

Mayara Oliveira dos Santos

**DEFINIÇÃO DE ALTURA DE SATURAÇÃO DO MACIÇO  
FILTRANTE EM *WETLAND* CONSTRUÍDO VERTICAL  
EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino.

Florianópolis  
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Santos, Mayara Oliveira dos

Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário / Mayara Oliveira dos Santos ; orientador, Pablo Heleno Sezerino - Florianópolis, SC, 2015. 105 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Esgotos sanitários. 3. Wetlands construídos verticais. I. Sezerino, Pablo Heleno. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

**“Definição de Altura de Saturação do Maciço Filtrante em Wetland Construído Vertical Empregado no Tratamento de Esgoto Sanitário”**

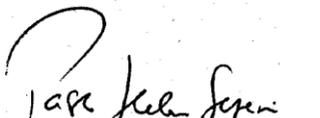
**MAYARA OLIVEIRA DOS SANTOS**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

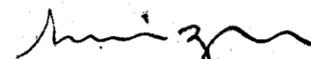
**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

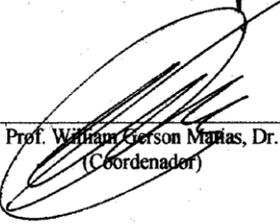
Aprovado por:

  
Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.  
(Orientador)

  
Profa. Maria Eliza Nagel Hassemer, Dra.

  
Prof. Luiz Sergio Philipipi, Dr.

  
Prof. Orlando de Carvalho Junior, Dr.

  
Prof. William Gerson Maras, Dr.  
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
AGOSTO/2015



Este trabalho é dedicado aos amores  
da minha vida: Iran Marcelo, Angelita,  
Isadora, Marcelo e Henrique.



## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado forças nos momentos mais difíceis, por ter guiado tantas idas e vindas de Florianópolis a Lages e por ter permitido a realização de mais um sonho;

Agradeço aos meus pais, pelo amor e apoio incondicional... Pai e mãe, vocês são incríveis, amo muito vocês;

Agradeço aos meus irmãos, por me receberem com tanto amor e carinho em cada retorno a Lages;

Agradeço ao amor da minha vida, Henrique, por ter sido meu porto seguro em Florianópolis, meu companheiro, meu melhor amigo... Serei eternamente grata por tudo o que fez e ainda faz por mim;

Agradeço aos familiares e aos amigos lageanos que sempre me apoiaram;

Agradeço ao professor Pablo Heleno Sezerino, um exemplo de orientador... Obrigada por ter me recebido no GESAD, e também pela paciência e atenção de sempre;

Agradeço a TODOS os professores que ao longo dos anos vêm participando da minha formação: professores do SESI, Centro Educacional Vidal Ramos Junior, Industrial de Lages, Energia, UDESC e UFSC;

Agradeço a ajuda de todos os integrantes e ex-integrantes do GESAD, principalmente à Catiane pela ajuda com as atividades do mestrado;

Agradeço a amizade e a companhia dos amigos de Floripa, que amenizaram as saudades de casa... Camila Trein, Silvana, Giovanna, Camila Teles, Tonon, Naiara, André, Bruna Menon, Wanderli, Bruna Magnus, Jorge, Benny... Vocês são show!;

Agradeço aos membros da banca pela disponibilidade em participar deste momento tão importante em minha vida;

E por fim, agradeço a CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

**Muito obrigada a todos!**



## RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a melhor condição operacional de saturação do maciço filtrante componente de *wetland* construído vertical (WCV), em relação ao desempenho de tratamento de esgotos sanitários. O experimento foi conduzido ao longo de 210 dias em escala laboratorial e consistiu na utilização de quatro colunas de vidro com diâmetro interno de 96 mm, preenchidas com areia grossa ( $d_{10} = 0,25$  mm,  $d_{60} = 1,63$  mm e  $U = 6,5$ ), com altura útil de 0,55 m. Cada coluna foi operada com uma condição de saturação de fundo específica: coluna C1 (drenagem livre); coluna C2 (0,20 m de saturação); coluna C3 (0,30 m de saturação) e coluna C4 (0,40 m de saturação). As colunas foram alimentadas com esgoto sanitário de forma intermitente, três vezes por dia (9h, 13h e 17h), três dias por semana. O carregamento orgânico aplicado em todas as colunas foi fixado em  $41 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . Amostras do esgoto bruto e efluentes de todas as colunas foram coletadas semanalmente, e submetidas às análises físico-químicas. Também, coletaram-se amostras do maciço filtrante para realização de análises de biologia molecular empregando FISH e sequenciamento de DNA, a fim de se identificar as comunidades bacterianas presentes. Verificou-se que a composição de um maciço filtrante com 0,40 m de saturação de fundo, apresentou-se com boa potencialidade de aplicação em WCV, pois atingiu elevadas remoções de DQO (88%) e sólidos suspensos (95%), além de apresentar as menores concentrações médias de nitrogênio total no efluente final. Através dos resultados do sequenciamento de DNA, foi possível identificar 157 diferentes gêneros de bactérias, sendo que o fundo da coluna C4 apresentou a maior diversidade, com um total de 105 gêneros diferentes, com uma proporção relativa de 11,7% de bactérias nitrificantes na interface saturada/drenagem livre. O gênero desnitrificante mais abundante na interface saturada/drenagem livre da C4 foi *Rhodanobacter* (28,4%); já para o fundo desta coluna, o gênero mais abundante foi *Denitratisoma* (15,8%). A partir da realização do experimento com colunas de areia, definiu-se a altura de 0,40 m de saturação de fundo para aplicação em um WCV descendente em escala piloto. Durante um período de monitoramento de 42 dias relativos ao *start-up* do *wetland*, o mesmo apresentou remoções médias de 76% de DQO, 75% de SS, 81% de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , 48% de NT e 27% de  $\text{N-NH}_4^+$ .

**Palavras-chave:** Esgotos Sanitários; Wetlands Construídos Verticais; Altura de Saturação; Nitrificação; Desnitrificação; Comunidade Bacteriana.



## ***ABSTRACT***

The objective of this study was to evaluate the best operating condition bed media's bottom saturation level in vertical constructed wetland (VCW) concerning sanitary wastewater treatment performances. The experiment was conducted over 210 days on the laboratory scale and consisted of the use of four glass columns with internal diameter of 96 mm. They were filled with coarse sand ( $d_{10} = 0.25$  mm,  $d_{60} = 1.63$  mm and  $U = 6.5$ ), with useful height of 0.55 m. Each column was set up with a specific bottom saturation level: column C1 (free drainage); column C2 (0.20 m of saturation height); column C3 (0.30 m of saturation height); and column C4 (0.40 m of saturation height). The columns were intermittently fed with sanitary wastewater, three times per day (9 AM, 1 PM and 5 PM), three times per week. The organic loading applied to all columns was set at  $41 \text{ gCOD}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ . Raw sewage and treated effluent from all columns were periodically sampled and then submitted to physical-chemical analysis. Also, samples of the filtering bed media were taken for molecular biological analysis using FISH and DNA sequencing to identify the bacterial communities in the columns' bed media. It was verified that bed media setup with 0.40 m of bottom saturation presented with good potential application in VCW, it reached high removal of COD (88%) and suspended solids (95%), and to present the lowest average concentrations of total nitrogen in the final effluent. From the results of DNA sequencing, it was possible to identify 157 different genera of bacteria, and that the bottom of column C4 showed the highest diversity with a total of 105 different genera, with relative proportions of 11.7% of nitrifying bacteria in saturated/free drainage interface. The most abundant denitrifying genus in saturated interface/drainage free of column C4 was *Rhodanobacter* (28.4%); already to the bottom of this column the most abundant genus was *Denitratisoma* (15.8%). From the experiment with sand columns, defined the height of 0.40 m bottom saturation for use in a pilot scale WCV. Over a period of 42 days for monitoring the start-up, the wetland showed average of 76% removal of COD, 75% of SS, 81% of  $\text{P-PO}_4^{3+}$ , 48% of NT and 27% of  $\text{N-NH}_4^+$ .

**Keywords:** Sanitary wastewater; Vertical flow constructed wetland; Saturation height; Nitrification; Denitrification; Bacterial community.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Apresentação esquemática de um WCV.....	31
Figura 2 - Apresentação esquemática de um WCVD-FS.....	41
Figura 3 - Experimento utilizando colunas de areia.....	44
Figura 4 - Representação esquemática das colunas de areia simulando o maciço filtrante componente de WCV.....	45
Figura 5 - Curva granulométrica da areia utilizada no experimento com colunas de areia.....	45
Figura 6 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando os valores medianos afluente e efluentes de pH das colunas de areia.....	52
Figura 7 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando as concentrações medianas afluente e efluentes de alcalinidade das colunas de areia.....	53
Figura 8 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando as concentrações medianas afluente e efluentes de DQO das colunas de areia.....	54
Figura 9 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando as concentrações medianas afluente e efluentes de sólidos suspensos das colunas de areia.....	56
Figura 10 - Gráfico evolutivo das concentrações afluente e efluentes de sólidos suspensos das colunas de areia.....	57
Figura 11 - Eficiência de remoção de sólidos suspensos e taxa hidráulica aplicada no experimento com colunas de areia.....	57
Figura 12 - Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando as concentrações medianas afluente e efluentes de fósforo ortofosfato das colunas de areia.....	58
Figura 13 - Gráfico evolutivo das concentrações afluente e efluentes de fósforo ortofosfato das colunas de areia.....	59
Figura 14 - Gráfico evolutivo das concentrações afluente e efluentes de nitrogênio amoniacal das colunas de areia.....	61
Figura 15 - Gráfico evolutivo das concentrações afluente e efluentes de nitrogênio nitrato das colunas de areia.....	62
Figura 16 - Concentrações afluentes e efluentes de $\text{NH}_4^+$ e $\text{NO}_x$ das colunas de areia.....	63
Figura 17 - Porcentagens em nível de filo das bactérias.....	66
Figura 18 - Porcentagens em nível de gênero das bactérias.....	67
Figura 19 - Porcentagem de nitrificantes em relação ao total de bactérias identificadas.....	68

Figura 20 - Porcentagem de desnitrificantes em relação ao total de bactérias identificadas. ....	69
Figura 21 - Estação piloto de tratamento de esgotos sanitários utilizando <i>wetlands</i> construídos. ....	73
Figura 22 - Disposição dos módulos da estação piloto de tratamento de esgotos sanitários utilizando <i>wetlands</i> construídos. ....	74
Figura 23 - Curva granulométrica da areia utilizada no WCVD-FS. ....	76
Figura 24 - Tubulações de coleta e alimentação do WCVD-FS. ....	76
Figura 25 - Controlador de nível. ....	77
Figura 26 - Plantio das macrófitas .....	78

**LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 - Papel das macrófitas nos <i>wetlands</i> construídos.....	34
Quadro 2 - Mecanismos responsáveis pela remoção de poluentes nos <i>wetlands</i> construídos. ....	35
Quadro 3 - Estudos utilizando WCVD-FS. ....	42
Quadro 4 - Descrição das alturas de saturação das colunas de areia. ....	44
Quadro 5 - Metodologia analítica empregada nas análises. ....	47
Quadro 6 - Descrição das sondas utilizadas para caracterizar as comunidades bacterianas. ....	48
Quadro 7 - Presença de bactérias referente às sondas utilizadas. ....	64
Quadro 8 - Resumo dos resultados obtidos a partir do experimento com colunas de areia. ....	71



**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 - Taxa hidráulica, carregamento orgânico e carregamentos inorgânicos aplicados no experimento com colunas de areia.....	49
Tabela 2 - Concentrações médias afluentes e efluentes das colunas de areia.....	50
Tabela 3 - Comparação entre valores típicos de concentração de poluentes em esgotos sanitários e valores médios encontrados no monitoramento durante experimento com colunas de areia. ....	51
Tabela 4 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento do pH das colunas de areia.....	52
Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento da alcalinidade das colunas de areia.....	53
Tabela 6 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de DQO das colunas de areia. ....	54
Tabela 7 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de sólidos suspensos das colunas de areia.....	55
Tabela 8 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de fósforo ortofosfato das colunas de areia.....	58
Tabela 9 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de compostos nitrogenados das colunas de areia. ....	60
Tabela 10 - Detalhes do regime de alimentação do WCVD-FS.....	75
Tabela 11 - Dimensões do WCVD-FS. ....	75
Tabela 12 - Sequência de eventos durante o <i>start-up</i> . ....	79
Tabela 13 - Taxa hidráulica, carregamento orgânico e carregamentos inorgânicos aplicados no WCVD-FS. ....	79
Tabela 14 - Concentrações médias afluentes e efluentes e eficiências médias de remoção do WCVD-FS. ....	81
Tabela 15 - Eficiências de remoção da coluna de areia com 0,40 m de saturação de fundo e do WCVD-FS. ....	82
Tabela 16 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia - afluente.....	98
Tabela 17 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C1 (drenagem livre).....	99
Tabela 18 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C2 (0,20 m de saturação de fundo). ....	100

Tabela 19 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C3 (0,30 m de saturação de fundo).....	101
Tabela 20 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C4 (0,40 m de saturação de fundo).....	102
Tabela 21 - Resultados físico-químicos do WCVD-FS - afluente. ....	104
Tabela 22 - Resultados físico-químicos do WCVD-FS - efluente. ....	104

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ANAMMOX – Oxidação anaeróbia de amônia  
C1 – Coluna 1 (drenagem livre)  
C2 – Coluna 2 (0,20 m de fundo saturado)  
C3 – Coluna 3 (0,30 m de fundo saturado)  
C4 – Coluna 4 (0,40 m de fundo saturado)  
CETESAN – Central Educacional de Tratamento de Esgotos Sanitários  
CTO – Capacidade de transferência de oxigênio  
 $d_{10}$  – Diâmetro efetivo  
 $d_{60}$  – Diâmetro a 60%  
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio  
DQO – Demanda química de oxigênio  
ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
FISH – Hibridização Fluorescente *in situ*  
FUNASA – Fundação Nacional de Saúde  
GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado  
LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos  
LAMEB – Laboratório Multiusuário de Estudos em Biologia  
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente  
 $N_2$  – Nitrogênio gasoso  
 $N_2O$  – Óxido nitroso  
NBR – Norma Brasileira  
 $N-NH_4^+$  – Nitrogênio amoniacal  
 $N-NO_2^-$  – Nitrogênio nitrito  
 $N-NO_3^-$  – Nitrogênio nitrato  
NO – Óxido nítrico  
NOx – Nitrogênio oxidado  
NT – Nitrogênio Total  
NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal  
 $P-PO_4^{3+}$  – Fósforo ortofosfato  
SS – Sólidos suspensos  
TH – Taxa hidráulica  
U – Coeficiente de uniformidade  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina  
WC – *Wetland* construído  
WCH – *Wetland* construído horizontal  
WCV – *Wetland* construído vertical  
WCVD-FS – *Wetland* construído vertical descendente com fundo saturado



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>23</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>27</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	27
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	27
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>29</b>
3.1 <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS VERTICAIS .....	30
<b>3.1.1 Elementos atuantes nos WCV.....</b>	<b>31</b>
3.1.1.1 Maciço filtrante .....	31
3.1.1.2 Micro-organismos .....	32
3.1.1.3 Macrófitas .....	34
<b>3.1.2 Mecanismos de remoção de poluentes nos WCV .....</b>	<b>35</b>
<b>3.1.3 Dimensionamento de WCV.....</b>	<b>37</b>
3.2 WCV MODIFICADOS .....	38
<b>3.2.1 WCV aerado.....</b>	<b>39</b>
<b>3.2.2 WCV com ciclos de enchimento e drenagem – <i>Tidal Flow</i>..</b>	<b>39</b>
<b>3.2.3 WCV modelo francês.....</b>	<b>40</b>
<b>3.2.4 <i>Wetland</i> construído vertical descendente fundo saturado ...</b>	<b>40</b>
<b>4 METODOLOGIA .....</b>	<b>43</b>
4.1 EXPERIMENTO EM ESCALA DE BANCADA .....	43
4.2 ANÁLISES LABORATORIAIS.....	47
<b>4.2.1 Análises físico-químicas.....</b>	<b>47</b>
<b>4.2.2 Monitoramento das comunidades bacterianas.....</b>	<b>47</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>49</b>
5.1 EXPERIMENTO EM ESCALA LABORATORIAL COM COLUNAS DE AREIA.....	49
<b>5.1.1 Taxa hidráulica aplicada e carregamentos orgânicos e inorgânicos do experimento com colunas de areia.....</b>	<b>49</b>
<b>5.1.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos afluentes e efluentes das colunas de areia.....</b>	<b>50</b>
<b>5.1.3 Comunidades bacterianas envolvidas nas transformações e remoções do nitrogênio.....</b>	<b>63</b>
5.1.3.1 Identificação de bactérias nitrificantes e desnitrificantes nas superfícies das colunas através da técnica FISH .....	63

5.1.3.2 Identificação da diversidade bacteriana presente nos maciços filtrantes com fundo saturado.....	65
<b>5.1.4 Resumo dos resultados obtidos a partir do experimento com colunas de areia .....</b>	<b>71</b>
5.2 CONFIGURAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DO MÓDULO WCVD-FS PILOTO EM CAMPO .....	72
5.2.1 Dimensionamento do sistema de tratamento .....	74
5.2.2 Caracterização do WCVD-FS .....	75
5.3 <i>START-UP</i> DO SISTEMA PILOTO – WCVD-FS.....	79
5.3.1 Taxa hidráulica aplicada e carregamentos orgânicos e inorgânicos do WCVD-FS .....	79
5.3.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos dos afluentes e efluentes do WCVD-FS durante o período de <i>start-up</i> .....	80
<b>6 CONCLUSÕES .....</b>	<b>83</b>
<b>7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>85</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>87</b>
<b>APÊNDICE A.....</b>	<b>97</b>
<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>103</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A importância do saneamento para a garantia da saúde e da qualidade ambiental é amplamente reconhecida. Entretanto, o atual cenário brasileiro ainda demanda do desenvolvimento de tecnologias de tratamento capazes de serem aplicadas em pequenas cidades, comunidades isoladas e áreas rurais. Neste contexto, os *wetlands* construídos aparecem como uma alternativa viável, pois não dependem de grandes gastos de energia ou manutenção, e são capazes de garantir alta eficiência de tratamento de esgotos. Apesar do avanço no desenvolvimento dessa tecnologia, o maior emprego destes sistemas ainda encontra dificuldades associadas à complexidade de compreensão de seu funcionamento (LANA, 2013).

Os *wetlands* construídos são classificados em diferentes modalidades, sendo uma delas os *wetlands* construídos verticais (WCV). A maioria dos WCV possuem modelos de dimensionamento baseados no arraste de oxigênio para o interior do maciço filtrante, proporcionando a formação de ambientes oxidativos, favorecendo a remoção de matéria orgânica e, também, a nitrificação. Contudo, os WCV apresentam limitações quanto à remoção de nitrogênio, pois não promovem a remoção completa deste nutriente, devido à ausência de ambientes redutores.

Observa-se que o desempenho de sistemas WCV poderia ser otimizado na remoção conjunta da matéria orgânica e nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo. No entanto, esta otimização demanda o conhecimento aprofundado sobre as características, mecanismos, vantagens e limitações do uso de WCV para o tratamento de esgotos.

O número de grupos de pesquisa que estudam os fatores envolvidos na remoção de contaminantes por *wetlands* construídos tem aumentado nos últimos anos. Da mesma forma, o volume de informações publicadas em revistas e livros internacionais, focadas em minimizar interferentes e em possíveis soluções sugeridas para melhorar o desempenho do tratamento de águas residuárias, aumentaram consideravelmente (WU *et al.*, 2014). Isso tem levado a grande variedade de modelos e configurações de *wetlands* construídos, a fim de intensificar o tratamento realizado por essa tecnologia. Muitos estudos vêm buscando obter eficiência na remoção de DBO/DQO, sólidos suspensos e, ainda, promover ambientes propícios para a nitrificação e desnitrificação simultânea, como por exemplo, os WCV sob diferentes configurações, tais como: (i) com ciclos de enchimento e drenagem –

*Tidal Flow*, (ii) com unidades de repouso – modelo francês, (iii) com fundo saturado, (iv) com recirculação, (v) com sistemas combinados, entre outros.

A intensificação do tratamento realizado em WCV têm se mostrado vantajosa, uma vez que está sendo possível obter elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes dos efluentes em uma única modalidade de *wetland* construído e, além disso, possibilitando a redução de área necessária destinada ao tratamento de efluentes.

No Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado (GESAD), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), vários trabalhos referentes à tecnologia WCV foram realizados. Entre eles, citam-se: Sezerino (2006) que avaliou a potencialidade de *wetlands* construídos no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical; Olijnyk (2008) que avaliou a nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando *wetlands* construídos de fluxos vertical e horizontal; Suntti (2010), Furtado (2012) e Käfer (2015) que avaliaram os desempenhos de WCV no desaguamento de lodo de tanque séptico sob diferentes contextos; Monteiro (2014) que avaliou o comportamento de *wetlands* construídos de fluxo vertical e horizontal, empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório e Trein (2015) que avaliou a potencialidade de dois WCV no pós-tratamento de efluente primário, como alternativa tecnológica de tratamento avançado de esgotos, empregados sob o contexto da descentralização, sendo um dos *wetlands* estudados de fundo saturado. Ainda, outro trabalho do ENS vinculado ao Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), avaliou o potencial da nitrificação e desnitrificação em um único estágio de *wetland* construído para tratamento de efluente bruto, utilizando o aporte da biologia molecular para compreensão dos processos, sendo que neste estudo, os sistemas piloto estudados foram correspondentes ao modelo francês (SILVEIRA *et al.*, 2015).

