

Camila Maria Trein

**MONITORAMENTO DE SISTEMAS
DESCENTRALIZADOS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE
FLUXO VERTICAL APLICADOS NO TRATAMENTO
AVANÇADO DE ESGOTOS**

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.

A ficha de identificação é elaborada pelo próprio autor
Maiores informações em:
<http://portalbu.ufsc.br/ficha>

Camila Maria Trein

MONITORAMENTO DE SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE
WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL APLICADOS NO
TRATAMENTO AVANÇADO DE ESGOTOS

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de “mestre”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Prof. Wiliam Gerson Matias, Dr.
Coordenador do Curso

Aprovado por:

Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Orientador

Prof. Luiz Sérgio Philippi, Dr.

Prof.^a Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.^a

Prof. Miguel Mansur Aisse, Dr.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus! Sem ele, jamais teria imaginado e conseguido chegar até aqui.

Ao meu orientador, professor Pablo Heleno Sezerino, pela oportunidade de realizar este trabalho sob sua orientação e com o apoio da estrutura disponibilizada pelo GESAD.

À minha família por todo o apoio e incentivo desde o início.

Ao Adriano, meu porto seguro, pelo carinho, amizade, amor e paciência e por ter sido sempre o melhor namorado do mundo.

À companheira, amiga e futura comadre Silvana Cristina Kafer por toda ajuda, conselhos e risadas. Com você tudo ficou mais fácil.

À toda a equipe do GESAD em especial minhas eternas amigas, Mayara Santos, Giovanna Sanchez e Victória Monteiro.

À colega de laboratório, Catiane Pelissari, colaboradora nas discussões deste trabalho.

Aos bolsistas de iniciação científica, Danilo Silva e Caio Matos Rosa, companheiros nas saídas de campo sempre com muita disposição.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental pelos conhecimentos repassados durante este período de pesquisa, os quais contribuíram para o andamento deste trabalho.

À empresa Rotária do Brasil Ltda. pela parceria.

Aos professores que compuseram a banca examinadora.

Ao CNPq, pela bolsa de estudos concedida.

“Tudo o que um sonho precisa para ser realizado é
alguém que acredite que ele possa ser realizado.”
(Roberto Shinyashiki)

RESUMO

Diante do atual quadro de esgotamento sanitário no Brasil, percebe-se a necessidade de implantação de unidades de tratamento de esgoto aplicáveis às diversas situações e voltadas para pequenas coletividades. Dentro deste contexto, esta pesquisa objetivou avaliar a potencialidade de *wetlands* construídos de fluxo vertical – WCFV no pós-tratamento de efluente primário, a fim de aplicá-los como alternativa tecnológica para o tratamento avançado de esgotos, empregados sob o contexto da descentralização. A base metodológica empregada foi conduzida em laboratório e em campo, em dois sistemas de tratamento de esgoto implantados em escala real na região de Florianópolis/SC. O WCFV referente ao sistema 1 localizado no município de Biguaçu, operou com uma vazão média de 12,2 m³/d e taxa hidráulica de 130 mm/d (considerando área superficial de 94,5 m²), com média de 7 alimentações diárias. Já o sistema 2 localizado no município de Palhoça, o WCFV-MFS (*wetlands* construídos de fluxo vertical modificado com fundo saturado) operou com uma vazão média de 18,1 m³/d, e taxa hidráulica de 12 mm/d (considerando área superficial de 1.561 m²), com média de 4 alimentações diárias. Por meio do monitoramento hidráulico e físico-químico ao longo de 20 meses, obteve-se valores médios de carregamento de 43 g DBO/m².d, 87 g DQO/m².d e 13 g SS/m².d. para o sistema 1, e 0,96 g DBO/m².d, 2 g DQO/m².d e 0,3 g SS/m².d. para o sistema 2. Tendo em vistas essas condições operacionais, o arranjo tecnológico do sistema 1 apresentou eficiências médias globais de remoção em termos de concentração de 75% de DQO, 88% de DBO, 83% de SS, 47% N-NH₄⁺ e 63% de P-PO₄³⁻, e o sistema 2 apresentou eficiências de 93% de DQO, 97% de DBO, 94% de SS, 93% de N-NH₄⁺ e 93% de P-PO₄³⁺. Em termos de *E.coli*, a remoção pelo *wetland* foi de 0,99 e 2,04 logs, para o sistema 1 e 2, respectivamente. Destaca-se em ambos os sistemas um elevado desempenho na remoção de SS, e uma remoção de nutrientes variando de satisfatória no WCFV, a excelente no WCFV-MFS, corroborando com o esperado para sistemas avançados de tratamento de esgotos.

Palavras-chave: Tratamento descentralizado esgoto; Tratamento em nível avançado; *Wetlands* construídos de fluxo vertical; *Wetlands* construídos de fluxo vertical – modificado com fundo saturado.

ABSTRACT

On the current scenario of sewerage system in Brazil, we see the necessity to implement wastewater treatment units for the different situations and facing small communities. In this context, this study focused in evaluate the potential of vertical flow constructed wetland – VFCW as post treatment of primary system in order to apply them as a technological alternative for advanced wastewater treatment, applied in the decentralization context. The methods were conducted in the laboratory and in the experimental field, in two full scale wastewater treatment systems implemented around Florianópolis/SC. The first VFCW located in Biguaçu, operated with an average flow of 12.2 m³ and hydraulic rate of 130 mm/d (with 94.5 m² of surface area), with an average of 7 daily wastewater application. In the second system located in Palhoça, the VFCW-IBS (vertical flow constructed wetlands implemented with a bottom saturated) layer operated with an average flow of 18.1 m³/d, and hydraulic rate of 12 mm/d (with 1,561 m² of surface area) and with an average of 4 daily wastewater application. Through the hydraulic monitoring and physico-chemical over 20 months, we obtained average values of loading 43 g BOD/m².d, 87 g COD/m².d and 13 g SS/m².d for the first system, 0.96 g BOD/m².d, 2 g COD/m².d and 0.3 gSS/m².d for the second system. Considering these operating conditions, the technological arrangement of the first system showed global average removal efficiencies in terms of concentration of 75% of COD, 88% of BOD, 83% of SS, 47% of N-NH₄⁺ and 63 % of P-PO₄³⁻, and second system showed efficiencies of 93% COD, 97% of BOD, 94% of SS, 93% of N-NH₄⁺ and 93% of P-PO₄³⁻. In terms of E.coli, wetland's performances were 0.99 and 2.04 logs for the system 1 and 2, respectively. In both systems a high performance in removing SS was achieved, a satisfactory nutrient removal in the first system and excellent in the second system, corroborating as expected for advanced sewage treatment systems.

Keywords: Decentralized wastewater treatment; Treatment in advanced level; Vertical flow constructed wetland; Vertical flow constructed wetlands implemented with a bottom saturated.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Funcionamento geral de um tanque séptico com seus respectivos dispositivos.....	28
Figura 2: Funcionamento geral de um RAC com seus respectivos dispositivos.....	29
Figura 3: Corte esquemático do WCFV com seus respectivos dispositivos.	31
Figura 4: Corte esquemático do WCFV-MFS.	32
Figura 5: Transformação do nitrogênio em <i>wetlands</i> construídos.	39
Figura 6: Tecnologias para pós-tratamento de efluente de tanque séptico.....	44
Figura 7: Corte esquemático do filtro de areia com seus respectivos dispositivos.....	45
Figura 8: Corte esquemático da vala de filtração com seus respectivos dispositivos.....	46
Figura 9: Vista isométrica da vala de filtração com seus respectivos dispositivos.....	47
Figura 10: Localização dos sistemas avaliados na região de Florianópolis.	48
Figura 11: Representação esquemática do sistema 1 – Biguaçu. Locais de amostragem: (Ponto 1) - primeiro compartimento do RAC; (Ponto 2) - último compartimento do RAC ou entrada do WCFV; (Ponto 3) – saída do WCFV....	50
Figura 12: Curva granulométrica da areia utilizada no <i>wetland</i> do sistema 1....	51
Figura 13: Foto do RAC seguido do <i>wetland</i> construído de fluxo vertical referente ao sistema 1.	51
Figura 14: Representação esquemática do sistema 2 – Palhoça. Locais de amostragem: (Ponto 1) – primeiro compartimento do RAC; (Ponto 2) - último compartimento do RAC ou entrada do WCFV-MFS; (Ponto 3) – saída do WCFV-MFS.	53
Figura 15: Curva granulométrica da areia utilizada no <i>wetland</i> do sistema 2....	54
Figura 16: Foto do RAC seguido do <i>wetland</i> construído de fluxo vertical modificado com fundo saturado referente ao sistema 2.	54
Figura 17: a) Foto do bloqueio das tubulações com <i>caps</i> (realizado pelo operador). b) Foto da medição do nível de esgoto dentro do último compartimento do RAC em ambos os sistemas.....	57
Figura 18: Exemplo dos instantes de acionamento das bombas de alimentação do WCFV para o sistema 1.	60
Figura 19: Vazão afluyente do WCFV do sistema 1 durante o período de monitoramento compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014.	62
Figura 20: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando a mediana e valores referentes à 25 – 75% da taxa hidráulica aplicada no WCFV do sistema 1, considerando os quadrantes 1 e 4 ou 2 e 3.....	63
Figura 21: Gráfico evolutivo do pH e alcalinidade durante o período de monitoramento no sistema 1 - Biguaçu.....	67

LISTA DE FIGURAS (continuação)

Figura 22: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DQO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 1.....	68
Figura 23: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DBO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV, de abril a dezembro de 2014 para o sistema 1.	70
Figura 24: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de ST e SS obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 1.....	71
Figura 25: Gráfico evolutivo de sólidos suspensos durante o período de monitoramento no sistema 1 – Biguaçu.....	72
Figura 26: Concentrações de $N-NH_4^+$ no afluente e efluente do WCFV e concentrações de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ no efluente do WCFV ao longo do período de estudo.....	74
Figura 27: Gráfico evolutivo do $P-PO_4^{3-}$ durante o período de monitoramento no sistema 1 - Biguaçu.	75
Figura 28: Comportamento evolutivo de coliformes totais durante o período de monitoramento, no sistema 1.....	77
Figura 29: Comportamento evolutivo de <i>E. coli</i> durante o período de monitoramento, no sistema 1.....	77
Figura 30: Carregamento afluente do WCFV em termos de g DBO/m ² .d e g DQO/m ² .d.....	79
Figura 31: Carregamento afluente do WCFV em termos de g SS/m ² .d e g $N-NH_4^+$ /m ² .d.	80
Figura 32: Empoçamento do esgoto na superfície do WCFV do sistema 1.....	83
Figura 33: Presença de zona morta e de ausência de macrófitas no WCFV referente ao sistema 1, durante o período de monitoramento.	84
Figura 34: Fotos do acompanhamento do sistema 1 durante o período de estudo (abril de 2013 – dezembro de 2014).	85
Figura 35: Vazão afluente do WCFV-MFS do sistema 2 durante o período de monitoramento compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014.	88
Figura 36: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando a mediana e valores referentes à 25 – 75%, da taxa hidráulica aplicada no WCFV-MFS do sistema 2, considerando os quadrantes 1 e 4 ou 2 e 3.....	89
Figura 37: Gráfico evolutivo do pH e alcalinidade durante o período de monitoramento no sistema 2 - Palhoça.....	93

LISTA DE FIGURAS (continuação)

Figura 38: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DQO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.	94
Figura 39: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DBO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.	95
Figura 40: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de ST obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.	97
Figura 41: Gráfico tipo <i>box plot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de SS obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.	98
Figura 42: Concentrações de $N-NH_4^+$, do afluente e efluente do <i>wetland</i> e concentrações de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ do efluente do WCFV-MFS ao longo do período de estudo.	99
Figura 43: Gráfico evolutivo do $P-PO_4^{3-}$ durante o período de monitoramento no sistema 2 – Palhoça.	101
Figura 44: Comportamento evolutivo de coliformes totais durante o período de monitoramento, no sistema 2.	102
Figura 45: Comportamento evolutivo de <i>E. coli</i> durante o período de monitoramento, no sistema 2.	102
Figura 46: Carregamento afluente do WCFV-MFS em termos de g DBO/m ² .d e g DQO/m ² .d.	104
Figura 47: Carregamento afluente do WCFV-MFS em termos de g SS/m ² .d e g $N-NH_4^+$ /m ² .d.	105
Figura 48: Foto da macrófita <i>Cyperus papyrus</i> servindo de suporte para o desenvolvimento de invasoras trepadeiras.	107
Figura 49: Fotos do acompanhamento do sistema 2 durante o período de estudo (abril de 2013 – dezembro de 2014).	107

