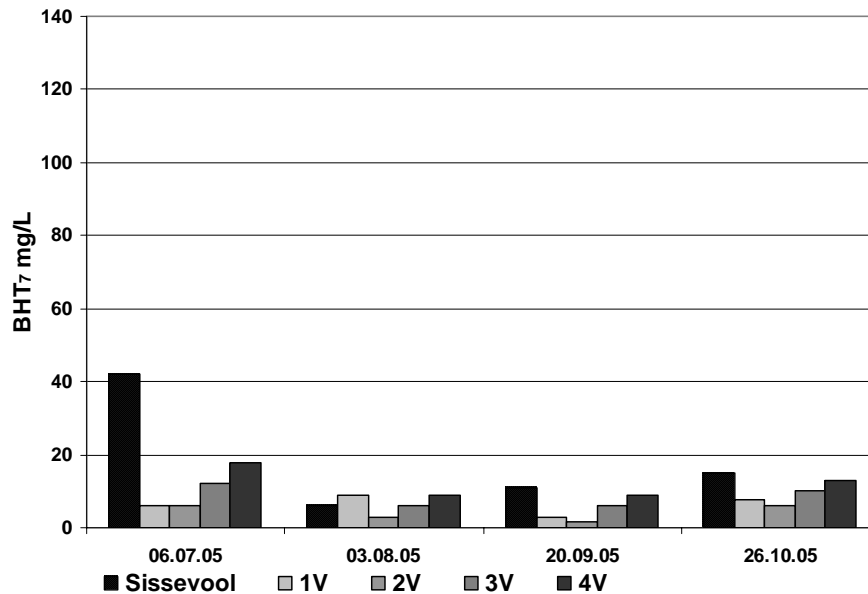


Joonis 17. KHT väärtused katses nr. 2.

Biokeemilise hapnikutarbe ( $BHT_7$ ) puhul ilmnesid parimad tulemused samuti turba/tuhaplatoo sette filtrites 2S ja 2V, kus keskmised puhastusefektiivsuse väärtused olid vastavalt 75 ja 78%. Suurem kui 65% puhastusvõime saavutati ka turbafiltrites (1S ja 1V) ja üle 50% efektiivsus tuhaplatoo sette filtrites (3S ja 3V) (joonis 18, 19).



Joonis 18.  $BHT_7$  väärtused katses nr. 1.



**Joonis 19.** BHT<sub>7</sub> väärtused katses nr. 2.

Orgaanilise aine (BHT<sub>7</sub> järgi) sisalduse muutumine turvast sisaldavatest filtritest väljuvas nõrgvees on positiivselt korreleeruv ammooniumlämmastiku kontsentratsiooni muutumisega (lisa 1). Selline seos võib tuleneda asjaolust, et mõlema reoaine ärastuseks on olulisteks teguriteks temperatuur ja hapnikusisaldus filtrites.

Mõlema katse filtrites oli piisav hapnikuga varustus ja soodne temperatuur. Samuti tekkis filtritesse orgaanilise aine lagundamiseks vajalik mikrobioloogiline kooslus. Sarnaselt Kinsley et al. (2004) uurimusele, kus prügila nõrgvee puhastussüsteemis enamus orgaanikast mineraliseerus turbafiltris (vt lk. 34), saavutati käesoleva uurimustöö katsete hästilagunenud turvast sisaldavates filtrites 1S, 2S ja 1V, 2V kõige paremad tulemused orgaanilise reostuse eemaldamisel.

Lisas 2 on näha, et mõningatel proovikordadel on BHT<sub>7</sub> väärtus filtrist väljuvas vees suurem kui sissevoolus. Selle põhjuseks võib olla orgaanilise aine (KHT) suurte molekulide jagunemine väiksemateks molekulideks ja/või nende muutmine mikroorganismide poolt lagundatavaks vormiks. Teiseks BHT<sub>7</sub> väärtuste suurenemise põhjuseks võis olla ka hõljuvainete väljauhtumine filtermaterjalidest (Kløve, 2001; Nieminen, 2003).

**Tabel 16.** Katse nr. 1: reoainete keskmised sisaldused ja standardhälbed (või keskmised, maksimumid ja miinimumid) filtrite sisse- ja väljavooluvees. Ühik mg/l, kui ei ole teisiti märgitud. Olulised erinevused kõikide filtrite sisse- ja väljavoolu reoainete sisalduses on märgitud järgnevalt (t-test või Wilcoxon'i test): \* – p<0,05; \*\* – p<0,005; \*\*\* – p<0,0005.

Para-meeter	Sissevool laminaar-setitist	Väljavoolud filtritest:			
		1S	2S	3S	4S
<b>BHT<sub>7</sub></b>	68,5±32,4	22,8± 13,0**	17,3± 9,6***	33,1± 17,5***	54,6± 36,9*
<b>KHT</b>	1091,1±236,0	791,6± 229,8**	650,9± 130,6***	753,0± 249,8*	936,0± 260,3***
<b>P<sub>üld</sub></b>	5,3±1,7	2,4± 1,6**	2,1± 0,7***	2,8± 0,9***	4,2± 1,7**
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	3,4±2,0	1,4± 1,1*	1,2± 0,8**	1,6± 0,9***	2,9± 1,7**
<b>N<sub>üld</sub></b>	364,5±117,3	323,5± 100,0	265,5± 95,0*	277,8± 125,3*	305,8± 80,5*
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	287,0±115,2	91,0± 74,8***	kesk. 54,5** maks. 264,0 min. 7,0	kesk. 103,6** maks. 388,0 min. 21,0	120,5± 110,0**
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	kesk. 28,9 maks. 125,0 min. 0,02	150,5± 88,8*	139,7± 84,1*	133,9± 109,4*	122,2± 102,0*
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	kesk. 7,7 maks. 77,0 min. 0,003	kesk. 4,1 maks. 26,0 min. 0,003	1,2± 0,9	kesk. 5,4 maks. 41,0 min. 0,003	kesk. 5,9 maks. 46,0 min. 0,003
<b>pH</b>	8,54±0,22	8,28± 0,22**	8,45± 0,38	8,78± 0,47	8,54± 0,11
<b>Hõljuv-ained</b>	93,5±76,9	kesk. 25,6** maks. 93,0 min. 7,0	kesk. 22,8** maks. 120,0 min. 5,3	58,3± 50,7**	kesk. 78,8 maks. 320,0 min. 14,0
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	343,0±217,4	323,6± 185,4	635,5± 227,0*	670,0± 197,7*	368,0± 210,5*
<b>Elektri-juhtivus, mS/cm</b>	8,26±1,40	7,16± 0,59*	7,30± 0,80*	7,37± 0,93**	7,52± 1,12**
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	77,4±16,9	119,9± 19,3***	136,3± 38,7**	68,9± 28,1	77,3± 12,2
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	189,5±85,4	157,7± 59,6*	183,0± 66,6	173,6± 87,3	184,8± 83,6
<b>Üld-karedus, mg-ekv/l</b>	19,5±6,5	19,0± 4,7	21,9± 6,3	17,8± 8,2	19,2± 6,5

**Tabel 17.** Katse nr. 2: reoainete keskmised sisaldused ja standardhälbed (või keskmised, maksimumid ja miinimumid) filtrite sisse- ja väljavooluvees. Ühik mg/l, kui ei ole teisiti märgitud. Olulised erinevused kõikide filtrite sisse- ja väljavoolu reoainete sisalduses on märgitud järgnevalt (t-test või Wilcoxon'i test): \* – p<0,05; \*\* – p<0,005; \*\*\* – p<0,0005.

Parameeter	Sissevool biotügist	Väljavoolud filtritest:			
		1V	2V	3V	4V
BHT <sub>7</sub>	18,5±16,1	6,4± 2,6	4,1± 2,3	8,5± 3,0	12,3± 4,3
KHT	592,8±37,2	592,5± 149,9	476,8± 25,1*	464,3± 12,4**	556,3± 42,7**
P <sub>üld</sub>	3,3±0,7	kesk. 0,2* maks. 0,7 min. 0,04	0,4± 0,2**	1,1± 0,1*	2,8± 0,5
PO <sub>4</sub> -P	2,5±0,3	0,1± 0,1***	0,2± 0,2***	0,7± 0,1**	2,1± 0,3
N <sub>üld</sub>	126,8±54,5	115,0± 22,5	105,5± 15,4	110,8± 18,7	120,8± 31,8
NH <sub>4</sub> -N	9,5±9,0	7,2± 2,3	4,8± 1,0	3,7± 2,0	6,2± 4,6
NO <sub>3</sub> -N	50,0±14,0	43,0± 13,6	46,5± 8,7	50,0± 9,3	49,0± 11,0
NO <sub>2</sub> -N	1,6±1,2	kesk. 0,3* maks. 0,9 min. 0,01	kesk. 0,5* maks. 1,4 min. 0,05	3,6± 3,1	0,9± 0,5
pH	8,82±0,09	8,88± 0,57	9,49± 0,56	9,89± 0,18**	8,97± 0,09***
Hõljuv- ained	22,8±8,3	7,0± 2,2**	8,0± 4,0*	15,8± 7,0	21,3± 10,5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	263,8±110,1	329,8± 245,8	580,0± 135,6	492,5± 186,1	262,5± 93,2
Elektri- juhtivus, mS/cm	5,46±0,64	5,09± 0,41	5,11± 0,54*	5,31± 0,72	5,35± 0,67*
Ca <sup>2+</sup>	90,7±64,0	60,6± 18,4	kesk. 55,9 maks. 156,3 min. 18,0	23,8± 8,4	77,7± 59,8
Mg <sup>2+</sup>	71,7±48,3	41,5± 13,1	17,6± 10,2	17,9± 4,7	74,1± 45,9
Üld- karedus, mg-ekv/l	10,5±1,9	6,5± 1,9	4,2± 3,0	2,7± 0,5*	10,0± 1,8*

#### 5.4.4 Lämmastikühendite kontsentratsiooni muutumine

Eesti prügilates võetakse suublasse juhitava heitvee korral arvesse reoveepuhastite väljavooludele kehtivaid nõudeid. Üldlämmastiku piirväärtusteks on prügilates võetud 75 mg/l ning puhastusefektiivsus peab olema  $\geq 75\%$ . Ammooniumlämmastiku, nitraat- ja nitritlämmastiku ärastusele prügilate puhul kindlaid piirväärtusi kehtestatud ei ole.

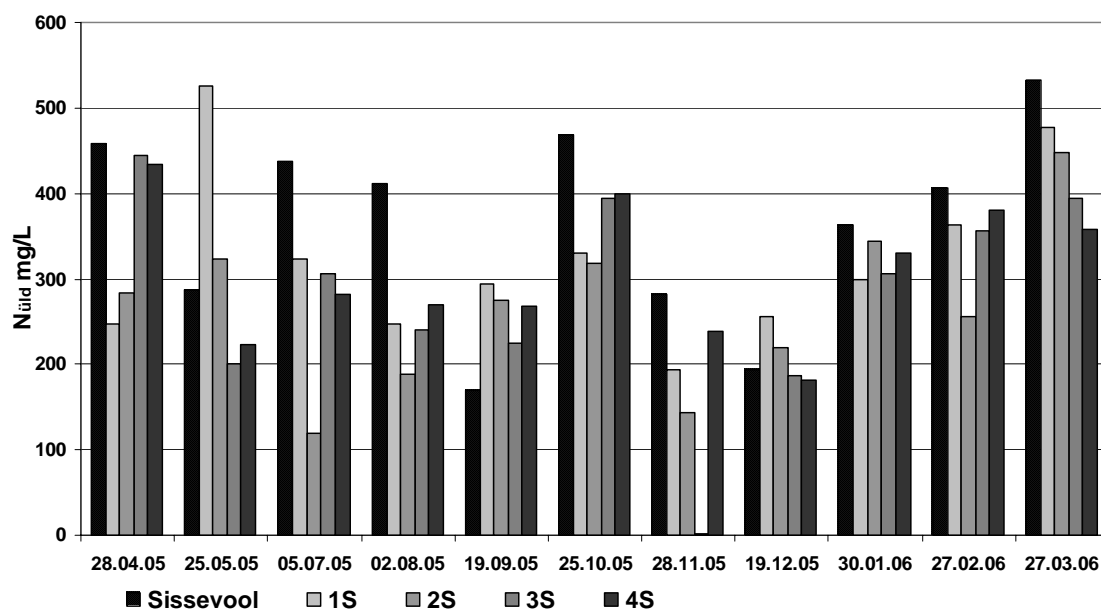
Üldlämmastiku ärastusel kehtestatud piirväärtustele vastavaid väljavoolu ei saavutatud (joonised 20 ja 21).  $N_{\text{üld}}$  ärastusvõime oli katse nr. 1 filtrites alla 30% ning katse nr. 2 filtrite efektiivsus ei olnud suurem kui 17%. Usaldusväärsed erinevused sissevoolu ja väljavoolude sisalduste vahel saavutati katse nr. 1 filtritest 2S, 3S ja 4S (tabel 16).

$NH_4-N$  kontsentratsioon järelsetitis ehk katse nr. 1 sissevoolus oli keskmiselt 287 mg/l ning biotiigis ehk katse nr. 2 sissevoolus 9,5 mg/l. Ammooniumlämmastiku väga hea ärastus katse nr. 1 erinevaid materjale sisaldavates filtrites algas pärast paarikuulist töötamist (ehk alates juuli algusest) (joonis 22). Selleks ajaks olid arvatavasti välja kujunenud soodsad/vajalikud tingimused nitifikatsiooni toimumiseks.

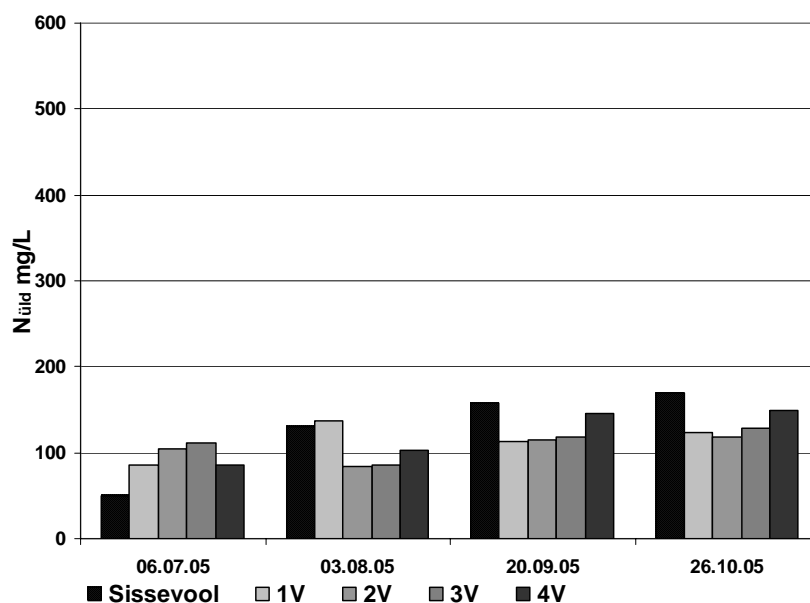
Kui katse nr. 1 alguskuudel oli parima puhastusvõimega filtrites (1S ja 2S) ~30-50% efektiivsus ( $NH_4-N$  korral), siis alates juulist oli keskmine puhastusvõime 92% turba/tuhaplato sette filtris (2S), 79% turbafiltris (1S) ja 77% tuhaplato sette filtris (3S).  $NH_4-N$  vähendamisel saavutati rahuldavad tulemused ka kergkruusafiltris, kus efektiivsus oli juulist alates keskmiselt 69%. Katses nr. 2 algas ammooniumlämmastiku kontsentratsiooni langus kõikidest filtritest väljuvas vees alles oktoobris (joonis 23),  $NH_4-N$  kontsentratsiooni vähendamises oli siis efektiivseim turba/tuhaplato sette filter 2S (keskmiselt 84%).