Neste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo determinar, por meio de ensaios laboratoriais empregando colunas de areia, a melhor condição de saturação do maciço filtrante componente de WCV, em termos de eficiência de tratamento de esgoto sanitário e, a partir disso, aplicar a melhor condição de saturação do maciço filtrante em um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS) em escala piloto, a fim de propiciar condições para a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea.

Este estudo faz parte do projeto de pesquisa em execução pelo GESAD/UFSC, intitulado “Filtros Plantados com Macrófitas (*Wetlands* Construídos) Empregados no Tratamento Descentralizado de Esgotos”, o qual conta com financiamento da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA).



## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Determinar a melhor condição de saturação do maciço filtrante componente de *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado, em termos de desempenho no tratamento de esgoto sanitário.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Definir a altura de saturação do maciço filtrante de um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário;
- Determinar as condições de carregamento orgânico, inorgânico e taxa hidráulica a serem aplicadas em um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado, com vistas à remoção de matéria orgânica e de nitrogênio presentes em esgoto sanitário;
- Avaliar o comportamento inicial em termos operacionais e de desempenho de tratamento durante o *start up* do *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Segundo Kadlec e Wallace (2009), *wetlands* são áreas de terra que se encontram molhadas durante parte ou todo o ano devido sua localização na paisagem. Também são chamados de pântanos, brejos e mangues e são considerados ecossistemas de transição entre a terra e a água.

*Wetlands* construídos são sistemas que foram concebidos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação, solos e comunidades microbianas para auxiliar no tratamento de diferentes águas residuárias e no controle da poluição (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Estes sistemas têm se desenvolvido rapidamente nas últimas décadas e foram estabelecidos em todo o mundo como uma alternativa para sistemas de tratamento para o saneamento de pequenas comunidades. São sistemas robustos, com baixos requisitos de energia externa, e são fáceis de operar e manter, o que os torna adequados para o tratamento de esgotos sanitários de forma descentralizada (VYMAZAL, 2009).

Por se tratarem de sistemas de tratamento de águas residuárias baseados no processo de filtração, o conhecimento das características dos materiais a serem empregados, bem como a utilização de unidades de tratamento primário (cujo objetivo é a maximização da redução de materiais sólidos grosseiros e gorduras), torna-se fundamental. As alternativas de tratamento primário mais empregadas baseiam-se nos princípios de decantação e digestão das águas residuárias no seu estado bruto (recém-produzidas), notadamente sistemas conhecidos como tanques sépticos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Os *wetlands* construídos têm apontado adequar-se às diferentes situações e arranjos, proporcionando bom desempenho no tratamento de efluentes. Apesar de sua ampla utilização, muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento, destacando-se o tipo de fluxo empregado, o material filtrante, as macrófitas, os máximos carregamentos afluentes (tanto a nível hidráulico como orgânico), as cinéticas de depuração, a transferência de oxigênio, a estrutura e metabolismo do biofilme formado e a vida útil do sistema (SEZERINO, 2006).

Os *wetlands* construídos são classificados em dois amplos grupos de acordo com seu regime hidráulico (PHILIPPI; SEZERINO, 2004):

- Sistemas de lâmina livre ou de escoamento superficial;

- Sistemas de escoamento subsuperficial.

Os sistemas de escoamento subsuperficial são dimensionados para que ocorra a infiltração do efluente no maciço filtrante, diferentemente dos filtros de escoamento superficial, nos quais permanece uma lâmina de água na superfície.

Os *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial são comumente classificados na literatura segundo seu fluxo hidráulico, de três formas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004):

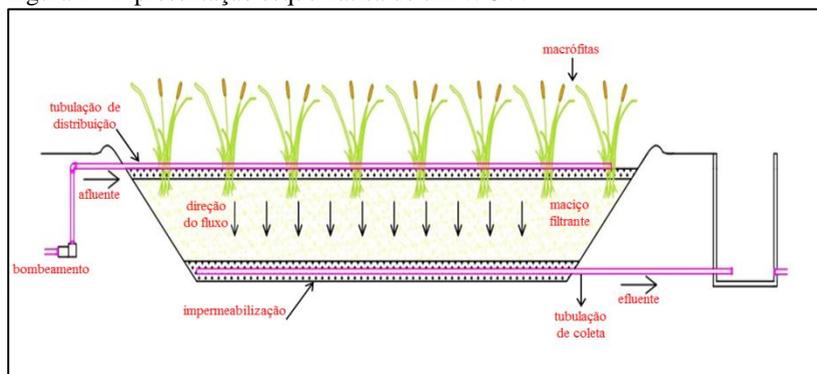
- **Wetland construído horizontal (WCH):** A alimentação ocorre por uma tubulação disposta na zona de entrada onde o esgoto percola pelo maciço filtrante até chegar à zona de saída, onde é coletado pela tubulação de saída/drenagem. Durante o percurso, o efluente percorre um caminho tendendo na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo.
- **Wetland construído vertical (WCV):** A alimentação ocorre de forma intermitente, sob a superfície do módulo, percolando verticalmente, sendo o efluente coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem/coleta.
- **Sistemas híbridos:** Nesse caso, ocorre a combinação de WCV + WCH ou vice e versa, a fim de obter as vantagens que ambos os filtros oferecem, conseguindo assim uma boa remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e a transformação da fração nitrogenada.

Esta pesquisa aplicou unicamente a modalidade de WCV, por esse motivo, apenas as características deste tipo de *wetland* construído foram abordadas.

### 3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS

Os WCV são módulos geralmente escavados no terreno, preenchidos com material filtrante (cascalho, pedras, solo, areia, etc) e macrófitas plantadas diretamente na sua superfície. Devem possuir sistemas de impermeabilização (lona plástica, geomembranas, argila entre outros) a fim de impedir que o efluente a ser tratado contamine o solo e atinja o lençol freático. A forma de aplicação intermitente do efluente sobre a superfície dos *wetlands* construídos promove um grande arraste de oxigênio atmosférico para dentro do maciço filtrante, possibilitando a degradação da matéria orgânica e oxidação da amônia (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Na Figura 1 apresenta-se, de forma esquemática, um WCV.

Figura 1 – Apresentação esquemática de um WCV.



### 3.1.1 Elementos atuantes nos WCV

Os principais elementos que atuam nos WCV são o maciço filtrante, os micro-organismos e as macrófitas, cada qual desempenhando um papel importante na depuração dos efluentes.

#### 3.1.1.1 Maciço filtrante

O maciço filtrante sustenta a vegetação, fornece área superficial para a adesão dos micro-organismos, e está associado com os mecanismos físico-químicos de tratamento. O substrato afeta a capacidade de tratamento através do tempo de detenção, superfícies de contato dos micro-organismos com o efluente e a disponibilidade de oxigênio. Vários tipos de material suporte podem ser utilizados, como os solos naturais (argila ou solos superficiais), misturas de solos, cascalho, pedras, cinzas e combinações. Cascalho e/ou areia são os substratos mais recomendados para a maioria dos sistemas (HAMMER, 1989).

Por se tratarem de sistemas de tratamentos de águas residuárias baseados no processo de filtração, o conhecimento das características do material empregado é um papel importante nos processos de depuração da matéria orgânica contida nas águas residuárias. A granulometria representa as dimensões das partículas, e é uma característica que bastante influencia na condutividade hidráulica do maciço filtrante. Quanto menor a granulometria, menores são os espaços entre as partículas, menor a condutividade hidráulica, e mais fácil ocorre a colmatção do leito (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Hoffmann *et al.* (2011) consideram a areia grossa o substrato mais adequado para a construção de *wetlands* de fluxo subsuperficial. Devida atenção também deve ser dedicada ao tamanho dos grãos utilizados. Os autores indicam que a areia empregada deve ser suficientemente grossa, o diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) deve estar na faixa de 0,1 a 0,4 mm, idealmente estando mais perto de 0,4 mm, e a condutividade hidráulica deve ser de  $10^{-4}$  a  $10^{-3}$  m.s<sup>-1</sup>.

De acordo com Caputo (1996), com base no diâmetro efetivo e no diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores que este valor ( $d_{60}$ ) – obtido com o ensaio granulométrico, pode-se determinar o Coeficiente de Uniformidade (U), conforme a Equação 1:

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (1)$$

Onde: U = coeficiente de uniformidade (adimensional);  $d_{60}$  e  $d_{10}$  em milímetros.

Esta relação demonstra, na realidade, a falta de uniformidade de um solo e/ou maciço filtrante, pois seu valor diminui ao ser mais uniforme o material. Considera-se, portanto, granulometria muito uniforme os materiais cujo coeficiente de uniformidade sejam inferiores a 5 unidades; uniformidade média onde o coeficiente de uniformidade encontra-se entre 5 e 15 unidades; e desuniforme quando o coeficiente de uniformidade for maior que 15 unidades (CAPUTO, 1996).

Os WCV, assim como os *wetlands* construídos horizontais, também são alvos da acumulação de sólidos, que preenchem o volume dos poros, principalmente na parte superior do filtro. A carga orgânica aplicada tem grande papel na ocorrência da colmatação, por isso sistemas operados continuamente, devem receber baixas cargas orgânicas. Já nos sistemas que empregam leitos múltiplos com regime de descanso, a condutividade hidráulica é restaurada durante este período em que o leito não recebe carga (KADLEC; WALLACE, 2009).

### 3.1.1.2 Micro-organismos

O maciço filtrante e as raízes das plantas são os principais responsáveis pela aglomeração dos micro-organismos, pois estes fornecem a superfície para aderência e consequente formação do biofilme microbiano (SEZERINO, 2006). Inúmeros são os micro-organismos presentes e envolvidos no processo de tratamento de esgotos

em *wetlands* construídos. Dentre estes diferentes micro-organismos, as bactérias são o grupo mais representativo. As bactérias desempenham três papéis básicos: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e desnitrificação, sendo as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Basicamente, para continuarem a reproduzir-se e funcionar adequadamente, os micro-organismos devem ter uma fonte de energia (carbono) para a síntese de novo material celular, e elementos inorgânicos (nutrientes), tais como nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, cálcio e magnésio (COOPER *et al.*, 1996).

A diversidade de micro-organismos em *wetlands* construídos pode ser fundamental para o seu bom funcionamento (IBEKWE *et al.*, 2003). Para melhorar o design desses sistemas, o conhecimento detalhado da estrutura destas comunidades deve ser estudado, a fim de entender os processos biológicos que estão ocorrendo dentro deles (TRUU *et al.*, 2009 e DONG e REDDY, 2010).

Recentemente, vários estudos têm caracterizado populações microbianas de unidades laboratoriais, filtros de areia e *wetlands* construídos sob condições específicas (RAGUSA *et al.*, 2004; VACCA *et al.*, 2005; BAPTISTA *et al.*, 2008; CALHEIROS *et al.*, 2009; KRASNITS *et al.*, 2009; SLEYTR *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2010 e DONG e REDDY, 2010). No entanto, faltam informações sobre a diversidade e as mudanças das comunidades microbianas em sistemas que tratam efluentes em escala real (KRASNITS *et al.*, 2009).

De acordo com Adrados *et al.* (2014), o aumento da eficiência de remoção de nitrogênio de efluentes é uma das questões-chave para um maior desenvolvimento e aplicação de *wetlands* construídos e outras tecnologias descentralizadas. De fato, estudos anteriores sugerem que arqueas nitrificantes, fungos desnitrificantes, bactérias desnitrificantes aeróbias e micro-organismos nitrificantes heterotróficos podem desempenhar papel importante nas transformações de nitrogênio em *wetlands* construídos (TRUU *et al.*, 2005).

Como os micro-organismos afetam processos como nitrificação, desnitrificação, absorção e sedimentação, eles têm que ser levados em consideração ao modelar as transformações e remoção de nitrogênio de efluentes (MAYO e BIGAMBO, 2005). Assim, um primeiro passo para estabelecer o papel das comunidades biológicas na remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos é avaliar a diversidade de micro-organismos sob diferentes condições (ADRADOS *et al.*, 2014). Com esta finalidade, recentes estudos têm introduzido técnicas moleculares na caracterização de comunidades bacterianas (SLEYTR *et al.*, 2009).

### 3.1.1.3 Macrófitas

A presença ou ausência de plantas é uma das características que define os sistemas *wetlands* e assim pode ser considerada uma propriedade inerente a estes. As plantas que crescem nesses sistemas são usualmente chamadas de macrófitas (BRIX, 1997).

Ainda, segundo Brix (1997), as macrófitas desempenham funções importantes nos *wetlands* construídos, dentre elas:

- Estabilizar as superfícies dos filtros;
- Oferecer boas condições para o processo físico de filtração;
- Evitar a colmatação de sistemas de fluxo vertical;
- Isolar a superfície contra geadas durante o inverno;
- Proporcionar uma área de superfície para o crescimento microbiano;
- Retirar nutrientes devido ao requerimento nutricional das plantas;
- Embelezam a paisagem, tornando o sistema esteticamente agradável.

O Quadro 1 destaca, resumidamente, as ações atribuídas as macrófitas nos *wetlands* construídos.

Quadro 1 - Papel das macrófitas nos *wetlands* construídos.

<b>Parte da macrófita</b>	<b>Ação de auxílio no tratamento de esgotos</b>
Parte aérea (tecidos)	- Atenuação da luminescência – redução do crescimento de fitoplâncton - Potencial estético – embelezamento paisagístico - Armazenamento de nutrientes
Tecidos da macrófita em contato com a água (esgoto)	- Promoção da filtração - Dispõem grande área para aderência de micro-organismos - Liberação de oxigênio devido a fotossíntese – aumento na taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica - Retirada de nutrientes
Raízes e rizomas em contato com o solo	- Prevenção contra erosão - Prevenção contra a colmatação em unidades de fluxo vertical - Liberação de oxigênio – auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação - Retirada de nutrientes - Liberação de antibióticos

**Fonte:** Adaptado de Brix (1997).

De acordo com Lana (2013), a escolha da macrófita a ser utilizada nos *wetlands* construídos depende de diversos fatores, tais como, as características de operação do sistema, maior eficiência de absorção de nutrientes, interesse paisagístico, interesse comercial, disponibilidade da espécie, adaptação ao clima. A espécie *Phragmites australis* é uma das mais utilizadas em *wetlands* construídos, porém não é uma espécie nativa do Brasil, deste modo, no Brasil são comumente utilizadas: Taboa (*Typha ssp.*), o Papiro (*Cyperus papyrus*) e o Junco (*Zizaniopsis bonariensis*) (HOFFMANN *et al.*, 2011; MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008; PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

### 3.1.2 Mecanismos de remoção de poluentes nos WCV

A remoção de contaminantes em *wetlands* construídos é complexa e depende de uma variedade de mecanismos, incluindo a remoção por sedimentação, filtração, precipitação, volatilização, absorção pelas plantas e vários processos microbianos (VYMAZAL, 2007 e KADLEC; WALLACE, 2009). Estes mecanismos são em geral diretamente ou indiretamente influenciados pelas taxas de cargas orgânicas e inorgânicas aplicadas, temperaturas, tipo de meio filtrante, estratégias de operação e condições redox diferentes nos leitos dos *wetlands* construídos (WU *et al.*, 2014). No Quadro 2 apresentam-se os principais mecanismos responsáveis pela remoção de poluentes nos *wetlands* construídos.

Quadro 2 - Mecanismos responsáveis pela remoção de poluentes nos *wetlands* construídos.

<b>Constituintes de esgotos</b>	<b>Mecanismos de Remoção</b>
Sólidos Suspensos	Sedimentação; Filtração
Material Orgânico Solúvel	Degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação; Retirada pela planta; Adsorção; Volatilização da amônia
Fósforo	Adsorção; Retirada pela planta
Metais	Complexação; Precipitação; Retirada pela planta; Oxidação/redução microbiana
Patógenos	Sedimentação; Filtração; Predação

**Fonte:** (COOPER *et al.*, 1996).

A matéria carbonácea presente nos esgotos, usualmente medida e quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), é na maior parte, degradada aerobicamente (na presença de oxigênio dissolvido) por micro-organismos, principalmente bactérias, que estão aderidas ao material filtrante e nas raízes das macrófitas. A degradação anaeróbia (em ausência de oxigênio dissolvido) também ocorre, e é reportada em sistemas saturados de água/esgoto. A degradação via micro-organismos ocorre devido à necessidade destes em obter energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Resultados experimentais, tanto de escala piloto quanto de escala real, confirmam que WCV com alimentação intermitente e alternância de alimentação com períodos de repouso são capazes de remover grandes quantidades de DBO e amônia, devido à oxigenação adequada do leito filtrante (PLATZER e MAUCH, 1997; COOPER, 1999).

De acordo com Cooper (1999), WCV é reconhecido por ser o tipo ideal de *wetland* construído para promover a nitrificação e degradação da matéria orgânica.

O nitrogênio é um elemento chave nos ciclos biogeoquímicos existentes nos *wetlands* construídos. As formas encontradas na sua maior parte oriundas dos lançamentos de esgotos variam desde compostos orgânicos – aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas, até compostos inorgânicos em diferentes estágios de oxidação – amônia ( $\text{NH}_4^+$  e/ou  $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido nítrico (NO), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e, finalmente, nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ) (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

O principal mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos *wetlands* construídos é a sequência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (COOPER *et al.*, 1996; KADLEC; KNIGHT, 1996; IWA, 2000). Em resumo, o nitrogênio orgânico é mineralizado à amônia através da hidrólise e degradação bacteriana; a amônia é oxidada a nitrato por meio de bactérias nitrificantes em zonas aeróbias; por fim, os nitratos são convertidos a nitrogênio gasoso em ambientes anóxicos e anaeróbios. O oxigênio requerido para a nitrificação é suprido por convecção e difusão atmosférica e pelas plantas. Porém, o nitrogênio também é requerido pelas macrófitas e, portanto, incorporado em sua biomassa. Outros mecanismos como a volatilização e a adsorção são verificados, porém, em menor importância quando comparados com a nitrificação / desnitrificação (SEZERINO, 2006).

### 3.1.3 Dimensionamento de WCV

O dimensionamento de WCV é dependente das cargas hidráulicas e orgânicas, a fim de propiciar um ambiente mais aeróbio quando comparado aos *wetlands* construídos horizontais, dado que se espera nos WCV a remoção da matéria carbonácea, bem como a transformação das frações de nitrogênio. A lógica do dimensionamento está fundamentada na obtenção da área superficial mínima requerida para que o balanço de oxigênio possa ser positivo ao longo do tempo (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Inúmeras relações são recomendadas, tais como:

- (i) Hoffmann *et al.* (2011) os quais recomendam que para regiões frias, a área requerida é usualmente de 3 a 4  $\text{m}^2.\text{pessoa}^{-1}$  e para regiões quentes, a área requerida é de 1 a 2  $\text{m}^2.\text{pessoa}^{-1}$ . Para a carga orgânica por área cita-se um limite de 20  $\text{gDQO.m}^2.\text{d}^{-1}$  para regiões frias, porém os autores relatam que possuem boas experiências aplicando de 60 a 70  $\text{gDQO.m}^2.\text{d}^{-1}$  e taxas hidráulicas até maiores que 200  $\text{mm.d}^{-1}$  para efluentes pré-tratados em climas quentes.
- (ii) Sezerino (2006) apresenta como critérios de dimensionamento de WCV, pós-tratamento primário, submetidos às condições de clima subtropical (sul do Brasil), uma aplicação intermitente com 3 pulsos diários (de 8 em 8 horas) e as seguintes taxas hidráulicas e cargas: 230  $\text{mm.d}^{-1}$ ; 41  $\text{gDQO.m}^2.\text{d}^{-1}$ ; 15  $\text{gSS.m}^2.\text{d}^{-1}$  e 12  $\text{gNTK.m}^2.\text{d}^{-1}$ .

Os WCV permitem alta taxa de transferência de oxigênio para o maciço filtrante. Assim sendo, Platzer (1999) descreveu equações de balanço de oxigênio para o dimensionamento de WCV. As equações levam em consideração a quantidade de oxigênio que é requerida para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação, e o oxigênio que é recuperado no processo de desnitrificação. O autor obtém também a difusão de oxigênio relacionando a área superficial, o coeficiente de difusão (diretamente relacionada com os parâmetros físicos do material filtrante), o tempo em que o leito está encharcado e quantas vezes isso ocorre (número de aplicações de esgoto), e obtém também a entrada de oxigênio por convecção relacionando à quantidade de oxigênio existente no ar, em  $\text{g.L}^{-1}$  com o volume de esgoto aplicado. Desta forma, tem-se a oferta e a demanda de oxigênio, sendo que o resultado final deve ser positivo. Este modelo é amplamente empregado para o

dimensionamento de WCV no tratamento secundário de esgotos sanitários, utilizando areia como material filtrante.

Platzer (1999) sugere ainda, como critério de dimensionamento, que a alimentação nos WCV seja feita de forma intermitente, de 2 a 3 aplicações de esgoto por dia, para possibilitar a ocorrência de nitrificação.

Contudo, o modelo de Platzer (1999) não leve em conta o oxigênio dissolvido no esgoto, nem a assimilação biológica de nitrogênio pelas plantas e micro-organismos. Cooper (2005) usou a seguinte Equação (2) para calcular a Capacidade de Transferência de Oxigênio (CTO):

$$CTO = \frac{(\text{vazão}) \times [(DBO_5 \text{ entrada} - DBO_5 \text{ saída}) + 4,3 \times (N - NH_4^+ \text{ entrada} - N - NH_4^+ \text{ saída})]}{(\text{área total})} \quad (2)$$

Onde vazão é em  $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ; concentrações de  $DBO_5$  e  $N - NH_4^+$  em  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; área em  $\text{m}^2$ ; e TCO em  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ .