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Comparação de impactos ambientais dos sistemas centralizados e <i>on site</i>	25
Quadro 2: Comparação de impactos sociais dos sistemas centralizados e <i>on site</i>	25
Quadro 3: Mecanismos de remoção dos poluentes nos <i>wetlands</i> construídos. ...	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: ETE implantadas avaliadas durante o estudo.....	48
Tabela 2: Parâmetros de projetos adotados para o dimensionamento do WCFV referente ao sistema 1.	49
Tabela 3: Parâmetros de projetos adotados para o dimensionamento do WCFV-MFS referente ao sistema 2.	52
Tabela 4: Metodologia analítica empregada na análise dos parâmetros analisados.	55
Tabela 5: Valores encontrados na medição de vazão afluente do WCFV, seguindo o método 1 e 2 para o sistema 1, ao longo do ano de 2014.	61
Tabela 6: Valores médios das concentrações afluente e efluente do WCFV e análise estatística entre as coletas simples e compostas para o sistema 1.....	65
Tabela 7: Valores encontrados na medição de vazão afluente do WCFV-MFS, seguindo o método 1 e 2 para o sistema 2, ao longo do ano de 2014.	87
Tabela 8: Valores médios das concentrações afluente e efluente do WCFV-MFS e análise estatística entre as coletas simples e compostas para o sistema 2.	91
Tabela 9: Comparação dos aspectos construtivos e operacionais dos sistemas 1 e 2 com os sistemas normatizados pela NBR 13.969 (ABNT, 1997).	110
Tabela 10: Comparativo em termos de qualidade dos efluentes dos sistemas 1 e 2 com os sistemas normatizados propostos.	112
Tabela 11: Valores brutos das amostragens no primeiro ponto de amostragem do sistema 1 – Biguaçu.	132
Tabela 12: Valores brutos das amostragens no segundo ponto de amostragem do sistema 1 – Biguaçu.	133
Tabela 13: Valores brutos das amostragens no terceiro ponto de amostragem do sistema 1 – Biguaçu.	134
Tabela 14: Valores brutos das amostragens no primeiro ponto de amostragem do sistema 2 Palhoça.	136
Tabela 15: Valores brutos das amostragens no segundo ponto de amostragem do sistema 2 – Palhoça.	137
Tabela 16: Valores brutos das amostragens no terceiro ponto de amostragem do sistema 2 – Palhoça.	138

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANOVA – Análise de Variância

APHA – *American Public Health Association*

B1 – Bomba 1

B2 – Bomba 2

CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CT – Coliformes Totais

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS (Continuação)

d_{10} – Diâmetro efetivo
 d_{60} – Diâmetro a 60%
DP – Desvio Padrão
DQO – Demanda Química de Oxigênio
 DBO_5^{20} – Demanda Bioquímica de Oxigênio
E.coli – *Echerichia Coli*
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
 K_s – Condutividade Hidráulica Saturada
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NBR – Norma Brasileira
ND – Não Definido
NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal
pH – Potencial Hidrogênionico
PEAD – Polietileno de Alta Densidade
PNAD – Programa Nacional por Amostra de Domicílios
P1 – Primeiro compartimento do RAC
P2 – Último compartimento do RAC
P3 – Saída do WCFV
RAC – Reator Anaeróbio Compartimentado
SBR – *Sequential Batch Reactor*
SCADA - *Supervisory Control And Data Acquisition*
SC - Santa Catarina
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SS – Sólidos Suspensos
ST – Sólidos Totais
STF - Sólidos Totais Fixos
STV – Sólidos Totais Voláteis
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
TH – Taxa Hidráulica
TS – Tanque Séptico
U – Coeficiente de Uniformidade
UASB – *Upflow anaerobic sludge blanket*
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
WCFV – *Wetland* Construído de Fluxo Vertical
WCFV-MFS – *Wetland* Construído de Fluxo Vertical Modificado com Fundo Saturado

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	20
2.1	OBJETIVO GERAL	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1	TRATAMENTO CENTRALIZADO DE ESGOTOS	21
3.2	TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS	22
3.3	TRATAMENTO CENTRALIZADO VERSUS TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO	24
3.4	TECNOLOGIAS UTILIZADAS PARA O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO	26
3.4.1	Tratamento Primário	27
3.4.1.1	Tanque Séptico	27
3.4.1.2	Reator Anaeróbio Compartimentado	28
3.4.2	Tratamento complementar em nível secundário e avançado ...	30
3.4.2.1	<i>Wetlands</i> construídos	30
3.4.2.2	<i>Wetlands</i> construídos de fluxo vertical - WCFV	30
3.4.2.3	<i>Wetlands</i> construídos de fluxo vertical modificado com fundo saturado - WCFV-MFS	31
3.4.2.4	Elementos atuantes nos <i>wetlands</i> construídos de fluxo vertical	32
3.4.2.5	Mecanismos de remoção dos poluentes nos <i>wetlands</i> construídos de fluxo vertical	35
3.4.2.6	Critérios de Dimensionamento	43
3.4.3	Tecnologias normatizadas	44
3.4.3.1	Filtros de Areia	44
3.4.3.2	Valas de filtração	46
4	MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1	LOCAL DA PESQUISA	47
4.1.1	Sistema 1	48
4.1.2	Sistema 2	52
4.2	MONITORAMENTO DAS ESTAÇÕES	55
4.2.1	Ensaio de medição de vazão	56
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
5.1	SISTEMA 1 - BIGUAÇU	60
5.1.1	Vazão e Taxa hidráulica	60
5.1.2	Avaliação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do afluente e efluente do WCFV	64
5.1.3	Avaliação operacional do WCFV	77

5.2	SISTEMA 2 – PALHOÇA	87
5.2.1	Vazão e Taxa Hidráulica.....	87
5.2.2	Avaliação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do afluente e efluente do WCFV-MFS.....	90
5.2.3	Avaliação operacional do WCFV-MFS	103
5.3	ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE OS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS ESTUDADOS E OS SISTEMAS NORMATIZADOS QUE EMPREGAM FILTRAÇÃO NO TRATAMENTO DE ESGOTO PÓS DECANTO-DIGESTOR	109
6	CONCLUSÃO.....	113

1 INTRODUÇÃO

O Brasil ainda apresenta um enorme déficit no setor de saneamento, principalmente no que se refere à cobertura da população por redes coletoras e por sistemas de tratamento de esgotos.

De acordo com os últimos dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2012), menos da metade da população brasileira (48,3%) é atendida pela rede coletora de esgoto em seus domicílios, desse percentual, apenas 38,7% do esgoto coletado é tratado, o restante tem como destino os corpos d'água superficiais e o solo.

Para o Sul do Brasil, os índices de cobertura da rede coletora atingem somente 36,6% dos moradores, sendo que Santa Catarina tem a situação mais grave da região, com apenas 14,6% da população atendida (SNIS, 2012).

Quanto ao atendimento de serviços de esgotamento sanitário nas áreas rurais do Brasil, a situação é mais crítica. De acordo com o Programa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD publicado pelo IBGE (2011), cerca de 55,5% da população utilizam-se de fossas rudimentares e 15,5% não possuem nenhuma forma de esgotamento sanitário, destacando que ambas as práticas são consideradas inadequadas sob o ponto de vista sanitário.

Contudo, o Brasil tem ampliado o número de Estações de Tratamento de Esgotos – ETE, para suprir essa deficiência e reverter esse quadro, no entanto, os sistemas são instalados prioritariamente em zonas urbanas, ficando as regiões periféricas e zonas rurais prejudicadas e obrigadas a obter soluções sanitárias individuais para tratar seus esgotos. Diante do atual quadro dos serviços de esgotamento sanitário do país, percebe-se a necessidade de ampliação das unidades de tratamento de esgotos, as quais devem adaptar-se às condições socioeconômicas locais e se aproximar do contexto de sustentabilidade.

Trabalhos citados na literatura apontam para a opção da descentralização do sistema de esgotamento sanitário, destacando-se ETE compactas e, quando possível, com aportes de energia de forma natural (OTTERPOHL; BRAUN e OLDENBURG, 2002).

Dentre as opções de ETE descentralizadas e/ou compactas, muitos são os arranjos tecnológicos passíveis de uso, como por exemplo, sistemas anaeróbios seguidos de filtros aeróbios. Os sistemas anaeróbios mais utilizados no tratamento de esgoto doméstico, são os decanto-digestores, notadamente o tanque séptico. Porém, esses sistemas não proporcionam qualidade suficiente para o esgoto gerado ser lançado em

um corpo receptor ou no solo, necessitando de um tratamento complementar.

O tratamento complementar do efluente do decanto-digestor, possibilita o atendimento e o enquadramento da qualidade de lançamento para diversas situações. Contudo, em muitos casos, há que se projetar e implantar unidades que promovam também, o nível de tratamento avançado, destacando-se a remoção de sólidos em suspensão e as transformações do nitrogênio presentes nos esgotos (METCALF & EDDY, 1991).

Dentre os arranjos tecnológicos que possibilitam o tratamento complementar e avançado do esgoto pós decanto-digestor, destacam-se os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV), por serem uma tecnologia que envolvem processos naturais de depuração do esgoto, são sistemas tecnicamente simples de operar e manter, além de apresentarem-se acessíveis às diversas situações de aplicação.

Diante do exposto, esse estudo apresenta e discute dois diferentes sistemas descentralizados de tratamento de esgoto em escala real, compostos pelo arranjo tecnológico de um decanto-digestor seguido de *wetland* construído de fluxo vertical.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a potencialidade de *wetlands* construídos de fluxo vertical no pós-tratamento de efluente primário como alternativa tecnológica de tratamento avançado de esgotos, empregados sob o contexto da descentralização.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o desempenho de tratamento de duas unidades de *wetlands* construídos de fluxo vertical operando sob distintos carregamentos, implantados em escala real na região da grande Florianópolis/SC;
- Avaliar a potencialidade dos sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical na promoção do tratamento avançado, em termos de remoção de sólidos suspensos, na transformação do nitrogênio e na remoção de *Echerichia Coli*;

- Realizar uma análise comparativa entre os sistemas brasileiros normatizados baseados no processo de filtragem em areia empregados no tratamento de esgoto, com os *wetlands* construídos de fluxo vertical.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Tratamento centralizado de esgotos

Os sistemas centralizados ou ditos convencionais, envolvem as etapas de coleta e transporte por meio de tubulações que possuem grandes extensões, geralmente necessitando de estações elevatórias para bombear o esgoto até a ETE central, que dará início ao tratamento e posterior descarte dos efluentes em corpos d'água, longe do ponto de geração.

Nessa concepção, a maioria dos custos financeiros está associada com a rede coletora de esgoto. Para se ter uma ideia Libralato, Ghirardini e Avezzù (2012), citam em seu trabalho que cerca de 80 à 90% dos custos de capital de implantação do sistema centralizado estão relacionados com a rede coletora, não bastasse isso, os dispositivos desta rede e da própria ETE devem ser renovados a cada 50 ou 60 anos, além dos custos associados com a manutenção periódica.

No que se refere ao tratamento, as ETE podem abranger diferentes níveis, denominados tecnicamente de tratamento primário, secundário e terciário. Metcalf & Eddy (1991) apresentam a classificação do tratamento baseado nos diferentes níveis, tais como:

- **Preliminar:** remoção de materiais flutuantes presentes nas águas residuárias e sólidos grosseiros;
- **Primário:** remoção de uma parte dos sólidos suspensos e matéria orgânica presente nas águas residuárias;
- **Secundário:** contempla a remoção da matéria orgânica biodegradável (em solução ou suspensão) e sólidos suspensos;
- **Terciário ou avançado:** remoção de sólidos suspensos residual e remoção de nutrientes.

A definição do nível de tratamento de esgotos está associada ao grau de exigência do tratamento. De maneira geral, países em desenvolvimento como o Brasil, a maioria das ETE alcançam apenas o nível de tratamento secundário, ou seja, o efluente lançado ainda apresenta grandes quantidades de nitrogênio (N) e fósforo (P), podendo provocar distúrbios nos corpos receptores, dando origem ao fenômeno

de eutrofização (VON SPERLING, 1995).

Obviamente tais sistemas trouxeram amplos benefícios para o desenvolvimento das cidades. Contudo, essas estações de tratamento não conseguem acompanhar o crescimento da população e como resultado o desenvolvimento urbano tem produzido um ciclo de contaminação, desencadeado pelo lançamento dos esgotos sem tratamento nos rios, atingindo águas subterrâneas, ocupação descontrolada do solo e eventualmente riscos para a saúde pública.

Além disso, sistemas urbanos centralizados estão longe de serem considerados sustentáveis, por vários motivos, dentre os quais citam-se: demandam muita energia, requerem equipamentos sofisticados, os quais são vulneráveis a vandalismos e roubos e geram lodo com elevado potencial poluidor (LENS; ZEEMAN e LETTINGA, 2001).

Considerando esses aspectos, a literatura tem apontado a “abordagem descentralizada” de tratar esgoto como uma nova alternativa, a qual permite o desenvolvimento urbano aliado à sustentabilidade, bem como permite a implementação de tecnologias que atinjam níveis avançados de tratamento.

3.2 Tratamento descentralizado de esgotos

A gestão de sistemas descentralizados é caracterizada pela coleta, transporte e tratamento de pequenos volumes e descarte/reutilização do efluente tratado no local ou perto do ponto de geração (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998 *apud* WHITE, 2005). Indicado para atender locais aonde não há rede coletora de esgotos, principalmente em regiões periféricas, zonas rurais e de baixa densidade populacional, os sistemas descentralizados têm como objetivo promover a gestão do esgoto próximo a fonte geradora, associando às características socioeconômicas e culturais locais.

Segundo a USEPA (2004), os arranjos tecnológicos que compreendem um sistema de tratamento descentralizado incluem:

- sistemas *on-site* (no local): caracterizado pela coleta, transporte, tratamento, destinação/reutilização de águas residuárias provenientes de uma única residência ou edifício.
- sistemas *cluster* (em grupo): coleta as águas residuárias provenientes de duas ou mais residências ou edifícios, transportando-os para um local adequado para o seu tratamento e disposição final.