Hedströmi (2000) arvates avaldavad filtri töötamise alguses, kui ei ole piisavalt nitifikatsiooni toimumiseks vajalikke mikroorganisme, suurimat mõju lämmastikuärastusele – N akumulatsioon orgaanilistesse ühenditesse, assimilatsioon taimede poolt ning adsorptsioon. Sorptsiooniprotsessid toimuvad filtrites ammooniumiooni ja orgaaniliste kolloidide vahel. McNevin (1999) viitab oma

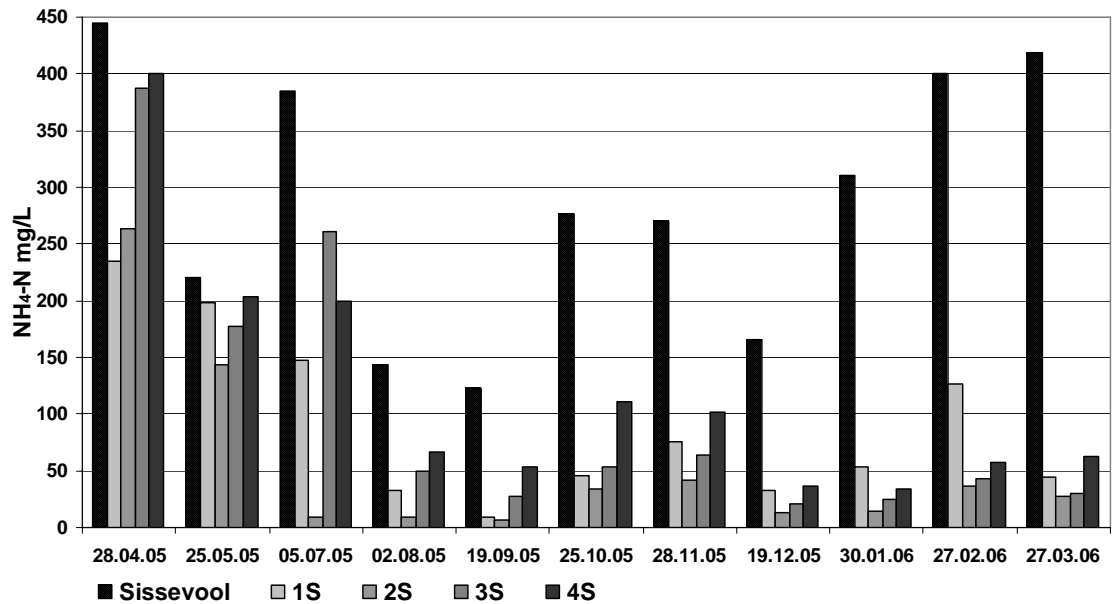
uurimuses, et kui ammooniumlämmastik on redutseeritud, siis seda asendatakse orgaanilisest materjalist pärit ioonidega seni, kuni saavutatakse filtris uus adsorptsioonitasakaal. Selline omadus annab filtersüsteemile puhverdusvõime, mis aitab hakkama saada muutustega nii reostus- kui ka hüdraulilistes koormustes. Ootamatult suurem sissevoolu N kontsentratsioon adsorbeeritakse orgaanilisse substraati ning vabastatakse sealt järkjärgult bioloogiliseks lagundamiseks (McNevin, 1999).



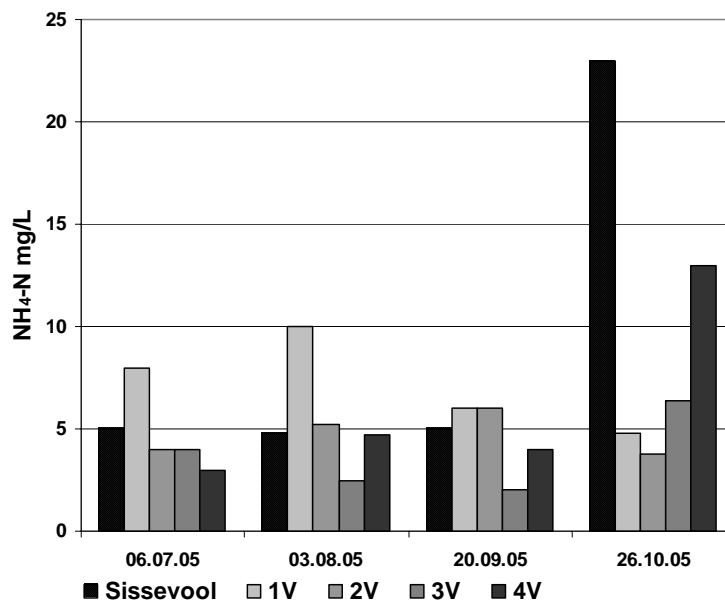
Joonis 20. Üldlämmastiku kontsentratsioonid katses nr. 1.



Joonis 21. Üldlämmastiku kontsentratsioonid katses nr. 2.



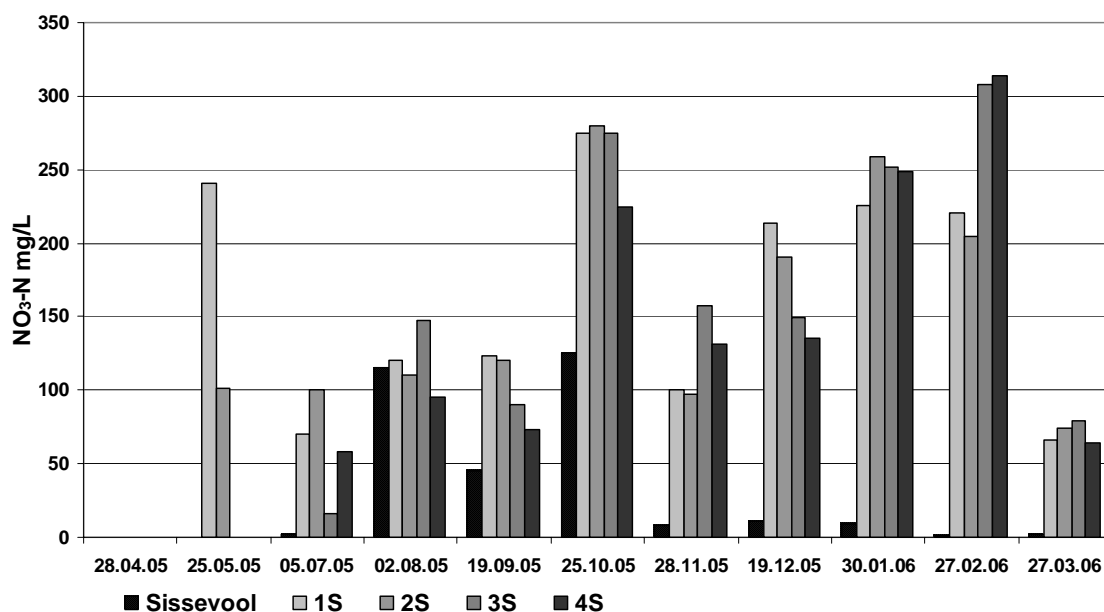
**Joonis 22.** Ammooniumlämmastiku kontsentratsioonid katses nr. 1.



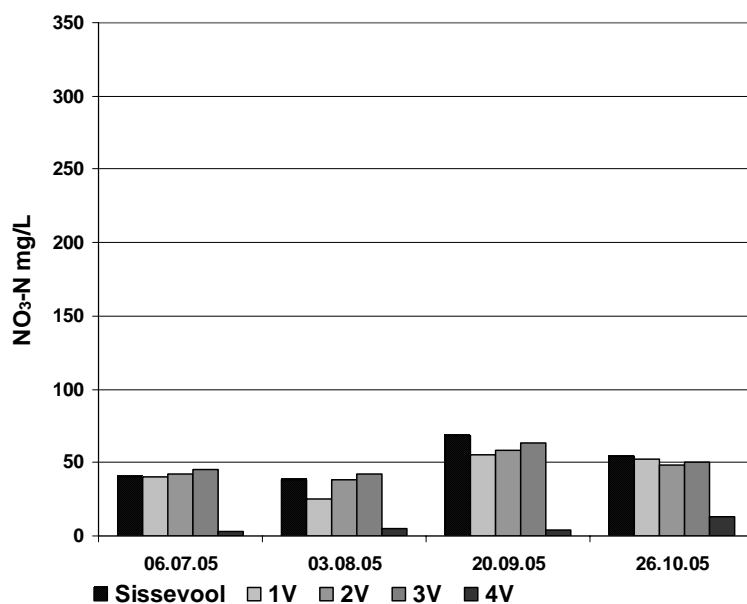
**Joonis 23.** Ammooniumlämmastiku kontsentratsioonid katses nr. 2.

Seoses  $\text{NH}_4\text{-N}$  kontsentratsiooni vähenemisega katses nr. 1 hakkas kõikidest filtritest väljuvas nõrgvees suurenema nitraat- ja nitritlämmastiku sisaldus. Selle põhjal võib järeldada, et filtrite aeroobsetes tingimustes toimus intensiivne nitrifikatsioon. Kui sissevoolu keskmine  $\text{NO}_3\text{-N}$  kontsentratsioon oli 28,9 mg/l, siis filtri 1S väljavoolus juba 105,5 mg/l ja filtri 2S korral 139,7 mg/l (joonis 24).

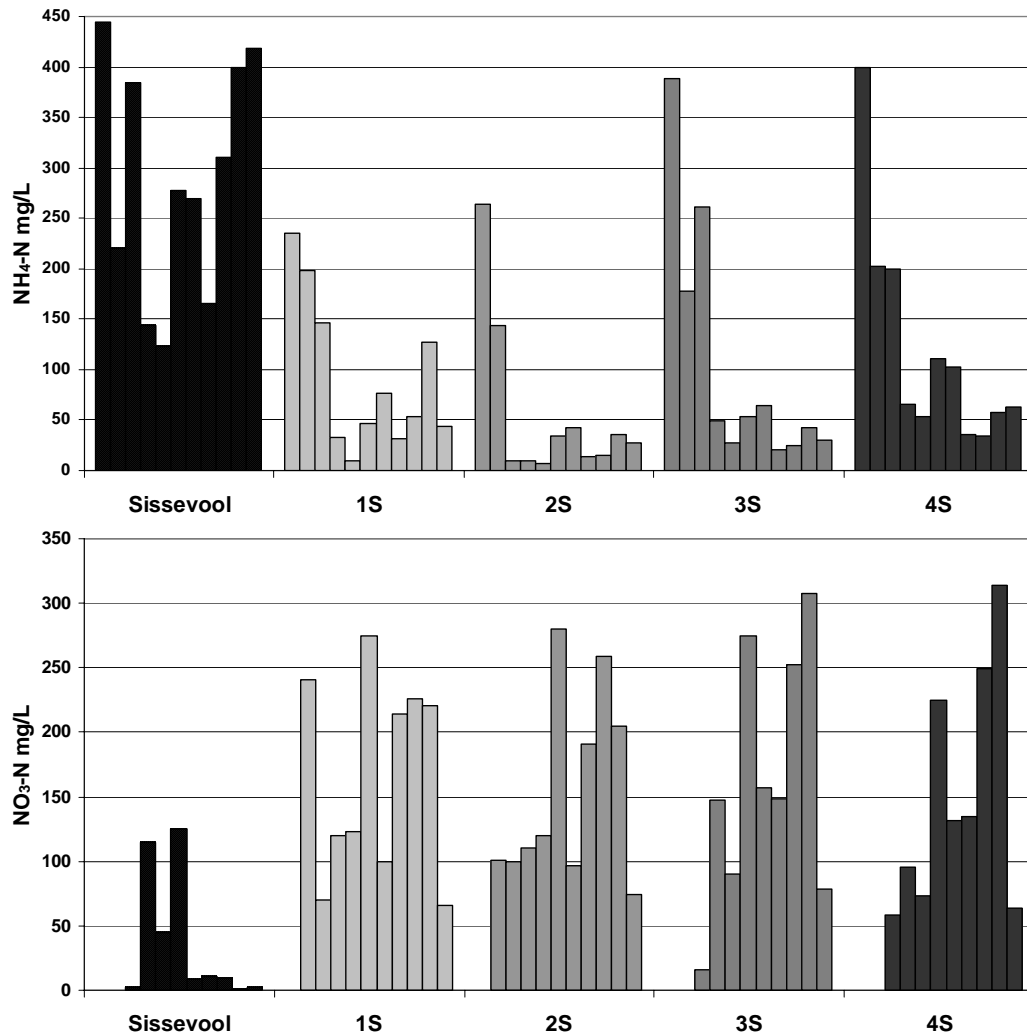
Katses nr. 2 suuri muutusi nõrgvee nitraadisalduses ei toimunud, märgatav oli väike sisalduse langus (joonis 25), mille üheks põhjustajaks võib olla osaline denitrifikatsioon veega täidetud poorides (anaeroobsetes tingimustes), eeskätt turbafiltris (1V). Nitritlämmastiku kontsentratsioon mõlema katse filtrite sissevooludes jäi keskmiselt alla 2 mg/l, kui ei arvestatud augusti nõrgveeproovi sisaldust, mis oli erakordselt suur, 77 mg/l. Enamasti NO<sub>2</sub>-N sisaldus filtrites vähenes (tabel 16 ja 17).



Joonis 24. Nitraatlämmastiku kontsentratsioonid katses nr. 1.



Joonis 25. Nitraatlämmastiku kontsentratsioonid katses nr. 2.



**Joonis 26.** Ammoonium- ja nitraatlämmastiku sisalduse muutus filtrites.

Katsete tulemustest saab järeldada, et mineraliseerunud turvas ning turvas koos tuhaplatoosetega on väga head ammooniumlämmastiku eemaldajad nõrgveest (joonis 26). Sarnaseid tulemusi on saavutatud ka Kanadas, kus hübriid-turbafiltri (vt ka lk. 34) kahe aasta keskmine efektiivsus  $\text{NH}_4\text{-N}$  kontsentratsiooni vähendamisel oli suurem kui 97% (Kinsley et al., 2004).

Mæhlum (1998a) viitab oma uurimuses, et kõige olulisemaks nitrifikatsiooni pärssivaks teguriks puhastussüsteemis on vee vähene hapnikusisaldus. Ta ei täheldanud suuri muutusi  $\text{NH}_4\text{-N}$  vähendamisel tehismärgalas sooja ja külma perioodi vahel. Külmal perioodi eduka nitrifikatsiooni toimumise põhjuseks võib pidada ka seda, et hapniku

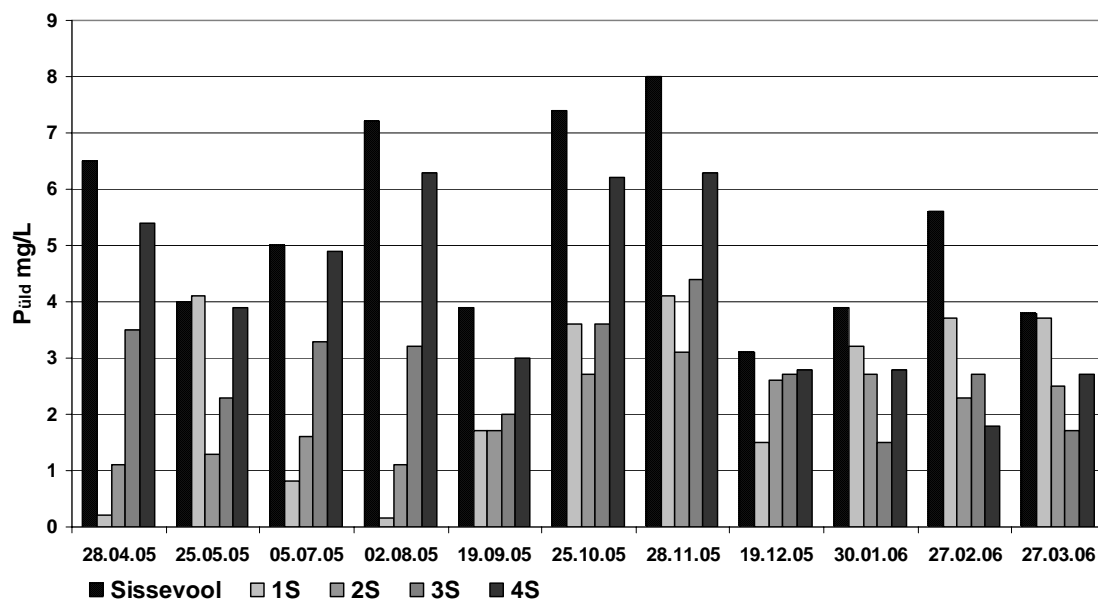
lahustumisvõime on parem madalama temperatuuriga vees (Mæhlum, 1998a). Katse nr. 1 tulemused näitavad, et nitrifikatsioon oli intensiivne ka külmal perioodil madalate temperatuuride korral (joonis 26) ning veetemperatuuri languse poolt põhjustatud hapnikusisalduse tõus nõrgvees (parem O<sub>2</sub> difusioon filtritesse) mõjus nitrifikatsiooni intensiivistavana.