Geralmente, os dados reais relativos à CTO em WCV são limitados. Valores reportados em  $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  mostram uma gama de variações, como segue: 23 – 64 (COOPER, 1999); 35,4 (WEEDON, 2003), 55 (KAYSER e KUNST, 2005), 28 – 100 em vários sistemas (COOPER, 2005), entre outros.

### 3.2 WCV MODIFICADOS

O número de grupos de pesquisa que estudam os fatores envolvidos na remoção de contaminantes por *wetlands* construídos tem aumentado nos últimos anos. Da mesma forma, o volume de informações publicadas em revistas e livros internacionais, focadas em minimizar interferentes e em possíveis soluções sugeridas para melhorar o desempenho do tratamento de águas residuárias, aumentaram consideravelmente (WU *et al.*, 2014). Isso tem levado a grande variedade de modelos e configurações de *wetlands* construídos, a fim de intensificar o tratamento realizado por essa tecnologia. Muitos estudos vêm buscando obter eficiência na remoção de DBO/DQO, sólidos suspensos e, ainda, promover ambientes propícios para a nitrificação e desnitrificação simultânea, como por exemplo, os WCV sob diferentes configurações, tais como: (i) com ciclos de enchimento e drenagem – *Tidal Flow*, (ii) com unidades de repouso – modelo francês, (iii) com fundo saturado, (iv) com recirculação, (v) com sistemas combinados, entre outros.

Nas seções seguintes serão descritos alguns modelos de WCV modificados.

### **3.2.1 WCV aerado**

A oferta insuficiente de oxigênio é frequentemente citada como um fator limitante para a remoção de compostos carbônicos e nitrogenados em *wetlands* construídos convencionais (MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009). Na última década, os *wetlands* construídos com aeração ganharam atenção, porque eles são capazes de melhorar a remoção dos principais poluentes, como o carbono orgânico, nitrogênio e patógenos (DONG *et al.*, 2012; HEADLEY *et al.*, 2013).

Quando a aeração contínua é aplicada em um *wetland* construído, o ambiente aeróbio permanece dominante e altos níveis de nitrificação podem ser alcançados. No entanto, a desnitrificação subsequente é limitada devido as condições aeróbias prevaletentes (BOOG *et al.*, 2014). O uso de aeração intermitente pode facilitar a criação de condições aeróbias e anóxicas no interior do *wetland* construído, aumentando a desnitrificação e, conseqüentemente, a remoção de nitrogênio (ZHANG *et al.*, 2010). Além disso, a aeração intermitente pode economizar custos operacionais em relação à aeração contínua (LIU *et al.*, 2013).

Estudos recentes relatam o aumento da remoção de nitrogênio pelo uso de aeração intermitente em *wetlands* construídos, como por exemplo, no tratamento de água de rio poluído, no tratamento de esgoto sintético bem como experiências em escala piloto (BOOG *et al.*, 2014).

### **3.2.2 WCV com ciclos de enchimento e drenagem – *Tidal Flow***

Um método para resolver as limitações de transferência de oxigênio em *wetlands* construídos tradicionais é a operação caracterizada por vários ciclos de enchimento e drenagem de efluente por dia. Como a água residuária enche o *wetland* construído e posteriormente drena, o ar é aspirado para dentro do meio filtrante (SUN; ZHAO; ALLEN, 2007 e WU *et al.*, 2011).

O desempenho de *wetlands* construídos com ciclos de enchimento e drenagem depende de muitos fatores, tais como quantidade de ciclos de enchimento e drenagem, transferência de oxigênio e características do maciço filtrante. A capacidade de troca catiônica do meio filtrante afeta o desempenho em sistemas de tratamento por *wetlands* construídos com ciclos de enchimento e

drenagem: Alta capacidade de troca catiônica pode estimular mais a adsorção de amônia durante a fase de enchimento – inundação e aumentar a remoção de nitrogênio (WU *et al.*, 2014).

### **3.2.3 WCV modelo francês**

O WCV modelo francês engloba duas fases, com a primeira fase visando, principalmente, a remoção de matéria orgânica com a utilização de três filtros em paralelo com a alternância de fases de alimentação e repouso. A segunda fase funciona num modo semelhante, mas tem apenas duas unidades em paralelo, e visa principalmente a oxidação da amônia (MOLLE *et al.*, 2006). Essa configuração tem a característica especial de ser capaz de receber esgoto bruto, e assim permitir a fácil gestão de lodos, em comparação com outros sistemas que têm que lidar com lodo primário de tanques sépticos ou lodo secundário de tanques de sedimentação (MOLLE *et al.*, 2005).

Molle *et al.* (2005) avaliaram 72 sistemas implementados na França e obtiveram eficiências de remoção média na primeira fase de 79%, 86% e 58% para DQO, SS e NTK, respectivamente. Além disso, os autores identificaram que a acumulação de lodo sobre o leito do filtro da primeira etapa foi de cerca de 1,5 centímetros por ano e só era necessário a remoção após 10-15 anos.

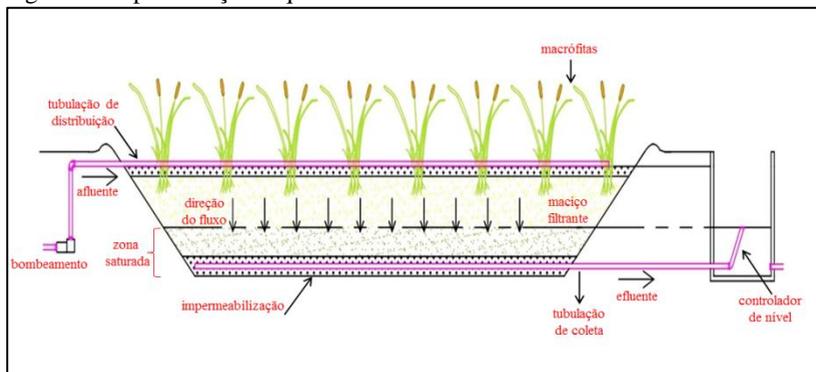
Prost-Boucle e Molle (2012) destacam que em situações onde os requisitos de eficiência não são muito restritivos a aplicação de um segundo estágio do sistema francês é discutível, já que sua supressão pode reduzir a área requerida e gastos construtivos. Estes autores discutem ainda a aplicação da recirculação em um estágio único. A recirculação poderia beneficiar a remoção de nitrogênio pelo aumento do tempo de contato entre efluente e biomassa, no entanto, ao contrário do desejado, pode haver um aumento de custos com energia pela necessidade de bombas. Em países de clima tropical observa-se que é possível a aplicação de um estágio único sem a necessidade de recirculação. Nestes casos a eficiência é garantida pela influência das altas temperaturas que aceleram os mecanismos de degradação que ocorrem no meio (LANA, 2013).

### **3.2.4 *Wetland* construído vertical descendente com fundo saturado**

Um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS) consiste em um módulo de WCV com duas zonas distintas: uma zona superior cujo maciço filtrante apresenta drenagem

livre, e uma zona inferior, que está saturada com esgoto. Estas condições permitem uma boa remoção de nitrogênio total através de nitrificação e desnitrificação sequencial. A profundidade da zona saturada, pode ainda, ser ajustada para otimizar a eficiência de tratamento (KIM *et al.*, 2014). Na Figura 2, apresenta-se de forma esquemática, um WCVD-FS.

Figura 2 – Apresentação esquemática de um WCVD-FS.



De acordo com Kim *et al.* (2014), a remoção de amônia em zonas aeróbias de *wetlands* construídos pode ser facilmente explicada pelo processo de nitrificação. Já os nitratos são removidos nas zonas de anoxia por desnitrificação. Quando ambos amônia e nitratos estão presentes em conjunto, o processo ANAMMOX (oxidação anaeróbia de amônia) pode ocorrer sob condições anóxicas. Este processo já foi observado em WCH e em WCVD-FS por outros autores (DONG; SUN, 2007).

Payne *et al.* (2014) avaliaram experimentos em ensaios de colunas simulando filtros biológicos com variáveis de projeto, incluindo espécies de macrófitas e zonas saturadas. O estudo concluiu que, a inclusão de uma zona saturada em filtros biológicos tem grande importância para as macrófitas, na proteção das mesmas contra a variabilidade climática, assim como, atua como um “seguro” contra a má seleção da espécie de macrófita a ser utilizada.

No Quadro 3 apresenta-se o resumo de alguns estudos utilizando WCVD-FS, aplicados no tratamento de esgotos.

Quadro 3 - Estudos utilizando WCVD-FS.

Referência	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Saturação de fundo	Carga orgânica aplicada	Taxa hidráulica	Concentrações e eficiências							
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)				
Trein (2015)	Reator anaeróbio compartimento + WCVD-FS para tratamento de esgoto.	70 cm, sendo: 10 cm de brita + 50 cm de areia grossa + 10 cm de brita.	20 cm	2 gDQO/m <sup>2</sup> .d	11,6 mm/d	DQO	157	18	88				
						SS	26	3	88				
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	43	3	93				
Andrade (2012)	Sistema piloto – único módulo para tratamento de esgoto sintético.	95 cm, sendo: 15 cm de brita + 40 cm de areia + 40 cm de brita.	80 cm	-	126 mm/d	DQO	301	15	95				
						NTK	56	25	55				
						P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup>	56	30	46				
Prigent <i>et al.</i> (2013)	Filtro biológico seguido de WCVD-FS de único estágio, para tratamento de esgoto doméstico.	105 cm, sendo: 40 cm de xisto expandido +15 cm de calcário + 50 cm de xisto expandido.	20 cm	293 gDQO/m <sup>2</sup> .d	380 mm/d	DQO	977	350	64				
						SS	412	98	76				
						NT	87	69	21				
		40 cm	293 gDQO/m <sup>2</sup> .d	380 mm/d	DQO	977	118	88					
					SS	412	30	93					
					NT	87	53	39					
Kim <i>et al.</i> (2014)	Filtro biológico seguido de adição de cloreto férrico para precipitação de fósforo seguido de <i>wetland</i> construído - modelo Francês com fundo saturado, para tratamento de esgoto sanitário + água residuária da produção de vinho.	1º estágio: 80 cm de brita (d <sub>10</sub> : 1.6 mm; d <sub>60</sub> : 3.6 mm).	40 cm	560 a 1220 gDQO/m <sup>2</sup> .d	-	SS	450	3,4	99				
		2º estágio: 80 cm de areia (d <sub>10</sub> :0.16 mm; d <sub>60</sub> : 1.3 mm)	60 a 75 cm			DBO <sub>5</sub>	286	3,2	99				
						DQO	794	25	97				
		NT	71			17	76	PT	9,5	2,8	70		
								NTK	70	1,6	98		
								Silveira <i>et al.</i> (2015)	Wetland construído - modelo francês de único estágio, para tratamento de esgoto sanitário.	70 cm, sendo: 15 cm de brita (20 - 40 mm) + 20 cm de brita (8 - 20 mm) + 35 cm de brita (2 - 6 mm)	15 cm	26 gDQO/m <sup>2</sup> .d	230 mm/d
SS	252			60	76								
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	44	28	36										
25 cm	25 gDQO/m <sup>2</sup> .d	230 mm/d	NTK	57	31	46							
			DQO	115	57	50							
SS	261	31	88	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	50	24	52						
				NTK	63	25	60						

## 4 METODOLOGIA

A presente pesquisa fez parte do projeto intitulado “Filtros Plantados com Macrófitas (*Wetlands* Construídos) Empregados no Tratamento Descentralizado de Esgotos”, financiado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), sob o Convênio nº 399/2011 e Edital de Convocação nº 01/2011, cuja responsabilidade de execução foi do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

As atividades de pesquisa foram realizadas em dois momentos: (i) realização de experimento em escala laboratorial de bancada, o qual foi conduzido entre o período de abril a outubro de 2014; (ii) implantação e início de operação (*start-up*) de experimento de campo – módulo piloto, realizado entre o período de outubro de 2014 a agosto de 2015.

### 4.1 EXPERIMENTO EM ESCALA DE BANCADA

O experimento, em escala de bancada, foi realizado no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), da UFSC.

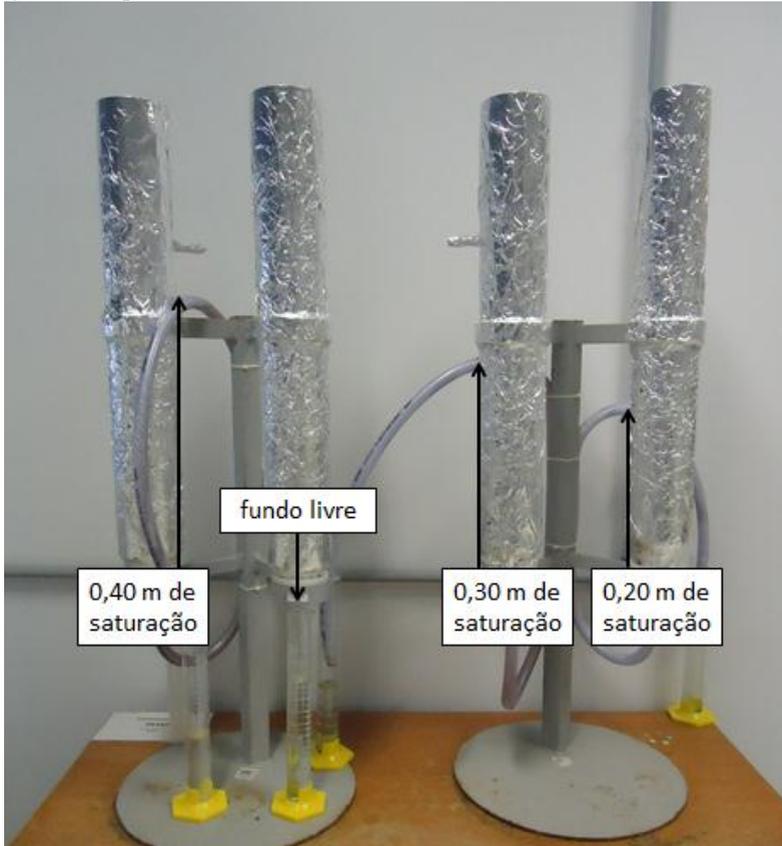
O experimento foi montado utilizando-se quatro colunas de vidro com área superficial interna de 0,007238 m<sup>2</sup> cada (diâmetro interno de 96 mm). As mesmas foram preenchidas com areia em uma altura útil de 0,55 m para simulação do maciço filtrante componente de WCV (Figura 3). As colunas de vidro foram cobertas com papel alumínio para evitar o crescimento de algas.

Cada coluna foi operada com uma condição de saturação de fundo específica: Coluna 1 (drenagem livre); Coluna 2 (0,20 m de saturação); Coluna 3 (0,30 m de saturação) e Coluna 4 (0,40 m de saturação) (Figura 4). A saturação de fundo das colunas foi realizada com a utilização de mangueiras, as quais tiveram suas extensões fixadas nas alturas estabelecidas. A saturação de fundo permitiu criar duas zonas distintas em cada coluna de areia, uma de drenagem livre (aeróbia) e outra saturada (anaeróbia). A relação da altura saturada/drenagem livre pode ser verificada no Quadro 4.

A fim de caracterizar a areia utilizada no experimento, foi realizado um ensaio granulométrico, conforme a NBR 243/03 (ABNT, 2003), onde obteve-se a seguinte caracterização da areia:  $d_{10}= 0,25$  mm,  $d_{60}= 1,63$  mm e  $U= 6,5$ . De acordo com o coeficiente de uniformidade, a

areia utilizada possui uniformidade média (CAPUTO, 1996). Na Figura 5, apresenta-se a curva granulométrica obtida no ensaio.

Figura 3 - Experimento utilizando colunas de areia.



Quadro 4 - Descrição das alturas de saturação das colunas de areia.

Colunas	1	2	3	4
Altura útil da coluna (m)	0,55	0,55	0,55	0,55
Altura zona insaturada (m)	0,55	0,35	0,25	0,15
Altura zona saturada (m)	-	0,20	0,30	0,40
Porcentagem da altura saturada em relação à altura total (%)	-	36,3	54,5	72,7

Figura 4 - Representação esquemática das colunas de areia simulando o maciço filtrante componente de WCV.

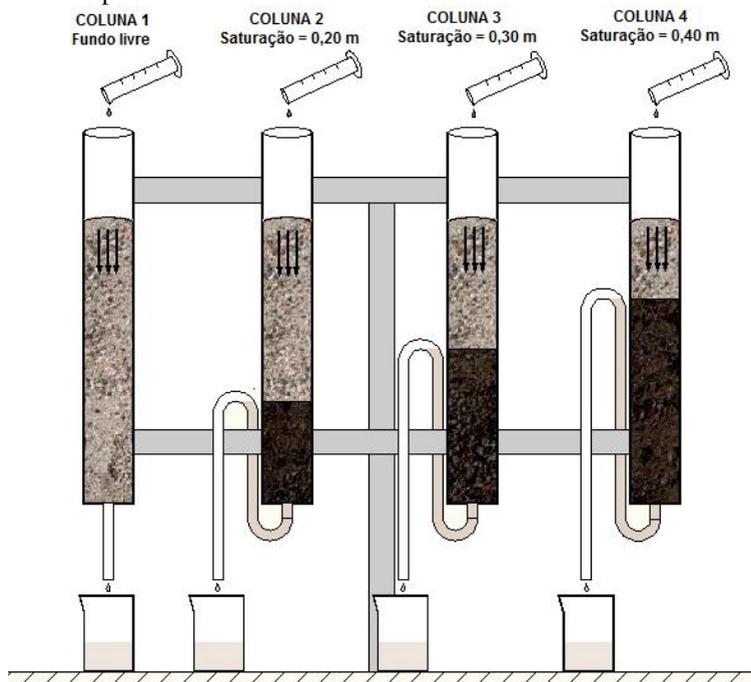
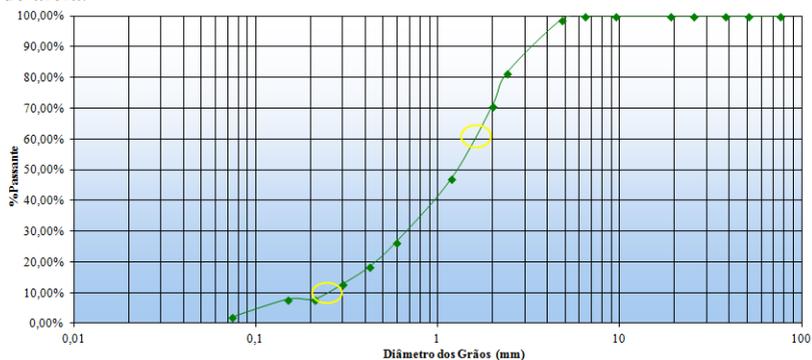


Figura 5 - Curva granulométrica da areia utilizada no experimento com colunas de areia.



O efluente utilizado no experimento foi oriundo de uma parcela do esgotamento sanitário produzido no bairro Pantanal, do município de

Florianópolis – Santa Catarina. O sistema de coleta de esgotos sanitários passa dentro do *campus* da UFSC, onde o esgoto foi coletado. A coleta de esgoto sanitário (aproximadamente 20 L) foi realizada no início de cada semana, sendo que o mesmo, ao longo da semana, foi armazenado sob refrigeração.

A alimentação das colunas foi realizada de forma intermitente, manualmente, três vezes ao dia (9h, 13h e 17h) – três dias por semana (terças, quartas e quintas-feiras), ou seja, a alimentação foi realizada com regime de descanso para restauração da condutividade hidráulica no período em que o leito não recebe carga.

A caracterização físico-química do afluente foi realizada semanalmente, antes da alimentação das colunas, e a qualidade do efluente tratado, monitorada, também, semanalmente.

O carregamento orgânico aplicado no experimento foi fixado em  $41 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  durante todo o período de estudo, conforme definido em estudos de Sezerino (2006). Portanto, a taxa hidráulica foi variável a fim de manter o carregamento de DQO constante. A Equação 3 foi utilizada para determinar o volume aplicado por dia em cada coluna de areia.

$$V \left( \frac{L}{d} \right) = \frac{41000 \frac{\text{mgDQO}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}}{\frac{\text{mgDQO}}{L}} \times 0,007238 \text{m}^2 \quad (3)$$

De acordo com Ragusa *et al.* (2004) são necessários aproximadamente 100 dias para a adaptação da microbiota em *wetlands* construídos. Planejou-se, portanto, realizar este experimento por um período de 2 vezes o recomendado de adaptação da microbiota, com objetivo de verificar se a eficiência de tratamento em cada condição de saturação permanecia estável, e a partir disso, realizar análises microbiológicas. O experimento foi então conduzido por 210 dias, sendo o mesmo monitorado por 182 dias.

A partir dos resultados obtidos ao final do experimento em escala laboratorial, a melhor condição de saturação de fundo do maciço filtrante em termos de desempenho no tratamento de esgoto sanitário, principalmente em relação à remoção de nitrogênio, foi aplicada em um WCVD-FS, construído em escala piloto e implantado em campo. O monitoramento do período inicial de operação (*start-up*) foi objeto de avaliação nesta pesquisa. A descrição das condições de dimensionamento, construção e início de operação foram abordadas na forma de resultados.

## 4.2 ANÁLISES LABORATORIAIS

### 4.2.1 Análises físico-químicas

As amostras coletadas periodicamente (esgoto bruto e efluentes das colunas C1, C2, C3 e C4), foram analisadas em laboratório, por meio dos seguintes parâmetros físico-químicos: Potencial Hidrogeniônico (pH), Alcalinidade, Sólidos Suspensos (SS), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), Nitrogênio Nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), Nitrogênio Nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) e Fósforo Ortofosfato ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ), conforme descritos no Quadro 5.

Quadro 5 - Metodologia analítica empregada nas análises.