Destaca-se também, como proposta dos sistemas descentralizados

a segregação do esgoto gerado, baseado na separação dos diferentes fluxos de águas residuárias domésticas para posterior reutilização de acordo com suas características, e o emprego de unidades que minimizem a utilização de água, tal como o banheiro seco (OTTERPOHL; BRAUN e OLDENBURG, 2002; MAGRI, 2013).

Independente dos arranjos, o conceito de descentralização vem sendo cada vez mais reconhecido como uma abordagem potencialmente adequada para contribuir com o aumento de acesso a água potável para a população, bem como melhorar a eficiência do tratamento de esgoto e recuperar águas residuais tratadas para possível reutilização (LIBRALATO; GHIRARDINI e AVEZZÙ, 2012)

Dentre os benefícios básicos do saneamento descentralizado Massoud, Tarhini e Nasr (2009), atribuem a redução, ou a não utilização de água potável como meio de transporte dos efluentes, reduzindo assim a pressão sobre a escassez dos recursos hídricos, possibilidade de execução em etapas de acordo com o investimento financeiro, disponibilidade de muitas tecnologias flexíveis às diversas situações, além de promover a proteção da saúde humana e do meio ambiente.

Para Libralato, Ghirardini e Avezzù (2012), o emprego de sistemas descentralizados também possibilita: a recuperação de nutrientes presentes no esgoto, conseqüentemente, reduzindo o potencial fenômeno de eutrofização; a segregação dos efluentes produzidos; a flexibilização de operação com reduzido impacto estético.

Com vistas no futuro, a descentralização aumenta as chances de alcançar alguns dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio das Nações Unidas, ou seja, reduzir pela metade, até 2015, a proporção da população sem acesso à água potável e ao saneamento básico, garantir a sustentabilidade ambiental e reverter à perda de recursos do meio ambiente (LIBRALATO; GHIRARDINI e AVEZZÙ, 2012).

Além destas, Nhapi (2004) também cita outras vantagens:

- Possibilidade de expansão futura do sistema;
- Facilidade no planejamento e execução;
- Financeiramente mais barato; e
- Ambientalmente responsável.

Embora as autoridades públicas sejam responsáveis pela gestão abrangente dos sistemas descentralizados, a comunidade tem participação integral na instalação e operação, apresentando-se como desvantagem a vulnerabilidade dos sistemas aos seus usuários. Portanto, a eficácia da abordagem descentralizada depende do estabelecimento de um programa de gestão que assegure a inspeção regular e manutenção

do sistema (MASSOUD; TARHINI e NASR, 2009).

3.3 Tratamento centralizado *versus* tratamento descentralizado de esgoto

De acordo com a 2ª Conferência para a Sustentabilidade da *International Water Association* (IWA, 2006), além da questão econômica, é de fundamental importância levar em consideração na tomada de decisão as questões ambientais e sociais para escolher a alternativa de tratamento de esgoto que melhor contribui para o desenvolvimento sustentável. Corroborando com esta afirmação, Ho e Anda (2006), compararam as características dos sistemas centralizados de tratamento de esgoto com os sistemas *on site*, relacionando três aspectos fundamentais, quais sejam:

(i) aspectos econômicos: os argumentos para fundamentar a posição desfavorável à adoção de sistemas centralizados para o tratamento de esgoto sempre se direcionam para as questões financeiras, como altos custos atribuídos às grandes extensões de rede coletora, tubulações com diâmetros maiores, além do bombeamento e manutenções na própria rede, são alguns exemplos relacionados com essa abordagem.

No caso dos sistemas *on site* é necessário a coleta, porém, a utilização de tubulação de grande distância é evitada, assim como a escavação profunda, deixando os maiores gastos para a unidade de tratamento. Nesse caso as vantagens estão atribuídas à rede coletora, apresentando facilidades técnicas e melhor gerenciamento de obras para os sistemas de pequeno porte.

(ii) aspectos ambientais: pode-se verificar através do Quadro 1 que o sistema *on site* é vantajoso perante ao sistema centralizado, uma vez que permite utilizar no próprio local os resíduos gerados no tratamento, tais como o esgoto tratado e o lodo, além de possibilitar a reciclagem dos nutrientes (N e P), diminuindo assim os impactos negativos na natureza (HO e ANDA, 2006).

(iii) aspectos sociais (Quadro 2): o sistema centralizado já é bem aceito pelo público em geral, principalmente por possuir normas bem estabelecidas e pelo gerenciamento se dar por terceiros, garantindo assim mais segurança para a população e exigindo somente um pagamento correspondente a uma tarifa por unidade de volume. Já para a abordagem descentralizada, o maior impacto social é o gerenciamento do sistema se dar por parte do usuário, podendo trazer riscos à saúde

Quadro 1: Comparação de impactos ambientais dos sistemas centralizados e *on site*.

Sistema centralizado	Sistema <i>on site</i>
<p>Disposição segura da água residuária tratada é o principal objetivo</p> <p>Nutrientes não removidos podem causar a eutrofização dos corpos receptores</p> <p>A remoção de nutrientes e outros poluentes têm sido cada vez mais requerida</p> <p>Reuso necessitará de tubulação adicional e bombeamento</p>	<p>Reuso da água residuária tratada é geralmente um objetivo</p> <p>Nutrientes podem ser reciclados e retornar ao solo, ou ser separado na fonte</p>
<p>Água residuária pode estar contaminada com esgoto industrial descartado na rede</p>	<p>Contaminação por substâncias tóxicas pode ser minimizada pelo morador</p> <p>Água residuária tratada e lodo podem ser aplicados no solo</p>
<p>Entrada de água pluvial na rede é comum, resultando em excesso de fluxo</p>	<p>Água pluvial pode ser permeada para o subsolo ou receber outra disposição sustentável</p>

Fonte: Adaptado de 2th IWA *Conference on Sustainability* (2006)

Quadro 2: Comparação de impactos sociais dos sistemas centralizados e *on site*.

Sistema centralizado	Sistema descentralizado
<p>Tido como certo pelas normas</p> <p>Bem estabelecido pelas políticas governamentais</p> <p>Agências do governo ou corporações são responsáveis pelo gerenciamento</p>	<p>Gerenciamento fragmentado dos decanto-digestores</p> <p>Governo local responsável por aprovar instalações</p> <p>Moradores são responsáveis pelo gerenciamento</p> <p>O rápido desenvolvimento da tecnologia faz com que o sistema alcance a mesma performance do sistema centralizado</p>
<p>Investimento considerável por parte do governo, e necessidade de associação para recuperar os custos</p> <p>Expectativa da comunidade para reúso da água</p>	<p>Investimento do morador e expectativa de abandonar o sistema quando a rede de esgoto alcançar a propriedade</p> <p>Sustentabilidade ambiental dos sistemas descentralizados pode fazer a comunidade aprovar sua instalação</p>

Fonte: Adaptado de 2th IWA *Conference on Sustainability* (2006).

humana e comprometer a segurança operacional do sistema, caso esse seja mal gerenciado. Contudo, estes vêm ganhando espaço à medida que se entende sua importância para os locais onde não há saneamento adequado.

3.4 Tecnologias utilizadas para o tratamento descentralizado de esgoto

Existem muitas tecnologias que podem ser aplicadas sob o contexto da descentralização, mas a escolha desta está relacionada com as condições específicas do local, dos recursos financeiros de cada comunidade e com a finalidade do tratamento.

Diferentes modalidades de decanto-digestores, tais como o tanque séptico (TS) com câmara simples ou câmaras duplas, além dos reatores anaeróbios compartimentados (RAC, traduzido do inglês *Anaerobic Baffled Reactor*) com subdivisões longitudinais de câmaras ou subdivisões ao longo do perfil vertical, tal como o tanque *Imhoff*, são as alternativas usualmente mais empregadas para a promoção do tratamento primário de esgoto.

Para o tratamento secundário, as tecnologias indicadas para a abordagem descentralizada são tanto os reatores que se baseiam no processo depurativo de biomassa aderida em material suporte, tais como os filtros anaeróbios, biofiltros aerados submersos, filtros de areia, valas de filtração e sistemas tipo *wetlands* construídos, quanto os reatores que propiciam o desenvolvimento de biomassa suspensa, tais como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB*), reator em batelada sequencial (*Sequencing Batch Reactor - SBR*) e, em casos específicos as lagoas de estabilização (MASSOUD; TARHINI e NASR, 2009; SEZERINO *et al.*, 2012).

Já para a promoção do tratamento avançado, enfatizando a remoção de sólidos suspensos remanescentes e a transformação do nitrogênio, Metcalf & Eddy (1991) destacam entre outras tecnologias, unidades de filtração, tais como filtros de areia, filtros biológicos percoladores (*trickling filters*) e sistemas tipo *wetlands* construídos.

Grande parte destas alternativas tecnológicas possuem normatização brasileira expedida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, por meio da NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

Como métodos de disposição final dos efluentes tratados, destacam-se as aplicações no solo, nas modalidades de sumidouro, valas de infiltração e canteiros de infiltração-*evapotranspiração*, entre outros

(PHILIPPI *et al.*, 2013).

Como os sistemas descentralizados tem grande flexibilidade de construção, os arranjos possíveis são diversos, ficando a escolha deste, para o sistema mais ambientalmente sustentável, que neste caso deve assegurar proteção da qualidade do meio ambiente, a conservação de recursos, e a reutilização de água, bem como a reciclagem de nutrientes (HO, 2005).

3.4.1 Tratamento Primário

3.4.1.1 Tanque Séptico

A ABNT através da NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993) define TS como unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, destinada ao tratamento de esgotos.

De maneira resumida, o funcionamento do TS permite reter os sólidos contidos nos esgotos por decantação, propiciar a decomposição dos sólidos orgânicos decantados e acumular temporariamente os resíduos resultantes da digestão anaeróbia (ANDREOLI, 2009). O tratamento biológico do líquido, depende do tempo de detenção hidráulica e das condições climáticas do local onde o sistema está implantado (ANDRADE NETO, 1997).

Também conhecido como fossa séptica, esse dispositivo é utilizado como tecnologia de tratamento primário tanto por comunidades rurais que geram vazões relativamente pequenas, quanto por áreas urbanas desprovidas de rede coletora de esgoto sanitário. São unidades projetadas para receber todos os despejos das instalações domésticas, por isso sua construção deve ser com material estanque evitando infiltrações (ABNT, 1993).

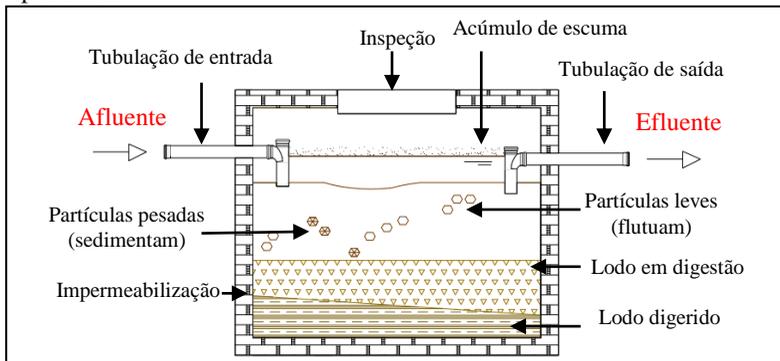
Devido a sua simplicidade de operação e baixo custo de construção, é considerada a unidade mais usada em todos os países para com essa finalidade (SUNTTI; MAGRI e PHILIPPI, 2011). No entanto, essa tecnologia requer manutenção periódica, caracterizada pela remoção dos resíduos (lodo) acumulados no fundo.

Conforme a NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993) estes podem ser projetados para intervalos de limpeza que variam de 1 a 5 anos, dependendo dos parâmetros de projeto adotados.

O usuário tem responsabilidade pela adoção e controle do sistema, ficando apenas o gerenciamento do lodo sob responsabilidade de profissionais habilitados. Os TS podem ser constituídos de um único compartimento, mas também podem ser de câmaras em série ou de

câmaras sobrepostas (ABNT, 1993). A Figura 1 apresenta o funcionamento geral de um TS com seus respectivos dispositivos.

Figura 1: Funcionamento geral de um tanque séptico com seus respectivos dispositivos.



Fonte: Adaptado da NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993).

Deve-se destacar que os processos de tratamento que ocorrem dentro do TS não proporcionam qualidade suficiente para que o esgoto gerado possa ser lançado em um corpo receptor ou no solo, pois o mesmo apresenta elevadas concentrações de organismos patogênicos, nutrientes e matéria orgânica dissolvida. Desta forma, com vistas a melhorar a qualidade do efluente final, é indicado tratamento complementar.

3.4.1.2 Reator Anaeróbio Compartimentado

O RAC assemelha-se a um TS com câmaras dispostas em série, separadas por paredes ou chicanas verticais e, operacionalmente se assemelha ao reator UASB (KATO *et al.*, 1999).

Segundo Kato *et al.* (1999), essa última comparação está relacionada com a alimentação do efluente ocorrer na parte inferior de cada câmara, atravessando regiões de elevada concentração de micro-organismos ativos, e por seguir sempre para o sentido de fluxo ascendente.