Heavey (2003) toob oma uurimuses välja, et ammooniumlämmastiku sisalduse vähendamist mõjutavaks teguriks on ka hüdrauliline koormus. Pinnasfiltri ülekoormamine ja ebastabiilne vooluhulk võib põhjustada nitrifitseerijate-mikroorganismide väljapesu ning kui sellele lisandub ka madal temperatuur, siis võib aeglustuda nitrifikatsiooniks vajalike mikroorganismide paljunemine (Heavey, 2003).

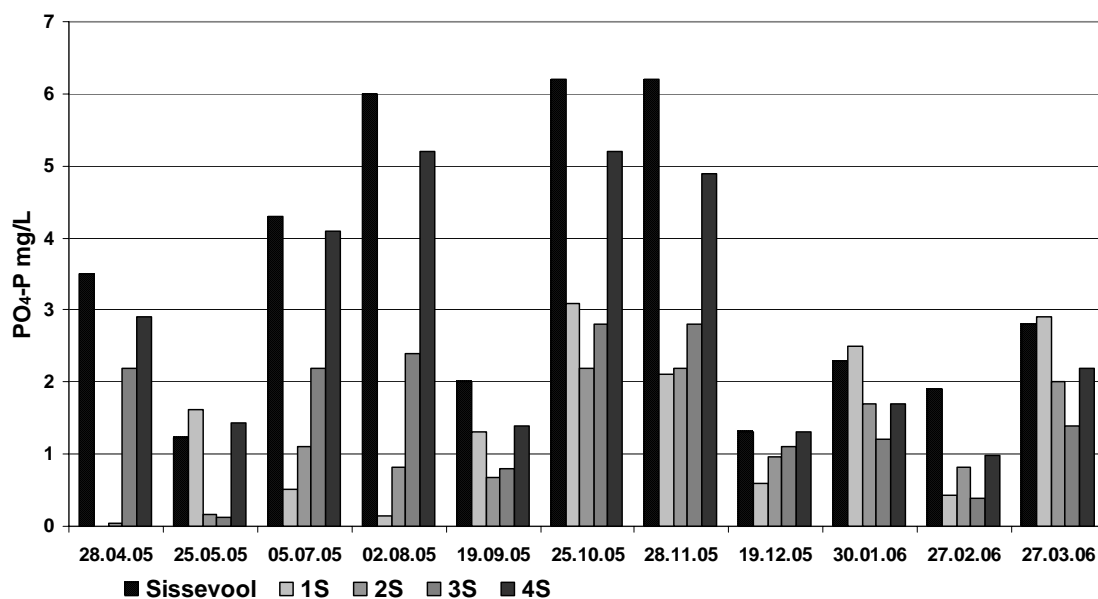
#### **5.4.5 Fosforiärastus**

Eesti prügilates on suublasse juhitavale heitveele kehtestatud üldfosfori piirväärtuseks 2,0 mg/l (vt tabel 9; RT I 2006,10,67) ning puhasti efektiivsus peab fosforiärastusel olema  $\geq 80\%$ . Järel- ehk laminaarsetitis oli keskmine P<sub>üld</sub> kontsentratsioon 5,3 mg/l ja biotiigis 3,3 mg/l (joonis 27 ja 29).

Üldfosfori (P<sub>üld</sub>) ja fosfaatse-fosfori (PO<sub>4</sub>-P) ärastuses saavutati parimad tulemused väiksema reostuskoormusega katses nr. 2. Selle katse korral oli kõikide filtrite, v.a. kergkruusafiltri, väljavoolude P<sub>üld</sub> kontsentratsioonid väiksemad kehtestatud piirväärtustest. Turbafiltris 1V ning turba/tuhaplatoo sette filtris 2V olid keskmised puhastusefektiivsused vastavalt 93 ja 88% (joonis 29). Kõikidest filtritest väljuva nõrgvee üldfosfori ja PO<sub>4</sub>-P kontsentratsiooni vahel oli usaldusväärne positiivne korrelatsioon (lisa 1) ja seetõttu saab üldfosfori ärastuse põhjal hinnata fosfaafide ärastusvõimet nõrgveest ning vastupidi.



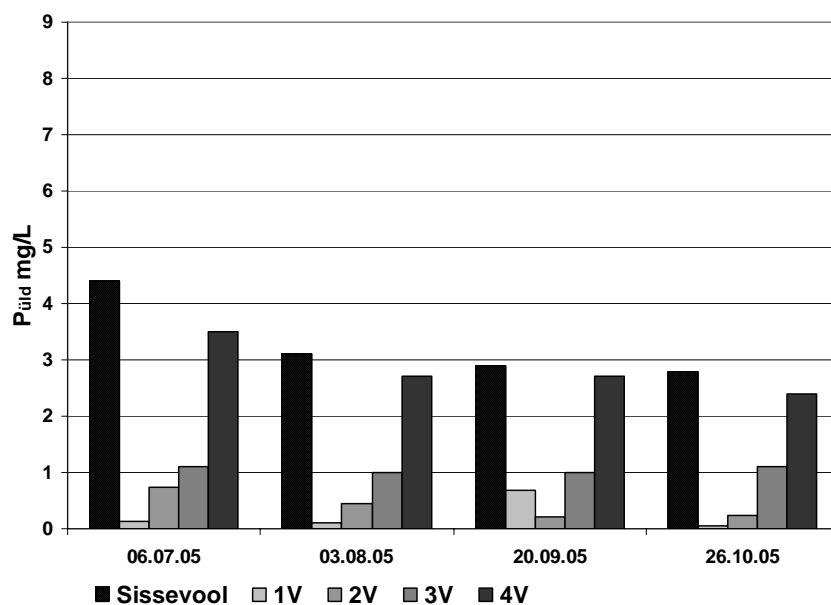
Joonis 27. Üldfosforiärastus katses nr. 1.



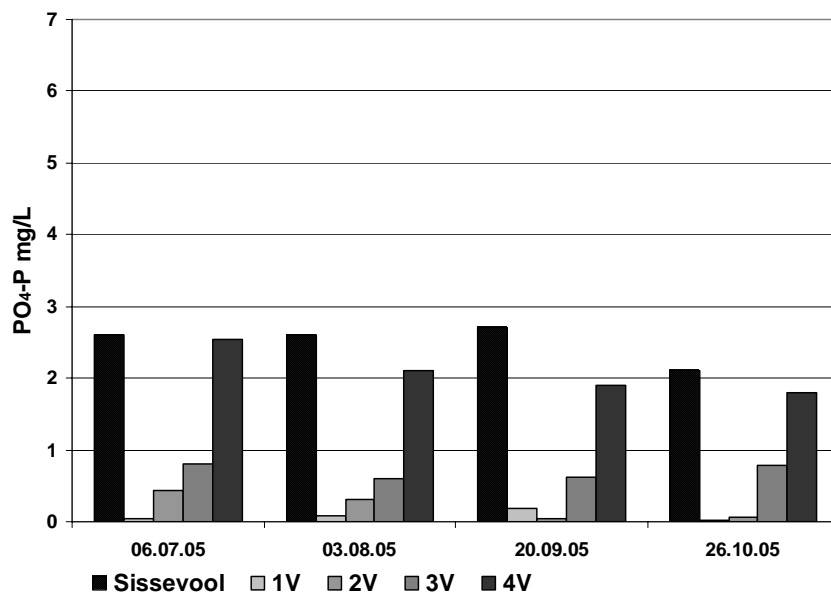
Joonis 28. Fosfaatse-fosfori sisaldus katses nr. 1.

Aasta keskmised puhastusefektiivsused katse nr. 1 filtrites olid järgmised (joonis 27): 61% turba/tuhaplatoosette filtris (2S), 54% turbafiltris (1S), 47% tuhaplatoosette filtris (3S) ning vaid 21% kergkruusafiltris (4S). Katse esimesel poolel ehk aprillist kuni oktoobrini oli turba ja turba/tuhaplatoosette filtrites fosforiärastus keskmiselt üle 65% ning katse teises pooles jäi kõikide filtrite efektiivsus väiksemaks kui 46%.

Keskmine sissevoolu PO<sub>4</sub>-P kontsentratsioon katse nr. 1 filtritesse oli 3,4 mg/l ja katse nr. 2 filtritesse 2,5 mg/l, seega moodustab fosfaatioon enamuse nõrgvee üldfosfori kontsentratsioonist. Fosfaatse-fosfori ärastus nõrgveest mõlema katse filtrites on toodud joonistel 28 ja 30.



**Joonis 29.** Üldfosfori ärastus nõrgveest katses nr. 2.



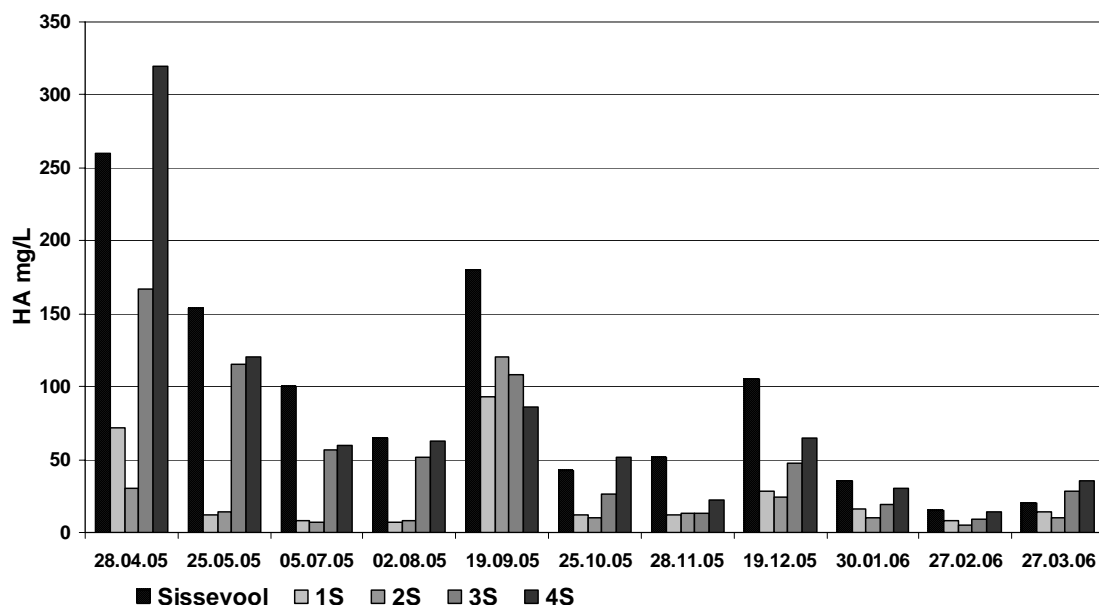
**Joonis 30.** Fosfaatse-fosfori ärastus nõrgveest katses nr. 2.

Manni (1990), Kadlec & Knighti (1996) ja Richardson et al. (1996) uurimuste kohaselt toimub üldfosfori ärastus pinnasfiltrites sorptsioonil, sadestumisel ja kompleksühendite moodustumisel. Osaliselt võib fosfor olla substraadis seotud ka sellele tekkinud biokillesse (Mann, 1990; Richardson et al., 1996). Fosfor transformeerub kergelt orgaanilistest vormidest anorgaanilisteks ja moodustab keemilisi komplekse orgaaniliste ja anorgaaniliste ligandidega, mis seejärel võivad olla adsorbeeritud või setitatud substraati. Aeroobsetes tingimustes moodustab fosfor lahustuvaid komplekse oksüdeeritud kaltsiumi ja magneesiumiga, kui keskkond on aluseline ning raua ja alumiiniumiga happelise kuni neutraalse pH-ga keskkonnas (Mæhlum, 1998a). Vastavalt Mæhlum'i (1998a) uurimuses toodule võib järeldada, et mõlema katse vertikaalvoolulistes aeroobsete tingimustega filtrites toimus fosfori adsorptsioon substraadis sisalduvate Ca ja Mg-ühenditega. Kindlasti toimus filtrites ka bioloogiline fosforiärastus mikroorganismide poolt.

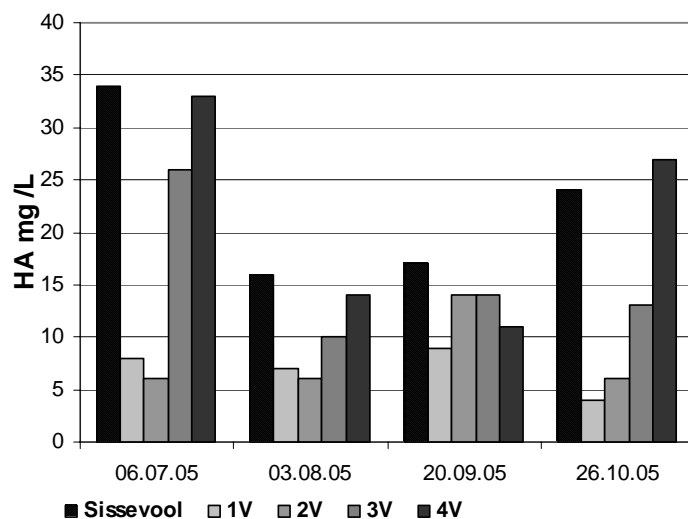
#### **5.4.6 Hõljuvainete sisalduse muutumine**

Hõljuvainete sisaldusele heitvees on kehtestatud piirväärtuseks 25 mg/l ja puhasti efektiivsus peab olema selle reoaine eemaldamisel  $\geq 80\%$ . Katses nr. 1 vähendasid kõige paremini hõljuvainete sisaldust turbafilter (1S) ja turba/tuhaplatoo sette filter (2S), mõlema korral oli aasta keskmine puhastusvõime suurem kui 73%. Statistiliselt usaldusväärne erinevus (t-test) sisse- ja väljavoolu nõrgvee hõljuvainete sisalduses saavutati filtrites 1S, 2S ja 3S (tabel 16; joonis 31).

Parim tulemus katses nr. 2 saavutati turbafiltris 1V, kus puhastusefektiivsus oli keskmiselt 69% ning teisel kohal oli filter 2S vastavalt 65% efektiivsusega. Seega olid katse nr. 2 filtrid hõljuvainete eemaldamises märkimisväärselt vähem efektiivsed (tabel 17; joonis 32) ning esimesel proovikorral juulis olid väljavoolude HA sisaldused (6-33 mg/l) nt filtrites 3V ja 4V vaid natuke väiksemad kui biotiigist sissevoolavas nõrgvees (34 mg/l). Selline olukord võis olla põhjustatud filtermaterjalide spetsiifilistest omadustest, näiteks tuhaplatoo sette ja kergkruusa pinnal oli märgata väga väikese fraktsiooniga (tolmjaid) osakesi, mis katse alguses materjalidest välja kanti.



**Joonis 31.** Hõljuvainete sisaldused katses nr. 1.



**Joonis 32.** Hõljuvainete sisaldused katses nr. 2.

Katses nr. 1 oli aasta esimesel poolel (aprill - september) nõrgvee HA sisaldus suurem kui aasta teisel poolel. Selle põhjuseks oli prügilala nõrgvee vooluhulkade suurenemine suvel ja sügisel sademete ja soojema temperatuuri tõttu. Aktiivmudapuhasti järel- ehk laminaarsetitist, kust võeti katse nr. 1 filtrite sissevoolu nõrgvesi, toimus intensiivne nõrgvee väljavool, mistõttu jäi nõrgvee viibeaeg liiga lühikeseks, et hõljuvained (eelkõige aktiivmuda) piisavalt settiksid.

#### 5.4.7 Nõrgvee elektrijuhtivus

Vee elektrijuhtivus kirjeldab soolade üldist sisaldust vees, kindlaid piirväärtusi heitvee elektrijuhtivusele kehtestatud ei ole. Vee elektrijuhtivus on otseselt seotud reoainete sisaldusega. Seega, mida suurem on vee elektrijuhtivus, seda suurem on selle reoainete sisaldus.

Katse nr. 1 sissevoolu elektrijuhtivus oli keskmiselt 8,3 mS/cm ning katse nr. 2 sissevoolu ehk biotiigi vee 5,5 mS/cm (tabel 16 ja 17). Mõlemas katse vähenes kõige rohkem elektrijuhtivus turbafiltrites, filtris 1S keskmiselt 13,3% ja filtris 1V 6,8%. Turba/tuhaplato sette filtrites (2S ja 2V) vähenes elektrijuhtivus vastavalt 11,7 ja 6,5%. Tuhaplato sette ning kergkruusafiltrites oli elektrijuhtivuse alanemine nõrgvees väiksem, filtris 3S 10,8% ja 3V 2,7% ning filtris 4S 8,9% ja 4V 2,0%.