Parâmetro	Unidade	Metodologia Empregada
pH	-	Método direto – potenciométrico (APHA, 2005).
Alcalinidade	mg/L	Método titulométrico (APHA, 2005).
SS	mg/L	Método gravimétrico (APHA, 2005).
DQO	mg/L	Método colorimétrico – Digestão em refluxo fechado – kit Hach® (APHA, 2005).
NT	mg/L	Método colorimétrico – Digestão de persulfato – kit Hach®
$\text{N-NH}_4^+$	mg/L	Método colorimétrico (VOGEL, 1981).
$\text{N-NO}_3^-$	mg/L	Método colorimétrico – Redução de cádmio – kit Hach® (APHA, 2005).
$\text{N-NO}_2^-$	mg/L	Método colorimétrico (APHA, 1998).
$\text{P-PO}_4^{3-}$	mg/L	Método colorimétrico (APHA, 2005).

### 4.2.2 Monitoramento das comunidades bacterianas

Para a identificação das comunidades bacterianas presentes nas colunas de areia, foram realizadas análises após o período de operação do experimento, pois para isso foi necessário retirar o maciço filtrante das colunas para obtenção das amostras de areia.

Para avaliar a presença de comunidades bacterianas envolvidas, principalmente nas transformações e remoção de nitrogênio, foram coletadas amostras pontuais nas superfícies (primeiros 5 cm) de cada maciço filtrante. Posteriormente, foi aplicada nas amostras a técnica de Hibridização Fluorescente *in situ* – FISH, seguindo o protocolo de Amann (1995). As sondas oligonucleotídicas que foram utilizadas para a identificação das comunidades bacterianas estão descritas no Quadro 6, juntamente com os organismos alvos.

As lâminas contendo as amostras hibridizadas foram observadas por microscopia óptica de fluorescência, em microscópio Olympus Bx41, pertencente ao Laboratório Multiusuário de Estudos em Biologia (LAMEB II), do Centro de Ciências Biológicas da UFSC.

Quadro 6 - Descrição das sondas utilizadas para caracterizar as comunidades bacterianas.

SONDAS	GRUPO ALVO	REFERÊNCIA
EUBmix (I+II+III)	Domínio <i>Bactéria</i>	I – Amann <i>et al.</i> (1990) II e III – Daims <i>et al.</i> (1999)
THIO	<i>Thiobacillus</i>	Figuerola e Erijman (2007)
PAE 997	<i>Pseudomonas</i>	Amann <i>et al.</i> (1996)
NTSPA 662	Nitrospirae	Daims <i>et al.</i> (2001)
NTSPN 693	<i>Nitrospina gracilis</i>	Juretschko (2000)
NSO 190	$\beta$ - oxidantes de amônio Proteobacteria, incluindo <i>Nitrosomonas</i>	Mobarry <i>et al.</i> (1996)
NEU 653 *Competidor	<i>Nitrosomonas</i>	Wagner <i>et al.</i> (1995)
NT 3	<i>Nitrobacter</i>	Wagner <i>et al.</i> (1996)
PDV 1031	<i>Paracoccus denitrificans</i> , <i>Paracoccus versutus</i>	Neef <i>et al.</i> (1996)
PDV 198	<i>Paracoccus denitrificans</i> , <i>Paracoccus versutus</i>	Neef <i>et al.</i> (1996)
TBD 1419	<i>Thiobacillus denitrificans</i>	Fernandez <i>et al.</i> (2008)

Com o objetivo de identificar, de forma mais ampla e detalhada, a diversidade bacteriana presente nos maciços filtrantes e sua relação com as saturações de fundo propostas, foram extraídos, das amostras pontuais das zonas de interface saturada/drenagem livre e zonas saturadas das colunas com saturação de fundo (0,20 m, 0,30 m e 0,40 m), DNA metagenômico por meio de Kit de extração de DNA MoBio Power Soil TM (Mobio Laboratories Inc., Carlsbad, CA, USA), de acordo com as instruções do fabricante. Posteriormente, o DNA extraído foi encaminhado para a empresa Neopropecta (Florianópolis-SC), onde foi realizado o sequenciamento de DNA, através da plataforma de sequenciamento de nova geração *Miseq*.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresentam-se os resultados em duas etapas, quais sejam: (i) referente ao experimento com colunas de areia que simularam maciços filtrantes componentes de WCV operados ao longo de 210 dias com monitoramento contínuo durante 182 dias, e (ii) referente a utilização da condição de saturação de fundo apresentada com a melhor potencialidade de aplicação em um WCVD-FS implantado em escala piloto de campo, ressaltando-se o período inicial de operação (*start up*) do módulo *wetland*.

### 5.1 EXPERIMENTO EM ESCALA LABORATORIAL COM COLUNAS DE AREIA

#### 5.1.1 Taxa hidráulica aplicada e carregamentos orgânicos e inorgânicos do experimento com colunas de areia

Na Tabela 1, apresentam-se a taxa hidráulica (TH), o carregamento orgânico e os carregamentos inorgânicos aplicados em cada coluna de areia utilizada no experimento.

Tabela 1 - Taxa hidráulica, carregamento orgânico e carregamentos inorgânicos aplicados no experimento com colunas de areia.

	TH	DQO	SS	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
Unidade	mm.d <sup>-1</sup>	g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>
<b>Número de dados</b>	26	26	26	26
<b>Mínimo</b>	38,4	41	1,4	2,7
<b>Média</b>	71,7	41	6,2	4,0
<b>Mediana</b>	64,6	41	6,1	4,1
<b>Máximo</b>	117,5	41	10,1	5,6
<b>Desvio Padrão</b>	22,5	0	1,8	0,7
<b>Coefficiente de Variação</b>	0,31	0	0,29	0,2

Observa-se que para manter fixo o carregamento de DQO em 41 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, a taxa hidráulica aplicada apresentou variações, sendo a mínima de 38,4 mm.d<sup>-1</sup> e a máxima de 117,4 mm.d<sup>-1</sup>, devido as características reais do esgoto sanitário utilizado. A carga aplicada de sólidos suspensos foi em média de 6,2 gSS.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e de nitrogênio amoniacal foi de 4,0 gN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

Destaca-se que a alimentação das colunas de areia foi feita manualmente, três vezes na semana (terças, quartas e quintas) e três

vezes por dia (09h, 13h e 17h), portanto, os maciços filtrantes permaneciam em repouso quatro dias seguidos por semana.

### 5.1.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos afluentes e efluentes das colunas de areia

Na Tabela 2 estão apresentados os valores médios e desvios padrão de concentrações afluentes e efluentes das colunas de areia, referentes aos 182 dias de monitoramento do experimento, que compreenderam ao todo 26 semanas (abril a outubro de 2014). Os dados obtidos para cada parâmetro estão apresentados no Apêndice A.

Tabela 2 - Concentrações médias afluentes e efluentes das colunas de areia.

Parâmetros	Esgoto afluente	Esgoto efluente				
		C1 livre	C2 0,20 m	C3 0,30 m	C4 0,40 m	
pH	Média	7,1	3,7	5,5	6,4	7,1
	DP	0,2	0,6	1	0,3	0,3
	n	26	26	26	26	26
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Média	265	4	25	44	101,5
	DP	61	11,5	24	21	37,3
	n	26	26	26	26	26
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	624,5	16	46	75,3	62
	DP	181	19,5	24,8	18,5	20
	n	26	26	26	26	26
SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	96,5	2,5	5	4	5
	DP	46,5	6,3	10,7	10	6,8
	n	26	26	26	26	26
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	22	0,4	0,05	0,3	1,8
	DP	4,5	0,9	0,14	0,75	1,7
	n	26	25	25	25	25
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	67,6	76,8	57,3	43,4	36,4
	DP	15,3	19,3	19,5	15,5	14,2
	n	6	6	6	6	6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	58,5	11,5	12	13,7	19
	DP	12	8,3	7	7,7	10,6
	n	26	26	26	26	26
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	0,15	0,7	2,5	2,5	0,7
	DP	0,05	1,9	3,2	3,5	1
	n	26	25	25	25	25
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	2,7	62	48,5	32,5	11,4
	DP	1,4	25,7	18,6	13,5	9
	n	26	25	25	25	25

C1, C2, C3, C4 = coluna 1, coluna 2, coluna 3, coluna 4; DP = desvio padrão; n = número de amostragens.

Observa-se, de modo geral, que as colunas de areia apresentaram diminuição das concentrações efluentes, principalmente de matéria orgânica, sólidos suspensos e fósforo ortofosfato. É interessante destacar que a discussão acerca da remoção de poluentes se baseou nas médias aritméticas, mostradas na Tabela 2, entretanto, a análise dos valores obtidos para as medianas indicou, para a maioria dos parâmetros, desempenhos ainda melhores das colunas.

A comparação das concentrações afluentes com as faixas típicas para esgotos sanitários é mostrada na Tabela 3. É possível verificar que apenas DQO esteve dentro dos valores da faixa típica para esgotos sanitários. A média de sólidos suspensos ficou abaixo da faixa típica, indicando um esgoto mais diluído, porém, a concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto ficou acima da faixa típica. Acredita-se que o valor de nitrogênio amoniacal elevado comparado à faixa típica é decorrente da bacia de contribuição de esgoto sanitário, na qual existem diversos restaurantes. O pH afluente variou de 6,8 a 7,6, dentro dos valores esperados para esgotos domésticos, de acordo com von Sperling (2005).

Tabela 3 - Comparação entre valores típicos de concentração de poluentes em esgotos sanitários e valores médios encontrados no monitoramento durante experimento com colunas de areia.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor médio encontrado no afluente (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Faixa típica* (mg.L<sup>-1</sup>)</b>
DQO	624	450 a 800
SS	96	200 a 450
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	58	20 a 35

\* Fonte: von Sperling (2005).

- **pH e Alcalinidade**

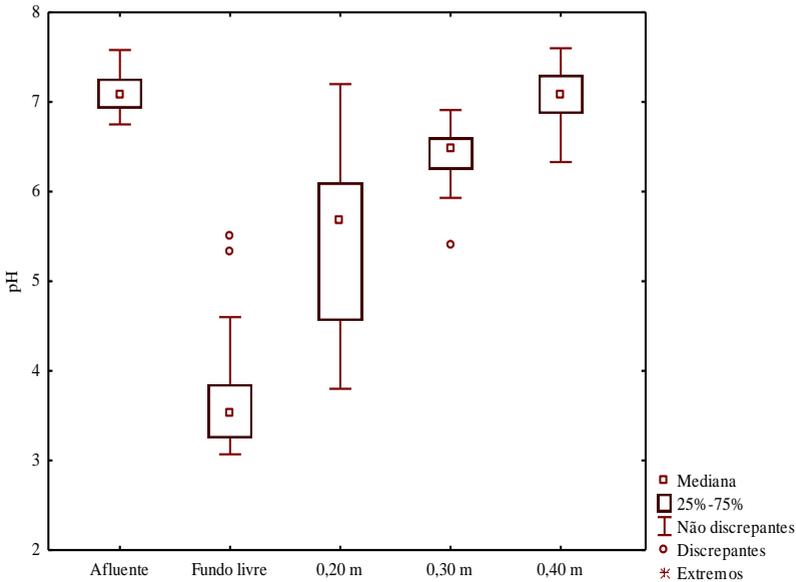
A Tabela 4 apresenta a estatística descritiva dos resultados e a Figura 6 apresenta o gráfico tipo *box plot* dos valores de pH, afluente e efluentes das colunas de areia.

É possível verificar que a coluna com drenagem livre apresentou os menores valores de pH no efluente final, e a coluna com 0,40 m de saturação de fundo apresentou maiores valores de pH, próximos ao do afluente.

Tabela 4 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento do pH das colunas de areia.

pH	Esgoto afluente	Esgoto efluente			
		C1 livre	C2 0,20 m	C3 0,30 m	C4 0,40 m
<b>Número de dados</b>	26	26	26	26	26
<b>Mínimo</b>	6,8	3,1	3,8	5,4	6,3
<b>Média</b>	7,1	3,7	5,5	6,4	7,1
<b>Mediana</b>	7,1	3,5	5,7	6,5	7,1
<b>Máximo</b>	7,6	5,5	7,2	6,9	7,6
<b>Desvio padrão</b>	0,2	0,6	1	0,3	0,3
<b>Coefficiente de variação</b>	0,03	0,16	0,18	0,04	0,04

Figura 6 - Gráfico tipo *box plot* destacando os valores medianos afluente e efluentes de pH das colunas de areia.

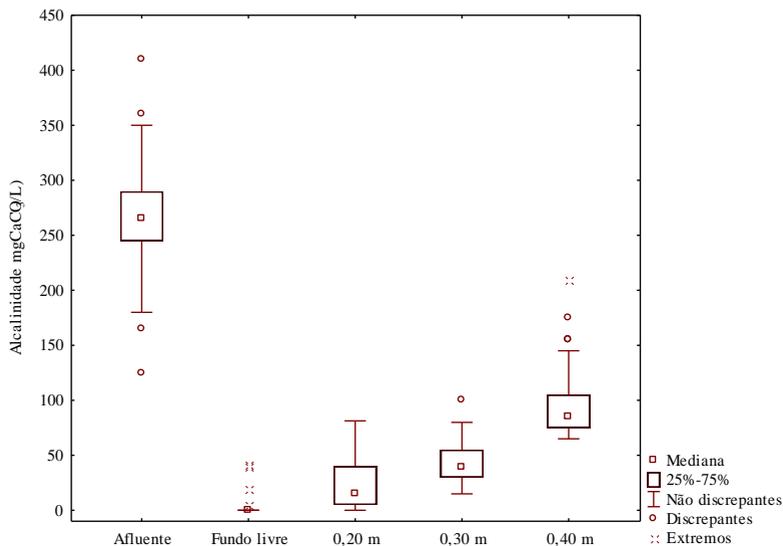


A Tabela 5 apresenta a estatística descritiva dos resultados e a Figura 7 apresenta o gráfico tipo *box plot* dos valores de alcalinidade, afluente e efluentes das colunas de areia.

Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento da alcalinidade das colunas de areia.

Alcalinidade	Concentrações (mg.L <sup>-1</sup> )				
	Esgoto afluente	Esgoto efluente			
		C1 livre	C2 0,20 m	C3 0,30 m	C4 0,40 m
<b>Número de dados</b>	26	26	26	26	26
<b>Mínimo</b>	125	0	0	15	0
<b>Média</b>	265	4	25	44	101,5
<b>Mediana</b>	265	0	15	38,8	85
<b>Máximo</b>	410	41,7	81,3	100	210
<b>Desvio padrão</b>	61	11,5	24	21	37,3
<b>Coefficiente de variação</b>	0,23	2,8	0,96	0,48	0,37

Figura 7 - Gráfico tipo *box plot* destacando as concentrações medianas afluente e efluentes de alcalinidade das colunas de areia.



As concentrações medidas em termos de mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> indicam que houve redução de alcalinidade nas colunas de areia provocadas pela redução do pH. O decréscimo de alcalinidade nos efluentes pode ser explicado devido ao processo de nitrificação, o qual segundo USEPA (1993) é responsável por consumir 7,1 mg de alcalinidade para cada 1 mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidado.

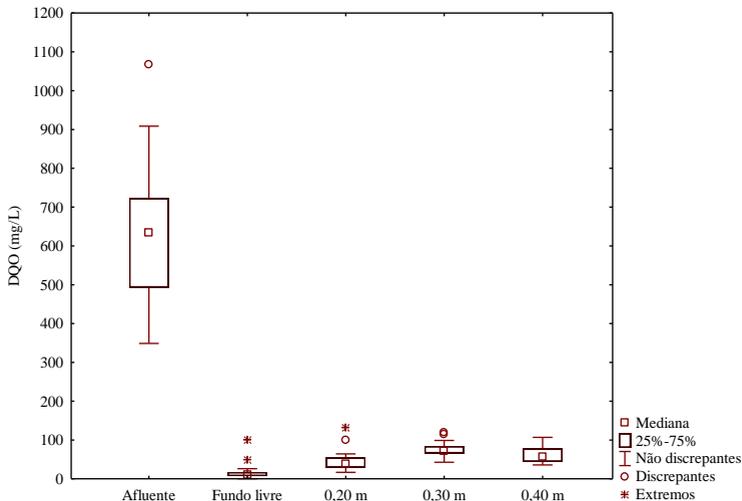
- **DQO**

A Tabela 6 apresenta a estatística descritiva dos resultados e a Figura 8 apresenta o gráfico tipo *box plot* das concentrações de DQO, afluente e efluentes das colunas de areia.

Tabela 6 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de DQO das colunas de areia.

DQO	Concentrações (mg.L <sup>-1</sup> )				
	Esgoto afluente	Esgoto efluente			
		C1 livre	C2 0,20 m	C3 0,30 m	C4 0,40 m
<b>Número de dados</b>	26	26	26	26	26
<b>Mínimo</b>	349	0	16,7	42,7	35,9
<b>Média</b>	624,5	16	46	75,3	62
<b>Mediana</b>	635	10,9	38,2	72,1	57,5
<b>Máximo</b>	1068	100	131	119,2	107
<b>Desvio padrão</b>	181	19,5	24,8	18,5	20
<b>Coefficiente de variação</b>	0,29	1,2	0,54	0,25	0,32
<b>Eficiência média de remoção (%)</b>		97	93	88	90

Figura 8 - Gráfico tipo *box plot* destacando as concentrações medianas afluente e efluentes de DQO das colunas de areia.



Em relação à matéria orgânica monitorada na forma de DQO, verificou-se elevadas eficiências de remoção para as quatro colunas de areia, com valores superiores a 88% de remoção.

Observou-se um pequeno decaimento na remoção de DQO nas colunas de areia que operaram com saturação de fundo de 0,20, 0,30 e 0,40 m, com valores de 93%, 88% e 90%, respectivamente, em relação à coluna que operou com drenagem livre, a qual obteve 97% de remoção de DQO. Uma vez que as quatro colunas de areia eram idênticas, possuindo mesma quantidade de areia e sendo da mesma granulometria, é provável que a diferença na remoção de DQO esteja associada com as diferentes condições no meio, sobretudo relacionada com a disponibilidade de oxigênio, provocada pelas variações das alturas de saturação de fundo, o que infere-se refletir diretamente nas comunidades bacterianas atuantes na remoção de compostos orgânicos.

- **Sólidos Suspensos**

A Tabela 7 apresenta a estatística descritiva dos resultados e a Figura 9 apresenta o gráfico tipo *box plot* das concentrações de sólidos suspensos, afluente e efluentes das colunas de areia.

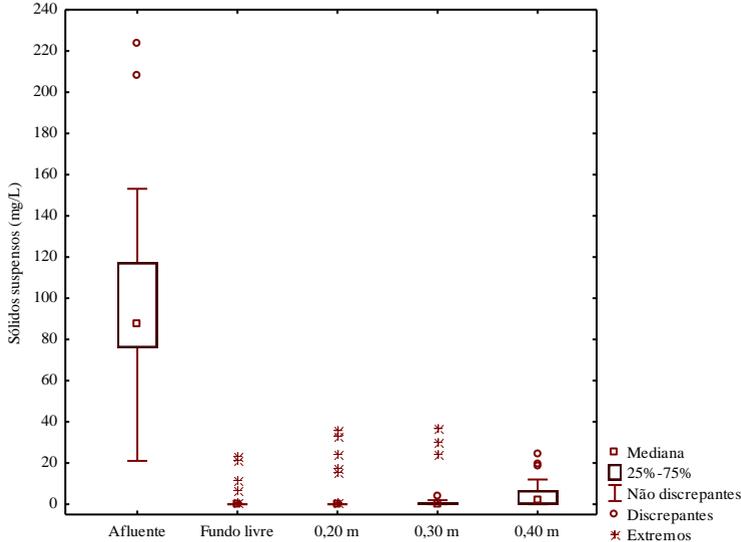
Tabela 7 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de sólidos suspensos das colunas de areia.

Sólidos suspensos	Concentrações (mg.L <sup>-1</sup> )				
	Esgoto afluente	Esgoto efluente			
		C1 livre	C2 0,20 m	C3 0,30 m	C4 0,40 m
<b>Número de dados</b>	26	26	26	26	26
<b>Mínimo</b>	21	0	0	0	0
<b>Média</b>	96,5	2,5	5	4	5
<b>Mediana</b>	87,9	0	0	0	1,5
<b>Máximo</b>	223,3	23	36	37	24
<b>Desvio padrão</b>	46,5	6,3	10,7	10	6,8
<b>Coefficiente de variação</b>	0,48	2,5	2,1	2,5	1,4
<b>Eficiência média de remoção (%)</b>		97	95	96	95

Sabe-se que a remoção de sólidos em WCV ocorre principalmente pela deposição e filtração do material afluente, sobretudo nos primeiros centímetros do leito, sendo estes sistemas eficientes na

remoção do material suspenso, alcançando valores acima de 85% para sistemas com areia como meio suporte (KADLEC e WALLACE, 2009).

Figura 9 - Gráfico tipo *box plot* destacando as concentrações medianas afluentes e efluentes de sólidos suspensos das colunas de areia.



Visto que todas as colunas receberam um carregamento médio de  $6,2 \text{ gSS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , valor este abaixo dos  $15 \text{ gSS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  reportados por Sezerino (2006), verificou-se altos valores de remoção média de sólidos suspensos para todas as colunas de areia, sendo de 97%, 95%, 96% e 95% para as colunas de drenagem livre, 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m, respectivamente. Percebeu-se que a partir da 22ª semana de operação e monitoramento do experimento, as concentrações de sólidos suspensos nos efluentes das quatro colunas começaram a aumentar (Figura 10). Infere-se que a diminuição da eficiência de remoção de sólidos suspensos observada possa estar relacionada a eventos de desprendimento de material aderido pela maior taxa hidráulica aplicada nas últimas semanas de monitoramento das colunas (Figura 11). Essa maior taxa hidráulica aplicada foi devido ao esgoto sanitário utilizado estar muito diluído, onde foi necessário aumentar o volume aplicado de esgoto para manter o carregamento de DQO pré-definido.