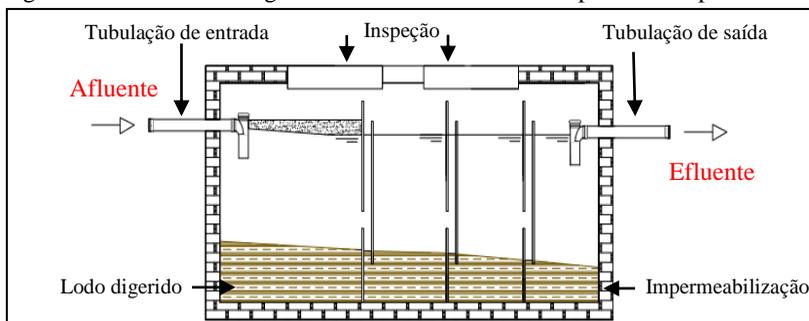
Barber e Stuckey (1999) resumem várias vantagens do RAC sobre alguns outros sistemas anaeróbios bem estabelecidos, por exemplo: *design* simples, pois não necessita de separador sólido/líquido/gás; baixa geração de lodo; entupimento reduzido; elevado tempo de detenção hidráulica, permitindo assim, maior contato

entre micro-organismos e esgoto; extremamente estável para cargas de choque hidráulico, reduzido custo de implantação e simplicidade operacional.

Já para Kato *et al.* (1999), a maior vantagem desse sistema é a capacidade do reator oferecer a possibilidade de separar as fases acidogênicas e metanogênicas longitudinalmente, ou seja, na primeira ou nas primeiras câmaras o hidrogênio já é liberado na forma de gás impedindo assim, a formação de ácido propiônico que é a etapa precursora ao ácido acético e, conseqüentemente, evitando a formação do metano, garantindo assim, maior controle sobre o sistema.

Na Figura 2 apresenta-se o funcionamento geral de um RAC com seus respectivos dispositivos.

Figura 2: Funcionamento geral de um RAC com seus respectivos dispositivos.



Fonte: Barber e Stuckey (1999).

Como desvantagem, para sistemas projetados em escala maior que, inevitavelmente, recebem grandes variações e picos de vazão afluente, os mesmos não conseguem reter os sólidos dentro do reator, pois as câmaras são desprovidas de mecanismos que auxiliam essa etapa (CAMPOS, 1994 *apud* CHERNICHARO, 1997). Perante a esse problema, os autores recomendam a instalação de um separador de sólidos na última câmara para obter um melhor desempenho do sistema.

Da mesma forma como o TS, essa tecnologia é empregada somente na promoção do tratamento primário dos esgotos, necessitando que o efluente seja direcionado para etapas seguintes de tratamento. Uma das tecnologias mais promissoras para o pós tratamento de reatores anaeróbios que pode ser aplicado em países em desenvolvimento como o Brasil são os sistemas de *wetlands* construídos, garantindo assim as exigências de um sistema descentralizado.

3.4.2 Tratamento complementar em nível secundário e avançado

3.4.2.1 *Wetlands* construídos

Wetlands construídos são sistemas que foram concebidos e construídos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação, solo e micro-organismos para auxiliar no tratamento de águas residuárias. Podem ser classificados em 2 grupos, quais sejam: superficial e sub-superficial, sendo este último subdividido em função do fluxo hidráulico, como horizontal e vertical.

Dentre as variações dos *wetlands* construídos, recentemente aplica-se sob o contexto da descentralização a modalidade de fluxo vertical, pois este permite alcances em nível avançado de tratamento.

3.4.2.2 *Wetlands* construídos de fluxo vertical - WCFV

Esses sistemas são módulos escavados no terreno com o fundo e as laterais impermeabilizados, preenchido com material de recheio (usualmente areia e brita), aonde as macrófitas do tipo emergentes são plantadas diretamente nesse material filtrante (PHILLIPI e SEZERINO, 2004). Nessa concepção o efluente é bombeado em vários pulsos ao longo de um dia sobre a superfície do filtro, inundando-o e percolando gradativamente na seção vertical, sendo o efluente tratado coletado no fundo por meio de tubulações de drenagem (IWA, 2000).

Nos WCFV os princípios básicos de tratamento englobam a filtração e a formação de biofilme aderido ao meio suporte. O que diferencia essa tecnologia das demais que empregam o princípio da biomassa aderida é a presença de macrófitas atuantes no tratamento.

Esses sistemas operam com a alimentação intermitente do efluente em períodos curtos seguido de intervalos longos de descanso, procedimento que ajuda a evitar a obstrução do filtro, além de aumentar a transferência de oxigênio para o interior do meio filtrante, contribuindo para a alta remoção dos poluentes (HOFFMANN *et al.*, 2011).

Para alcançar eficiência no processo de tratamento, Philippi e Sezerino (2004) e Hoffmann *et al.* (2011), recomendam algumas condições básicas de projeto que devem ser seguidas, a saber:

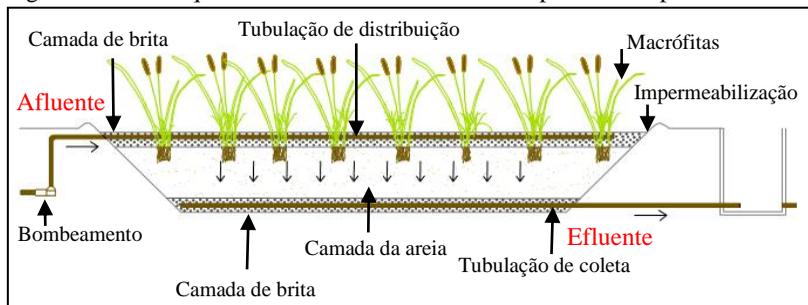
- A camada superior do filtro deve ser coberta com cascalho ou brita, evitando o acúmulo de efluente (20 cm);
- A tubulação de distribuição deve ser projetada de tal forma, que

o efluente pré tratado possa alcançar toda a superfície do leito de maneira uniforme;

- A superfície deve ser plana e horizontal impedindo a distribuição desigual;
- A borda livre para acumulação de água na superfície deve ser de pelo menos 15 cm;
- A camada de areia deve ser de pelo menos 50 cm;
- A tubulação de drenagem localizada na camada inferior do filtro deve ser envolvida por uma camada de 20 cm de cascalho;
- A inclinação inferior em direção à saída deve ser de 0,5 a 1%;
- A seleção correta dos materiais é fundamental;
- É indispensável a impermeabilização das paredes laterais e do fundo do sistema;
- Manutenção periódica.

Na Figura 3 apresenta-se o corte esquemático do WCFV destacando cada componente citado anteriormente.

Figura 3: Corte esquemático do WCFV com seus respectivos dispositivos.



Como esses sistemas operam em condições aeróbias, proporcionam condições adequadas para a nitrificação e, também, são eficazes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, promovendo, portanto, níveis avançados de tratamento (VYMAZAL, 2010).

3.4.2.3 *Wetlands* construídos de fluxo vertical modificado com fundo saturado - WCFV- MFS

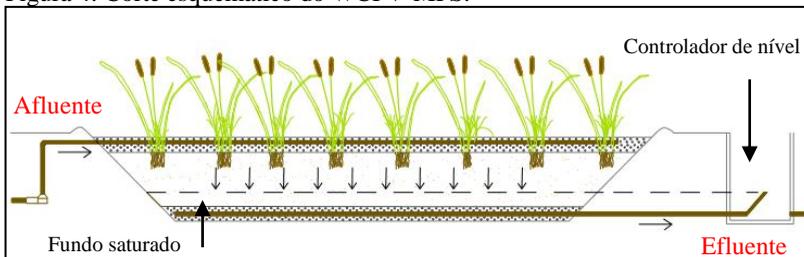
Esta unidade está dentro da configuração de *wetlands* construídos que recebeu algum tipo de modificação. Neste caso, esse sistema tem-se

as mesmas características apresentadas para o WCFV descrito anteriormente, com a diferença que o modificado trabalha com duas zonas distintas: sendo a zona superior que não está saturada, e uma zona inferior, que está saturada com esgoto (KIM *et al.*, 2014).

Essa saturação é proporcionada pela instalação de um dispositivo (mangote) na saída da tubulação de fundo (Figura 4), que pode ainda, ser ajustado a uma determinada altura para otimizar a eficiência de tratamento do esgoto.

Segundo Kim *et al.* (2014) essas condições permitem uma melhor remoção de N através da nitrificação (zona superior) devido as condições aeróbias, seguida da desnitrificação (zona inferior) devido as condições redutoras e anaeróbias.

Figura 4: Corte esquemático do WCFV-MFS.



3.4.2.4 Elementos atuantes nos *wetlands* construídos de fluxo vertical

- **Material filtrante**

O material utilizado no processo de filtração do esgoto aplicado, também serve como suporte para o cultivo das macrófitas, bem como para o desenvolvimento e aderência de micro-organismos.

A escolha do tipo de material de recheio a ser empregado nesses sistemas está condicionada com as finalidades do tratamento, portanto, busca-se um material capaz de manter ao longo do tempo boas condições de fluxo e promover adsorção de compostos inorgânicos, tais como nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e fósforo ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Perante a isso, vários tipos de materiais já foram estudados como melhor opção de substrato, como por exemplo: os solos naturais (argila ou solos superficiais), pedras, cinzas, casca de arroz, casca de ostras, *pneu* picado, fibra de coco e outros. Segundo Hammer (1989), o

cascalho e a areia são os elementos mais recomendados para a maioria dos sistemas de fluxo sub-superficial.

Cada material possui características próprias, como a porosidade e a permeabilidade (condutividade hidráulica), influenciando sobre a dinâmica de escoamento da água (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Na literatura são recomendados alguns valores quanto à granulometria e índices físicos que a areia utilizada nos *wetlands* construídos deve apresentar, tais como (PLATZER, 1999; PHILIPPI e SEZERINO, 2004):

- diâmetro efetivo (d_{10}) $\geq 0,20$ mm;
- coeficiente de uniformidade (U) ≤ 5 unidades;
- coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica saturada (K_s) $\geq 10^{-4}$ m/s ($\geq 10^{-2}$ cm/s ou $\geq 0,36$ m/h).

Fazendo um comparativo com os filtros de areia e valas de filtração definidos pela ABNT (1997), a norma NBR 13.969/97 recomenda que a areia apresente d_{10} entre 0,25 mm a 1,2 mm e $U < 4$.

A escolha de um material com granulometria e condutividade hidráulica inadequadas podem influenciar no processo de capacidade de infiltração do meio, situação essa reportada tecnicamente como colmatção (STEVENSON, 1997).

A colmatção é a perda progressiva das características hidráulicas iniciais, desencadeada pelo excesso de biomassa microbiana aderida no material filtrante e nas raízes das plantas, obstruindo a passagem do esgoto, levando a uma diminuição na eficiência de remoção dos contaminantes ao longo do tempo (LANGERGRABER *et al.*, 2003).

Para Platzer *et al.* (2007) a colmatção é decorrente da alta carga orgânica aplicada em uma determinada área, expressa pela concentração em matéria orgânica e em sólidos em suspensão.

Apesar de ser um processo inevitável (já que é inerente ao tratamento), esta situação pode ser adiada através de aperfeiçoamentos no *design* e na operação do sistema (PERSSON; SOMES e WONG, 1999).

Segundo Platzer (1999) e Hoffman *et al.* (2011) para evitar ou prolongar esse problema, é preciso seguir alguns aspectos de projeto, como:

- bombeamento intermitentemente (2 - 12 vezes por dia);
- repouso dos leitos (6 semanas de operação e 2 semanas de repouso);
- é necessária uma distribuição uniforme das águas residuais;
- a carga de sólidos suspensos deve ser inferior a 5 g/m²-d;

- plantas com raízes bem desenvolvidas;
- a carga hidráulica e orgânica precisam ser verificados regularmente e não deve exceder os recomendados na literatura.

Destaca-se que o desempenho do sistema é influenciado pela carga orgânica e a carga de sólidos aplicados, nesse caso a utilização de uma unidade que promova o tratamento primário, baseado em processos físicos, contribui para a redução de sólidos aplicados ao sistema.

Outra opção de aprimoramento, seria trabalhar com alternância de uso do leito filtrante, nesse caso teria a necessidade de duas unidades de filtro, da mesma forma como recomendado para os filtros de areia e valas de filtração previstos na NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

- **Micro-organismos**

Wetlands construídos proporcionam um ambiente adequado para o crescimento e reprodução de micro-organismos. Bactérias, fungos e algas são organismos comuns em áreas úmidas, sendo o grupo das bactérias os mais representativos e os mais importantes na remoção de poluentes (SAEED e SUN, 2012).

De acordo com Philippi e Sezerino (2004), as bactérias são as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes por desempenhar três funções básicas: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação.

Segundo Cooper *et al.* (1996), os WCFV são comparáveis com os filtros biológicos, por ambos apresentarem o mesmo princípio de crescimento de micro-organismos – biofilme, aderido a um meio suporte.

- **Macrófitas**

O termo macrófitas refere-se às plantas vasculares que têm tecidos facilmente visíveis (KADLEC e WALLACE, 2009). A presença ou ausência dessas plantas é uma das características geralmente utilizadas na definição dos *wetlands* construídos, sendo considerada uma propriedade inerente a estes (BRIX, 1997).