Statistiliselt usaldusväärne erinevus sisse- ja väljavoolude nõrgvee elektrijuhtivuses oli kõigis katse nr. 1 filtrites ning katse nr. 2 filtrites 2V ja 4V (tabel 16 ja 17). Sissevoolu ja väljavoolu elektrijuhtivuse erinevus näitab ionide ja toitainete sidumist filtrites. Katse nr. 1 erinevate filtrite reostusnäitajate positiivsed ja negatiivsed korrelatsioonid nõrgvee elektrijuhtivusega on toodud lisa 1. Soolade üldine sisaldus nõrgvees vähenes kõige rohkem efektiivsemates filtrites - turba/tuhaplato sette ja turbafiltrites. Filtrite väljavooludes esines positiivne korrelatsioon näiteks elektrijuhtivuse ja  $\text{Ca}^{2+}$  sisalduse vahel, kergkruusafiltris 4S ka elektrijuhtivuse ja lämmastiku ning KHT väärtuse vahel (lisa 1).

#### 5.4.8 Kaltsiumi-ja magneesiumioonide sisaldus ning üldkaredus

Nõrgvee üldkaredus vähenes mõlema katse käigus (v.a. filtris 2S), statistiliselt usaldusväärne erinevus sisse- ja väljavoolu vees toimus filtrites 3V ja 4V (tabel 17). Katses nr. 1 toimus turvast sisaldavates filtrites 1S ja 2S väljuvas nõrgvees kaltsiumioonide ( $\text{Ca}^{2+}$ ) sisalduse tõus vastavalt 55 ja 76% (keskmiselt). Samu materjale sisaldavates katse nr. 2 filtrites 1V ja 2V toimus keskmiselt 33-38% kaltsiumioonide sisalduse vähenemine vees. Tuhaplato setet sisaldavates filtrites 3S ja 3V nõrgvee

kaltsiumioonide sisaldus vähenes, katses nr. 1 keskmiselt 11% ja katses nr. 2 74%. Kergkruusaga täidetud filtrites 4S ja 4V suuri muutusi sisse- ja väljavooluvee  $\text{Ca}^{2+}$  sisalduses ei toimunud.

Magneesiumiooni sisaldus nõrgvees vähenes kõigis filtrites. Muutus oli statistiliselt usaldusväärne vaid filtris 1S, kus toimus keskmiselt 17% sisalduse vähenemine, katse teistes filtrites märkimisväärset muutust ei toimunud (tabel 16). Katses nr. 2 vähenes  $\text{Mg}^{2+}$  sisaldus kõige rohkem filtrites 2V ja 3V (keskmiselt 75%), turbafiltris (1V) keskmiselt 42% ning kergkruusafiltris (4V) toimus väike sisalduse tõus (tabel 17). Statistiliselt usaldusväärne positiivne korrelatsioon esines katse nr. 1 filtritest väljuva vee üldkareduse ja magneesiumi- ning kaltsiumioonide sisalduse vahel (lisa 1).

#### **5.4.9 Sulfaationide sisalduse muutus**

Suurema reostuskoormusega katses nr. 1 vähenes sulfaatide sisaldus vaid turbafiltris 1S. Teistes filtrites sulfaatide sisaldus vees suurenes, usaldusväärset erinesid sisse- ja väljavoolud filtrites 2S, 3S ja 4S (tabel 16). Katses nr. 2 olid filtrite (1V, 2V ja 3V) väljavoolu vee (kergkruusas märkimisväärset muutust ei toimunud)  $\text{SO}_4^{2-}$  sisaldused märgatavalt suuremad kui filtritesse juhitud biotiigi vees (tabel 17). Sulfaatide kontsentratsiooni suurenemine tuhaplatoo setet sisaldavatest filtritest väljuvas nõrgvees tuleneb sette koostisest – näiteks  $\text{CaSO}_4$  sisaldusest.

#### **5.4.10 Sisendkoormuste mõju filtrite puhastusefektiivsusele**

Nõrgveest mitmesuguste reoainete ärastusvõime poolest oli suurema reostuskoormusega katse nr. 1 efektiivsem kui väiksema reostuskoormusega katse nr. 2. Mõlemas katses saavutati parimaid tulemusi kõigi reostusnäitajate kohta kokku filtrites, kus täitematerjalideks olid koos turvas ja tuhaplatoo sete (2S ja 2V) (tabelid 16 ja 17). Kõige väiksemad olid puhastusefektiivsused kergkruusaga täidetud filtrites (4S ja 4V).

Lisas 3 on toodud sisendkoormuste ( $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) ja pinnaühiku koht filtrites seotud reoainete koguste ehk puhastusmäärade ( $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) vahelised seosed (lineaarsed).

Katsete tulemused kinnitavad, et suuremate reoainete sisendkoormusete korral filtritele oli ka puhastusmäär ehk filtrite poolt seotud reoainete kogused suuremad. Olulised erinevused erinevaid materjale sisaldavate filtrite puhastusefektiivsuste vahel on toodud lisa 2 (tabel 22 ja 23).

Lisas 2 toodud filtrite puhastusefektiivsuste võrdlusest on näha, et turbafiltrid (1S, 1V), turba/tuhaplatoosette (2S, 2V) ja tuhaplatoosette filtrid (3S, 3V) on enamuste reostusnäitajate korral usaldusväärselt parema puhastusefektiivsusega kui kergkruusafiltrid (4S, 4V). Kõige paremad lineaarsed seosed sisendkoormuste ja puhastusmäärade vahel olid  $P_{\text{üld}}$  ja fosfaatide ärastusel (lisa 3; joonis 33, 34), orgaanilise aine eemaldamisel nõrgveest (lisa 3; joonis 35, 36) ning ka ammoniumlämmastiku (lisa 3; joonis 38) ja HA kontsentratsioonide vähendamisel (lisa 3; joonis 37) turba/tuhaplatoosette filtrites (2S ja 2V).

Nõrgvee puhastusefektiivsus sõltub väga palju ka vee viibeajast pinnasfiltris. Katsetes oli visuaalsel vaatlusel täheldatav, et nõrgvee viibeag oli pikem suurema eripinnaga ning väikema fraktsiooniga materjalides, nagu näiteks mineraliseerunud turbas. Tuhaplatoosette on küll turbaga võrreldes väga suure fraktsiooniga materjal, kuid sellele materjalile on omane väga suur eripind. Materjali eripind on oluline, sest mida rohkem on reoainete ärastuseks sobivat vaba pinda, seda parem on ka puhastusmäär.

#### **5.4.11 Katse kestuse mõju filtrite puhastusefektiivsusele**

Mõlema katse kattuvatel kuudel (juulis, augustis, septembris ja oktoobris) võetud proovide keskmisi tulemusi võrreldes oli väiksema reostuskoormusega katse nr. 2 efektiivsem vaid üldfosfori ja  $\text{PO}_4\text{-P}$  ärastuses. Teiste reoainete eemaldamisel osutus rohkem kui kaks korda efektiivsemaks suurema reostuskoormusega katse nr. 1.

Katse kestvus mõjutab ka filtritest väljuva nõrgvee pH väärtust. Katse alguses olid muutused nõrgvee pH väärtuses märkimisväärsed, näiteks turbafiltris muutus vesi happelisemaks ning tuhaplatoosette ja kergkruusafiltris märgatavalt aluseliseks.

(tabel 16). Mõne kuu möödudes hakkas väljavoolude pH väärtus stabiliseeruma, kusjuures turbafiltris toimus vähene pH väärtuse langus ning teistes filtrites pH tõus.

Katse kestuse mõju ammooniumlämmastiku ärastusele oli tulemustest väga hästi märgatav. Intensiivne nitrifikatsioon algas filtrites alles paar kuud pärast katse nr. 1 algust, selleks ajaks oli arvatavasti tekkinud vajalik mikroorganismide kooslus. Turba/tuhaplatoosette filtris 2S ning turbafiltris 1S toimus väga hea nitrifikatsioon kogu katse käigus alles pärast kahekuulist töötamist. Katse nr. 2 tulemused näitavad, et selle katse kestvus oli liiga lühike nitrifikatsiooniks vajalike stabiilsete/soodsate tingimuste tekkimiseks. Fosforiärastuses on pärast katse nr. 1 pooleaastast kestvust märgata mõningast efektiivsuse langust. Orgaanilise aine eemaldamises suuri muutusi aasta jooksul ei toimunud, filtrite puhastusvõimed olid katse nr. 1 jooksul üsna stabiilsed.

## 5.5 Soovitused

Mitmed uurimused näitavad, et eksperimentaalsetes mõõtmetes märgalad on sobilikud süsteemid potentsiaalsete reoveepuhastusmärgalade ja nendes toimuvate tähtsamate protsesside hindamiseks. Samas tuleb täismõõtmetes puhastussüsteemi rajamisel arvestada mitmete muutujatega ning kasutada keskkonna- ja teistele tingimustele vastavaid rajamis- ja eksploatatsioonivõtteid. Väga oluline on hästi töötava eksperimentaalse süsteemi põhjal rajatud täismõõtmetes puhastussüsteemi korral tagada õige hüdrauliline ning reostuskoormus.

Kuna Väätsa prügila nõrgveepuhastist suublasse juhitava nõrgvee reostuskoormus ei vasta kehtivatele piirväärtustele, siis tuleks kasutusele võtta erinevaid abinõusid süsteemi puhastusefektiivsuse suurendamiseks. Kui prügilasse jääb alles kaheastmeline puhastus, siis tuleks eelkõige paremini reguleerida/juhtida aktiivmudapuhastis toimuvaid protsesse. Samuti näitasid uurimustöö tulemused, et aeroobne/anoksiline biotiik tuleb tühendada sinna aastatega kogunenud settest.

Kindlasti vajab prügila nõrgvee järelpuhastit, milles kasutatava puhastustehnoloogia valikul on oluline leida kõige optimaalsem lahendus. Ligilähedaselt samasuguste

puhastusparameetrite korral soovitame säästliku mõtteviisi põhimõtetel rajatud looduslähedase puhasti kasutamist nõrgvee järelpuhastuseks. Erinevate tehismärgalade ja pinnasfiltrite korral on kõige tähtsam õige filtermaterjali valik.

Käesoleva uurimustöö tulemuste põhjal saab järeldada, et turvas ja põlevkivituhaplatoo sete on efektiivsed materjalid nii orgaanilise reostuse kui ka toitainete eemaldamiseks eelnevalt puhastatud nõrgvee järelpuhastamiseks. Neid materjale substraadina kasutav täismõõtmetes järelpuhasti võiks olla hübriidsüsteem, mis koosneks vertikaalvoolulistest filtritest ning horisontaalvoolulistest tehismärgaladest (mis võiksid olla ka taimestatud).

Arvestades nõrgvee ööpäeva keskmist hulka kuni 2005.a. lõpuni (10-20 m<sup>3</sup>/d) ning võttes ühe inimekvivalendi (ie) väärtuseks 54g BHT/d, saadi Väätsa prügila reostuskoormuse suuruseks 20 ie. Kuna ühe inimekvivalendi jaoks soovitatud optimaalne pinnasfiltri pindala on külma kliimaga aladel 20 m<sup>2</sup> (Mæhlum, 1998), siis võiks vajalik filtersüsteem olla pindalaga 400 m<sup>2</sup>. Samas tuleb Väätsa prügila puhul arvestada väga suure raskestilaguneva orgaanilise aine sisaldusega (KHT väärtus) nõrgvees ning seetõttu võiks pinnaspuhati pindala olla neli korda suurem kui BHT<sub>7</sub> põhjal arvutatu. Seega peaks järelpuhasti olema vähemalt 1600 m<sup>2</sup> pindalaga, sellest veerandi moodustaksid vertikaalvoolulised pinnasfiltrid ja ülejäänud horisontaalvoolulised tehismärgalad.

## KOKKUVÕTE

Eestis puudub pikaajaline kogemus nõrgvee puhastamiseks, sest kuni 1990-ndate lõpuni nõrgvett ei kogutud ega käideldud. Uute prügilate põhi on aga juba veekindel ning nõrgvesi kogutakse kokku. Kohustus nõrgvett puhastada on Eesti jäätmeäitluse vääramatuks arengusuunaks.

Esimene nõrgveepuhasti Eestis paigaldati 2002. aastal Väätsa prügilasse. Kogemused nõrgvee puhastustega on näidanud, et vett vaid üheainsa tehnoloogia abil puhtaks ei saa. Lisaks tavapärasele biopuhastusele on vett vaja kuidagi järelpuhastada. Üheks süvapuhasvõime viisiks võiks olla looduslähedane puhastus pinnasfiltrites ja/või tehismärgalades.

Käesoleva magistritöö põhilisteks eesmärkideks oli kindlaks määrata erinevate filtermaterjalide: mineraliseerunud turba, põlevkivituhaplatoo sette ja kergkruusa puhastusvõime BHT<sub>7</sub> ja KHT ning toitainete kontsentratsioonide vähendamiseks nõrgveest vertikaalvoolulises pinnasfiltris. Täiendavalt uuriti, kas konventsionaalne nõrgvee eelpuhastus aktiivmudapuhastis ja biotiigis suurendab pinnasfiltrite efektiivsust ja kuidas mõjutab katse kestvus reoainete eemaldamise efektiivsust.

Keemilise hapnikutarbe väärtus katse nr. 1 sissevoolus oli keskmiselt 1091 mg/l ja katse nr. 2 sissevoolus 593 mg/l. KHT väärtus vähenes kõige rohkem turba/tuhaplatoo sette filtrites (2S, 2V), keskmiselt 20-40% ja tuhaplatoo sette filtrites (3S, 3V), keskmiselt 22-31%. Katse nr. 1 filtrite sissevoolu biokeemiline hapnikutarve oli keskmiselt 69 mg/l ja katse nr. 2 korral 66 mg/l. BHT<sub>7</sub> väärtus vähenes keskmiselt 67% turbafiltrites (1S, 1V) ja 52-54% tuhaplatoo sette filtrites, parimad tulemused saavutati turba/tuhaplatoo sette filtrites (2S, 2V) (efektiivsus keskmiselt 75-78%). Kergkruusafiltrites 4S ja 4V nii orgaanilise aine kui ka teiste reoainete eemaldamisel nii häid tulemusi ei saavutatud.

Fosforiärastusvõime oli väga hea mõlema katse turba- ja turba/tuhaplatoo sette filtrites. Filtrite sissevoolude P<sub>üld</sub> kontsentratsioon oli keskmiselt 5,3 mg/l katses nr. 1 ja 3,3 mg/l katses nr. 2. Katse nr. 1 oli parim fosforiärastus turba/tuhaplatoo sette filtris 2S, kus

keskmine väljavoolu  $P_{\text{uld}}$  sisaldus oli 2,1 mg/l, ning aasta esimesel poolel saavutati 71% puhastusefektiivsus ning teisel poolel 40% efektiivsus. Turbafiltri 1S fosforiärastusvõime oli keskmiselt 54%. Katses nr. 2 olid parimad tulemused fosfori sidumisel turba/tuhaplatoosette filtris 2V (keskmine 88%) ja turbafiltris 1V (93%) ning nendes saavutati kehtestatud piirväärtustest väiksemad väljavoolu kontsentratsioonid. Ammooniumlämmastiku kontsentratsiooni vähenemine oli kõige suurem turba/tuhaplatoosette filtrites, kus filtris 2S  $\text{NH}_4\text{-N}$  ärastusvõime oli keskmiselt 81% ja filtris 2V keskmiselt 50%.

Mõlema katse tulemuste võrdlusest selgus, et suurema sisandkoormusega katse nr. 1 filtrid oli tähtsamate reoainete (orgaanilise aine, fosfori, lämmastiku) eemaldamisel nõrgveest efektiivsemad kui väiksema sisendkoormusega katse nr. 2 filtrid. Katse nr. 2 saavutati paremad tulemused vaid fosforiärastuses nõrgveest.

Märkimisväärne katse kestuse mõju oli filtrites fosforiärastusele, mis aasta teisel poolel vähenes. Samuti mõjutas katse kestus ammooniumlämmastiku ärastust, mis katse käigus suurenes. Intensiivne nitrifikatsioon algas filtrites alles pärast paarikuulist filtrite koormamist, selleks ajaks oli arvatavasti tekkinud nitrifikatsiooniks vajalik mikrobioloogiline kooslus ja filtrites saavutati piisav hapnikuga varustus ning soodne temperatuur.