Figura 10 - Gráfico evolutivo das concentrações afluente e efluentes de sólidos suspensos das colunas de areia.

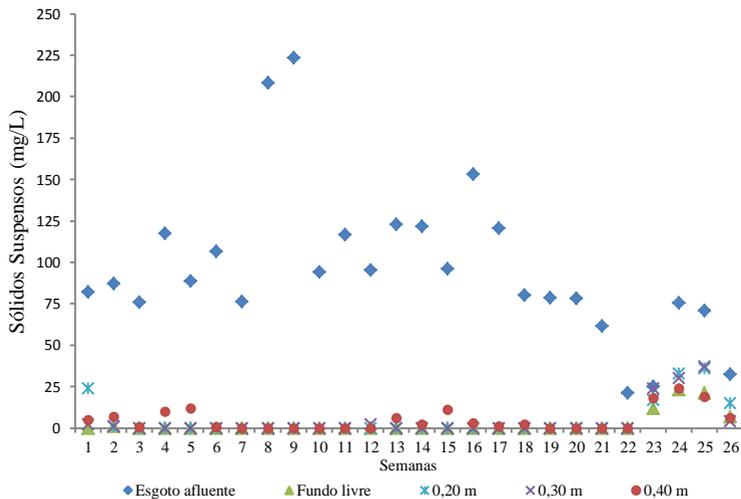
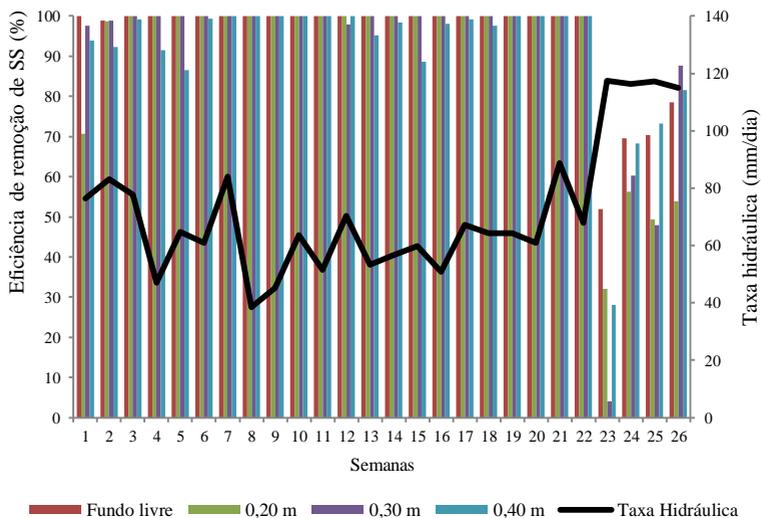


Figura 11 - Eficiência de remoção de sólidos suspensos e taxa hidráulica aplicada no experimento com colunas de areia.



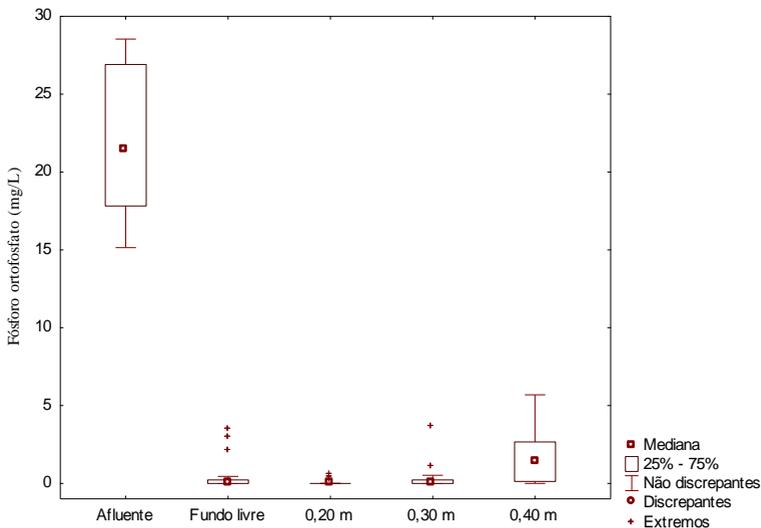
- **Fósforo ortofosfato**

A Tabela 8 apresenta a estatística descritiva dos resultados e a Figura 12 apresenta o gráfico tipo *box plot* das concentrações de fósforo ortofosfato, afluente e efluentes das colunas de areia.

Tabela 8 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de fósforo ortofosfato das colunas de areia.

Fósforo ortofosfato	Concentrações (mg.L <sup>-1</sup> )				
	Esgoto afluente	Esgoto efluente			
		C1 livre	C2 0,20 m	C3 0,30 m	C4 0,40 m
<b>Número de dados</b>	25	25	25	25	25
<b>Mínimo</b>	15,1	0	0	0	0
<b>Média</b>	22	0,4	0,05	0,3	1,8
<b>Mediana</b>	21,4	0	0	0	1,3
<b>Máximo</b>	28,5	3,5	0,62	3,7	5,7
<b>Desvio padrão</b>	4,5	0,9	0,14	0,75	1,7
<b>Coefficiente de variação</b>	0,2	2,2	2,8	2,5	0,9
<b>Eficiência média de remoção (%)</b>		98	99,7	99	92

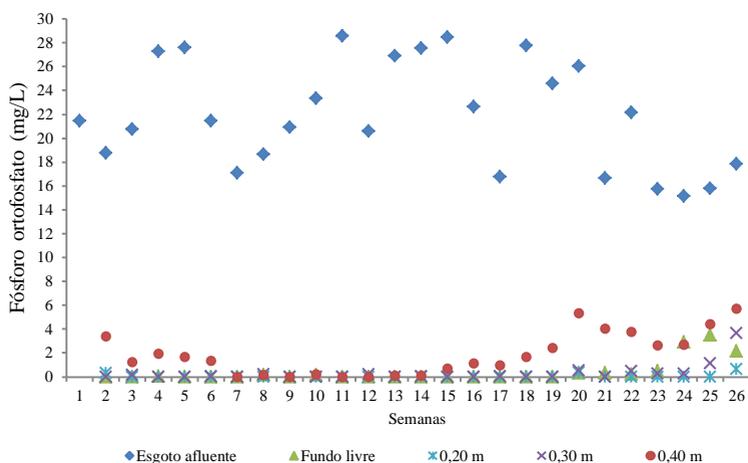
Figura 12 - Gráfico tipo *box plot* destacando as concentrações medianas afluente e efluentes de fósforo ortofosfato das colunas de areia.



As concentrações afluentes de fósforo ortofosfato variaram de 15 mg.L<sup>-1</sup> a 28 mg.L<sup>-1</sup>, apresentando valores superiores à faixa típica de esgoto sanitário, que segundo von Sperling (2005) varia entre 3 a 9 mg.L<sup>-1</sup>.

Observa-se que as colunas de areia apresentaram remoções médias de fósforo ortofosfato acima de 92% durante o experimento. Entretanto, é possível verificar na Figura 13 que a coluna com 0,40 m de saturação de fundo aumentou a liberação de fósforo ortofosfato a partir da 14<sup>a</sup> semana de monitoramento, e as outras três colunas tiveram comportamento similar a partir da 24<sup>a</sup> semana.

Figura 13 - Gráfico evolutivo das concentrações afluentes e efluentes de fósforo ortofosfato das colunas de areia.



De acordo com Lana (2013), usualmente a remoção de fósforo em *wetlands* construídos é baixa, sendo o principal mecanismo a acumulação devido à adsorção/precipitação no leito filtrante.

Estudando a remoção de fósforo ortofosfato em *wetlands* construídos constituídos de areia e areia com dolomita, Prochaska *et al.* (2007) encontraram eficiências entre 34% e 64%, havendo um aumento das concentrações efluentes após determinado tempo de estudo, possivelmente pela saturação dos sítios de adsorção.

De acordo com Vymazal (2010), os *wetlands* raramente são construídos tendo a remoção de fósforo como principal alvo, tendo em vista que a acumulação no substrato tende a fazer com que a eficiência diminua.

- **Compostos nitrogenados**

A Tabela 9 apresenta a estatística descritiva dos resultados dos compostos nitrogenados, afluente e efluentes das colunas de areia.

Tabela 9 - Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de compostos nitrogenados das colunas de areia.

Compostos nitrogenados	Esgoto afluente	Esgoto efluente				
		C1 livre	C2 0,20 m	C3 0,30 m	C4 0,40 m	
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	n	6	6	6	6	6
	Mínimo	44,4	50,5	37,4	16,2	24,5
	Média	67,6	76,8	57,3	43,4	36,4
	Mediana	72,1	74,6	50,7	44	31,3
	Máximo	83,4	101,9	90	63,7	62,4
	DP	15,3	19,3	19,5	15,5	14,2
	CV	0,23	0,25	0,34	0,36	0,39
Eficiência média de remoção (%)			-14	15	36	46
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	n	26	26	26	26	26
	Mínimo	36,3	0	0,2	0,5	1,8
	Média	58,5	11,5	12	13,7	19
	Mediana	61,3	10,8	11,8	12,4	16,2
	Máximo	80,3	35,4	24,5	29,4	35,4
	DP	12	8,3	7	7,7	10,6
	CV	0,2	0,72	0,58	0,56	0,56
Eficiência média de remoção (%)			80,3	79,5	77	68
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	n	25	25	25	25	25
	Mínimo	0,05	0	0	0	0
	Média	0,15	0,7	2,5	2,5	0,7
	Mediana	0,2	0	0,5	0,6	0,1
	Máximo	0,2	7,5	10	10,5	5
	DP	0,05	1,9	3,2	3,5	1
	CV	0,33	2,7	1,3	1,4	1,4
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	n	25	25	25	25	25
	Mínimo	0	25,3	6,7	4,2	1,38
	Média	2,7	62	48,5	32,5	11,4
	Mediana	2,31	62,6	51,1	32,4	10,2
	Máximo	5,6	109,1	91,1	64,6	35
	DP	1,4	25,7	18,6	13,5	9
	CV	0,52	0,41	0,38	0,41	0,79

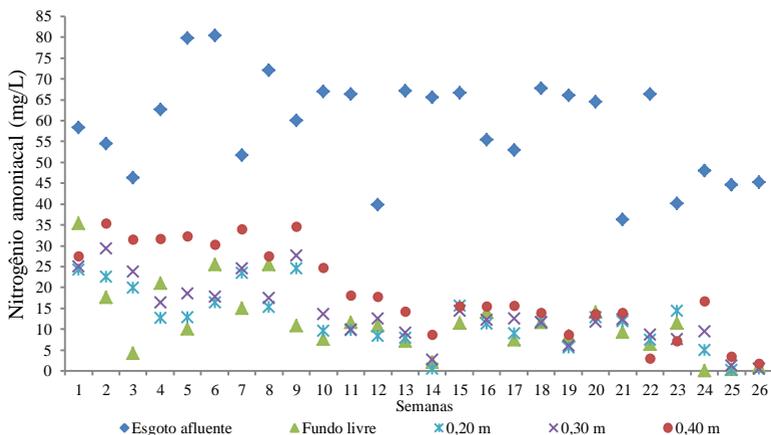
N = número de amostragens; DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Em relação ao nitrogênio total, a coluna com drenagem livre apresentou, em média, concentração do efluente maior que do afluente,

e, conseqüentemente, eficiência de remoção negativa. Infere-se que esse fato possa estar relacionado com a elevada capacidade de transformação de nitrogênio amoniacal em nitrogênio nitrato, inclusive de nitrogênio amoniacal que possa ter ficado anteriormente adsorvido na areia do maciço filtrante, apresentando, portanto, picos de concentração de nitrogênio total efluente (principalmente na forma de nitrogênio nitrato) maior que afluente. Diferentemente, para as outras colunas, verificou-se redução das concentrações efluentes de nitrogênio total, obtendo eficiências médias de remoção de 15%, 36% e 46% para as colunas com 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m de saturação, respectivamente. Observa-se que, com o aumento das alturas de saturação de fundo, houve o aumento progressivo de remoção de nitrogênio total. Como a série histórica de análises de nitrogênio total foram inferiores à de nitrogênio amoniacal, as discussões a respeito das transformações do nitrogênio serão feitas a partir dos resultados de nitrogênio amoniacal, em que foram realizadas análises de todas as 26 semanas de monitoramento do experimento.

Em relação ao  $\text{N-NH}_4^+$ , operando as colunas com um carregamento médio de  $4 \text{ gN-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , os valores de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  foram de 81%, 79%, 77% e 68%, respectivamente para as colunas de drenagem livre, 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m de saturação de fundo. Diferentemente das eficiências de remoção de nitrogênio total, com o aumento da saturação de fundo, as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal diminuíram. Na Figura 14 apresenta-se a evolução das concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$ .

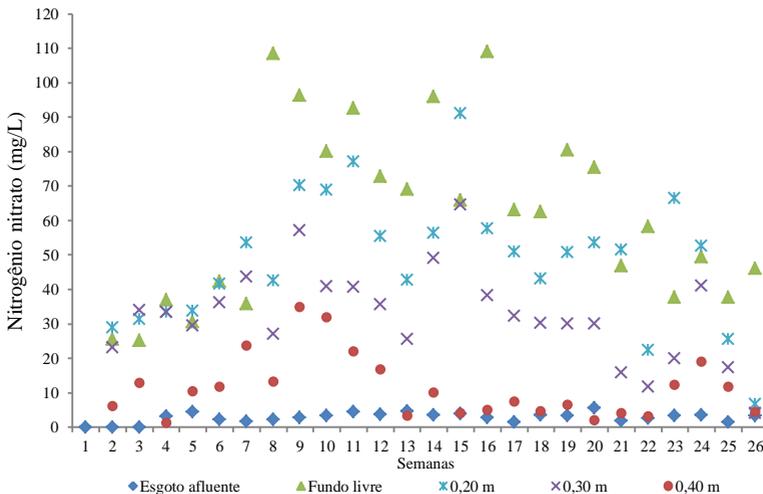
Figura 14 - Gráfico evolutivo das concentrações afluente e efluentes de nitrogênio amoniacal das colunas de areia.



Observa-se que, de modo geral, a partir da 9ª semana de monitoramento do experimento, as concentrações efluentes começaram a diminuir gradativamente. Infere-se que o aumento das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal possa estar relacionado com a estabilização de comunidades bacterianas atuantes nas transformações de nitrogênio.

A nitrificação foi evidente em todas as colunas, devido à formação de  $\text{N-NO}_3^-$  no efluente final (Figura 15), bem como o consumo da alcalinidade. Esse processo pode ter sido favorecido pela disponibilidade de oxigênio, propiciada pelo regime de alimentação intermitente, que permitiu a efetiva transferência de oxigênio ao maciço filtrante e, ao estabelecimento de biofilme nitrificante.

Figura 15 - Gráfico evolutivo das concentrações afluente e efluentes de nitrogênio nitrato das colunas de areia.

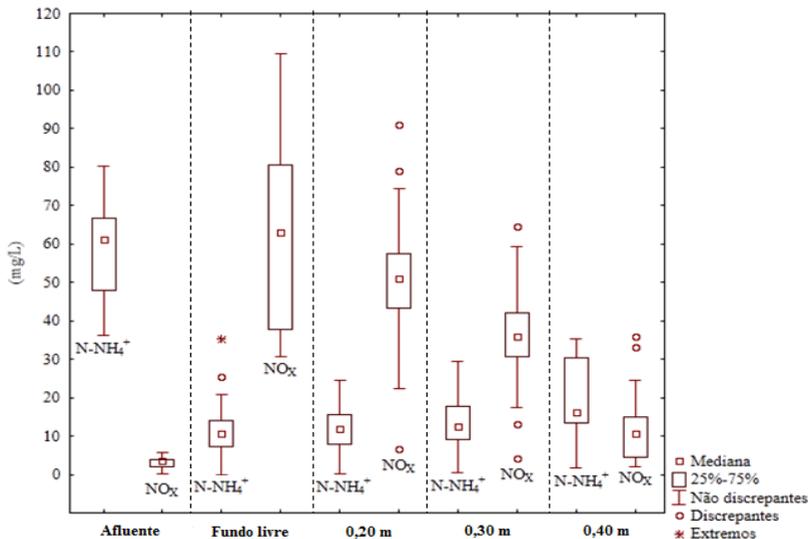


Conforme observado na Figura 15, após a 9ª semana de monitoramento do experimento, identificou-se o decaimento das concentrações de nitrogênio nitrato, principalmente, na coluna que operou com saturação de fundo de 0,40 m, o que pode indicar indícios de desnitrificação, dado que foi a coluna que apresentou as menores concentrações de nitrogênio inorgânico no efluente final ( $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) (Figura 16).

Esses resultados corroboram com os resultados encontrados por Adrados *et al.* (2014) que, estudando *wetlands* construídos e biofiltros

saturados e com drenagem livre, concluíram que os sistemas saturados não atingem altas taxas de nitrificação, mas foram capazes de desnitrificar quase todo o nitrogênio amoniacal nitrificado. Já sistemas insaturados são capazes de altas taxas de nitrificação mas a remoção de nitrogênio total é inferior comparado com os sistemas saturados.

Figura 16 - Concentrações afluentes e efluentes de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_x$  das colunas de areia.



### 5.1.3 Comunidades bacterianas envolvidas nas transformações e remoções do nitrogênio

Neste item serão abordados os resultados de microbiologia molecular, obtidos através da técnica FISH e do sequenciamento de DNA.

#### 5.1.3.1 Identificação de bactérias nitrificantes e desnitrificantes nas superfícies das colunas através da técnica FISH

Para avaliar a influência da saturação de fundo sobre as zonas de drenagem livre dos maciços filtrantes componentes das colunas C1, C2, C3 e C4, através da identificação da presença de bactérias envolvidas nos processos de transformações e remoção de nitrogênio, amostras de superfície das colunas (primeiros 5 cm de areia) foram

submetidas a técnica FISH. Os resultados podem ser verificados no Quadro 7, onde estão em destaque as amostras que apresentaram sinal positivo para as sondas utilizadas.

Quadro 7 - Presença de bactérias referente às sondas utilizadas.

Sondas (organismos alvo)	AMOSTRAS DAS SUPERFÍCIES (zona de drenagem livre nas colunas)			
	Coluna com drenagem livre	Coluna com saturação de 0,20 m	Coluna com saturação de 0,30 m	Coluna com saturação de 0,40 m
<b>NSO 190</b> (Oxidantes de amônia)				
<b>NEU 653</b> ( <i>Nitrosomonas</i> )				
<b>NTSPN 693</b> ( <i>Nitrospina gracilis</i> )				
<b>NTSPA 662</b> ( <i>Nitrospirae</i> )				
<b>NIT 3</b> ( <i>Nitrobacter</i> )				
<b>PAE 997</b> ( <i>Pseudomonas</i> )				
<b>THIO 51</b> ( <i>Thiobacillus</i> )				
<b>TBD 1419</b> ( <i>Thiobacillus denitrificans</i> )				
<b>PDV 1031</b> ( <i>Paracoccus denitrificans</i> e <i>Paracoccus versutus</i> )				
<b>PDV 198</b> ( <i>Paracoccus denitrificans</i> e <i>Paracoccus versutus</i> )				

Verificou-se que as bactérias do gênero *Paracoccus* (sondas PDV 1031 e PDV 198), que são bactérias nitrificantes heterotróficas e desnitrificantes aeróbias (RICHARDSON, 2000), e as bactérias do filo *Nitrospirae* (sonda NTSPA 662), que são nitrificantes oxidantes de nitrito, foram as únicas bactérias analisadas presentes nas superfícies das quatro colunas de areia. Já as bactérias do gênero *Pseudomonas* (sonda PAE 997), que são desnitrificantes heterotróficas, foram observadas apenas na superfície da coluna com drenagem livre.

As bactérias nitrificantes oxidantes de amônia (NSO 190 e NEU 653), foram observadas nas superfícies das colunas de drenagem livre e com saturação de fundo de 0,20 e 0,30 m. Da mesma forma, bactérias oxidantes de nitrito (sonda NIT 3), foram observadas nas superfícies das mesmas colunas. Já as bactérias da espécie *Nitrospina gracilis* (sonda NTSPN 693), que também são oxidantes de nitrito, foram identificadas nas superfícies das colunas de drenagem livre e com saturação de fundo de 0,20 e 0,40 m.

Bactérias do gênero *Thiobacillus* (sondas THIO 51 e TBD 1419), que são desnitrificantes autotróficos, foram observadas nas superfícies das colunas de drenagem livre e com saturação de fundo de 0,20 m e 0,30 m.

A partir dos resultados obtidos com a técnica FISH, observou-se que a coluna com drenagem livre apresentou sinal positivo para todas as sondas utilizadas e, conforme o aumento da altura da saturação de fundo das colunas, a presença de bactérias nitrificantes e desnitrificantes nas superfícies foi diminuindo. Uma vez que as quatro colunas utilizadas no experimento eram idênticas e foram submetidas às mesmas taxas hidráulicas e carregamentos orgânico e inorgânicos, infere-se que essa variação na composição e diversidade das comunidades nitrificantes e desnitrificantes, nas superfícies dos maciços filtrantes, aconteceu devido às condições de oxigenação no meio, provocadas pelas saturações de fundo, que selecionaram o desenvolvimento de determinados grupos bacterianos.