Existem vários tipos de macrófitas que podem ser empregados nesses sistemas, desde plantas vasculares (ex.: *Typha spp.*), até algas (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). As macrófitas mais amplamente empregadas em regiões de clima subtropical como América do Sul, África, Índia e Ásia Oriental são: *Phragmites australis*, *Typha spp.*,

Juncus spp. e *Cyperus papyrus spp.* (SEZERINO, 2006; HOFFMANN *et al.*, 2011).

A espécie escolhida deve estar relacionada com a capacidade da planta tolerar ambientes saturados de efluente, o seu potencial de crescimento e a presença das mesmas próximas do local de implantação do filtro, garantindo assim melhores condições de adaptação ao clima da região (IWA, 2000).

A composição química das mesmas varia de acordo com a dinâmica da comunidade, disponibilidade de nutrientes presentes no meio e fatores climáticos, permitindo que as mesmas possibilitem estocar, metabolizar, translocar ou mesmo excretar para o meio ambiente elementos como o N, P e compostos como carboidratos, proteínas e lipídeos (ESTEVEZ, 1998), o que de acordo com Liu *et al.* (2012) influencia no processo de crescimento e estado fisiológico da planta.

Segundo IWA (2000), as macrófitas se destacam como componente essencial, por apresentarem várias propriedades relacionadas aos processos de tratamento. Brix (1997) enumera as seguintes funções destinadas às macrófitas, dentre elas:

- (i) Estabilização da superfície do filtro;
- (ii) Promoção de boas condições para o processo físico de filtração;
- (iii) Aeração da rizosfera;
- (iv) Promoção de área disponível para a aderência de micro-organismos nas raízes;
- (v) Retirada de nutrientes para o desenvolvimento das plantas;
- (vi) Embelezamento paisagístico.

É primordial a manutenção do estabelecimento da vegetação nos *wetlands* construídos a partir do momento que é realizado o plantio. Essa manutenção requer inspeção periódica, verificando a umidade do material filtrante, o crescimento e sobrevivência da planta. Esses detalhes são de grande importância para evitar problemas ou para detectá-los de forma relativamente rápida quando ocorrem (IWA, 2000).

3.4.2.5 Mecanismos de remoção dos poluentes nos *wetlands* construídos de fluxo vertical

Os constituintes presentes nos WCFV citados anteriormente promovem uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos de depuração do esgoto. No Quadro 3 está apresentado resumidamente os mecanismos envolvidos na depuração e

transformação dos constituintes dos esgotos (COOPER *et al.*, 1996).

Quadro 3: Mecanismos de remoção dos poluentes nos *wetlands* construídos.

Constituintes dos esgotos	Mecanismos de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação Filtração
Material orgânico solúvel	Degradação microbiológica – aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação seguido de nitrificação Retirada pela planta Adsorção Volatilização da amônia Desnitrificação
Fósforo	Adsorção Retirada pela planta
Metais	Complexação Precipitação Retirada pela planta Oxidação/Redução microbiana
Patogênicos	Sedimentação Filtração Predação

Fonte: Adaptado de Cooper *et al.* (1996).

A atuação dos WCFV em nível de tratamento secundário de esgoto refere-se pela alta eficiência na remoção da matéria orgânica biodegradável e contempla nível avançado, principalmente, aos mecanismos de remoção de SS e nas transformações de N e retenção de P.

(i) Remoção de Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente nos efluentes, geralmente é quantificada em termos de DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio e DQO – Demanda Química de Oxigênio. Nos WCFV a matéria orgânica pode ser degradada pelos micro-organismos tanto na presença, quanto na ausência de oxigênio (KADLEC e WALLACE, 2009).

O processo de degradação é realizado pelos micro-organismos na necessidade de obterem energia e fonte de carbono para seu o metabolismo e reprodução.

A degradação aeróbia é realizada na região da rizosfera, pelo grupo de bactérias heterotróficas (utilizam carbono orgânico) e

autotróficas (utilizam o dióxido de carbono). Este último grupo, degradam compostos orgânicos contendo nitrogênio, conhecido como bactérias nitrificantes (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Já a degradação anaeróbia é realizada em dois estágios: o primeiro é caracterizado pela conversão da matéria orgânica em ácidos e álcoois mediado por bactérias formadoras de ácidos; e o segundo mediado por bactérias produtoras de metano na conversão da matéria orgânica a metano e a dióxido de carbono (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Wetlands construídos se bem projetados e operados, são unidades que comprovadamente apresentam elevada capacidade de remoção de matéria orgânica.

No Brasil, ainda são poucos os sistemas de *wetlands* projetados em escala real. Na região Sul, no Estado do Rio Grande do Sul destaca-se o trabalho desenvolvido por Pelissari (2013), no tratamento de efluente proveniente da bovinocultura leiteira.

Em Santa Catarina, destacam-se os trabalhos desenvolvidos pela UFSC em parceria com a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, desde 1994 (PHILIPPI *et al.*, 1999).

No Paraná, tem-se os trabalhos desenvolvidos por Van Kaick desde 2000 (VAN KAICK, 2002).

(ii) Remoção de Sólidos Suspensos

Nos WCFV os sólidos em suspensão que não foram removidos nas unidades de tratamento primário, são retidos por filtração e sedimentação (COOPER *et al.*, 1996). Estes mecanismos de depuração são influenciados pela presença das macrófitas e pelo material de recheio, fazendo o esgoto percolar em baixa velocidade e sair mais clarificado (KADLEC e WALLACE, 2009).

Contudo, a medida que o esgoto é disposto na superfície do WCFV, os sólidos acumulam-se entre os poros desencadeando a redução da condutividade hidráulica, resultando na completa colmatação do filtro (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Exemplos de unidades de WCFV pós decanto-digestor na remoção de sólidos suspensos citam-se:

Trabalhos como o de Sunti *et al.* (2013), operando um sistema constituído de TS seguido de um WCFV com 63 m² de área superficial (0,58 m²/pessoa), preenchido com areia grossa ($d_{10} = 0,75$ mm e $U = 4,7$) e plantado com macrófitas do gênero *Typha spp.*, apresentou

eficiência de 73% de remoção de SS, com concentração efluente de 27,8 mg/L.

Korkusuz, Beklioglu e Demirer (2004) operando um WCFV com 30 m² de área superficial, constituído de cascalho e com as macrófitas do gênero *Phragmites australis* atuantes no tratamento de esgoto doméstico, obtiveram remoção média de 62% de SS. Os autores trabalharam com taxas hidráulicas de 100 mm/d.

(ii) Transformações do Nitrogênio

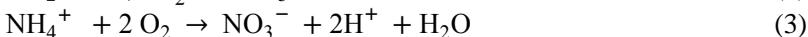
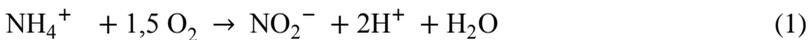
Segundo Kadlec e Wallace (2009), as formas de N encontradas nos *wetlands* construídos, podem ser na forma orgânica (aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas) e na forma inorgânica, como amônia (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻), óxido nitroso (N₂O) e, finalmente, nitrogênio gás (N₂).

Vários processos biológicos e físico-químicos podem transformar o N nestas diferentes formas, conforme apresentado na Figura 5.

IWA (2000), Kadlec e Wallace (2009) destacam que o principal mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos WCFV é via bioquímica, conhecida como nitrificação seguida da desnitrificação.

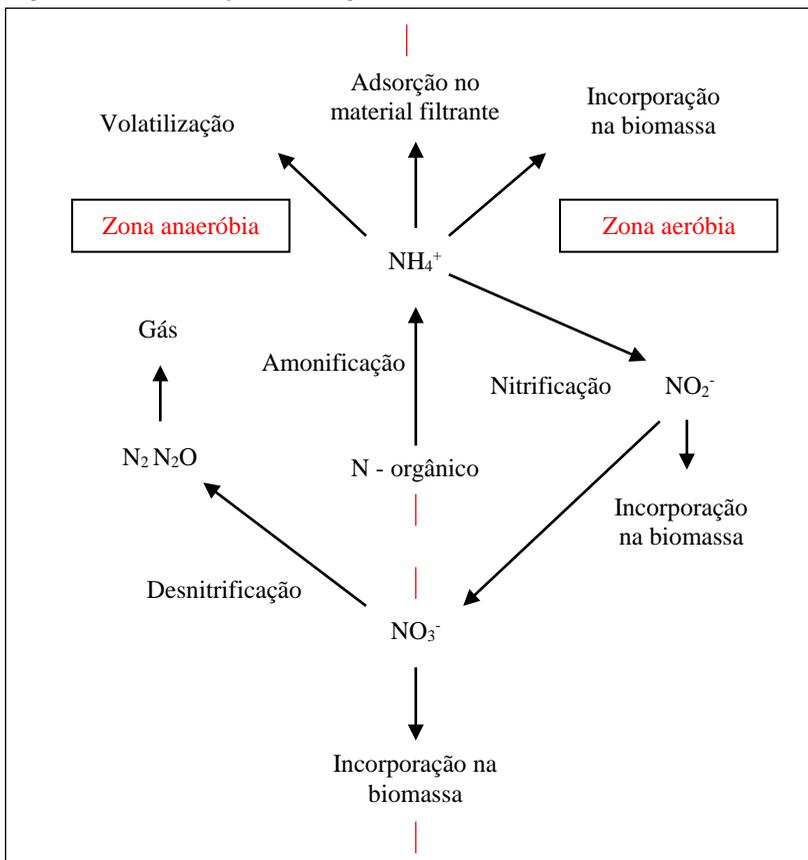
• Nitrificação

Esse processo ocorre em duas etapas: a primeira é a conversão da amônia a nitrito, executada por bactérias quimioautotróficas do gênero *Nitrossomonas*, e a segunda, realizada pelas bactérias *Nitrobacter* convertem o nitrito a nitrato, de acordo com as Equações 1 e 2, respectivamente, sendo a Equação 3, a equação global (IWA, 2000):



Estes diferentes gêneros de bactérias requerem oxigênio molecular como fonte de *elétrons*, ao passo que o dióxido de carbono e a alcalinidade são usados como uma fonte de carbono (IWA, 2000). O oxigênio requerido para degradação da matéria orgânica e para o processo de nitrificação é fornecido da atmosfera por difusão, convecção e pelo transporte via macrófitas (COOPER *et al.*, 1996; PLATZER, 1999).

Figura 5: Transformação do nitrogênio em *wetlands* construídos.



Fonte: Adaptado de Cooper *et al.* (1996).

O processo de nitrificação é dependente de algumas condições existentes no meio, a literatura especializada apresenta os seguintes valores ótimos (USEPA, 1993; COOPER *et al.*, 1996; IWA, 2000; PHILIPPI e SEZERINO, 2004):

- Temperatura: a temperatura ótima para a nitrificação varia de 25 à 35 °C para culturas puras e no solo de 30 à 40 °C;
- pH e alcalinidade: a estreita faixa de pH recomendada é 7,5 à 8,6. O processo de nitrificação consome alcalinidade do meio, sendo que para valores inferiores a 50 mg CaCO_3/L após a oxidação da amônia, faz-se necessário uma adição forçada de alcalinidade;

- Oxigênio dissolvido: as bactérias nitrificantes requerem aproximadamente 4,6 g O₂ por g NH₄⁺ oxidado. Portanto, quanto maior a concentração de amônia a ser oxidada, maior será o requisito de oxigênio no maciço filtrante dos *wetlands* construídos.

Há vários exemplos satisfatórios trabalhando com WCFV na promoção da nitrificação de efluentes domésticos, como exemplo, citam-se:

- (i) Sezerino (2006), trabalhando com WCFV plantado com *Typha domingensis* e material filtrante composto por areia (d₁₀ = 0,20 mm), recebendo taxa de alimentação de 230,74 mm/d, carregamento de 40 g DQO/m².d; 15 g SS/m².d e 12,7 g NTK/m².d, obteve eficiência de 78% de remoção de NH₄⁺, sendo que 73% foi formação de N-NO₃⁻, ou seja, o sistema promoveu a nitrificação. Esse sistema operava no polimento de lagoa anaeróbia;
- (ii) Platzer *et al.* (2007) relataram que a utilização do sistema de fluxo vertical mostrou-se eficiente para a ocorrência de 89% de nitrificação, apresentando valores de entrada de 47,8 mg/L de NH₄⁺ e saída de 34,9 mg/L de NO₃⁻. Estes resultados foram alcançados com carga orgânica de 35 g DBO/m².d;
- (iii) Olijnyk (2008), trabalhando com o mesmo filtro de Sezerino (2006), agora com taxa de alimentação de 343,8 mm/d, e carregamento de 45,3 g DQO/m².d, 19,5 g SS/m².d, obteve eficiência de 74% de remoção de NH₄⁺, sendo que apenas 21,3% foi transformado em N-NO₃⁻, ou seja, o sistema apresentou queda na eficiência de nitrificação em comparação com o estudo anterior. Esses resultados reforçam a opinião de Knight *et al.* (2000), que afirmam que a eficiência de tratamento é dependente das concentrações de entrada e taxas de carregamento hidráulicos.

• Desnitrificação

O processo de desnitrificação é executado por bactérias heterotróficas e autotróficas sob condições de anóxicas, na redução do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente nitrogênio gasoso conforme a Equação 4 (COOPER *et al.*, 1996; IWA, 2000; LEE;

FLETCHER e SUN, 2009):



Até agora, tem-se muitos estudos relatando o processo de desnitrificação heterotrófica, enquanto que a desnitrificação autotrófica só recentemente tem sido estudada (KIM *et al.*, 2004).