Arvestades filtrite puhastusefektiivsuseid kõigi reoainete eemaldamisel eelnevalt puhastatud nõrgveest, saavutati parimad tulemused filtrites, kus täitematerjalideks kasutati koos hästilagunenud turvast ja tuhaplatoosetet. Kokkuvõtvalt võib järeldada, et vertikaalvooluline pinnasfilter, mis sisaldab turvast ja tuhaplatoosetet on sobilik prügila nõrgvee järelpuhastamiseks.

Täismõõtmes puhastussüsteemi rajamisel tuleb arvestada mitmete muutujatega ning kasutada keskkonna- ja teistele tingimustele vastavaid rajamis- ja eksploatatsioonivõtteid. Väga oluline on hästi töötava eksperimentaalse süsteemi põhjal rajatud täismõõtmes puhastussüsteemi korral tagada õige hüdrauliline ja reostuskoormus ning viibeaeg.

## TÄNUAVALDUSED

Käesolev magistritöö valmis Eesti Teadusfondi grant nr. 6083 ja Eesti Haridus- ja Teadusministeeriumi sihtfinantseerimisteema Nr. 0182534s03 toetusel.

Autor tänab kõiki, kes aitasid kaasa magistritöö valmimisele, sh juhendajaid prof. Ülo Manderit ja Mait Kriipsalu, Väätša Prügila AS personali, TÜ Geograafia instituudi doktorande ja magistrante, TÜ Geoloogia instituuti, Eesti Maaülikooli, Kalle Kirsimäed, Krista Lõhmust, Raja Kährikut, Pille Kängseppa, Tõnu Salu jt.

## SUMMARY

### SECONDARY TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE IN VERTICAL FLOW FILTERS USING PEAT, OIL SHALE ASH SEDIMENT AND LIGHT-WEIGHT CLAY AGGREGATES

Margit Kõiv

**The main objectives** of this study were to determine the treatment capacity of well mineralised peat (peat), oil shale ash plateau sediment (ash) and light expanded clay aggregates (LECA) in order to reduce BOD and COD values and nutrient concentration in a landfill leachate. Also, we analysed the relationship between the initial loading and mass removal values for all filter materials. In addition, we studied dynamics of changes in intensity of purification processes (e.g. nitrification) and the effect of the duration of the experiment on purification efficiency.

In 2005, two experiments were conducted in Väätsa landfill in Estonia. The landfill has a two-stage treatment system: (1) an activated sludge treatment plant, (2) an aerobic-anoxic sedimentation pond. In experiment 1, leachate from the first stage and in experiment 2, leachate from the second stage was used. The filter materials used in both experiments were: (a) screened well mineralised peat (in filters 1S and 1V), (b) crushed/screened oil shale ash plateau sediment (in filters 3S and 3V), (c) both in two equal layers (in filters 2S and 2V) and (d) LECA (in filters 4S and 4V).

The most effective removal of COD values achieved in peat/ash filters (2S, 2V) averaged 42%, and in ash filters (3S, 3V) 31%. The BOD value reduced on average by 70% in peat (1S, 1V) and 57-67% in ash filters (3S, 3V), although the best results were obtained in peat/ash filters (2S, 2V) (on average 78%).

The reduction of total P in peat filters varied between 49 and 99%, achieving the effluent concentrations 3.60 - 0.16 mg L<sup>-1</sup>. In ash (3S, 3V) the reduction was over 50%, and in peat/ash filters (2S, 2V) 66-88%. The peat/ash filters showed the best results in the reduction of NH<sub>4</sub>-N concentration (on average 50-74%).

The remarkable efficiency of peat, oil shale ash and the peat/ash combination in the reduction of BOD, COD value and nutrients concentrations encourages us to use these materials for the after-treatment of leachate in full-scale experiments.

## KASUTATUD KIRJANDUS

- Ádám, K., Krogstad, T., Suliman, F.R.D., Jenssen, P.D. 2005. Phosphorous sorption by Filtralite PTM – Small-scale box experiment. *Jl Envir Sci Heal*, 40, 11-12.
- Al-Qodah, Z. 2000. Adsorption of dyes using shale oil ash, *Wat Res*, 34, 17, 4295-4303.
- Arias, C.A., Brix, H., Johansen N.-H. 2003. Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. *Wat Sci Tech*, 48, 5, 51–58.
- Arias, C.A., Brix H. 2005. Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Wat Sci Tech*, 51, 9, 267–273.
- AS Narva Elektriijaamad. 2006. [<http://www.powerplant.ee>]
- Breen, P.F. 1997. The performance of vertical flow experimental wetland under a range of operational formats and environmental conditions. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 167–174.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat Sci Tech*, 35, 5, 11–17.
- Brix, H., Johansen, N.H. 1999. Treatment of domestic sewage in a two-stage constructed wetland – design principles. In: Vymazal, J. (Ed.), *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 155–163.
- Brix, H., Arias, C.A. and del Bubba, M. 2001. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Wat Sci Tech*, 44, 11–12, 47–54.
- Brix, H. and Arias, C.A. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecol Eng*, 25, 491–500.
- Brooks, A.S., Rozenwald, M.N., Geohring, L.D., Lion, L.W., Steenhuis, T.S. 2000. Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate. *Ecol Eng*, 15, 121-132.
- Brown P.A., Gill S.A., Allen S.J. 2000. Metal removal from wastewater using peat. *Wat Res*, 34, 16, 3907-3916.
- Bulc, T., Vrhovšek, D., Kukanja, V. 1997. The use of constructed wetland for landfill leachate treatment. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 301-306.

- Cameron, R.D. 1978. Treatment of a complex landfill leachate with peat. *Can J Civ Eng*, 5, 83-87, In: Ringqvist L., Holmgren A., Öborn, I. 2002. Poorly humified peat as an adsorbent for metals in wastewater, *Wat Res*, 36, 2394-2404.
- Canadian Sphagnum Peat Moss Association. 2004. Resource Room, [<http://www.peatmoss.com/hortprog1.html>]
- Chen, X., Gosset, T., Thevenot, D.R. 1990. Batch copper ion binding and exchange properties of peat. *Wat Res*, 24, 12, 1463–1471.
- Comeau, Y., Brisson, J., Reville, J-P., Forget, C., Drizo, A. 2000. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. In: 7<sup>th</sup> International Conference of Wetlands Systems for Water Pollution Control, Nov 11–16, Grosvenor Resort, Lake Buena Vista, Florida, University of Florida, 1, 87-94.
- Constructed Wetlands for Water Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. 2000. International Water Agency (IWA) Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. Scientific and Technical Report, 8, 156.
- Cooper, P., Smith, M., Maynard, H. 1997. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 215-221.
- Cooper, P. 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and reed bed treatment system. *Wat Sci Tech*, 40, 3, 1-9.
- Cross, C.S., Wallace, S.D., Parkin G.F. 2001. Constructed wetlands treatment of Jones County, Iowa landfill leachate. Proceedings of Wetlands and Remediation: The 2<sup>nd</sup> International Conference; Battelle Institute: Columbus, Ohio, USA.
- Couillard D. 1992. Appropriate waste-water management technologies using peat. *J Environ Syst*; 21, 1, 1-20.
- Gustafson, D.M., Anderson, J.L., Christopherson, S.H. 2000. Innovative Onsite Sewage Treatment Systems. Peat Filters. Extension Service, University of Minnesota. [<http://www.extension.umn.edu/distribution/naturalresources/DD7669.html>]
- Davila, J.S., Matos, C.M., Calcavanti, M.R. 1992. Heavy-metals removal from wastewater using activated peat. *Wat Sci Tech*, 26, 9-11, 2309-2312.
- DeBusk, W.F. 1999. Evaluation of a constructed wetland for treatment of leachate at a municipal landfill in northwest Florida, In: Mulamootil, G., McBean, E.A., Rovers, F. (Eds.) *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachate*. Lewis Publishers, 175-186.

- Dierks, S. 2001. Investigation of copper adsorption to peat using the simple metal sorption model. *Wat Sci Tech*, 44, 11–12, 477–483.
- Drizo, A., Frost, C.A., Smith, K.A., and Grace J. 1997. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 95-102.
- Drizo, A. 1998. Phosphate and ammonium removal from waste water, using constructed wetland systems. Ph.D. thesis, University of Edinburgh.
- Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J., Smith, K.A. 1999. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems, *Wat Res*, 33, 17, 3595-3602.
- Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., Chapuis, R.P. 2002. Phosphorous saturation potential - Parameters for estimating the longevity of constructed wetland systems. *Environ Sci Tech*, 36, 21, 4642-4648.
- Eesti Statistika. 2001, [<http://www.stat.ee>]
- Ehrig, H-J. 1989. Leachate quality in Sanitary Landfilling: Process, Technology, and Environmental Impact. Christensen, T.H., Cossu, R., Stegman, R. (Eds). Academic Press, New York, 213-229.
- EnDic2004, 2004. Keskkonnasõnastik. Finnisch Environment Institute, Helsinki/Tartu.
- EPA/625/R-99/010. 2000. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, Manual. United States, Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, [<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL>]
- European Union Council Directive, 1999. 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfilling of waste. Official Journal of the European Communities, L182/1-19, 0001-0019.
- Farquhar C.J., Rovers, F.A. 1973. Gas production during refuse decomposition. *Wat Air Soil Pollut*, 2, 483-495.
- Fattahpour Sedeh, I., Igsell, P., Ringqvist, L., Lindström, E.B. 1996. Comparison of metal adsorption properties and determination of metal adsorption capacities of different peat samples. *Resource Environ Biotechnol*, 1, 111-128.
- Felde, K., Kunst, S. 1997. N- and COD-removal in vertical-flow systems. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 79–85.

- Ganguly, C., Huang, C., Rabideau, A.J., Van Benschoten, J.E. 1999. Simple Metal Sorption Model for Heterogeneous Sorbents: Applications to Humic Materials. *J Environ Eng*, 125, 8, 712–720.
- Geerts, S.M., McCarthy, B., Axler, R., Henneck, J., Heger Christopherson, S., Crosby, J., Guite, M. 2001. Performance of peat filters in the treatment of domestic wastewater in Minnesota. 9<sup>th</sup> National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, Fort Worth, March 11-14, Amer. Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan. USA.
- Gisvold, B., Ødegaard, H., Füllesdal, M. 2000. Enhanced removal of ammonium by combined nitrification/adsorption in expanded clay aggregate filters. *Wat Sci Tech*, 41, 4-5, 409–416.
- Gosset, T., Trancart, J., Thevenot, D.R. 1986. Batch metal removal by peat. *Wat Res*, 20, 1, 21–26.
- Green, M., Friedler, E., Ruskol, Y., Safrai, I. 1997. Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 63-70.
- Green M.B. 1997. Experience with establishment and operation of reed bed treatment for small communities in the UK. In: Vymazal J. (Ed.). *Nutrient Cycling and Retention in Wetlands, Wetlands Ecology and Management*, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. 4, 147-158.
- Gross, M., Uri, U. 2001. Tartu prügilavee käitlemise võimalustest. Teaduslike tööde kogumik. Veemajandus IV. Eesti Põllumajandusülikool, Veemajandus Instituut.
- Grüneberg, B., Kern, J. 2001. Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands. *Wat Sci Tech*, 44, 11–12, 69–75.
- Gunes, K., Ayaz, S.C. 1998. Wastewater treatment by peat filtration. *Fresen Environ Bull*, 7, 9A-10A. 777-782.
- Haarstad, K., Mæhlum, T., Kraft, P. 2002. Treatment wetlands for landfill leachate-Case studies from Norway. ECO-TECH' 01. Kalmar, Sverige, RVFs Utvecklingssatsing Deponering, Rapport nr. 2, 89-99.
- Hammer, D.A. 1992. Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. *Eco. Eng*, 1, 1, 49-82.

- Heal, K.V., Dobbie, K.E., Bozika, E., McHaffie, H., Simpson, A.E., Smith, K.A. 2005. Enhancing phosphorus removal in constructed wetlands with ochre from mine drainage treatment. *Wat Sci Tech*, 51, 9, 275–282.
- Heavey, M. 2003. Low-cost treatment of landfill leachate using peat. *Waste Management*, 23, 447-454.
- Hedström, A. 2000. Adsorption and reclamation of wastewater nitrogen and the value of human urine as a nitrogen fertiliser. *Vatten*, 56, 85-95.
- Hellström, D., Johansson, L. 2005. Wastewater Treatment in Filter Beds - Evaluation of two onsite treatment plants in Sweden. Stockholm Water, NI project no 02056, [<http://www.ekotreat.se/FiltraLite%20Bornsjon.pdf>]
- Heyer, K-U., Stegmann, R., Ehrig, H-J. 1998. Leachate treatment; principles and options. International Training seminar, Management and treatment of MSW landfill leachate, 2-4 Dec, Cagliari, Italy. CISA, Italy.
- Hill, C.M., Duxbury, J., Geohring, L., Peck, T. 2000. Designing constructed wetlands to remove phosphorus from barnyard runoff: a comparison of four alternative substrates. *J Envir Sci Heal, A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 35, 8, 1357–1375.
- Hints, L. 1997. Ordovician. In: Raukas, A., Teedumäe, A. (Eds.) Geology and mineral resources of Estonia. Estonian Academy Publishers, Tallinn, 39-48.
- Ho, Y.S., Wase, D.A.J., Forster, C.F. 1994. Adsorption of Divalent Copper Ions from Aqueous Solution by Sphagnum Moss Peat. *Trans I ChemE*, 72B, 185–194.
- Holopainen, H. 1991. Experience of oil shale combustion in ahlistorm pyroflow CFB-boiler. *Oil Shale*, 8, 3, 194-205.
- Horáček, J., Soukupova, L., Puncochár, M., Slezák, J., Drahos, J., Yoshida, K., Tsutsumi, A. 1994. Purification of wastewaters containing low concentrations of heavy metals. *J Hazard Mater*, 37, 69-76.
- International Water Association (IWA). 2006. Events. [[http://www.iwahq.org/templates/ld\\_templates/layout\\_633184.aspx?ObjectId=634697](http://www.iwahq.org/templates/ld_templates/layout_633184.aspx?ObjectId=634697)]
- James, B.R., Rabenhorst, M.C., Frigon, G.A. 1992. Phosphorus sorption by peat and sand amended with iron-oxides or steel wool. *Wat Environ Res*, 64, 5, 699-705.
- Jenssen, P.D., Krogstad, T., Briseid, T., Norgaard, E. 1991. Testing of reactive filter media (Leca) for use in agriculture drainage systems. Int. Seminar of the technical

- section of CIGR on environmental challenges and solutions in agricultural engineering, Ås-NLH, Norway, 160-166.
- Jenssen, P., Maehlum, T., Zhu, T. 1996. Design and Performance of Subsurface Flow Constructed Wetlands in Norway. Presented at Constructed Wetlands in Cold Climates: Design, Operation, Performance Symposium, The Friends of St. George, Niagara-on-the-Lake, Ontario.
- Jenssen, P.D., Krogstad, T. 2003. Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing Lightweight Aggregate (LWA). In: Mander, Ü., Jenssen, P.D. (Eds.) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates, Advances in Ecological Sciences, WIT Press, Southampton, Boston, 11, 259-272.
- Johansson, L. 1997. The use of LECA (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 87-93.
- Johansson Westholm, L. 2006. Substrates for phosphorus removal—Potential benefits for on-site wastewater treatment? Review. *Wat Res*, 40, 23 – 36.
- Kadlec, R.H., Keolian, G.A. 1986. Metal Ion Exchange on Peat. In: Fuchsman, C.H. (ed). Peat and Water. Elsevier Applied Science Publishers Ltd.
- Kadlec, R.H., Knight, R.C. 1996. Treatment Wetlands. Lewis Publishers, New York, 893.
- Kadlec, R.H. 1999. Constructed wetlands for treating landfill leachates. In: Mulamootil, G., McBean, E., Rovers, F.A. (Eds.). Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, US, 17-31.
- Kadlec, R.H. 2003. Integrated natural systems for landfill leachate treatment. In: Vymazal J. (ed). Wetlands – Nutrients, Metals and Mass Cycling. Backhuys Publishers, Leiden, 1-34,
- Kaljuvee, T., Kuusik, R., Radin, M., Bender, V. 2004. Carbon dioxide in the heterogeneous systems formed at combustion of oil shale 4. reactivity of ashes towards acid gases in the system fly ash - flue gases. *Oil Shale*, 21, 13-26.
- Kennedy, M.D., York, R.J. 1987. Leachate Treatment: No Shortage of Options. *Waste Age*, 18, 5, 66.
- Kennedy, P.L., Van Geel, P.J. 2001. Impact of density on the hydraulics of peat filters. *Can J Geotech*, 38, 6, 1213-1219.
- Kespre, T. 2004. Eesti SEJ põlevkivituhaplatoo setete mineraloogia. MSc Thesis. Tartu Ülikool Geoloogia Instituut, Tartu, 45.