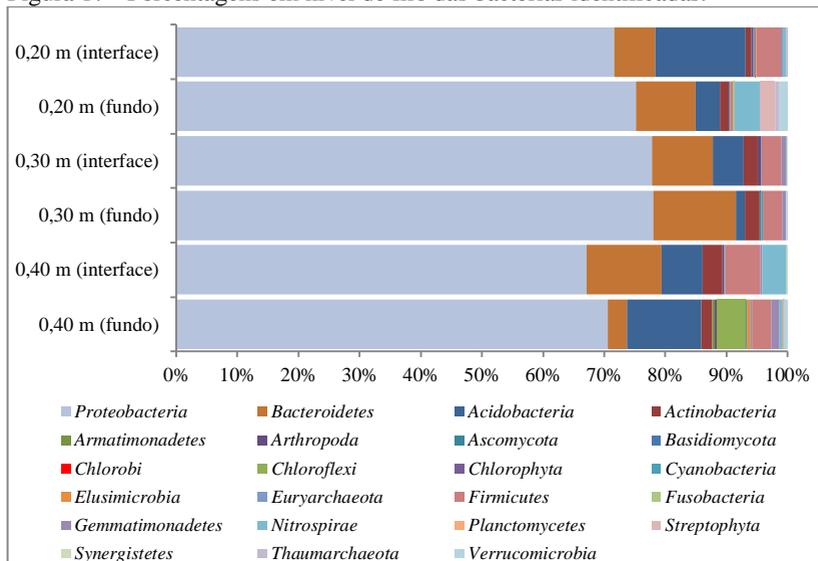
A superfície da coluna com 0,40 m de saturação de fundo apresentou a menor diversidade de bactérias referentes às sondas utilizadas, entretanto, nessa coluna, foi observada a maior eficiência de remoção de nitrogênio total. Com isso, infere-se que devido à altura de 0,40 m de saturação de fundo do maciço filtrante, as transformações e remoção de nitrogênio nesta coluna foram realizadas por outros micro-organismos, os quais não foram avaliados por esta técnica.

#### 5.1.3.2 Identificação da diversidade bacteriana presente nos maciços filtrantes com fundo saturado

Das amostras de areia das três colunas com saturação de fundo, C2, C3 e C4, analisadas por sequenciamento de DNA a partir de coletas de amostras das zonas de interface saturada/drenagem livre e de fundo foram, foram identificadas 4190 sequências de DNA (média de 698 sequências/amostra). Os filos mais abundantes presentes em todas as amostras foram: *Proteobacteria* (73,4 ± 4,4%), *Bacteroidetes* (9,2 ±

3,8%), *Acidobacteria* ( $7,3 \pm 5,1\%$ ), *Firmicutes* ( $3,3 \pm 1,7\%$ ) e *Actinobacteria* ( $2 \pm 0,8\%$ ). Ainda, outros filos que não foram identificados em todas as amostras, também, tiveram proporções significativas, como é o caso de *Chloroflexi* (4,7%), presente apenas na amostra de fundo da coluna com saturação de 0,40 m, e *Nitrospirae* ( $1,9 \pm 2\%$ ) presentes em todas as amostras, com exceção da amostra de fundo da coluna com saturação de 0,30 m. Na Figura 17 apresentam-se as proporções em nível de filo das bactérias sequenciadas.

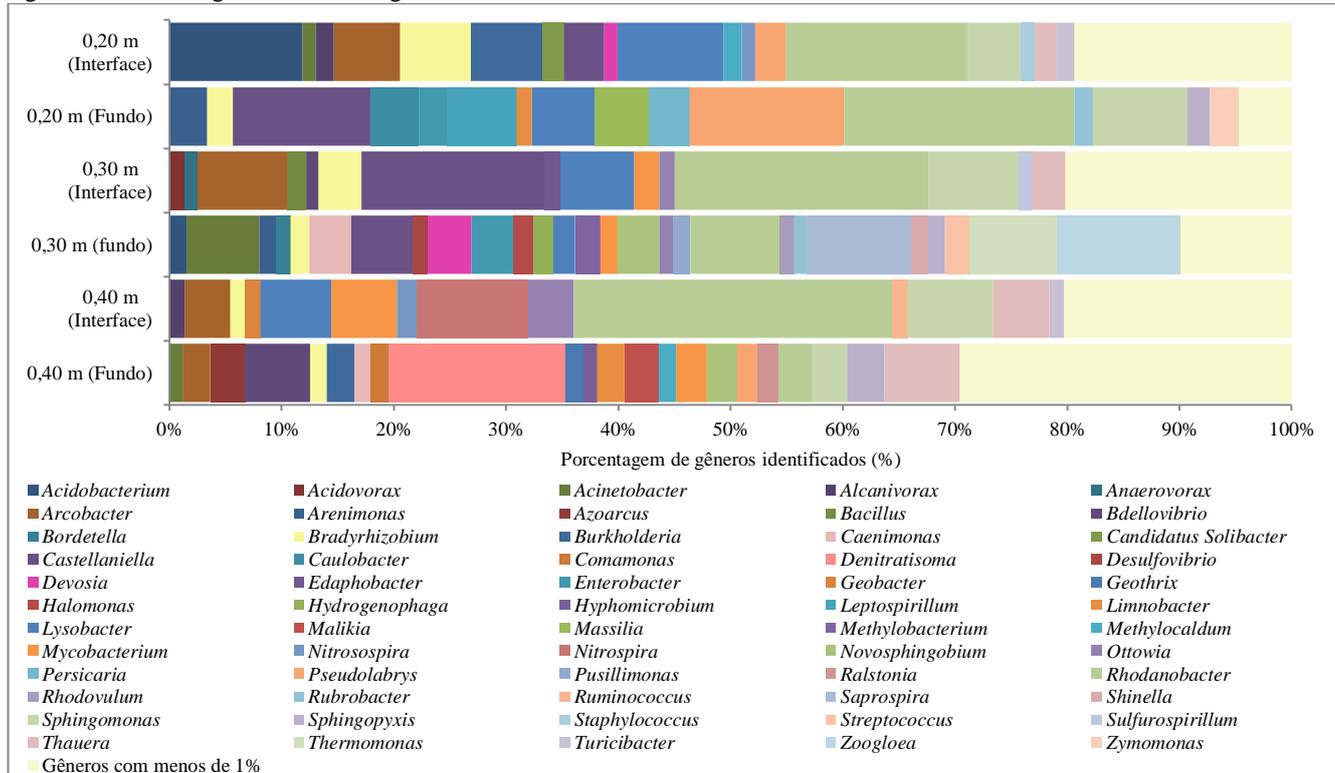
Figura 17 - Porcentagens em nível de filo das bactérias identificadas.



Através dos resultados do sequenciamento de DNA, foi possível identificar 157 diferentes gêneros de bactérias, sendo que o fundo da coluna de 0,40 m de saturação apresentou a maior diversidade, com um total de 105 gêneros diferentes. A Figura 18 apresenta a diversidade de gêneros obtida no sequenciamento, sendo que para melhorar a visualização dos dados, gêneros com menos de 1% foram agrupados em um único grupo.

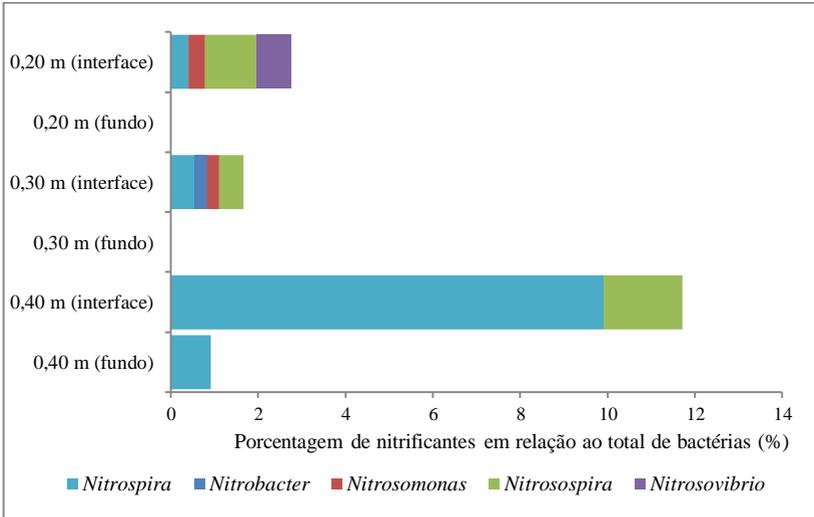
Analisando as proporções de bactérias nitrificantes (Figura 19), verificou-se que foram detectadas poucas sequências de bactérias oxidantes de amônia (*Nitrosomonas*, *Nitrosospira* e *Nitrosovibrio*) e bactérias oxidantes de nitrito (*Nitrospira* e *Nitrobacter*), nas amostras de fundo das colunas com saturação.

Figura 18 - Porcentagens em nível de gênero das bactérias identificadas



Observou-se que as bactérias nitrificantes foram mais abundantes nos extratos de interface saturada/drenagem livre, em relação aos extratos de fundo das colunas, pois não foram identificadas seqüências de bactérias nitrificantes nas amostras de fundo das colunas com saturação de 0,20 m e 0,30 m.

Figura 19 - Porcentagem de nitrificantes em relação ao total de bactérias identificadas.



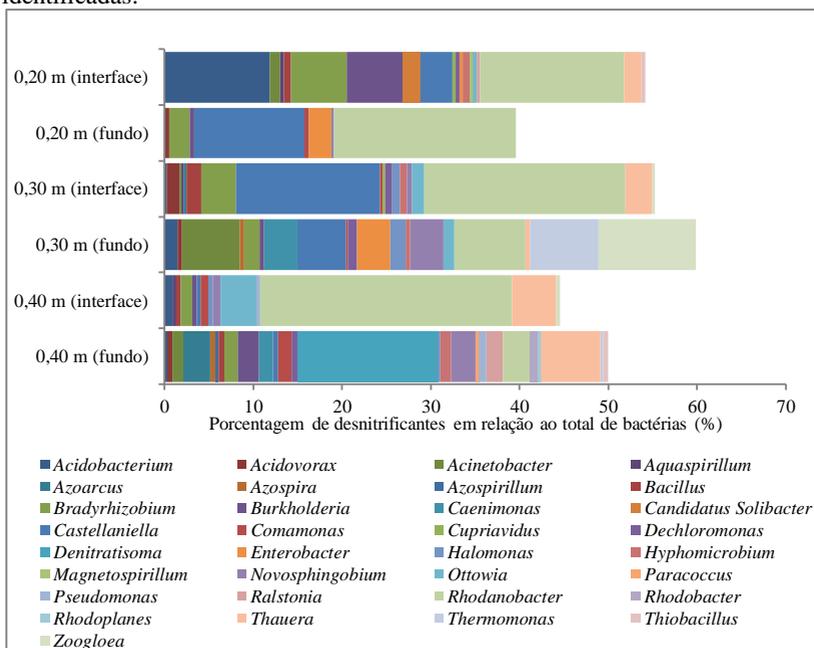
A amostra que apresentou a maior proporção relativa de bactérias nitrificantes foi a da interface saturada/drenagem livre da coluna com saturação de 0,40 m (11,7%). O gênero nitrificante com maior abundância foi *Nitrospira*, presente em quatro dos seis extratos amostrados: interface saturada/drenagem livre das colunas com saturação de 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m e fundo da coluna com saturação de 0,40 m.

Analisando as proporções de bactérias desnitrificantes (Figura 20), percebe-se que estas foram muito mais abundantes em relação às bactérias nitrificantes, apresentando proporção média de  $50,6 \pm 6,8\%$  do total de bactérias identificadas.

O gênero de bactéria capaz de promover a desnitrificação, presente em todas as amostras, e com maior proporção média em relação ao total de bactérias, foi *Rhodanobacter*. Adrados *et al.* (2014), estudando comunidades bacterianas em sistemas utilizando biofiltro e

*weilands* construídos, também identificaram o gênero *Rhodanobacter* como uma das bactérias desnitrificantes no biofiltro estudado.

Figura 20 - Porcentagem de desnitrificantes em relação ao total de bactérias identificadas.



Na coluna com 0,20 m de saturação de fundo, para a interface saturada/drenagem livre, os gêneros desnitrificantes mais abundantes foram: *Rhodanobacter* (16,2%), *Acidobacterium* (11,9%) e *Bradyrhizobium* e *Burkholderia* (6,3% cada); já para o fundo desta mesma coluna, os gêneros mais abundantes foram: *Rhodanobacter* (20,5%), *Castellaniella* (12,4%) e *Enterobacter* (2,5%).

Na coluna com 0,30 m de saturação de fundo, para a interface saturada/drenagem livre, os gêneros desnitrificantes mais abundantes foram: *Rhodanobacter* (22,6%), *Castellaniella* (16,3%) e *Bradyrhizobium* (3,9%); já para o fundo da coluna, os gêneros mais abundantes foram: *Zoogloea* (11%), *Rhodanobacter* (8%) e *Thermomonas* (7,7%).

Na coluna com 0,40 m de saturação de fundo, para a interface saturada/drenagem livre, os gêneros desnitrificantes mais abundantes foram: *Rhodanobacter* (28,4%), *Thauera* (4,9%) e *Ottowia* (4%); já para

o fundo da coluna, os gêneros mais abundantes foram: *Denitratisoma* (15,8%), *Thauera* (6,7%) e *Rhodanobacter* e *Azoarcus* (3% cada).

Como *Denitratisoma*, *Thauera*, *Rhodanobacter* e *Azoarcus* foram os gêneros mais abundantes na coluna com 0,40 m de saturação de fundo, e nessa coluna apresentou-se as menores concentrações de nitrogênio no efluente final, infere-se que esses gêneros estejam diretamente relacionados com a melhor eficiência de remoção de nitrogênio total do experimento.

Estes resultados reiteram que diferentes condições de saturação de fundo dos maciços filtrantes presentes WCV, mesmo que de poucos centímetros, influenciam nas condições ambientais dentro destes maciços filtrantes, levando ao estabelecimento de comunidades bacterianas diferentes e/ou com proporções diferentes e, consequentemente, obtendo desempenhos de tratamento distintos.

Ainda, a partir dos resultados do sequenciamento de DNA, verificou-se a presença de bactérias ANAMMOX, através da detecção de sequências do gênero *Candidatus anammoxoglobus* (0,61%) na amostra de fundo da coluna com saturação de 0,40 m. Mesmo que em pequena proporção, a partir da detecção destas bactérias, infere-se que em WCV com, aproximadamente, 70% do fundo saturado, bactérias ANAMMOX podem contribuir para o processo de remoção de nitrogênio. A ocorrência de ANAMMOX em *wetlands* construídos é uma descoberta recente (DONG e SUN, 2007). O enriquecimento e a manutenção do crescimento de bactérias ANAMMOX, que é extremamente lento, ainda é um desafio (TAO e WANG, 2009).

É importante destacar que as porcentagens aqui expressas para apresentar as proporções das bactérias, foram considerando-se 100% das bactérias identificadas de cada amostra a nível taxonômico de filo ou gênero. Portanto, outras bactérias não identificadas podem estar participando dos processos de remoção e transformações de compostos poluentes. A diversidade de bactérias envolvidas no ciclo do nitrogênio encontrada nos maciços filtrantes é um indicador das múltiplas possibilidades de transformações biológicas de nitrogênio nos WCVD-FS. Ibekwe *et al.* (2003) indicaram que a diversidade da comunidade bacteriana nos sistemas de *wetlands* construídos influencia a qualidade do efluente final, e assim, a engenharia deve ser dirigida para o desenvolvimento de uma diversidade microbiológica mais elevada, a fim de melhorar os processos de depuração dos efluentes, tais como nitrificação e desnitrificação mais eficientes.

### 5.1.4 Resumo dos resultados obtidos a partir do experimento com colunas de areia

No Quadro 8, apresentam-se de forma resumida, os resultados obtidos ao final do experimento com colunas de areia simulando maciços filtrantes componentes de WCV.

Quadro 8 - Resumo dos resultados obtidos a partir do experimento com colunas de areia.

	Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4
Duração do experimento (dias)	210			
Duração do monitoramento (dias)	182			
Altura dos maciços filtrantes (m)	0,55			
Altura da saturação de fundo (m)	-	0,20	0,30	0,40
Porcentagem da altura saturada em relação à altura total (%)	-	~ 36	~ 55	~ 73
Área superficial das colunas (m <sup>2</sup> )	0,007238			
Coefficiente de uniformidade da areia	6,5			
Período de alimentação (dias/semana)	3			
Período de repouso (dias/semana)	4			
Forma de alimentação (pulsos/d)	3			
Taxa hidráulica média aplicada (mm/d)	71,7			
Carga orgânica aplicada (gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	41			
Eficiência média de remoção de DQO (%)	97	93	88	90
Eficiência média de remoção de NT (%)	-14	15	36	46
Eficiência média de remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	80	79	77	68
Eficiência média de remoção de SS (%)	97	95	96	95
Eficiência média de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (%)	98	99,7	99	92
Sondas de FISH detectadas nas amostras de superfície das colunas de areia	NSO 190; NEU 653; NTSPN 693; NTSPA 662; NIT 3; PAE 997; THIO 51; TBD 1419; PDV 1031 e PDV 198.	NSO 190; NEU 653; NTSPN 693; NTSPA 662; NIT 3; THIO 51; TBD 1419; PDV 1031 e PDV 198.	NSO 190; NEU 653; NTSPA 662; NIT 3; TBD 1419; PDV 1031 e PDV 198.	NTSPN 693; NTSPA 662; PDV 1031 e PDV 198.
Bactérias nitrificantes mais abundantes a partir dos resultados de sequenciamento de DNA	-	<i>Nitrosospira</i> , <i>Nitrosovibrio</i> , <i>Nitrospira</i> , <i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrosospira</i> , <i>Nitrospira</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrobacter</i>	<i>Nitrosospira</i> , <i>Nitrosospira</i>
Bactérias desnitrificantes mais abundantes a partir dos resultados de sequenciamento de DNA	-	<i>Rhodanobacter</i> , <i>Castellaniella</i> , <i>Acidobacterium</i>	<i>Rhodanobacter</i> , <i>Castellaniella</i> , <i>Zoogloea</i>	<i>Rhodanobacter</i> , <i>Denitratisoma</i> , <i>Thauera</i>

A partir dos resultados do experimento com colunas de areia simulando maciços filtrantes componentes de WCV, identificou-se que a composição de um maciço filtrante com 0,40 m de profundidade saturada com o próprio esgoto submetido ao tratamento, apresenta-se

com boa potencialidade de aplicação no módulo WCVD-FS piloto implantado em escala de campo, durante o período de realização desta pesquisa, pois atingiu remoções médias acima de 68% em termos de DQO, SS, P- $\text{PO}_4^{3-}$ , N- $\text{NH}_4^+$ , e apresentou as menores concentrações médias de nitrogênio total no efluente final. Além disso, a saturação de fundo de 0,40 m propiciou o estabelecimento de uma maior diversidade bacteriana no fundo do maciço filtrante em relação às outras alturas de saturação, possibilitando outras vias de remoção de nitrogênio, bem como dos demais parâmetros indicadores de potencial poluição.

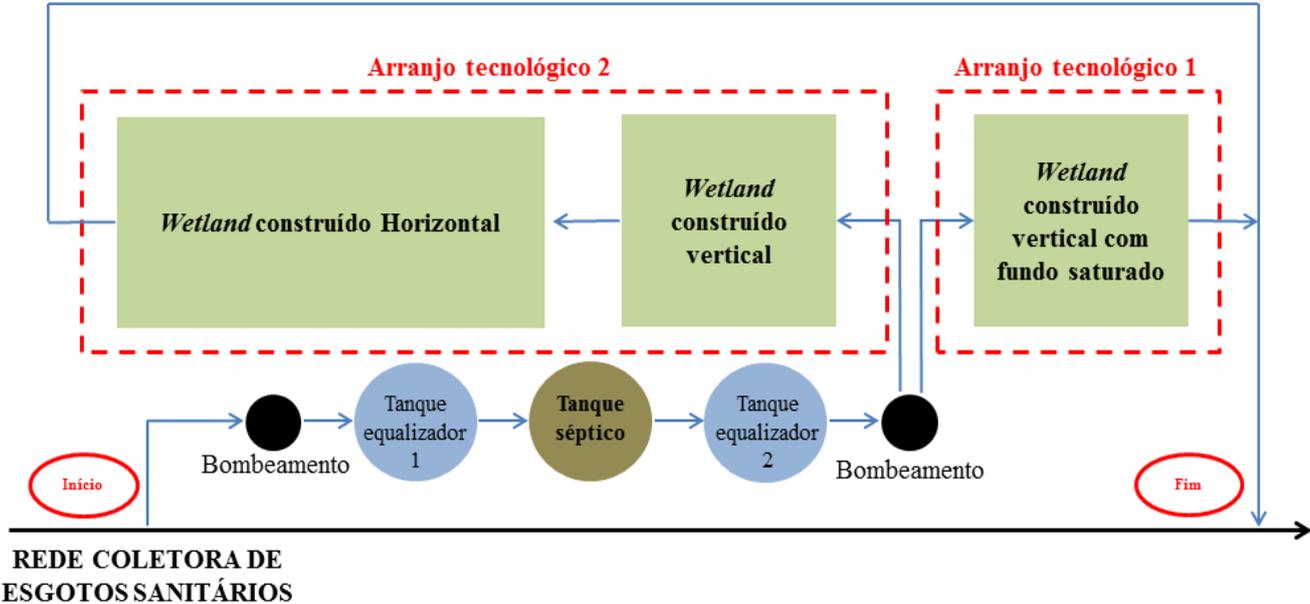
O módulo piloto WCVD-FS foi implantado em campo com uma profundidade total de 0,75 m, sendo destes 0,40 m de fundo saturado e 0,35 m de drenagem livre. Este módulo foi projetado para receber uma carga orgânica aplicada de  $41 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , resultando em uma área superficial de  $7,3 \text{ m}^2$ , considerando um equivalente populacional de 5 pessoas.