Os gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* são os mais importantes encontrados no solo (IWA, 2000); micro-organismos heterotróficos utilizam substratos inorgânicos (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} e até mesmo SO_4^{2-}) como fonte de oxigênio e de compostos orgânicos como fonte de carbono (COOPER *et al.*, 1996).

Assim como para a nitrificação, a literatura especializada recomenda valores ótimos para alguns fatores que influenciam no processo de desnitrificação:

- Temperatura: a desnitrificação é fortemente dependente da temperatura e se processa somente muito devagar em temperaturas inferiores a 5 °C (COOPER *et al.*, 1996);
- pH: a faixa de pH ótimo varia entre 7,0 e 8,0, entretanto, a produção de alcalinidade durante a desnitrificação pode resultar num aumento de pH (COOPER *et al.*, 1996);
- Oxigênio dissolvido: Cooper *et al.*, (1996) destacam que a presença de OD suprime a enzima necessária para a desnitrificação, portanto, é um parâmetro crítico que deve ser controlado.

Muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de otimizar a eficiência do tratamento nos *wetlands* construídos, na promoção da nitrificação seguida da desnitrificação. Desta forma, diferentes modalidades de tratamento estão sendo acoplados em uma única unidade através de modificações operacionais, como: recirculação do efluente, aeração forçada, direção de fluxo e promoção de ambientes redutores e oxidantes em um único reator, como é o caso do WCFV-MFS (WU *et al.*, 2014).

(iv) Remoção do Fósforo

Nos WCFV a retenção do fósforo ocorre por fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, por adsorção com alumínio (Al^{3+}), ferro (Fe^{3+}), e cálcio (Ca^{3+}) presentes na constituição do material filtrante e uma pequena quantidade também é absorvido pelas

plantas conforme elas vão crescendo (COOPER *et al.*, 1996; PHILIPI e SEZERINO, 2004 e HOFFMAN *et al.*, 2011).

A capacidade dos materiais utilizados como material filtrante na remoção do P depende da quantidade destes minerais presentes no substrato. A característica mais importante das areias é o conteúdo de Ca^{3+} presente em sua composição, responsável pela precipitação do fósforo como fosfato de cálcio (VOHLA *et al.*, 2011).

A capacidade de retenção de P em um material filtrante está limitada pelo potencial de saturação desse nutriente no material, bem como o regime de alimentação, o tempo de detenção hidráulica (TDH), e concentrações de fósforo afluyente (DRIZO, 1998 *apud* DRIZO *et al.*, 2002).

A concentração média de P presente no esgoto após a passagem de um TS produzido por uma família de 5 pessoas na Dinamarca é de 17,2 mg/L. Ao passar por um WCFV, com leito de areia e plantado com a macrófita *Phragmites australis*, apresentou concentração final de 13,0 mg/L, o que correspondeu a uma eficiência de apenas 25%. Nota-se, contudo, que ao recircular o efluente final no tanque de sedimentação que possui dosador de policloreto de alumínio, o efluente entra no filtro com 5,2 mg/L de fósforo total e sai com 5,7 mg/L, o que correspondeu a uma eficiência de 67%, em função da primeira entrada (BRIX e ARIAS, 2005).

Tanner *et al.* (2012), ao comparar dois WCFV preenchidos com substratos diferentes (areia e cascalho), verificaram que para cada componente obtiveram eficiências distintas. Ambos foram plantados com a macrófita *Carex virgata* e possuíam 4 m² de área superficial. Os autores verificaram que para um carregamento hidráulico de 122 mm/d, usando areia como meio filtrante ($d_{10} = 0,64$ e $U = 2,0$) obtiveram eficiência de 65% de remoção em termos de P, enquanto que usando cascalho como meio filtrante ($d_{10} = 1,1$ e $U = 3,4$) com carregamento hidráulico de 127 mm/d obtiveram eficiência de 56%.

Vymazal (2005) já havia relatado que a remoção de fósforo é limitada quando se utiliza materiais como cascalho e brita como meio filtrante, os quais possuem baixa capacidade de adsorção.

(v) Remoção de coliformes

Segundo IWA (2000) e Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis (2014) os sistemas *wetlands* removem organismos patogênicos combinando mecanismos:

- físicos: filtração e sedimentação;

- químicos: oxidação, radiação pela luz solar, exposição aos biocidas excretados pelas raízes das plantas e adsorção pela matéria orgânica;

- biológicos: predação por nematoides e protozoários, retenção no biofilme, morte natural.

Contudo, ainda não está claro qual é o principal mecanismo de remoção dos patógenos em *wetlands* construídos e os estudos disponíveis para identificá-lo são limitantes (STEFANAKIS; AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

3.4.2.6 Critérios de Dimensionamento

O dimensionamento de WCFV é dependente das cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas sobre uma determinada área, visando assim evitar a colmatção e, principalmente, propiciar um ambiente com condições aeróbias.

Desta forma, algumas recomendações básicas de dimensionamento para WCFV para tratar águas residuais domésticas são propostas na literatura, destacando-se (PLATZER, 1999; SEZERINO 2006; PLATZER *et al.*, 2007; HOFFMAN *et al.*, 2011) conforme segue:

- carga orgânica aplicada (g DQO/m².d ou g DBO/m².d): deve ser limitada a valores máximos de 30 g DQO/m².d para climas frios e cerca de 40 a 70 g DQO/m².d em climas quentes, o que corresponde a aproximadamente 20 a 35 g DBO/m².d;
- taxa hidráulica (mm/d ou L/m².d): para WCFV localizado em regiões de clima frio, a taxa hidráulica não deve exceder de 100 a 120 mm/d. Para climas quentes uma ampla faixa variando de 50 a 300 mm de efluente pré tratado aplicado por dia;
- relação área/pessoa (m²/pessoa): a área superficial específica exigida por pessoa varia entre 3 a 4 m² para regiões de clima quente e em regiões de clima frio de 1 a 2 m²;
- balanço de oxigênio: o oxigênio necessário para a decomposição da matéria orgânica quantificada pela DBO₅ e DQO juntamente com a demanda para ocorrer a nitrificação deve ser:
 - Quantidade de oxigênio requerido na degradação da DQO = 0,7 g O₂/gDQO;
 - Quantidade de oxigênio requerido para a nitrificação = 4,6 g O₂/gNH₄⁺;
 - Para o processo da convecção foram considerados 300 mg O₂

por litro de ar que segue o litro de água (esgoto) introduzido na superfície;

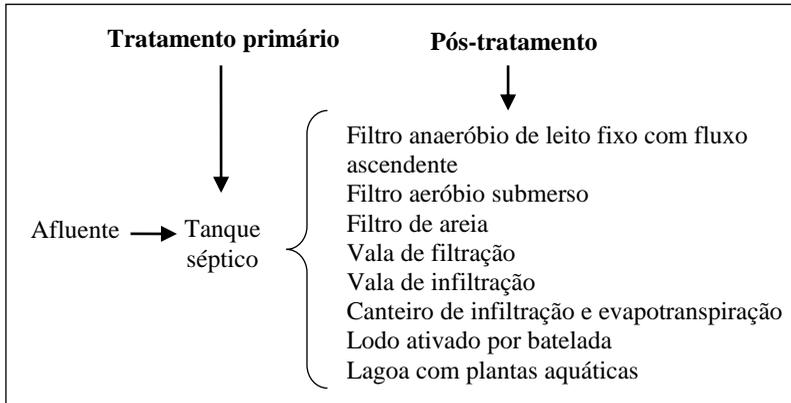
- Para o processo da difusão foi calculado 1 g O₂/m².h por 22 horas/d (4 vezes ½ hora por dia são usados para descarga, quando não pode acontecer a difusão).

3.4.3 Tecnologias normatizadas

A NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997) foi elaborada com o objetivo de oferecer alternativas técnicas viáveis para os usuários que possuem TS como unidade primária, proceder com o tratamento complementar do efluente gerado. As alternativas estão apresentadas na Figura 6.

Dentre as alternativas apresentadas, destacam-se àquelas que empregam o princípio do desenvolvimento de biomassa aderida em material suporte, e que são empregadas em nível avançado de tratamento de esgoto, quais sejam: filtro de areia e vala de filtração.

Figura 6: Tecnologias para pós-tratamento de efluente de tanque séptico.



Fonte: Adaptado da NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

3.4.3.1 Filtros de Areia

Os filtros de areia são reatores aeróbios de leito fixo que proporcionam a depuração do material orgânico contido nos esgotos, através de processos físicos (retenção) e processos bioquímicos (oxidação) devido ao contato direto entre a biomassa bacteriana aderida à superfície do meio filtrante e o afluente a ser tratado (LUNA *et al.*, 2013).

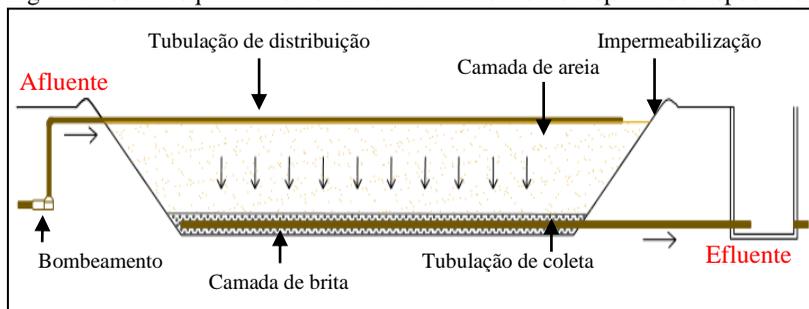
São sistemas preenchidos por uma camada de brita no fundo e areia no restante do reator, servindo como principal elemento no processo de filtração. Devem ser construídos com material que garanta estanqueidade e durabilidade ao longo do tempo. Recomenda-se também, que sobre a superfície do filtro seja construída uma placa de concreto para que o afluente seja uniformemente distribuído sobre todo o leito de areia (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2001).

Para manter o interior do filtro em condições aeróbias o mesmo deve ser alimentado de forma intermitente, com emprego de uma pequena bomba ou dispositivo dosador, permitindo assim a difusão de ar através da tubulação de coleta durante o período de repouso (ABNT, 1997).

Além da intermitência do efluente, para melhor digestão do material retido no meio filtrante e remoção dos sólidos da superfície, a norma recomenda no mínimo duas unidades de filtro para alternância de uso, sendo esta realizada quando o mesmo apresenta um retardamento na velocidade de filtração do esgoto. Esse retardamento é caracterizado pelo entupimento do maciço filtrante, considerado o maior problema dos sistemas que baseiam-se no processo de filtração.

Na Figura 7 apresenta-se um corte esquemático do filtro de areia com seus respectivos dispositivos.

Figura 7: Corte esquemático do filtro de areia com seus respectivos dispositivos.



Fonte: Adaptado da NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

A norma técnica brasileira que orienta a construção e operação de filtros de areia, recomenda que no pós tratamento de efluente do TS, a taxa de aplicação deve limitar-se a $100 \text{ L/m}^2 \cdot \text{d}$, e caso seja proveniente de um processo aeróbio, dobra-se esse valor (ABNT, 1997). Onde a temperatura média mensal do esgoto for inferior a 10°C , os limites serão, respectivamente, de 50 e 100 L/m^2 .

A NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997) também recomenda que a areia apresente d_{10} entre 0,25 mm a 1,2 mm e $U < 4$.

3.4.3.2 Valas de filtração

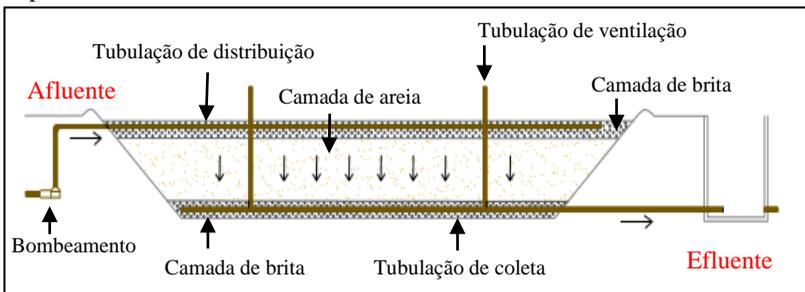
Esses sistemas apresentam as mesmas características de filtração referentes aos filtros de areia, ou seja, uma unidade clássica de tratamento de esgoto baseada no processo de filtração em um leito de areia, onde ocorrem, naturalmente, processos físicos, químicos e biológicos.

Segundo a ABNT (1997) o que diferencia esses dois sistemas, é que as valas de filtração não possuem área superficial exposta ao tempo, sendo construído no próprio solo, podendo ter suas paredes impermeabilizadas e possuem relação comprimento x largura muito superior aos filtros de areia (PHILIPPI; SEZERINO e CAMPOS, 2007).

O desempenho desses sistemas depende bastante das características do meio filtrante, assim como a taxa de aplicação, que não deve ser superior a 100 L/m².d para efluente do TS (ABNT, 1997).

Da mesma forma como os filtros de areia, o afluente também é disposto intermitentemente sobre a superfície do leito com intervalo mínimo de 6 horas, e há a necessidade de, no mínimo, duas valas de igual capacidade implantadas em paralelo (ABNT, 1997). Nas Figuras 8 e 9 estão apresentados respectivamente, um corte esquemático e uma vista isométrica de uma vala de filtração com seus dispositivos.