- Kikas, V. 1988. Mineral matter of kukersite oil shale and its utilisation. *Oil Shale*, 5, 1, 15-28.
- Kinsley, C.B., Crolla, A.M., Kuyucak, N., Zimmer, M., Laflèche, A. 2004. A pilot peat filter and constructed wetland system treating landfill leachate. 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon (France), Cemagref. Antony, 635-642.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. 2003. Present and Long Term Composition of MSW Landfill Leachate. *Critical Reviews in Envir Sci Tech*, 32, 4, 297-336.
- Kløve, B. 2001. Characteristics of nitrogen and phosphorus loads in peat mining wastewater. *Wat Res*, 35, 10, 2353-2362.
- Kozub, D.D., Liehr, S.K. 1999. Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate. *Wat Sci Tech*, 40, 3, 75-82,
- Kriipsalu, M. 1997. Kompleksjäätmekäitluse rakendamise Tartu linnas, Väitekiri tehnikamagistri teaduskraadi taotlemiseks keskkonnatehnika erialal, Tartu.
- Kriipsalu, M., Kuusik, A. 2001. Reovesi. - A. Maastik (koostaja). Omaveevärk ja omakanalisatsioon. Ehitame, Tallinn, 65-147.
- Kuusik, R., Paat, A., Veskimäe, H., Uibu, M. 2004. Tarnsformations in oil shale ash at wet deposition. *Oil Shale*, 21, 27-42.
- Kõiv, M., Kriipsalu, M., Mander, Ü. 2006. After treatment of landfill leachate in peat filters. In: Martin-Duque, J.F., Brebbia, C.A., Emmanouloudis, D., Mander, Ü. (Eds.) *Geo-Environment and Landscape Evolution II*. (In press).
- Kängsepp, P., Kõiv, M., Kriipsalu, M., Mander, Ü. 200X. Landfill leachate treatment in peatfilters: Case studies from Estonia. *Sci Total Envir*, (In review).
- Kängsepp, P. 2000. Requirements for the closure of old landfills – towards sustainable landfilling in Estonia, MS, Lund University, Sweden, 51.
- Laber, J., Perfler, R., Haberl, R. 1997. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 71–77.
- Laber, J., Haberl, R., Perfler, R. 2002. Enhanced nitrogen elimination in vertical-flow constructed wetlands in cold climates. In: Mander, Ü., Jenssen, P. (Eds.). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. Advantages in Ecological Sciences 11, WIT Press, Southampton, Boston, 107-122.

- Lagerkvist, A. 2001. Landfill technology. Luleå University of Technology, Luleå, Sweden.
- Lakatos, G., Kiss, M. K., Kiss M., Juhász, P. 1997. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 331-336.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber J., Pressl A. 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Wat Sci Tech*, 48, 5, 25–34.
- Lens, P.N., Vochten, P.M., Speelers, L., Verstraete, W.H. 1994. Direct treatment of domestic waste-water by percolation over peat, bark and woodchips. *Water Res*, 28, 1, 17-26.
- Liehr, S.K., Kozub, D.D., Rach, J.K., Sloop, G.M. 2000. Constructed wetlands treatment of high nitrogen landfill leachate, Project Number 94-IRM-U, Water Environment Research Federation: Alexandria, Virginia, United States.
- Lin, X., Lan, C., Shu, W. 2006. Treatment of Landfill Leachate by Subsurface-Flow Constructed Wetland: A Microcosm Test. School of Life Sciences, Sun Yatsen (Zhongshan) University, Guangzhou, China, [[http://www.vetiver.com/ICV3-roceedings/CHN\\_conwetland.pdf](http://www.vetiver.com/ICV3-roceedings/CHN_conwetland.pdf)]
- Lokotar, A. 2002. Fosfaatide adsorptsioon hüdratiseerumata põlevkivi lendtuhka ja põlevkivituha platoo setet kasutades. Tartu Ülikool, 16.
- Lyons, H.J., Reidy, T.J. 1997. The use of peat in treating landfill leachate. In: Hayes, M.H.B., Wilson W.S. (Eds.). *Humic Substances in Soil, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 475.
- Ma, W., Tobin, J.M. 2004. Determination and modelling of effects of pH on peat biosorption of chromium, copper and cadmium. *Biochem Eng J*, 18, 33-40.
- Mander, Ü., Mäuring, T. 1997. Constructed wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 323-330.
- Mann, R.A. 1990. Phosphorus removal by constructed wetlands: substratum adsorption. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.). *Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, 97-105.
- Mann, R.A., Bavor, H.J. 1993. Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. *Wat Sci Tech*, 27, 5, 107-113.
- Marman, S., Bender, A.L. 2002. Constructed Wetlands Treatment System For Landfill Leachate In Cold Climates. [<http://lst.sb.luth.se/iclrs/web/post2002/abs/lea/Bender.pdf>]

- Martin, C.D., Moshiri, G.A. 1992. Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate. *Wat Sci Tech*, 29, 4, 267-272.
- Martin, C.D. 1994. The use of in-series surface flow wetlands for landfill leachate treatment. Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 6-10 November; ICWS '94 Secretariat: Guangzhou, P.R. China, 513-522.
- Martin C.D., Johnson, K.D. 1995. The use of extended aeration and in-series surface-flow wetlands for landfill leachate treatment. *Wat Sci Tech*, 32, 3, 119-128.
- Martin, G.D., Johnson, K.D., Moshiri, G.A. 1999. Performance of a constructed wetlands leachate treatment system at the Chunchula landfill, Mobile county, Alabama. *Wat Sci Tech*, 40, 3, 67-74.
- Martin, C.D., Moshiri, G.A. 2003. Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate. Proceedings of the Wetland Systems in Water Pollution Control, 30 November – 3 December; Australian Water and Wastewater Association: Sydney, Australia, 61.1-61.8.
- Mæhlum, T. 1995. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Wat Sci Tech*, 32, 3, 129-135.
- Mæhlum, T., Haarstad, K. 1995. On-site treatment of landfill leachate in natural systems. I: Christensen, T., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.). Proc. Sardinia'95 International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 463-468.
- Mæhlum, T. 1998a. Cold-climate constructed wetlands: Aerobic pre-treatment and horizontal subsurface flow systems for domestic sewage and landfill leachate purification. PhD Thesis, Agricultural University of Norway.
- Mæhlum, T. 1998b. Wetlands for treatment of landfill leachate in cold climates, In: Mulamootil, G., McBean, E.A., Rovers, F. (Eds.). Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, US, 33-46.
- Mæhlum, T., Stålnacke, P. 1999. Removal Efficiency of Three Cold-Climate Constructed Wetlands Treating Domestic Wastewater: Effects of Temperature, Seasons, Loading Rates and Input Concentrations. *Wat Sci Tech*, 40, 3, 273–271.
- Mæhlum, T., Haarstad, K., Kraft, P.I. 2002. Treatment wetlands for landfill leachates: Case studies from cold temperate climates; Proceedings of the 8<sup>th</sup> International

- Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 16-19 September; Comprint International Limited; University of Dar Es Salaam, Tanzania, 1157-1163.
- Marinsky, J.A., Wolf, A., Bunzl, K. 1980. The Binding of Trace Amounts of Lead(II), Copper(II), Cadmium(II), Zinc(II) and Calcium(II) to Soil Organic Matter. *Talanta*, 27, 461-468.
- Maxit Estonia AS. 2006. [<http://www.maxit.ee>]
- McBean, E., Rovers, F.A. 1999. Landfill leachate characteristics as inputs for the design of wetlands, In: Mulamootil, G., McBean, E., Rovers, F.A. (Eds.), *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 1-17.
- McKay G. 1980. Peat – an adsorbent-filtration medium for wastewater treatment. *Water Serv*, 84, 1012, 357-359.
- McLellan, J.K., Rock, C.A. 1986. The application of peat in environmental pollution control. a review. *Int Peat J*, 1, 1-14.
- McLellan, J.K., Rock, C.A. 1988. Pretreating landfill leachate with peat to remove metals, *Water Air Soil Poll*, 37, 203-215.
- McNevin, D., Barford, J., Hage, J. 1999. Adsorption and biological degradation of ammonium and sulfide on peat. *Wat Res*, 33, 6, 1449-1459.
- Morris, M., Herbert, R. 1997. The design and performance of a vertical flow reed bed for the treatment of high ammonia, low suspended solids organic effluents. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 197-204.
- Moshiri, G.A. (ed.). 1993. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Mulamootil, G., McBean, E.A., Rovers, F. (Eds.). 1999. *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Myneni, S.C.B., Traina, S.J., Logan, T.J. 1998. Ettringite solubility and geochemistry of the  $\text{Ca}(\text{OH})_2\text{-Al}_2(\text{SO}_4)_3\text{-H}_2\text{O}$  system at 1 atm pressure and 298 K. *Chem Geol*, 148, 1-19.
- Nieminen, M. 2003. Effects of clear-cutting and site preparation on water quality from a drained Scots pine mire in southern Finland. *Boreal Environ Res*, 8, 1, 53-59.

- Noorvee, A., Repp, K., Põldvere, E., Mander, Ü., 2005a. The effects of aeration and the application of the k-C\* model in a subsurface flow constructed wetland. *J Environ Sci Heal, A* 40, 6-7, 1445-1456.
- Noorvee, A., Põldvere, E., Mander, Ü., 2005b. The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system. *Wat Sci Tech*, 51, 9, 137-144.
- Orru, M. 1992. Eesti turbavarud. RE Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn, 146.
- Orru, M. 1995. Eesti turbasood. Teatmik. Tallinn, 240.
- Ots, A. 1988. Utilization of the Estonian oil shale in power engineering. Problems concerning a steam boiler. *Oil Shale*, 5, 1-14.
- Ots, A. 1990. Utilization of high calcium oxide and alkali metal content fuel at the thermal power plants. *Oil Shale*, 7, 321-332.
- Paat, A., Traksmäa, R. 2002. Investigation of the mineral composition of Estonian oil shale ash using X-ray diffractometry. *Oil Shale*, 19, 373-386.
- Platzer, C., Mauch, K. 1997. Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences and...solutions? *Wat Sci Tech*, 35, 5, 175-181.
- Platzer, C. 1999. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Wat Sci Tech*, 40, 3, 257-263.
- Premier Tech Environment. 2006. Peatland. [<http://www.premiertech.com>]
- Puura, E. 1989. Tehnogeensed mineraalid põlevkivirajooni tehispinnavormides Kirde-Eestis. Diplomitöö. Tartu Ülikool, Geoloogia kateeder, Tartu, 40.
- Puura, E. 1992. Oil shale ash from Thermal Power Plants in Estonia: Its use disposal and possible uses. MS. Department of Environmental Biology, Manchester University, 142.
- Rastas, L. 2002. A Literature Review Typical Leachate – Does it exist? SBA 199 Senior Design Project, Department of Environmental Engineering Division of Waste Science and Technology, Finland.
- Reinhart, D.R., Grosh, C.J. 1998. Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. Florida Center for Solid and Hazardous Management, Gainesville, FL, USA.
- Rettenberger, G. 2005. Landfill Gas Characterization Over Time – The 9-Phase-Model In proceedings of 10<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia Italy. October 3-7, 2005. Proceedings on CD ROM.
- Richardson, C.J., Qian, S.S., Craft, C.B. 1996. Predictive models for phosphorus retention in wetlands. In: Vymazal, J. (ed.). Proc. Conf. Nutrient Cycling and Retention in

- Wetlands and Their Use for Wastewater Treatment, Prague, Inst. Of Botany, Trebon, Czech Republic, 125-150.
- Roberge, G., Blais, J.F., Mercier, G. 1999. Phosphorus removal from wastewater treated with red mud-doped peat. *Can J Chem Eng*, 77, 6, 1185-1194.
- Robinson, H.D. 1990. On-site treatment of leachates from landfill wastes. *Journal of The Institution of Water and Environmental Management*, London, England, 4, 1, 78-89.
- Robinson, H.D. 1993. The treatment of landfill leachate using reed bed systems. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Proc. Sardinia '93 4<sup>th</sup> International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 907-922.
- Robinson, H.D. 1995. A Review of the Composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites. A Report for the UK Department of the Environment.
- Rock, C.A., Fiola, J.W., Greer, T.F., Woodward, F.E. 1985. Potential of Sphagnum peat to remove metals from landfill leachate, *J N Engl Water Pollut Control Assoc*, 19, 32-47.
- Ropka Liiv. 2006. Hinnakiri, [<http://www.ropkaliiv.ee>].
- RT I 2006,10,67. Heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise kord. Vabariigi Valitsuse 16. veeb. 2006 määrus nr. 46, Riigi Teataja, Eesti.
- Rustige, H., Platzer, C. 2001. Nutrient removal in subsurface flow constructed wetlands for application in sensitive regions. *Wat Sci Tech*, 44, 11-12, 149-155.
- Sakadevan, K., Bavor, H.J. 1998. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Wat Res*, 32, 2, 391-399.
- Sanford, W.E., Steenhuis, T.S., Surface, J.M., Peverly, J.H. 1995. Flow characteristics of rock-reed filters for treatment of landfill leachate. *Ecol Eng*, 5, 37-50.
- Sanford, W.E. 1999. Substrate type, flow characteristics, and detention times related to landfill leachate treatment efficiency in constructed wetlands. In: Mulamootil, G., McBean, E.A., Rovers, F. (Eds.). *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachate*. Lewis Publishers, 47-56.
- Schierup, H., Brix, H., Lorenzen, B. 1990. Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark: state of the art. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.). *Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Advances in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, 11, 495.

- 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.
- Schreijer, M., Kampf, R., Toet, S., Verhoeven, J. 1997. The use of constructed wetlands to upgrade treated sewage effluents before discharge to natural surface water in Texel Island, The Netherlands: Pilot Study. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 231-239.
- Shawabkeh, R., Al-Harabsheh, A., Al-Otoom, A. 2004. Copper and zinc sorption by treated oil shale ash. *Separation and Purification Technology*, 40, 3, 251-257.
- Simmons, K., Meyers, M., Wills, L., Watts, S. 2004. Eastview landfill leachate remediation for in-situ irrigation using peat biofilters, Project. University of Guelph, School of Engineering. [[http://www.soe.uoguelph.ca/Design/posters2004/eastview\\_landfill.htm](http://www.soe.uoguelph.ca/Design/posters2004/eastview_landfill.htm)]
- Surface, J.M., Peverly, J.H., Steenhuis, T.S., Sanford, W.E. 1993. Effect of season, substrate composition, and plant growth on landfill leachate treatment in a constructed wetland. In: Moshiri, G. A. (ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers (MI), 461-472.
- Zhu, T., Jenssen, P.D., Mæhlum, T., Krogstad, T. 1997. Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA): potential filter media in treatment wetlands. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 103-108.
- Zhu, T. 1998. Fate of phosphorous in a light-weight aggregate (LWA) wastewater treatment wetland. PhD thesis, Norway.
- Zhu, T., Mæhlum, T., Jenssen, P.D., Krogstad, T. 2002. Phosphorus sorption in a light-weight aggregate wastewater treatment wetland. Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania.
- Zhu, T., Mæhlum, T., Jenssen, P.D., Krogstad, T. 2003. Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate. *Wat Sci Tech*, 48, 5, 93-100.
- Talbot, P., Bélanger, G., Pelletier, M., Laliberté, G., Arcand, Y. 1996. Development of a biofilter using an organic medium for on-site wastewater treatment. *Wat Sci Tech*, 34, 3-4, 435-441.
- The International Peat Society. 2004. [<http://www.peatsociety.fi/peatlnd/peatland.htm>]
- The Swedish Peat Research Foundation. 2004. Facts on peat, [<http://www.torvforsk.se>]

- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1992, Integrated solid waste management, Engineering principles and management issues. McGraw-Hill, Inc. 2<sup>nd</sup> Edition.
- Tjuremnov, S.N. 1976. Torfjanõje mestorosdenija, Moskva.
- Tooming, A. 2005. Kergkruusatäitega hübriidse tehismärgalapuhasti puhastusefektiivsus Paistu põhikooli pinnasfiltri näitel. MS, Tartu, 68.
- Tričys V., Mociūtė N., Klimas R., Motiekaitytė V. 2001. Research of Šiauliai Landfill Leachate Treatment. Material of the International Symposium Environmental Problems in the Baltic Region States, Šiauliai, Lithuania, 55-58.
- Veemaailm INC OÜ. 2001. Väätsa prügila nõrgveepuhasti tööprojekt. Tellija: Väätsa Prügila AS, Järvamaa.
- Veskimäe, H., Kuusik, R., Veiderma, M. 1997. Phosphorus removal from solutions by carbonaceous wastes. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Chemistry, 46, 21-30.
- Viirmaa, M. 1998. Turba kütteväärtuse arvutamine, väitekiri tehnikamagistri teaduskraadi taotlemiseks, Tartu.
- Vohla, C., Pöldvere, E., Noorvee, A., Kuusemets, V., Mander, Ü. 2005. Alternative filter media for phosphorus removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland *J Environ Sci Heal, A40, 6-7, 1251 -1264.*
- Vymazal, J. 1995. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: state of the art. *Wat Sci Tech, 32, 3, 357-365.*
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.D., Haberl, R. (Eds.). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe.* Backhuys Publishers, Leiden, 17-66.
- Vymazal, J. 2001. Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. In: Vymazal, J. (Ed.). *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands.* Backhuys Publishers, Leiden, 1-96.
- Vymazal, J. 2005. Preface. In: Vymazal J. (Ed.). *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, Metals and Management.* Backhuys Publishers, Leiden, 9-10.
- Wallace, S., Parkin, G., Cross, C. 2001. Cold climate wetlands: design and performance. *Wat Sci Tech, 44, 11-12, 259–265.*

- Wang, L.K., Pereira, N.C. (Eds.). 1980. Handbook of environmental engineering Vol 2. Solid waste processing and resource recovery, USA.
- Wang, L.K., Pereira, N.C. (Eds.). 1980. Handbook of environmental engineering Vol 2. Solid waste processing and resource recovery, USA.
- Weedon, C.M. 2003. Compact vertical flow constructed wetland systems – first two years performance. *Wat Sci Tech*, 48, 5, 15–23.
- White, K.D., Byrd, L.A., Robertson, S.C., O’Driscoll, J.P., King, T. 1995. Evaluation of peat biofilters for onsite sewage management. *J Envir Heal*, 58, 4, 11-17.
- Wittgren, H.B., Mæhlum, T. 1997. Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Wat Sci Tech*, 35, 5, 45-53.
- Õispuu, L., Randmann, R., Rootamm, R., Ingermann, K. 1999. The features of oil shale burnt at Estonian power plants in 1959-1997. *Oil Shale*, 16, 273-282.
- Õpik, I. 1989. Ash utilisation after combustion and thermal processing of Estonian (kukersite) oil shale. *Oil Shale*, 6, 270-275.
- Õövel, M., Tarajev, R., Kull, A., Mander, Ü. 2005. Tertiary treatment of municipal wastewater in a floodplain peatland. In: De Conçeição Cunha, M., Brebbia, C.A. (Eds.). Water Resources Management III. WIT Transactions on Ecology and the Environment, WIT Press, Southampton, Boston, 80, 433-444.
- Õövel, M., Tooming, A., Muring, T., Mander, Ü. 200X. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecol Eng*, (Submitted).
- Yamada, K., Haraguchi, K., Gacho C.C., Salinas, L.S., Silverio, Ch.M., Wongsiri, B.P. 2001. Removal of Phosphate from Aqueous Solution by Crystallization Using Coal Fly Ash. International Asf Utilization Symposium, Centre for Applied Energy Research, University of Kentucky, 7, 1-6.

**LISAD**

## Lisa 1. Korrelatsioonid katse nr. 1 filtrite väljavoolude reostusnäitajate vahel

Spearman astakkorrelatsioonkordajad, H0: R=0 tunnuste vahel ei ole monotoonset seost ning H1: R≠0 tunnuste vahel on monotoonne seos. Statistiliselt olulised (p<0,05) korrelatsioonid katse nr. 1 väljavoolude reoainete sisalduste vahel on märgitud rasvases kirjas. Katses nr. 2 statistiliselt olulisi korrelatsioone ei esinenud.

**Tabel 18.** Katse nr. 1 turbafiltri 1S väljavooluvee reostusnäitajate vahelised korrelatsioonid.

1S	P <sub>üld</sub>	PO <sub>4</sub> -P	BHT <sub>7</sub>	KHT	N <sub>üld</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	HA	pH	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Elektri-juhtivus	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Üld-karedus
P <sub>üld</sub>	1,00														
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>0,63</b>	1,00													
<b>BHT<sub>7</sub></b>	0,31	-0,25	1,00												
<b>KHT</b>	-0,59	-0,52	-0,05	1,00											
N <sub>üld</sub>	0,48	0,40	0,17	-0,11	1,00										
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	0,19	-0,25	<b>0,89</b>	0,11	0,15	1,00									
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	0,37	0,42	-0,04	-0,38	0,44	-0,13	1,00								
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	<b>0,82</b>	0,57	0,32	-0,56	<b>0,71</b>	0,22	<b>0,73</b>	1,00							
<b>HA</b>	-0,07	0,15	-0,18	-0,34	-0,22	-0,23	-0,12	-0,27	1,00						
<b>pH</b>	0,22	0,41	-0,45	<b>-0,61</b>	0,02	-0,43	-0,02	0,17	0,24	1,00					
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	0,26	0,24	-0,18	-0,62	-0,26	-0,41	0,24	0,26	0,04	<b>0,65</b>	1,00				
<b>Elektri-juhtivus</b>	-0,13	-0,02	-0,24	0,38	0,39	-0,12	-0,09	0,05	-0,24	0,40	-0,02	1,00			
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	-0,48	-0,42	-0,07	0,44	0,21	0,26	-0,12	-0,12	-0,61	-0,12	-0,45	0,47	1,00		
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	0,18	0,07	-0,05	-0,44	0,04	-0,15	-0,25	0,13	0,31	<b>0,88</b>	0,60	0,55	-0,09	1,00	
<b>Üld-karedus</b>	0,16	0,07	0,01	-0,42	0,08	-0,03	-0,27	0,16	0,21	<b>0,88</b>	0,57	0,58	0,03	<b>0,98</b>	1,00

**Tabel 19.** Katse nr. 1 turba/tuhaplatoe sette filtri 2S väljavoolu reoainete sisalduste vahelised korrelatsioonid.

2S	P <sub>üld</sub>	PO <sub>4</sub> -P	BHT <sub>7</sub>	KHT	N <sub>üld</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	HA	pH	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Elektri-juhtivus	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Üld-karedus
P <sub>üld</sub>	1,00														
PO <sub>4</sub> -P	<b>0,83</b>	1,00													
BHT <sub>7</sub>	0,03	-0,09	1,00												
KHT	-0,27	0,05	-0,02	1,00											
N <sub>üld</sub>	0,11	-0,02	0,42	-0,15	1,00										
NH <sub>4</sub> -N	0,04	-0,10	<b>0,80</b>	-0,11	0,30	1,00									
NO <sub>3</sub> -N	0,41	0,22	-0,26	-0,25	0,12	-0,30	1,00								
NO <sub>2</sub> -N	0,16	0,22	0,12	-0,41	0,11	0,21	0,04	1,00							
HA	-0,04	-0,37	0,37	-0,03	0,21	0,13	-0,24	-0,46	1,00						
pH	-0,24	-0,52	0,47	-0,26	<b>0,63</b>	0,49	-0,28	0,11	0,36	1,00					
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,32	-0,20	-0,58	-0,14	<b>-0,71</b>	-0,54	-0,02	-0,34	0,11	-0,38	1,00				
Elektri-juhtivus	0,04	0,41	-0,32	0,56	-0,05	-0,46	0,20	0,16	<b>-0,63</b>	-0,31	-0,26	1,00			
Ca <sup>2+</sup>	-0,15	0,27	-0,26	<b>0,91</b>	-0,33	-0,58	0,05	-0,28	-0,24	<b>-0,74</b>	0,08	<b>0,77</b>	1,00		
Mg <sup>2+</sup>	0,61	0,52	0,21	-0,20	0,16	0,21	-0,03	0,06	-0,19	0,14	-0,40	0,30	-0,13	1,00	
Üld-karedus	0,57	0,54	0,20	-0,19	0,13	0,23	-0,04	0,04	-0,28	0,08	-0,35	0,32	-0,12	0,99	1,00

**Tabel 20.** Katse nr. 1 tuhaplatoo sette filtri 3S väljavoolu reoainete sisalduste vahelised korrelatsioonid.

3S	P <sub>üld</sub>	PO <sub>4</sub> -P	BHT <sub>7</sub>	KHT	N <sub>üld</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	HA	pH	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Elektri-juhtivus	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Üld-karedus
P <sub>üld</sub>	1,00														
PO <sub>4</sub> -P	<b>0,71</b>	1,00													
BHT <sub>7</sub>	0,36	0,26	1,00												
KHT	0,31	0,29	-0,03	1,00											
N <sub>üld</sub>	0,00	0,17	0,10	-0,16	1,00										
NH <sub>4</sub> -N	<b>0,65</b>	0,36	0,16	0,34	0,24	1,00									
NO <sub>3</sub> -N	0,05	0,12	-0,22	-0,05	-0,07	-0,51	1,00								
NO <sub>2</sub> -N	0,32	<b>0,62</b>	-0,22	<b>0,63</b>	0,05	0,05	0,36	1,00							
HA	-0,03	-0,18	0,47	0,13	0,05	0,41	<b>-0,89</b>	-0,43	1,00						
pH	-0,16	-0,28	-0,08	-0,31	-0,05	0,32	<b>-0,79</b>	-0,56	<b>0,66</b>	1,00					
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,20	0,12	-0,15	-0,08	-0,06	0,19	-0,18	0,30	0,12	0,32	1,00				
Elektri-juhtivus	0,13	0,36	-0,35	0,26	<b>0,64</b>	0,09	0,13	<b>0,65</b>	-0,35	-0,23	0,32	1,00			
Ca <sup>2+</sup>	-0,13	0,30	-0,05	-0,31	<b>0,68</b>	-0,32	0,60	0,24	<b>-0,71</b>	<b>-0,67</b>	-0,42	0,40	1,00		
Mg <sup>2+</sup>	-0,02	0,21	-0,30	-0,60	0,29	-0,37	0,53	0,20	<b>-0,82</b>	-0,33	0,12	0,45	<b>0,71</b>	1,00	
Üld-karedus	-0,08	0,16	-0,21	<b>-0,65</b>	0,26	-0,45	0,55	0,12	<b>-0,81</b>	-0,39	0,00	0,33	<b>0,75</b>	<b>0,99</b>	1,00

**Tabel 21.** Katse nr. 1 kergkruusafiltri 4S väljavoolu reoainete sisalduste vahelised korrelatsioonid

4S	P <sub>üld</sub>	PO <sub>4</sub> -P	BHT <sub>7</sub>	KHT	N <sub>üld</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	HA	pH	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Elektri-juhtivus	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Üld-karedus
P <sub>üld</sub>	1,00														
PO <sub>4</sub> -P	<b>0,84</b>	1,00													
BHT <sub>7</sub>	0,33	0,15	1,00												
KHT	<b>0,71</b>	<b>0,72</b>	0,35	1,00											
N <sub>üld</sub>	-0,06	0,25	0,19	0,40	1,00										
NH <sub>4</sub> -N	0,58	0,50	0,24	<b>0,76</b>	0,25	1,00									
NO <sub>3</sub> -N	-0,28	-0,19	-0,18	-0,55	0,06	<b>-0,69</b>	1,00								
NO <sub>2</sub> -N	0,13	0,51	-0,27	0,15	0,17	0,03	0,19	1,00							
HA	0,24	-0,04	<b>0,61</b>	0,33	-0,20	0,41	<b>-0,73</b>	-0,53	1,00						
pH	-0,38	-0,33	-0,28	-0,32	-0,05	-0,23	-0,06	-0,34	-0,01	1,00					
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,29	0,26	0,13	-0,20	-0,12	-0,42	<b>0,78</b>	0,15	-0,52	-0,12	1,00				
Elektri-juhtivus	0,15	0,41	-0,04	<b>0,68</b>	<b>0,81</b>	0,42	-0,12	0,35	-0,24	0,18	-0,16	1,00			
Ca <sup>2+</sup>	0,62	0,57	0,37	0,42	0,16	0,14	0,09	0,08	0,26	-0,58	0,05	0,07	1,00		
Mg <sup>2+</sup>	-0,51	-0,33	-0,36	-0,49	-0,07	-0,39	0,28	0,12	-0,48	<b>0,83</b>	0,22	0,17	<b>-0,77</b>	1,00	
Üld-karedus	-0,49	-0,27	-0,33	-0,43	0,03	-0,42	0,37	0,16	-0,54	<b>0,79</b>	0,32	0,28	<b>-0,71</b>	<b>0,99</b>	1,00

## Lisa 2. Filtrite puhastusefektiivsuse võrdlus

**Tabel 22.** Katse nr. 1 filtrite nõrgvee puhastusefektiivsuste (%) võrdlus. Olulised erinevused filtrite efektiivsuste vahel on märgitud järgnevalt (t-test ja Wilcoxon test):

\* -  $p < 0,05$ ; \*\* -  $p < 0,005$ ; \*\*\* -  $p < 0,0005$ .

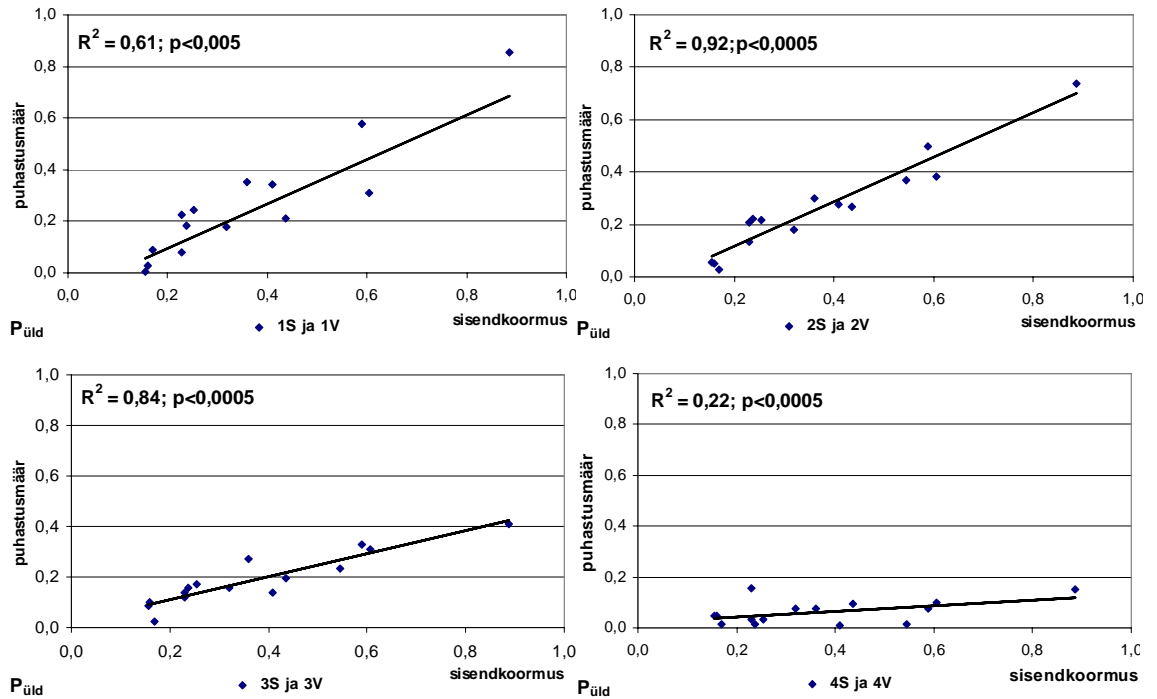
<b>P<sub>üld</sub></b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>
Keskmine (%)	54	61	47	21		60	66	54	17
<b>1S</b>									
<b>2S</b>									
<b>3S</b>									
<b>4S</b>		*	**			*	**		
<b>BHT<sub>7</sub></b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>	<b>KHT</b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>
Keskmine (%)	67	75	52	20		27	40	31	14
<b>1S</b>									
<b>2S</b>						*			
<b>3S</b>		*							
<b>4S</b>	*	**	***				***		
<b>N<sub>üld</sub></b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>	<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>
Keskmine (%)	11	27	24	16		68	81	64	58
<b>1S</b>									
<b>2S</b>	*					*			
<b>3S</b>							**		
<b>4S</b>							**	*	
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>	<b>HA</b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>
Keskmine (%)	47	84	30	23		73	76	38	16
<b>1S</b>									
<b>2S</b>	*								
<b>3S</b>						**	*		
<b>4S</b>						*	*	*	
<b>pH</b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>
Keskmine (%)	3	1	-3	0		6	-85	-95	-7
<b>1S</b>									
<b>2S</b>						*			
<b>3S</b>	*	**				**			
<b>4S</b>	**						*	*	
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>	<b>Mg<sup>2+</sup></b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>
Keskmine (%)	-55	-76	11	0		17	3	8	2
<b>1S</b>									
<b>2S</b>						**			
<b>3S</b>	**	***							
<b>4S</b>	***	**							
<b>Üldkaredus</b>	<b>1S</b>	<b>2S</b>	<b>3S</b>	<b>4S</b>					
Keskmine (%)	3	-12	9	2					
<b>1S</b>									
<b>2S</b>	*								
<b>3S</b>		**							
<b>4S</b>		*							