## 5.2 CONFIGURAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DO MÓDULO WCVD-FS PILOTO EM CAMPO

O experimento contendo o módulo WCVD-FS em escala piloto foi implantado na área anexa aos fundos do Restaurante Universitário da UFSC, junto à futura Central Educacional de Tratamento de Esgotos Sanitários (CETESAN), vinculada ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). No local, foram implantadas todas as unidades de tratamento de efluentes vinculados ao projeto de pesquisa “Filtros Plantados com Macrófitas (*Wetlands* Construídos) Empregados no Tratamento Descentralizado de Esgotos”, compondo assim a estação piloto.

A estação piloto de tratamento de esgotos foi composta de bombeamento, que retira uma parcela do esgoto da rede coletora de esgotos sanitários do bairro Pantanal, em Florianópolis/SC, e envia para o primeiro tanque equalizador. Em seguida, o esgoto passa por tratamento primário, realizado através de tanque séptico, e chega ao segundo tanque equalizador. Depois, através de bombeamento, uma parcela do esgoto é bombeado para o arranjo tecnológico 1, composto por um WCVD-FS, e a outra parcela é bombeada para o arranjo tecnológico 2, composto por um sistema híbrido: WCV com drenagem livre seguido de WCH. Na Figura 21, apresenta-se de forma esquemática, o fluxograma dos arranjos tecnológicos instalados.

Figura 21 - Estação piloto de tratamento de esgotos sanitários utilizando *wetlands* construídos.



*Destaca-se, que nesta pesquisa somente o arranjo tecnológico 1 foi objeto de estudo.*

A Figura 22 apresenta como ficou a disposição dos módulos de *wetlands* construídos componentes da estação piloto de tratamento de esgotos sanitários.

Figura 22 - Disposição dos módulos da estação piloto de tratamento de esgotos sanitários utilizando *wetlands* construídos. a) WCVD-FS. b) WCV. c) WCH.



### 5.2.1 Dimensionamento do sistema de tratamento

O sistema foi dimensionado para atender a contribuição representativa de esgotos produzidos por uma residência unifamiliar de cinco pessoas. Projetou-se aplicar no WCVD-FS um carregamento orgânico aproximado de  $41 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , mesma condição operacional adotada no experimento com colunas de areia, tomando-se por base os estudos de Sezerino (2006).

Para buscar manter o carregamento orgânico aplicado fixado no valor definido no WCVD-FS, foram utilizadas as seguintes considerações:

- O esgoto utilizado no sistema piloto tem as mesmas características do esgoto utilizado no experimento com colunas de areia, pois são provenientes do mesmo ponto de coleta da rede coletora de esgotos, portanto, utilizou-se a concentração média de DQO do esgoto afluente do experimento com colunas de areia para os cálculos iniciais de vazão, resultando em aproximadamente  $620 \text{ mg.L}^{-1}$ . Como houve a utilização de tanque séptico na estação piloto, considerou-se uma remoção média de 15% (SEZERINO; PHILIPPI, 2003) da concentração de DQO no esgoto afluente;

- A vazão média da bomba utilizada para alimentar o sistema é de 1,26 L/s (valor médio calculado a partir de inúmeros testes de vazão).

A partir dessas considerações, calculou-se o tempo de acionamento da bomba de alimentação do WCVD-FS, a fim de manter o carregamento de DQO fixado em  $41 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Destaca-se que, devido o esgoto utilizado ser real, existem variações nas concentrações de DQO afluente do sistema piloto. Os detalhes do regime de alimentação estão descritos na Tabela 10.

Tabela 10 - Detalhes do regime de alimentação do WCVD-FS.

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor</b>
Alimentação semanal	dias/semana	3,5
Frequência de pulsos	pulsos/dia	4
Intervalo entre pulsos (8h – 11h – 14h – 17h)	h	3
Volume de alimentação diária	L	568
Volume do pulso	L	142
Tempo do pulso	segundos	113
Taxa hidráulica aplicada	mm/d	77,8

Destaca-se também, que a alimentação foi realizada com regime de descanso para restauração da condutividade hidráulica no período em que o leito não recebe carga, da mesma forma que o experimento com colunas de areia.

### 5.2.2 Caracterização do WCVD-FS

- **Dimensões**

O WCVD-FS foi confeccionado em alvenaria, conforme dimensões apresentadas na Tabela 11. Tanto o fundo quanto as paredes internas do *wetland* foram impermeabilizadas.

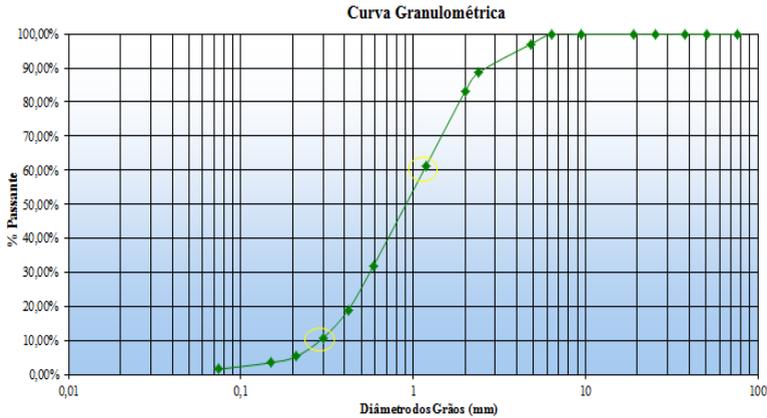
Tabela 11 - Dimensões do WCVD-FS.

<b>Dimensões</b>	<b>Valores</b>
<b>Largura (m)</b>	2,25
<b>Comprimento (m)</b>	3,26
<b>Área superficial (m<sup>2</sup>)</b>	7,3
<b>Altura (m)</b>	0,83

- **Leito filtrante**

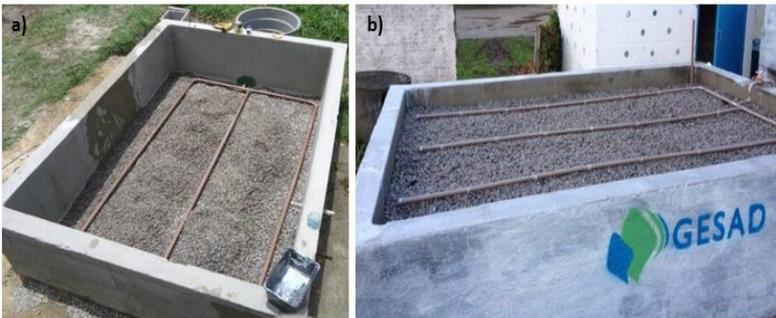
No fundo do WCVD-FS, uma camada de pedra brita de 0,10 m protegeu a tubulação (perfurada) de coleta do esgoto. Acima, 0,62 m de areia grossa foi utilizada como maciço filtrante, sendo que a areia utilizada possuía as seguintes características:  $d_{10} = 0,29$  mm,  $d_{60} = 1,16$  mm e  $U = 4,05$  (Figura 23).

Figura 23 - Curva granulométrica da areia utilizada no WCVD-FS.



No topo, para proteger o maciço filtrante e melhorar a distribuição do esgoto aplicado, uma camada de pedra brita de 0,03 m foi disposta sobre a areia. Por fim, sobre a camada de pedra brita, a tubulação de alimentação (perfurada) foi disposta. Na Figura 24 podem ser observadas as tubulações de alimentação e coleta de esgoto do WCVD-FS.

Figura 24 - Tubulações de coleta (a) e alimentação (b) do WCVD-FS.



- **Controle da saturação de fundo**

Para manter o fundo saturado, foi colocado um controlador de nível na saída do WCVD-FS, como pode ser observado na Figura 25. A altura da saída do efluente corresponde a 0,40 m em relação ao fundo do *wetland* construído. Com isso, o WCVD-FS permaneceu com 0,40 m do leito filtrante saturado e 0,35 m com drenagem livre.

Figura 25 - Controlador de nível.



- **Vegetação**

As macrófitas utilizadas na estação piloto são da espécie *Typha domingensis*, conhecidas pelo nome comum de taboa. As plantas foram retiradas manualmente do ambiente natural e separadas por indivíduo, mantendo os rizomas preservados. As mesmas foram transplantadas para o leito filtrante do WCVD-FS com matéria orgânica ao redor das raízes, numa razão de 4 mudas por m<sup>2</sup>, como pode ser observado na Figura 26.

Figura 26 - Plantio das macrófitas: (a) Macrófitas retiradas manualmente do ambiente natural; (b) Separadas por indivíduo; (c) Matéria orgânica ao redor das raízes; (d) Macrófitas transplantadas numa razão de 4 mudas por m<sup>2</sup>.



### 5.3 START-UP DO SISTEMA PILOTO – WCVD-FS

Na Tabela 12 apresenta-se a sequência de eventos ocorridos (data/dia em curso) durante o *start-up* do WCVD-FS.

Tabela 12 - Sequência de eventos durante o *start-up*.

<b>Evento</b>	<b>Data</b>	<b>Dia em curso</b>
Início da construção da estação piloto	21/10/2014	1
Término da construção e testes de vazão com água	20/05/2015	210
Início da alimentação com esgoto sanitário	21/05/2015	211
Plantio das macrófitas	02/06/2015	223
Início do monitoramento do efluente líquido	25/06/2015	246
Replanteio de algumas macrófitas	01/07/2015	252
Encerramento do monitoramento do efluente líquido como fase de <i>start-up</i>	06/08/2015	288

#### 5.3.1 Taxa hidráulica aplicada e carregamentos orgânicos e inorgânicos do WCVD-FS

Na Tabela 13, apresentam-se a taxa hidráulica, o carregamento orgânico e os carregamentos inorgânicos aplicados no WCVD-FS.

Tabela 13 - Taxa hidráulica, carregamento orgânico e carregamentos inorgânicos aplicados no WCVD-FS.

	<b>TH</b>	<b>DQO</b>	<b>SS</b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>
<b>Unidade</b>	mm.d <sup>-1</sup>	g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>
<b>Número de dados</b>	4	4	4	4
<b>Mínimo</b>	77,8	42	3,5	4,1
<b>Média</b>	77,8	54,5	4,8	5,1
<b>Mediana</b>	77,8	57,5	4,6	5,3
<b>Máximo</b>	77,8	60,8	6,3	5,8
<b>Desvio Padrão</b>	0	8,5	1,2	0,7
<b>Coefficiente de Variação</b>	0	0,15	0,25	0,15

Verifica-se que o carregamento orgânico médio em termos de DQO foi de 54 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, acima do valor projetado, de 41 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Esse valor foi decorrente do esgoto sanitário bruto apresentar concentrações mais elevadas de DQO (média de 937 mg.L<sup>-1</sup>) em relação ao esgoto sanitário bruto monitorado durante o experimento com

colunas de areia (média de 624 mg.L<sup>-1</sup>) e utilizado com referência para o projeto.

O tanque séptico, instalado na estação piloto, apresentou remoção média de DQO de 25%. Mesmo apresentando eficiência maior do que de projeto (15%), a carga orgânica média aplicada no WCVD-FS foi superior a 41 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, apresentando o afluente do WCVD-FS concentração média de 700 mg.L<sup>-1</sup>.

A partir da constatação do aumento do valor de carregamento orgânico ao *wetland*, alterações operacionais foram propostas no sentido de trabalhar a taxa hidráulica afluente. Desta forma, prevê-se a operação do WCVD-FS com uma taxa hidráulica afluente de 58,6 mm/dia. Ressalta-se, contudo, que periodicamente este valor de taxa hidráulica deverá ser calculada para o ajuste da vazão e tempo de bombeamento de cada pulso, a fim de garantir o carregamento orgânico idealizado.

A carga aplicada de sólidos suspensos foi em média de 4,8 gSS.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e de nitrogênio amoniacal foi de 5,1 gN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

### **5.3.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos dos afluentes e efluentes do WCVD-FS durante o período de *start-up***

Como descrito anteriormente, o monitoramento do esgoto sanitário afluente e efluente do WCVD-FS teve início dia 25/06/2015, quando se iniciou as análises dos seguintes parâmetros físico-químicos: pH, Alcalinidade, DQO, SS, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, NT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Na Tabela 14 estão apresentados os valores médios e desvios padrão de concentrações afluentes e efluentes, bem como as eficiências médias de remoção, referentes aos 42 dias de monitoramento do *start-up* do WCVD-FS. Os valores absolutos obtidos estão apresentados no Apêndice B.

Durante o período que se estendeu até início de agosto de 2015, observou-se uma melhoria progressiva da qualidade do efluente, retratada pelos resultados de todos os parâmetros físico-químicos avaliados.

É possível verificar que após o esgoto drenar pelo WCVD-FS, não houve alteração do pH efluente, mantendo-se em média em 7,3. Já em relação à concentração de alcalinidade, houve uma pequena redução no efluente, relacionada provavelmente com o processo de nitrificação.

Na Tabela 15, apresentam-se, para efeito de comparação, as eficiências de remoção dos parâmetros indicadores do tratamento, da coluna de areia com 0,40 m de saturação de fundo e do módulo piloto WCVD-FS.

Tabela 14 - Concentrações médias afluentes e efluentes e eficiências médias de remoção do WCVD-FS.

Parâmetros		Afluente	Efluente	Eficiência média de remoção (%)
<b>pH</b>	Média	7,3	7,3	-
	DP	0,12	0,10	
	n	4	4	
<b>Alcalinidade</b> (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Média	319	244	-
	DP	15,5	56	
	n	4	4	
<b>DQO</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	700	168	76
	DP	109	37	
	n	4	4	
<b>SS</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	61	15	75
	DP	16	6	
	n	4	4	
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	26	5	81
	DP	8	1,3	
	n	4	4	
<b>NT</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	93	48	48
	DP	11	14	
	n	3	3	
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	66	48	27
	DP	10	11	
	n	4	4	
<b>N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	0,06	1,6	-
	DP	0,08	2,5	
	n	4	4	
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	3,6	3,6	-
	DP	2,9	4,5	
	n	3	4	

DP = desvio padrão; n = número de amostragens.

Com exceção de NT, para todos os outros parâmetros, o WCVD-FS apresentou eficiências de remoção menores que a coluna de areia com 0,40 m de saturação de fundo.

Inferese-se que a menor eficiência apresentada pelo WCVD-FS esteja relacionada ao menor tempo de monitoramento, referente apenas ao *start-up* do *wetland*. O experimento com colunas de areia teve monitoramento de 182 dias, já o monitoramento do WCVD-FS foi de apenas 42 dias. Assim como qualquer partida de sistema de tratamento biológico de esgotos, espera-se um reduzido desempenho de tratamento, pois o sistema necessita de tempo para o desenvolvimento e adaptação dos micro-organismos responsáveis pela depuração do esgoto.

Tabela 15 - Eficiências de remoção da coluna de areia com 0,40 m de saturação de fundo e do WCVD-FS.

Parâmetro	Eficiência média de remoção (%)	
	Coluna de areia com 0,40 m de saturação de fundo	WCVD-FS
DQO	90	76
SS	95	75
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	92	81
NT	46	48
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	68	27

## 6 CONCLUSÕES

### Em relação ao experimento com colunas de areia:

Por meio da avaliação do desempenho de colunas de areia com 0,55 m de altura útil, operadas durante 210 dias no tratamento de esgoto sanitário e submetidas a diferentes alturas de saturação de fundo, pode-se concluir que:

- Colunas de areia com drenagem livre e com alturas de saturação de fundo de 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m, apresentam elevadas remoções de DQO (variando de 88% a 97%) e SS (variando de 95% a 97%);
- Observou-se maior nitrificação na coluna com drenagem livre e potencial nitrificação seguida de desnitrificação nas colunas com saturação de fundo;
- A composição de um maciço filtrante com 0,40 m de altura saturada com o esgoto submetido ao tratamento, apresenta-se com potencialidade de aplicação em WCV, pois atingiu remoções médias de 90% em termos de DQO, 95% de SS, 92% de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , 46% de NT e 68% de  $\text{N-NH}_4^+$ , além de apresentar as menores concentrações médias de  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  no efluente final;
- A saturação de fundo de 0,40 m propiciou o estabelecimento de uma maior diversidade bacteriana no fundo do maciço filtrante, em relação às outras alturas de saturação, possibilitando outras vias de remoção de nitrogênio;
- Através dos resultados do sequenciamento de DNA, foi possível identificar 157 diferentes gêneros de bactérias, sendo que o fundo da coluna C4 (0,40 m de saturação) apresentou a maior diversidade, com um total de 105 gêneros diferentes, com uma proporção relativa de 11,7% de bactérias nitrificantes na interface saturada/drenagem livre desta coluna. Os gêneros desnitrificantes mais abundantes na interface saturada/drenagem livre da C4 foram: *Rhodanobacter* (28,4%), *Thauera* (4,9%) e *Ottowia* (4%); já para o fundo desta coluna,

os gêneros mais abundantes foram: *Denitratisoma* (15,8%), *Thauera* (6,7%) e *Rhodanobacter* e *Azoarcus* (3% cada);

- Diferentes condições de saturação de fundo dos maciços filtrantes presentes em WCV, mesmo que de poucos centímetros, influenciam nas condições ambientais dentro destes maciços filtrantes, levando ao estabelecimento de comunidades bacterianas diferentes e/ou com proporções diferentes e, conseqüentemente, obtendo desempenhos de tratamento distintos.

Em relação ao *start-up* do WCVD-FS:

Por meio da avaliação da implantação e do desempenho de um WCV descendente com uma profundidade de 0,35 m de drenagem livre e 0,40 m de profundidade saturada, operado durante 42 dias no tratamento de esgoto sanitário, pode-se concluir que:

- O WCVD-FS apresentou altas remoções médias de SS (75%), DQO (76%), e  $P-PO_4^{3-}$  (81%);
- Em relação aos compostos nitrogenados, o WCVD-FS apresentou satisfatórias remoções médias de NT (48%) e reduzidas remoções de  $N-NH_4^+$  (27%);
- Das 27 macrófitas transplantadas, 24 adaptaram-se ao ambiente do *wetland*;
- O aparato tecnológico composto pelo sistema de bombeamento e de controle eletrônico permite uma flexibilização na operação, notadamente relacionado à variação de taxas de aplicação hidráulica afluente.

## 7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões para a continuidade dos estudos na ETE experimental, notadamente em relação ao WCVD-FS, propõe-se:

- Realizar balanço hídrico das entradas e saídas do WCVD-FS, como precipitação pluviométrica e evapotranspiração;
- Realizar monitoramento das comunidades bacterianas aderidas ao leito filtrante e às raízes das macrófitas;
- Realizar ensaios respirométricos para elucidar o metabolismo dos micro-organismos presentes nas camadas saturada e insaturada do leito filtrante do WCVD-FS.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRADOS, B.; SANCHÉZ, O.; ARIAS, C. A.; BECARES, E.; GARRIDO, L.; MAS, J.; BRIX, H.; MORATÓ, J. Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. **Water Research**, v.55, p.304-312, 2014.

AMANN, R. I.; BINDER, B. J.; OLSON, R. J.; CHISHOLM, S. W.; DEVEREUX, R.; STAHL, D. A. Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, n. 6, p.1919-1925, 1990.

AMANN R. I. In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. IN: A.D.L. Akkerman, J.D.van Elsas, F.J. de Bruijn (eds). **Molecular microbial Ecology Manual**, p.1–15, 1995.

AMANN R. I.; LUDWIG, W.; SCHULZE, R.; SPRING, S.; MOORE, E.; SCHLEIFER, K. rRNA-targeted oligonucleotide probes for the identification of genuine and former pseudomonads. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 19, n. 4, p.501-509, 1996.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, Washington: APHA. D. C. 1325p., 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, Washington: APHA. D. C. 1368p., 2005.

ANDRADE, H. H. B. **Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (wetlands construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 243:** Agregados - Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 6p., 2003.

BAPTISTA, J.C., DAVENPORT, R.J., DONNELLY, T., CURTIS, T. P. The microbial diversity of laboratory-scale wetlands appears to be randomly assembled. **Water Research**, v. 42, p.3182-3190, 2008.

BOOG, J.; NIVALA, J.; AUBRON, T.; WALLACE, S.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. A. Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. **Bioresource Technology**, v. 162, p.166-174, 2014.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.

CALHEIROS, C.S.C., DUQUE, A.F., MOURA, A., HENRIQUES, I.S., CORREIA, A., RANGEL, A.O., CASTRO, P.M. Substrate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with *Typha latifolia* treating industrial wastewater. **Ecological Engineering**, v.35, p.744-753, 2009.

CAPUTO, H.P. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos**. 6 ed. Rio de Janeiro: LTC, 1996.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 1-9, 1999.

COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland system with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.

COOPER, P.F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Medmenham: WRc Publications, 1996.

DAIMS, H.; BRUHL, A.; AMANN, R.; SCHLEIFER, K. H.; WAGNER, M. The Domain-specific Probe EUB338 is Insufficient for the Detection of all Bacteria: Development and Evaluation of a more Comprehensive Probe Set. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 22, n. 3, p.434-444, 1999.

DAIMS, H. NIELSEN, P. H.; SCHLEIFER, K.; WAGNER, M. In situ characterization of Nitrospira-like nitrite-oxidizing bacteria active in wastewater treatment plants. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 67, n. 11, p.5273-5284, 2001.

DONG, H.; QIANG, Z.; LI, T.; JIN, H. CHEN, W. Effect of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetland treating heavily polluted river water. **Environmental Science**, v. 24, n.4, p.596-601, 2012.

DONG, X., REDDY, G.B. Soil bacterial communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. **Bioresource Technology**, v. 101, p.1175-1182, 2010.

DONG, Z.; SUN, T. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands: promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. **Ecological Engineering**, v. 31, p.69-78, 2007.

FERNANDEZ, N.; SIERRA-ALVAREZ, R.; FIELD, J. A.; AMILS, R.; SANZ, J. L. Microbial community dynamics in a chemolithotrophic denitrification reactor inoculated with methanogenic granular sludge. **Chemosphere**, v.70, n. 3, p.462-474, 2008.