Figura 8: Corte esquemático da vala de filtração com seus respectivos dispositivos.

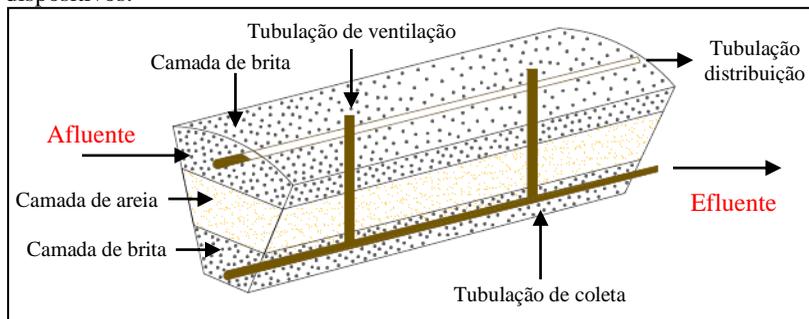


Fonte: Adaptado da NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

Além das características construtivas, o bom funcionamento de um sistema de filtração depende da biodegradabilidade do afluente aplicado e das condições ambientais que o envolvem, como a

temperatura responsável pelo crescimento microbiano, reações químicas e adsorção, bem como a aeração no interior do filtro responsável pelas condições de decomposição do efluente (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2001).

Figura 9: Vista isométrica da vala de filtração com seus respectivos dispositivos.



Fonte: Adaptado da NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

De forma geral, os riscos e dificuldades são os mesmos dos filtros de areia. As características da areia recomendada pela NBR 13.969/1997 deve apresentar d_{10} entre 0,25 mm a 1,2 mm e $U < 4$ (ABNT, 1997).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho encontra-se inserido no projeto de pesquisa intitulado “Avaliação de filtros plantados com macrófitas (*wetlands* construídos) na promoção do tratamento descentralizado de esgotos”, financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, sob o edital MCTI/CNPq N° 14/2012 – Universal, sendo o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado - GESAD o responsável pela execução do mesmo, em parceria com a empresa Rotária do Brasil Ltda.

4.1 Local da Pesquisa

O desenvolvimento desta pesquisa envolveu atividades de campo e análises de laboratório. As atividades de campo referiram-se ao acompanhamento da rotina, medições de vazão *in loco* e coleta de amostras para análises, não havendo nenhuma alteração na operação das unidades de tratamento. Estas atividades de campo foram realizadas em

duas ETE descentralizadas, implantadas na região metropolitana de Florianópolis/SC (Figura 10).

Os dois sistemas de tratamento de esgotos avaliados foram construídos pela empresa Rotária do Brasil Ltda. e compreendem a aplicação de uma sequência de tratamento primário, iniciado por um decanto-digestor, seguido de pós tratamento por meio de WCFV, conforme descrito na Tabela 1.

Figura 10: Localização dos sistemas avaliados na região de Florianópolis.

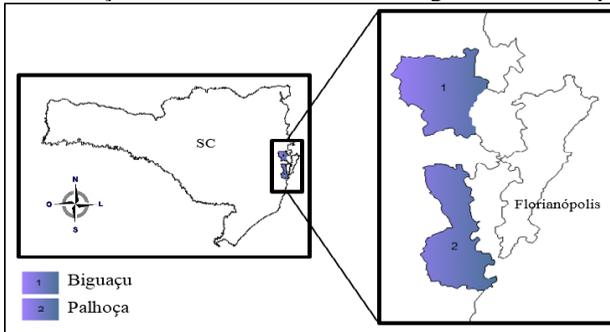


Tabela 1: ETE implantadas avaliadas durante o estudo.

Sistema	Local	Características do empreendimento	Efluente encaminhado para a ETE	Arranjo tecnológico
1	Biguaçu	Empresa de embalagens	Cozinha, banheiros e lavagem de pisos	RAC seguido de WCFV
2	Palhoça	Condomínio residencial	Residências via rede coletora	RAC seguido de WCFV-MFS

4.1.1 Sistema 1

Esse sistema está localizado no município de Biguaçu, (latitude 27°32'10" e longitude 48°38'47") dentro das dependências de uma empresa de embalagens de plástico, com capacidade para atender 250 pessoas. As atividades realizadas diariamente dentro da empresa contam com a ajuda de funcionários, visitantes, terceirizados e motoristas distribuídos em um período de 24 horas.

A ETE é composta por três estações elevatórias, destinadas a bombear o esgoto bruto produzido nas instalações sanitárias da empresa,

do refeitório e eventualmente efluentes contendo produtos de limpeza dos pisos.

Antes de passar pela elevatória o efluente da cozinha passa por uma caixa de gordura. Depois, o efluente segue para o RAC (4 compartimentos incluindo o de bombeamento) que recebe todo o restante do efluente, o qual é na sequência bombeado para o WCFV seguido de um tanque de cloração, sendo então lançado na rede de drenagem pluvial que desemboca no mar. A unidade de filtração trabalhou com drenagem livre durante o período de monitoramento e possui a etapa de desinfecção por gotejamento (hipoclorito de sódio).

Os parâmetros de projeto adotados pela empresa que fez o dimensionamento do WCFV estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros de projetos adotados para o dimensionamento do WCFV referente ao sistema 1.

Parâmetros	Valor	Unidades
DBO ₅	2,03	kg/d
DQO	11,28	kg/d
N _{tot}	2	kg/d
Vazão diária	18,46	m ³ /d
Carga orgânica aplicada	15	g DBO/m ² .d

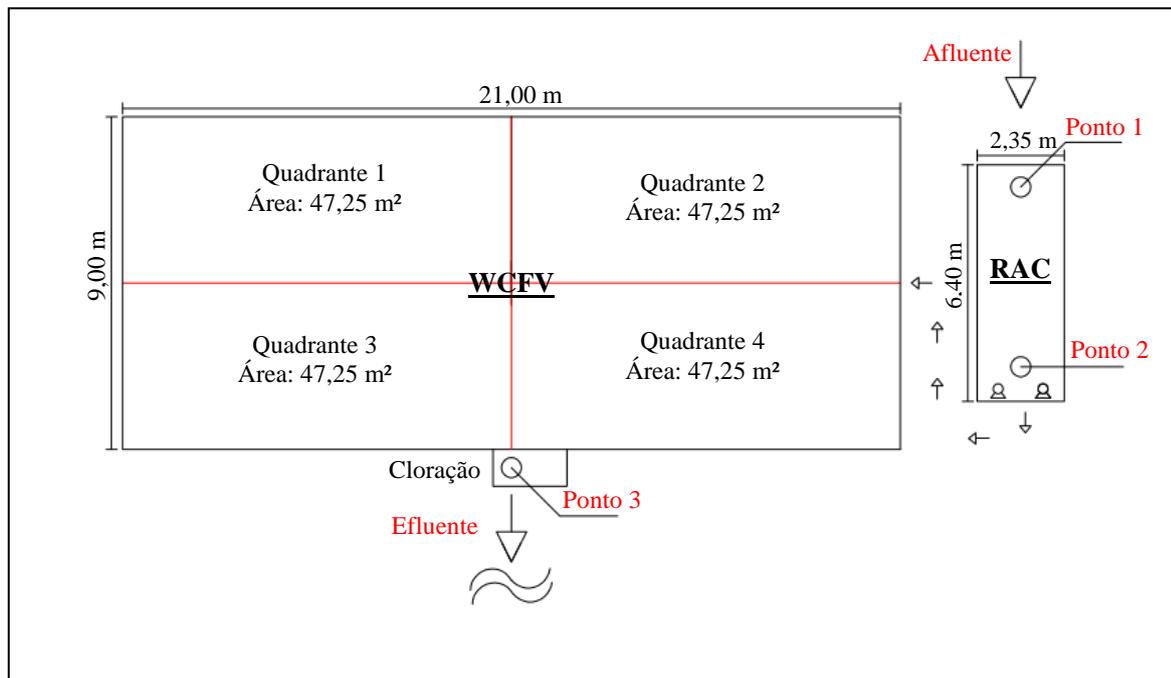
Na Figura 11 apresenta-se o fluxograma do sistema, com as dimensões reais obtidas para cada unidade, destacando os pontos que estão sendo realizadas as amostragens para o monitoramento da qualidade do efluente.

A alimentação do esgoto pós decanto-digestor sobre a superfície do WCFV é realizada por duas bombas, que são acionadas juntas ou alternadamente por um mecanismo automatizado utilizando boia de nível ou por meio de um *timer*. Esse bombeamento é realizado no último compartimento do RAC, cujas dimensões são 2,35 m de comprimento, 3,00 m de largura e 2,00 m de altura total.

Como o WCFV é dividido em quatro quadrantes, a alimentação ocorre de forma cruzada, sendo alternado para os outros dois quadrantes a cada 30 dias pelos técnicos da empresa parceira dessa pesquisa, a qual também faz outros tipos de manutenções, como por exemplo, limpeza do RAC, poda das macrófitas e troca do desinfectante.

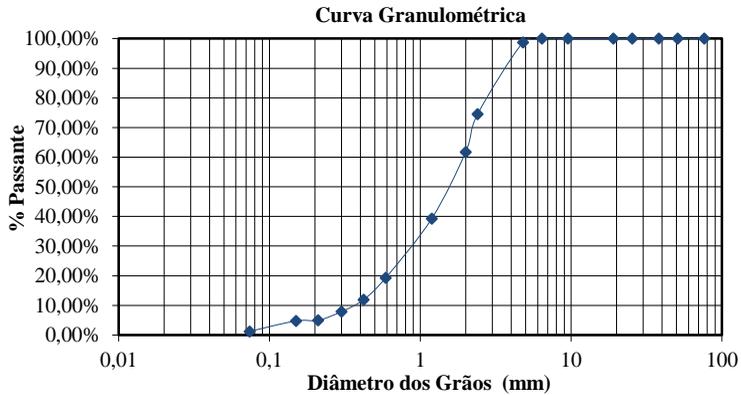
O WCFV foi construído em 2009, possui área superficial de 189 m² e a macrófita utilizada é o *Cyperus papiro nano*. Para o material de

Figura 11: Representação esquemática do sistema 1 – Biguaçu. Locais de amostragem: (Ponto 1) - primeiro compartimento do RAC; (Ponto 2) - último compartimento do RAC ou entrada do WCFV; (Ponto 3) – saída do WCFV.



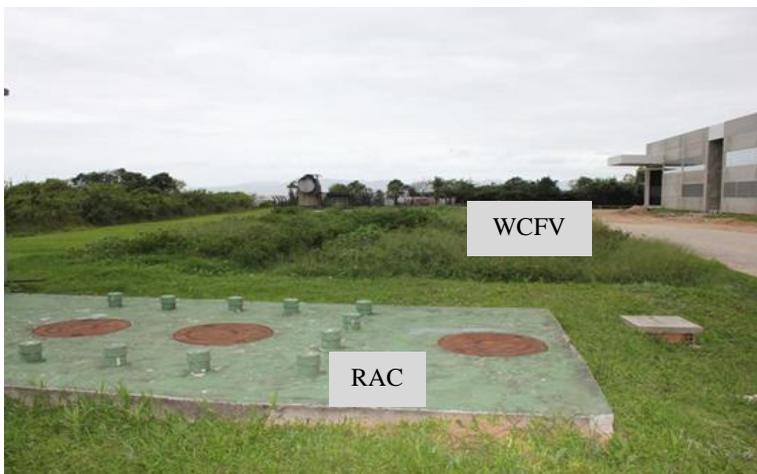
recheio, o *wetland* foi preenchido com 20 cm de brita na zona de drenagem (fundo), 60 cm de areia grossa ($d_{10} = 0,36$ mm e $U = 5,3$) – Figura 12, e 10 cm de brita na camada superior. O WCFV é estanque, isolado do solo por uma manta de Polietileno de Alta Densidade – PEAD.

Figura 12: Curva granulométrica da areia utilizada no *wetland* do sistema 1.



Na Figura 13 apresenta-se a foto do arranjo tecnológico, constituído pelo RAC seguido do WCFV em estudo.

Figura 13: Foto do RAC seguido do *wetland* construído de fluxo vertical referente ao sistema 1.



4.1.2 Sistema 2

Esse sistema está implantado na localidade denominada Praia de Fora, Distrito de Enseada do Brito, Município de Palhoça (latitude 27°45'4.82" e longitude 48°37'39.35"), para atender um condomínio com ocupação máxima prevista de 2.200 pessoas, no entanto atualmente o sistema recebe contribuição de aproximadamente 100 pessoas.

O sistema é composto por uma estação elevatória que recebe por meio da gravidade o efluente das residências. Desta elevatória o esgoto bruto é encaminhado por meio de bombeamento para o RAC (4 compartimentos incluindo o de bombeamento). Após a passagem pelo decanto-digestor o efluente novamente é bombeado, agora para a superfície do WCFV-MFS seguido da etapa de cloração em um tanque de contato com pastilhas de cloro.

Nesse sistema, o dispositivo (mangote) na saída do WCFV-MFS está posicionado para manter o nível de água/esgoto com 20 cm de saturação dentro do leito. A disposição final é feita em um córrego que deságua no mar. Na Figura 14 apresenta-se o fluxograma do sistema, com as dimensões reais obtidas para cada unidade, destacando os pontos que estão sendo realizadas as amostragens para o monitoramento da qualidade do efluente ao longo do tratamento.