**Tabel 23.** Katse nr. 2 filtrite nõrgvee puhastusefektiivsuste (%) võrdlus. Olulised erinevused filtrite efektiivsuste vahel on märgitud järgnevalt (t-test ja Wilcoxon'i test):

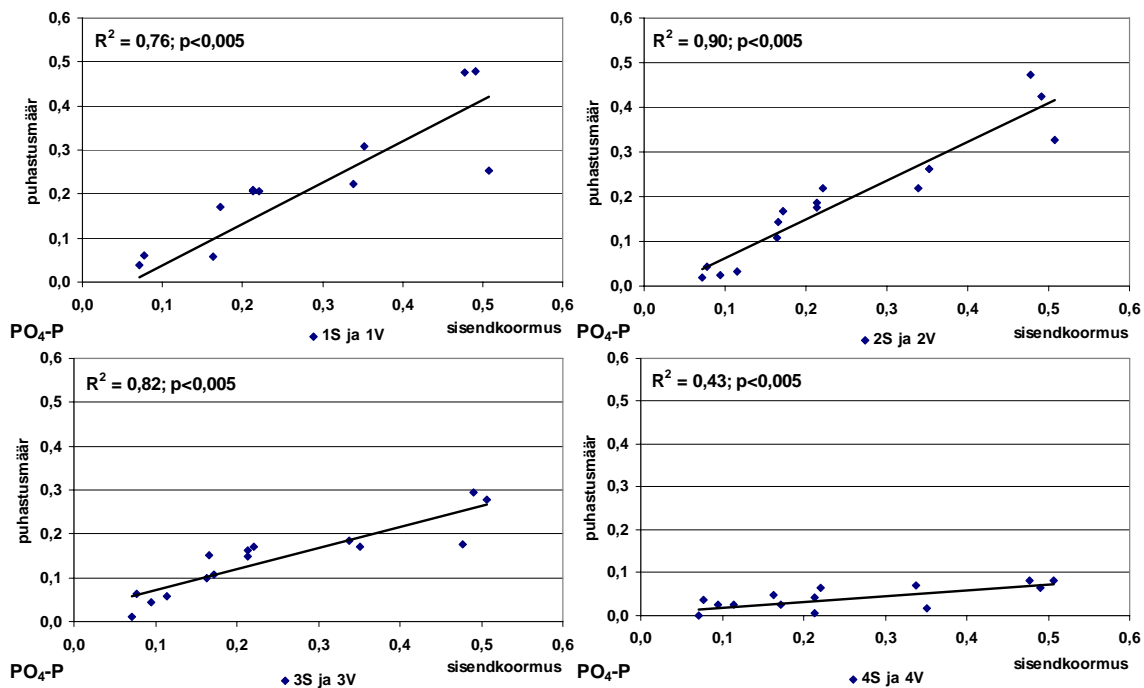
\* -  $p < 0,05$ ; \*\* -  $p < 0,005$ ; \*\*\* -  $p < 0,0005$ .

<b>BHT<sub>7</sub></b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>	<b>KHT</b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>
Keskmine (%)	66	78	54	34		0	20	22	6
<b>1V</b>									
<b>2V</b>									
<b>3V</b>		*							
<b>4V</b>		*	*					*	
<b>P<sub>üld</sub></b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>
Keskmine (%)	93	88	68	14		97	91	72	17
<b>1V</b>									
<b>2V</b>									
<b>3V</b>	*	*				*	*		
<b>4V</b>	**	***	**			**	***	**	
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>	<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>
Keskmine (%)	14	7	0	2		83	72	-125	43
<b>1V</b>									
<b>2V</b>									
<b>3V</b>		*							
<b>4V</b>						**	*		
<b>pH</b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>	<b>Üldkaredus</b>	<b>1V</b>	<b>2V</b>	<b>3V</b>	<b>4V</b>
Keskmine (%)	-1	-8	-12	-2		38	59	75	4
<b>1V</b>									
<b>2V</b>									
<b>3V</b>	*					*			
<b>4V</b>			**					*	

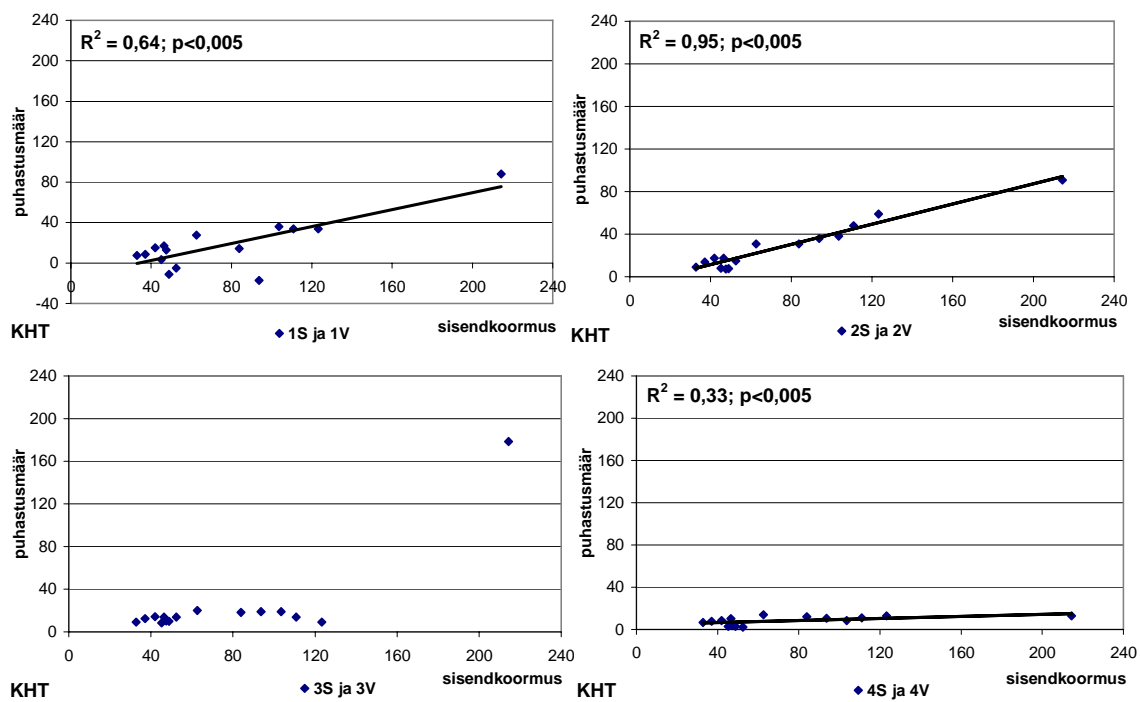
### Lisa 3. Filtrite sisendkoormuste ja puhastusmäärade vahelised seosed



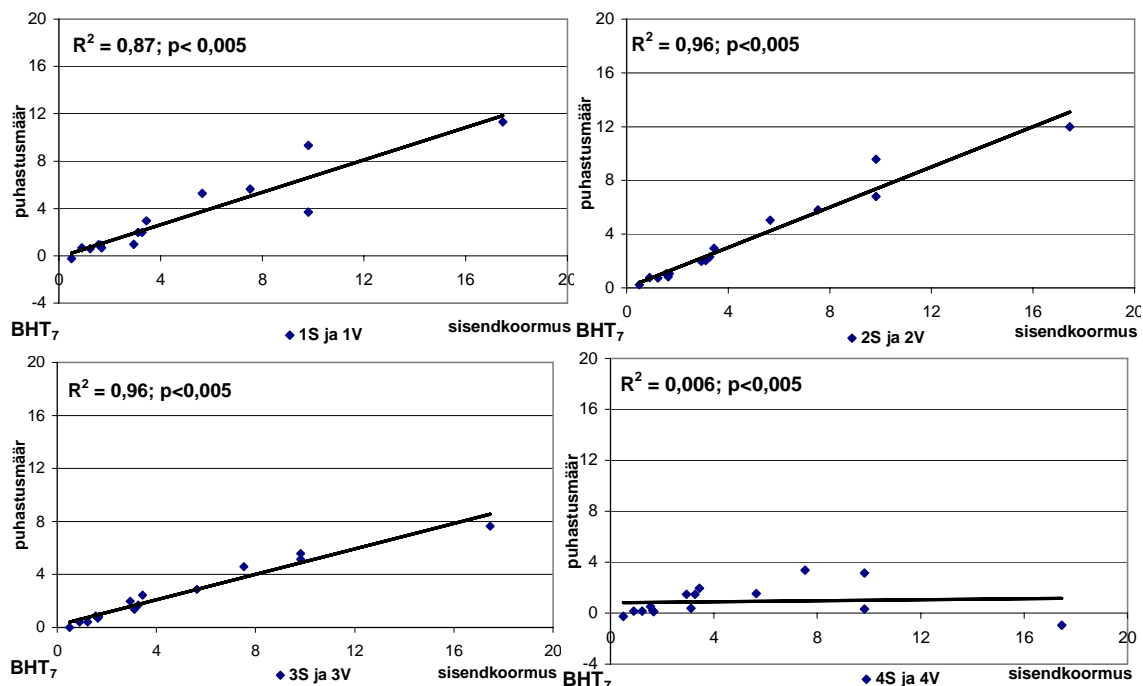
**Joonis 33.** Üldfosfori sisendkoormuste ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) ja puhastusmäärade ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) vahelised seosed. Usaldusväärne erinevus näitajate vahel kui  $p < 0,05$ .



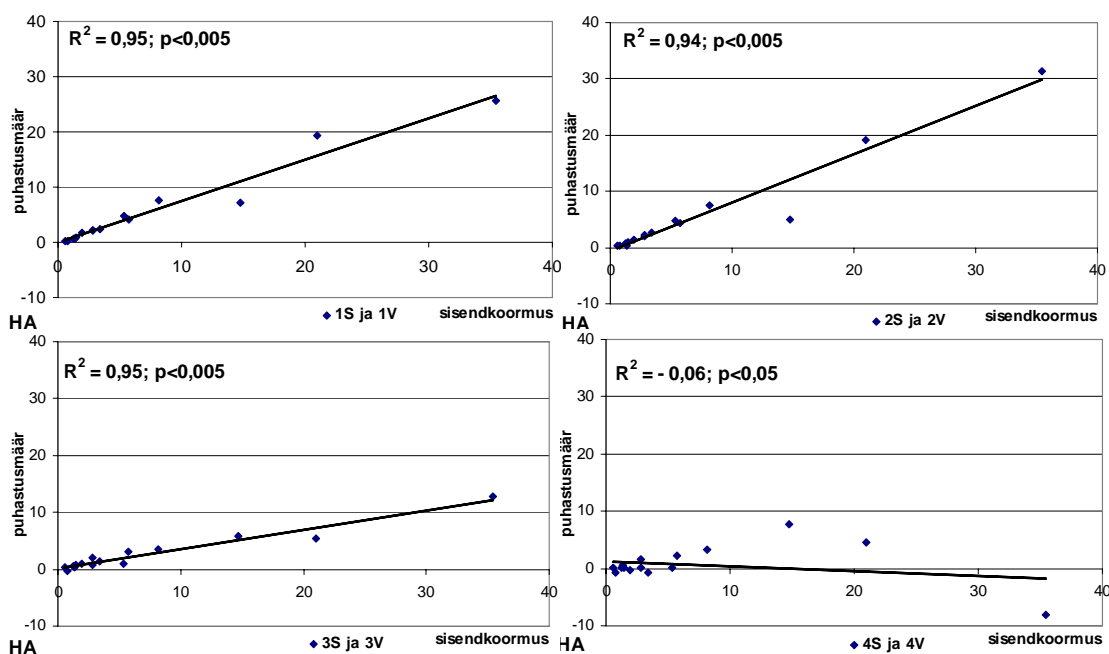
**Joonis 34.** Fosfaatse-fosfori sisendkoormuste ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) ja puhastusmäärade ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) vahelised seosed. Usaldusväärne erinevus näitajate vahel kui  $p < 0,05$ .



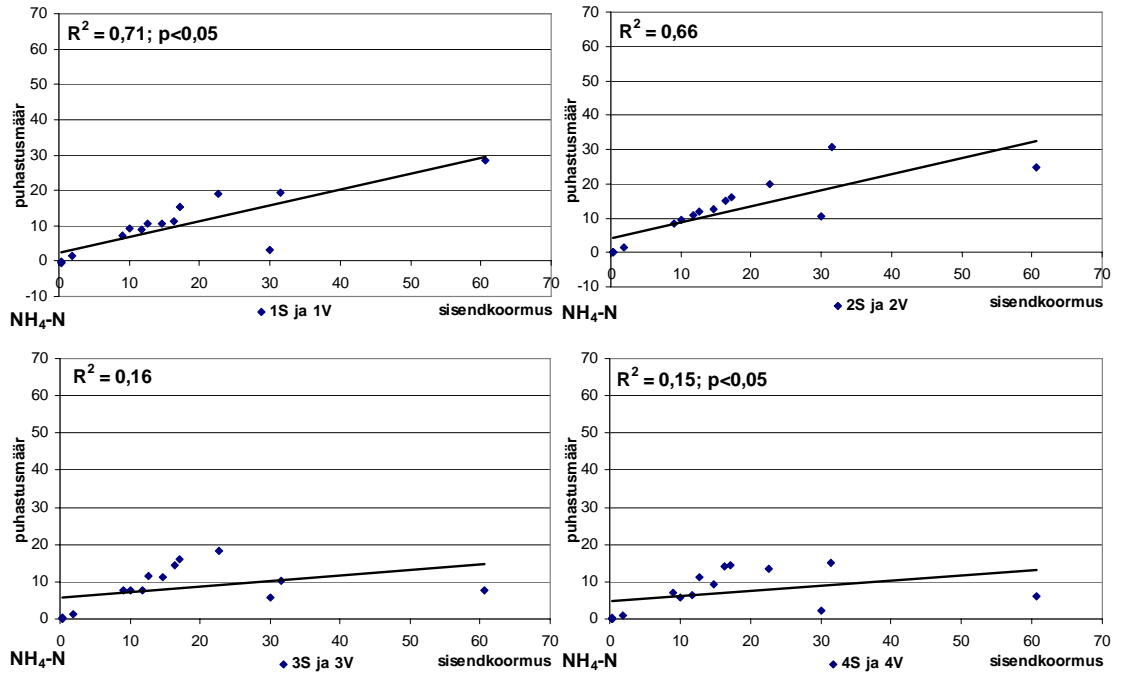
**Joonis 35.** Raskestilagundatava orgaanilise aine (KHT väärtused) sisendkoormuste ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) ja puhastusmäärade ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) vahelised seosed. Usaldusväärne erinevus näitajate vahel kui  $p < 0,05$ .



**Joonis 36.** Orgaanilise aine ( $BHT_7$  väärtused) sisendkoormuste ( $g/(m^2 \cdot d)$ ) ja puhastusmäärade ( $g/(m^2 \cdot d)$ ) vahelised seosed. Usaldusväärne erinevus näitajate vahel kui  $p < 0,05$ .



**Joonis 37.** Hõljuvaine sisendkoormuste ( $g/(m^2 \cdot d)$ ) ja puhastusmäärade ( $g/(m^2 \cdot d)$ ) vahelised seosed. Usaldusväärne erinevus näitajate vahel kui  $p < 0,05$ .



**Joonis 38.** Ammooniumlämmastiku sisendkoormuste ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) ja puhastusmäärade ( $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) vahelised seosed. Usaldusväärne erinevus näitajate vahel kui  $p < 0,05$ .