FIGUEROLA, E. L. M.; ERIJMAN, L. Bacterial taxa abundance pattern in an industrial wastewater treatment system determined by the full rRNA cycle approach. **Environmental Microbiology**, v. 7, n. 9, p.1780-1789, 2007.

FURTADO, D. F. C. **Caracterização de lodo de tanque séptico e tratamento em filtros plantados com macrófitas**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

HAMMER, D. A. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural.** [s. l.]: Lewis Publishers, 1989.

HEADLEY, T.; NIVALA, J.; KASSA, K.; OLSSON, L.; WALLACE, S.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. **Ecological Engineering**, v. 61, p.565-574, 2013.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Eschborn: Giz, 36 p. 2011.

IBEKWE, M. A.; GRIEVE, C. M.; LYON, S. R. Characterization of microbial communities and composition in constructed dairy wetland wastewater effluent. **Applied and Environmental Microbiology**, v.69, n.9, p.5060-5069, 2003.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION – IWA. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** Scientific and Technical. Report N°. 8. London, England: IWA Publishing, 156 p. 2000.

JURETSCHKO S. **Mikrobielle Populationsstruktur und -dynamik in einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Belebtschlammanlage.** *Doctoral thesis* (Technische Universität München), 2000.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands.** Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands.** 2 ed., [s. l.]: Taylor & Francis, 2009.

KÄFER, S. C. **Tratamento de lodo anaeróbio em wetlands construídos operados em alta taxa e com a recirculação de líquido percolado.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

KAYSER, K., KUNST S. Processes in vertical-flow reed beds – nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Water Science and Technology**, v.51, n. 9, 177-184, 2005.

KIM, B.; GAUTIER, M.; PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P.; MICHEL, P.; GOURDON, R. Performance evaluation of partially saturated vertical flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 41-47, 2014.

KRASNITS, E.; FRIEDLER, E.; SABBAH, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; GREEN, M. Spatial distribution of major microbial groups in a well established constructed wetland treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1085-1089, 2009.

LANA, L. C. O. **Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VON SPERLING, M.; MORATO, M. L. N.; VASCONCELLOS, G. R.; PARAENSE, M. O.; MOREIRA, P. A. Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 7, p.1599-1606, 2013.

LIU, L.; ZHAO, X.; ZHAO, N.; SHEN, Z.; WANG, M.; GUO, Y.; XU, Y. Effect of aeration modes and influent COD/N ratios on the nitrogen removal performance of vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 57, p.10-16, 2013.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J.; CHAZARENCO, F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. **Water Research**, v.43, n.2, p.535-545, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônomico de capim tifton 85 (*cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residual de laticínios. **Ambi-Água**, v. 3, n. 1, p.43-53, 2008.

MAYO, A.W., BIGAMBO, T. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: model development. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, p.658-667, 2005.

MOBARRY, B. K.; WAGNER, M.; URBAIN, V.; RITTMANN, B. E.; STAHL, D. A. Phylogenetic probes for analyzing abundance and spatial organization of nitrifying bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 62, n.6, p.2156-2162, 1996.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n. 3, p.606– 612, 2006.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. **Water Science and Technology**, v. 51 n. 9, p.11–21, 2005.

MONTEIRO, V. R. C. **Wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

NEEF A.; ZAGLAUER, A.; MEIER, H.; AMANN, R; LEMMER, H.; SCHLEIFER, K. H. Population analysis in a denitrifying sand filter: conventional and in situ identification of *Paracoccus* spp. in methanol-fed biofilms. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 62, n.12, p.4329-4339, 1996.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PAYNE, E. G.; PHAM, T.; COOK, P. L.; FLETCHER, T. D.; HATT, B. E.; DELETIC, A. Biofilter design for effective nitrogen removal from stormwater – influence of plant species, inflow hydrology and use of a saturated zone. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 6, p.1312-1319, 2014.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: [s. n.], 144 p, 2004.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C., MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and... solutions? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p.175-181, 1997.

PRIGENT, S.; PAING, J.; ANDRES, Y.; CHAZARENC, F. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). **Water Science and Technology**, v. 68, n. 7, p.1461-1467, 2013.

PROCHASKA, C. A., ZOUBOLIS, A. I., ESKRIDGE, K. M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 1, p. 57-66, 2007.

PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland:treatment limits and operation modes. **Ecological Engineering**, v.43, p.81-84, 2014.

RAGUSA, S. R.; MCEVIN, D.; QASEM, S; MITCHELL, C. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. **Water Research**, v. 38, p.2865-2873, 2004.

RICHARDSON, D. Bacterial respiration: A flexible process for a changing environment. **Microbiology**, v.146, p.551–571, 2000.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. **Filtro plantado com macrófita (*wetlands*) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – critérios de dimensionamento.** In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville. ANAIS.ABES, 2003.

SILVEIRA, D. D., BELLI FILHO, P., PHILIPPI, L. S., KIM, B., MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.77, p.257-264, 2015.

SLEYTR, K., TIETZ, A., LANGERGRABER, G., HABERL, R., SESSITSCH, A. Diversity of abundant bacteria in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1021-1025, 2009.

SUN, G.; ZHAO, Y. Q.; ALLEN, S. J. An alternative arrangement of gravel media in tidal flow reed beds treating pig farm wastewater. **Water Air and Soil Pollution**, v. 182, p 13-19, 2007.

SUNTTI, C. **Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

TAO, W.; WANG, J. Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p.151-157, 2009.

TREIN, C. M. **Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e

Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

TRUU, M., JUHANSON, J., TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 407, p.3958-3971, 2009.

TRUU, M., NURK, K., JUHANSON, J., MANDER, U. Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. **J. Environ. Sci. Health. Part Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.**, v. 40, p.1191-1200, 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - **USEPA**. Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 311 p., 1993.

VACCA, G., WAND, H., NIKOLAUSZ, M., KUSCHK, P., KÄSTNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. **Water Research**, v. 39, p.1361-1373, 2005.

VOGEL, A. L. **Análise inorgânica qualitativa**. 4 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1981.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2005.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v. 2, p.530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p.48-65, 2007.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1-17, 2009.

WAGNER, M. RATH, G.; AMANN, R.; KOOPS, H.; SCHLEIFER, K. In situ identification of ammonia oxidizing bacteria. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 18, n. 2, p.251-264, 1995.

WAGNER, M.; RATH, G.; KOOPS, H.; FLOOD, J.; AMANN, R. In situ analysis of nitrifying bacteria in sewage treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 34, p.237-244, 1996.

WEEDON, C. M. Compact vertical flow constructed wetland system – first two years' performance. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 15-23, 2003.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p.40-55, 2014.

WU, S.; ZHANG, D.; AUSTIN, D.; DONG, R.; PANG, C. Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. **Ecological Engineering**, v. 37, p.1789-1795, 2011.

ZHANG, C. B., WANG, J., LIU, W. L., ZHU, S. X., GE, H. L., CHANG, S., CHANG, J., GE, Y. Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland, **Ecological Engineering**, v. 36, p.62-68, 2010.

ZHANG, L.; ZHANG, L.; LIU, Y.; SHEN, Y.; LIU, H. XIONG, Y. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. **Desalination**, v. 250, n. 3, p.915-920, 2010.

## APÉNDICE A

Tabela 16 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia - afluente.

Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia - afluente.									
Semanas	Data	pH	Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
1	15/04/2014	6,89	245,0	82,00	537,0	21,430	58,35	0,20	0,000
2	22/04/2014	6,97	245,0	87,00	493,5	18,725	54,45	0,10	0,000
3	28/04/2014	6,75	410,0	76,00	527,0	20,725	46,25	0,05	0,000
4	05/05/2014	6,96	325,0	117,29	871,5	27,285	62,60	0,20	3,220
5	13/05/2014	7,48	360,0	88,75	633,0	27,610	79,70	0,20	4,460
6	20/05/2014	7,57	350,0	106,50	672,0	21,465	80,30	0,10	2,215
7	27/05/2014	7,33	270,0	76,50	487,5	17,060	51,65	0,10	1,820
8	03/06/2014	7,27	290,0	208,33	1068,0	18,635	72,05	0,10	2,250
9	10/06/2014	7,16	295,0	223,33	908,5	20,890	59,95	0,10	2,780
10	16/06/2014	7,26	325,0	94,00	645,5	23,330	67,00	0,10	3,390
11	24/06/2014	6,90	275,0	116,88	797,0	28,545	66,35	0,20	4,475
12	30/06/2014	6,80	205,0	95,50	582,5	20,595	39,80	0,10	3,825
13	07/07/2014	7,14	275,0	122,79	769,5	26,905	67,10	0,20	4,705
14	14/07/2014	7,00	285,0	121,88	722,5	27,540	65,55	0,20	3,565
15	22/07/2014	6,93	255,0	96,30	684,5	28,425	66,60	0,20	4,015
16	29/07/2014	6,96	230,0	153,13	805,5	22,620	55,30	0,10	2,870
17	05/08/2014	7,20	215,0	120,39	609,5	16,735	52,95	0,10	1,545
18	11/08/2014	7,06	255,0	80,07	637,0	27,750	67,65	0,20	3,595
19	18/08/2014	6,81	245,0	78,64	637,5	24,570	65,95	0,20	3,410
20	25/08/2014	6,94	245,0	78,29	674,0	26,005	64,55	0,20	5,600
21	01/09/2014	7,09	180,0	61,50	462,0	16,650	36,30	0,10	1,905
22	08/09/2014	6,92	265,0	21,00	604,0	22,145	66,25	0,20	2,660
23	15/09/2014	7,28	265,0	25,00	349,0	15,705	40,05	0,20	3,420
24	22/09/2014	7,20	165,0	75,50	352,5	15,145	47,95	0,20	3,640
25	29/09/2014	7,21	125,0	71,00	350,0	15,765	44,60	0,10	1,560
26	06/10/2014	7,58	285,0	32,50	356,5	17,815	45,25	0,20	3,460

Tabela 17 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C1 (drenagem livre).

Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C1 (drenagem livre).									
Semana	Data	pH	Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
1	17/04/2014	5,50	41,67	0,00	100,00		35,40		
2	25/04/2014	5,33	40,00	1,00	49,00	0,000	17,55	7,5	25,605
3	30/04/2014	4,60	20,00	0,00	26,00	0,000	4,10	6,0	25,335
4	07/05/2014	4,35	5,00	0,00	17,00	0,040	20,95	0,0	37,040
5	14/05/2014	4,15	0,00	0,00	6,30	0,000	10,10	0,0	30,640
6	21/05/2014	3,68	0,00	0,00	11,30	0,000	25,50	0,0	42,360
7	28/05/2014	4,07	0,00	0,00	5,80	0,000	14,95	0,4	35,930
8	04/06/2014	3,83	0,00	0,00	8,80	0,155	25,50	1,0	108,600
9	11/06/2014	3,85	0,00	0,00	10,70	0,000	10,85	0,0	96,400
10	17/06/2014	3,53	0,00	0,00	11,80	0,110	7,55	0,5	80,100
11	26/06/2014	3,30	0,00	0,00	3,20	0,000	11,50	0,0	92,600
12	02/07/2014	3,50	0,00	0,00	3,60	0,000	10,75	0,0	72,950
13	10/07/2014	3,31	0,00	0,00	9,30	0,000	7,15	0,0	69,050
14	16/07/2014	3,07	0,00	0,00	14,40	0,000	1,95	0,0	96,100
15	24/07/2014	3,25	0,00	0,00	0,00	0,000	11,40	0,0	66,000
16	31/07/2014	3,23	0,00	0,00	6,20	0,000	14,10	0,0	109,100
17	06/08/2014	3,25	0,00	0,00	7,50	0,000	7,40	0,0	63,100
18	13/08/2014	3,28	0,00	0,00	14,40	0,000	11,65	0,5	62,550
19	20/08/2014	3,21	0,00	0,00	11,10	0,000	8,40	0,0	80,500
20	27/08/2014	3,07	0,00	0,00	8,90	0,280	14,10	0,0	75,550
21	03/09/2014	3,23	0,00	0,00	9,50	0,290	9,30	0,0	47,000
22	10/09/2014	3,28	0,00	0,00	10,50	0,215	6,30	0,1	58,400
23	17/09/2014	3,44	0,00	12,00	18,30	0,450	11,40	0,0	37,800
24	24/09/2014	3,70	0,00	23,00	17,50	2,860	0,00	0,1	49,500
25	01/10/2014	3,85	0,00	21,00	11,80	3,505	0,38	0,1	37,800
26	08/10/2014	3,73	0,00	7,00	21,70	2,135	1,07	0,2	46,100

Tabela 18 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C2 (0,20 m de saturação de fundo).

Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C2 (0,20 m de saturação de fundo).									
Semana	Data	pH	Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
1	17/04/2014	7,20	81,25	24,00	131,00		24,30		
2	25/04/2014	6,60	35,00	1,14	59,00	0,275	22,60	10,0	28,935
3	30/04/2014	5,28	30,00	0,00	48,00	0,000	19,95	5,0	31,425
4	07/05/2014	6,09	75,00	0,00	30,70	0,000	12,60	10,0	33,405
5	14/05/2014	6,07	15,00	0,00	52,60	0,000	12,80	5,0	33,910
6	21/05/2014	5,97	50,00	0,00	47,90	0,000	16,40	6,0	41,600
7	28/05/2014	5,55	40,00	0,00	31,50	0,000	23,51	3,9	53,700
8	04/06/2014	5,67	50,00	0,00	64,30	0,000	15,30	7,0	42,550
9	11/06/2014	6,06	40,00	0,00	52,30	0,000	24,50	4,0	70,350
10	17/06/2014	6,18	15,00	0,00	59,60	0,000	9,60	5,5	68,900
11	26/06/2014	6,10	15,00	0,00	34,40	0,000	9,75	2,0	77,150
12	02/07/2014	5,67	10,00	0,00	35,20	0,000	8,35	2,0	55,550
13	10/07/2014	5,97	20,00	0,00	40,70	0,000	7,85	1,0	42,800
14	16/07/2014	5,30	10,00	0,00	32,00	0,000	0,45	0,5	56,400
15	24/07/2014	4,56	5,00	0,00	26,00	0,000	15,60	0,0	91,100
16	31/07/2014	4,62	7,50	0,00	29,70	0,000	11,20	0,0	57,700
17	06/08/2014	4,39	5,00	0,00	23,40	0,000	9,00	0,0	51,100
18	13/08/2014	4,30	0,00	0,00	16,70	0,000	11,70	0,0	43,250
19	20/08/2014	4,20	0,00	0,00	25,80	0,000	5,60	0,0	50,900
20	27/08/2014	4,03	0,00	0,00	29,50	0,330	12,80	0,1	53,700
21	03/09/2014	3,80	0,00	0,00	28,20	0,000	11,85	0,1	51,650
22	10/09/2014	4,68	5,00	0,00	39,60	0,000	7,45	0,0	22,400
23	17/09/2014	4,41	5,00	17,00	36,80	0,000	14,30	0,0	66,600
24	24/09/2014	6,39	25,00	33,00	54,60	0,000	4,90	0,1	52,700
25	01/10/2014	6,94	60,00	36,00	61,80	0,000	0,21	0,0	25,700
26	08/10/2014	6,83	50,00	15,00	100,30	0,615	0,54	0,0	6,700

Tabela 19 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C3 (0,30 m de saturação de fundo).

Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C3 (0,30 m de saturação de fundo).									
Semana	Data	pH	Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
1	17/04/2014	6,00	65,00	2,00	115,00		25,05		
2	25/04/2014	6,02	45,00	1,00	95,00	0,000	29,35	10,0	23,260
3	30/04/2014	5,40	50,00	0,00	93,00	0,155	23,70	8,0	34,065
4	07/05/2014	6,50	100,00	0,00	68,70	0,000	16,30	10,5	33,450
5	14/05/2014	6,20	50,00	0,00	78,70	0,000	18,45	7,0	29,480
6	21/05/2014	6,80	55,00	0,00	78,50	0,055	17,80	8,0	36,350
7	28/05/2014	6,30	75,00	0,00	56,80	0,000	24,58	5,7	43,700
8	04/06/2014	6,60	60,00	0,00	98,80	0,215	17,40	5,5	27,150
9	11/06/2014	6,71	80,00	0,00	71,40	0,000	27,60	2,0	57,250
10	17/06/2014	6,45	30,00	0,00	72,60	0,000	13,60	0,0	41,000
11	26/06/2014	6,81	35,00	0,00	54,40	0,000	9,90	0,0	40,800
12	02/07/2014	6,53	20,00	2,00	65,20	0,215	12,55	0,0	35,800
13	10/07/2014	6,54	37,50	0,00	77,10	0,000	9,05	0,1	25,550
14	16/07/2014	6,60	30,00	0,00	67,80	0,030	2,70	0,3	49,200
15	24/07/2014	6,54	20,00	0,00	66,00	0,000	14,35	0,0	64,600
16	31/07/2014	6,77	25,00	0,00	83,70	0,000	12,15	0,6	38,300
17	06/08/2014	6,45	20,00	0,00	53,20	0,005	12,50	0,3	32,400
18	13/08/2014	6,25	15,00	0,00	76,10	0,000	11,50	1,0	30,300
19	20/08/2014	6,30	35,00	0,00	71,60	0,000	6,10	0,5	30,100
20	27/08/2014	6,39	35,00	0,00	87,30	0,515	11,70	0,8	30,200
21	03/09/2014	5,93	20,00	0,00	69,40	0,000	12,30	1,6	15,900
22	10/09/2014	6,91	35,00	0,00	42,70	0,485	8,61	1,2	11,800
23	17/09/2014	6,77	65,00	24,00	68,60	0,265	7,50	0,1	20,000
24	24/09/2014	6,13	40,00	30,00	47,00	0,230	9,40	0,1	41,100
25	01/10/2014	6,40	55,00	37,00	80,50	1,090	1,29	0,0	17,450
26	08/10/2014	6,48	50,00	4,00	119,20	3,665	0,50	0,1	4,200

Tabela 20 - Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C4 (0,40 m de saturação de fundo).

Resultados físico-químicos do experimento com colunas de areia – C4 (0,40 m de saturação de fundo).									
Semana	Data	pH	Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
1	17/04/2014	6,54	105,00	5,00	107,00		27,40		
2	25/04/2014	7,56	155,00	6,67	87,00	3,365	35,35	5,0	6,205
3	30/04/2014	7,60	210,00	0,67	81,00	1,235	31,50	2,0	12,875
4	07/05/2014	7,35	100,00	10,00	39,20	1,895	31,70	1,0	1,375
5	14/05/2014	6,79	95,00	12,00	59,20	1,670	32,20	0,0	10,600
6	21/05/2014	7,38	175,00	0,67	56,50	1,340	30,30	0,0	11,740
7	28/05/2014	7,08	145,00	0,00	41,00	0,000	33,89	0,9	23,770
8	04/06/2014	7,30	155,00	0,00	58,40	0,125	27,40	1,0	13,350
9	11/06/2014	7,05	95,00	0,00	48,80	0,000	34,55	1,0	35,000
10	17/06/2014	7,07	75,00	0,00	52,20	0,210	24,70	1,0	32,000
11	26/06/2014	7,27	85,00	0,00	35,90	0,000	18,00	1,0	22,150
12	02/07/2014	7,20	70,00	0,00	43,20	0,000	17,75	1,0	16,800
13	10/07/2014	7,03	75,00	6,00	55,30	0,105	14,25	0,1	3,350
14	16/07/2014	7,08	80,00	2,00	43,80	0,095	8,65	0,1	10,200
15	24/07/2014	7,03	85,00	11,00	66,00	0,660	15,50	0,0	4,100
16	31/07/2014	7,32	90,00	3,00	77,20	1,090	15,45	0,4	5,140
17	06/08/2014	7,10	85,00	1,00	55,10	0,930	15,60	0,2	7,500
18	13/08/2014	6,87	135,00	2,00	88,80	1,665	13,90	1,5	4,700
19	20/08/2014	7,25	85,00	0,00	81,20	2,390	8,70	0,1	6,600
20	27/08/2014	6,80	75,00	0,00	100,10	5,305	13,55	0,1	2,025
21	03/09/2014	6,99	70,00	0,00	72,50	4,020	13,95	0,1	4,165
22	10/09/2014	7,31	65,00	0,00	37,10	3,760	2,95	0,1	3,230
23	17/09/2014	6,75	85,00	18,00	62,00	2,600	7,10	0,1	12,340
24	24/09/2014	6,33	90,00	24,00	46,80	2,665	16,70	0,1	19,060
25	01/10/2014	6,93	85,00	19,00	44,50	4,420	3,41	0,1	11,755
26	08/10/2014	6,53	70,00	6,00	77,90	5,695	1,78	0,1	4,500

**APÊNDICE B**

Tabela 21 - Resultados físico-químicos do WCVD-FS - afluente.

Resultados físico-químicos do WCVD-FS - afluente.										
Semana	Data	pH	Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
1	25/06/2015	7,32	305	66	782	15,7	85	63,15	0,1	4,7
2	02/07/2015	7,31	340	81,33	753	28,2	89	74,7	0	6,5
3	23/07/2015	7,37	310	53	540	25,8		73,15	0	
4	06/08/2015	7,09	320	45,50	726	35,4	105	53,4	0,16	0,39

Tabela 22 - Resultados físico-químicos do WCVD-FS - efluente.

Resultados físico-químicos do WCVD-FS - efluente.										
Semana	Data	pH	Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
1	25/06/2015	7,21	260	7,33	183	5	40	43	0	0
2	02/07/2015	7,38	315	22	207	3	65	62,8	5,2	1,8
3	23/07/2015	7,47	190	14,5	120	6,2		50,9	1,3	10,3
4	06/08/2015	7,32	210	16,00	161	5,25	40	36	0,12	2,49