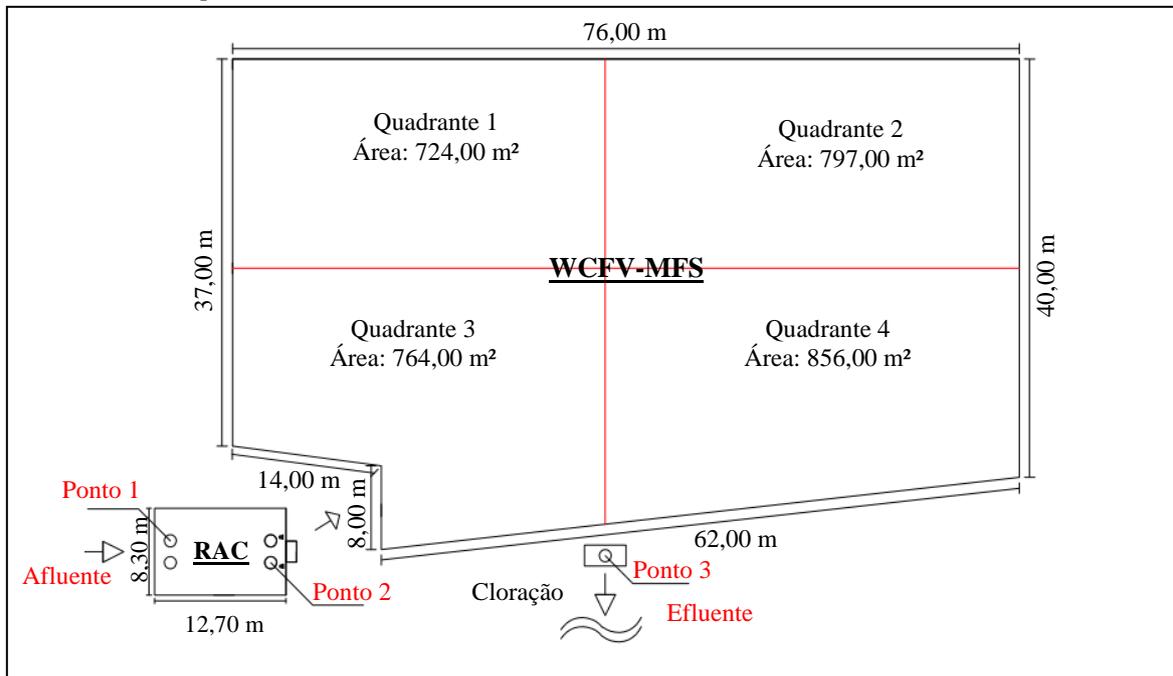
Os parâmetros de projeto adotados pela empresa que fez o dimensionamento do WCFV-MFS para compor o sistema 2, estão apresentados na Tabela 3. O WCFV-MFS foi construído em 2005 tendo seu início de funcionamento em 2006, possui área superficial de 3.141 m² e a macrófita utilizada é o *Cyperus papiros*

Tabela 3: Parâmetros de projetos adotados para o dimensionamento do WCFV-MFS referente ao sistema 2.

Parâmetros	Valor	Unidades
DBO ₅	23,44	kg/d
DQO	53,71	kg/d
N _{tot}	10,85	kg/d
Vazão diária	230,54	m ³ /d
Carga orgânica aplicada	14,5	g DBO/m ² .d

A operação desse sistema é realizada por duas bombas que são acionadas alternadamente por um mecanismo automatizado utilizando boia de nível. Esse bombeamento é realizado no último

Figura 14: Representação esquemática do sistema 2 – Palhoça. Locais de amostragem: (Ponto 1) – primeiro compartimento do RAC; (Ponto 2) - último compartimento do RAC ou entrada do WCFV-MFS; (Ponto 3) – saída do WCFV-MFS.



compartimento do RAC, cujas dimensões são 8,30 m de comprimento, 3,00 m de largura e 2,00 m de altura total.

Para o material de recheio, o *wetland* foi preenchido com 10 cm de brita na zona de drenagem (fundo), 50 cm de areia grossa ($d_{10} = 0,3$ mm e $U = 4,84$) – Figura 15, e 10 cm de brita na camada superior. Esta unidade também possui impermeabilização com manta de PEAD. O WCFV-MFS (Figura 16) também é dividido em quatro quadrantes, e a alimentação ocorre de forma cruzada, alternado para os outros dois quadrantes a cada 30 dias.

Figura 15: Curva granulométrica da areia utilizada no *wetland* do sistema 2.

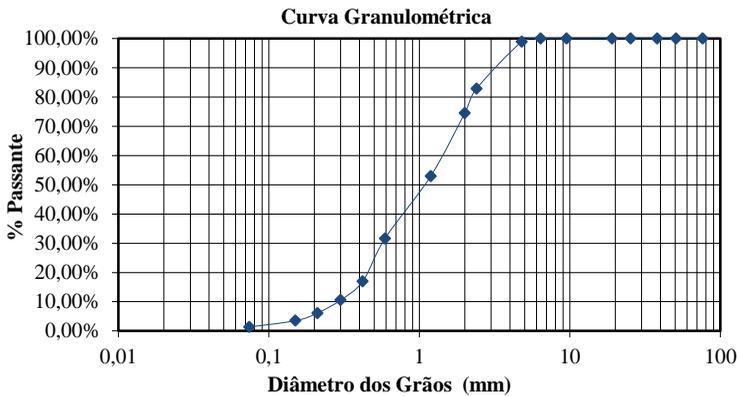
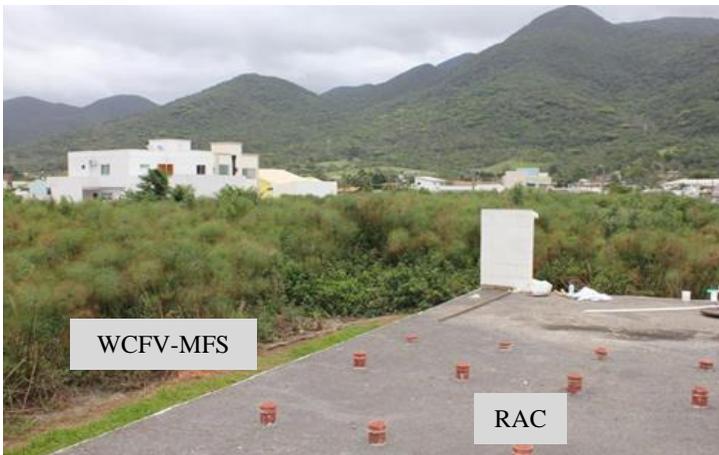


Figura 16: Foto do RAC seguido do *wetland* construído de fluxo vertical modificado com fundo saturado referente ao sistema 2.



4.2 Monitoramento das estações

Todas as amostras coletadas foram armazenadas em garrafas plásticas e mantidas em recipientes térmicos, destinadas para a realização das análises. Os parâmetros analisados estão descritos na Tabela 4 e os mesmos seguem as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – APHA (1998), APHA (2005) e Método de Vogel (1981).

Foram analisados em laboratório os seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos em suspensão (SS), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio nitrito (N-NO₂⁻), nitrogênio nitrato (N-NO₃⁻), fósforo ortofosfato (P-PO₄³⁻), coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*), sendo que as análises foram realizadas seguindo os procedimentos descritos na Tabela 4.

Tabela 4: Metodologia analítica empregada na análise dos parâmetros analisados.

Parâmetros	Metodologia Empregada	Unidade
pH	Direto, Potenciométrico	-
Alcalinidade	Método Titulométrico - (APHA, 1998)	mgCaCO ₃ /L
DQO	Refluxo Fechado - (APHA, 2005)	mg/L
DBO ₅	Método Manométrico - (APHA, 2005)	mg/L
ST	Método Gravimétrico - (APHA, 2005)	mg/L
STF	Método Gravimétrico - (APHA, 2005)	mg/L
STV	Método Gravimétrico - (APHA, 2005)	mg/L
SS	Método Gravimétrico - (APHA, 2005)	mg/L
N-NH ₄ ⁺	Método de Vogel - (1981)	mg/L
N-NO ₂ ⁻	Método Alfanatilamina - (APHA, 1998)	mg/L
N-NO ₃ ⁻	Método Brucina (APHA, 1998)	mg/L
P-PO ₄ ³⁻	Método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico - (APHA, 1998)	mg/L
CT	Substrato Cromogênico - Colilert®	NMP/100mL
<i>E. coli</i>	Substrato Cromogênico - Colilert®	NMP/100mL

As análises de laboratório foram realizadas nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA e no Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD.

O monitoramento por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas foi realizado mensalmente, durante 20 meses da pesquisa. Nesse período, o monitoramento foi dividido em 2 etapas.

A primeira etapa, referente aos meses de abril a dezembro de 2013, compreendeu amostragens simples em todos os pontos representados nas Figuras 11 e 14. Neste período, as coletas foram em sua maioria quinzenais e realizadas sempre no período da manhã.

Já a segunda etapa, referente aos meses de fevereiro a dezembro de 2014, prosseguiu-se com as coletas de amostras simples em todos os pontos (porém estas feitas às 17h) e também foram realizadas coletas de amostras compostas no afluente do *wetland* (último compartimento do RAC) e na saída da unidade de filtração, a fim de obter uma melhor representatividade do esgoto produzido durante todo o dia.

As coletas foram na sua maioria quinzenais, iniciando às 8h e terminando às 17h (totalizando 10h), sendo coletado alíquotas de 500 mL a cada hora, completando 5 L de amostras ao final de cada dia.

Para verificar se houve diferença significativa entre as amostras simples e compostas, coletadas nos dois sistemas durante esse período, utilizou-se a análise de variância - ANOVA por meio do *software Microsoft Excel*. Para essa análise considerou-se duas hipóteses:

- H_0 : não há diferença entre as amostras;
- H_1 : há diferença entre as amostras.

Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 e se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 . No presente estudo, o teste de variância ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

4.2.1 Ensaios de medição de vazão

Como as duas ETE em estudo não possuem medidores de vazão eletromagnéticos, partiu-se então para a medição de vazão *in loco*.

Os ensaios de medição de vazão foram realizados nos dias de visita às estações, na entrada e na saída dos *wetlands* somente na segunda etapa da pesquisa (fevereiro a dezembro de 2014).

- **Ensaio de medição de vazão afluente dos *wetlands***

Para a medição de vazão afluente dos *wetlands*, utilizaram-se dois métodos de determinação indireta, que consistem em medições dos níveis iniciais e finais do esgoto (por diferença de altura) no último compartimento do RAC. As diferentes metodologias dos ensaios estão descritas na sequência.

Método 1: Este método consistiu na medição dos níveis de esgoto no último compartimento do RAC com manipulação e controle do acionamento das bombas, de forma manual, e com interrupção do fluxo de entrada de esgoto neste compartimento.

Este ensaio foi realizado 5 vezes no dia 08/04/2014 no sistema 2 e 8 vezes no dia 29/04/2014 no sistema 1, com o auxílio de um operador.

Logo de início as bombas presentes nas estações elevatórias a montante do RAC eram desligadas, impedindo assim a entrada de efluente no decanto digestor. Após o desligamento das bombas, também eram bloqueadas todas as entradas de esgoto no compartimento de bombeamento, encaixando tampas (*caps*) nas tubulações responsáveis pela passagem do efluente para o último compartimento (Figura 17 - a). Desta forma, a única variação de nível no compartimento era causada pelo bombeamento, possibilitando a realização do ensaio.

Com todas as entradas da câmara de bombeamento bloqueadas, media-se o nível inicial de esgoto inserindo uma régua graduada até tocar o fundo do compartimento e efetuando a leitura do comprimento molhado na régua pelo líquido após sua retirada (Figura 17 - b). Registrava-se o valor.

Figura 17: a) Foto do bloqueio das tubulações com *caps* (realizado pelo operador). b) Foto da medição do nível de esgoto dentro do último compartimento do RAC em ambos os sistemas.



O bombeamento de alimentação dos *wetlands* era acionado manualmente e o tempo de funcionamento da bomba cronometrado.

Primeiramente determinava-se o tempo de acionamento da bomba e após o fim desse período cronometrado, desligava-se o bombeamento e media-se o nível do esgoto dentro do compartimento da mesma forma descrita anteriormente para medição de nível.

A bomba era acionada novamente e o tempo novamente cronometrado, até que atingia-se os minutos determinados. O novo nível era medido e registrado. Este procedimento foi repetido algumas vezes para a obtenção de mais dados e assim possibilitar um valor médio mais preciso.

Método 2: Neste método, as medições das alturas de esgoto no compartimento de bombeamento eram feitas nos momentos em que a bomba era acionada e desligada pelo sistema automatizado da estação, ou seja, sem interferência no sistema. Por não precisar do auxílio de um operador, o ensaio foi realizado mais vezes, 25 e 14 vezes na ETE do sistema 1 e no sistema 2, respectivamente.

Conforme já mencionado, o acionamento das bombas presentes dentro do último compartimento do RAC, responsáveis pela sucção do esgoto para posterior lançamento sobre a superfície do *wetland*, se dá por meio de um mecanismo automatizado, utilizando boia de nível ou por meio da programação de um *timer*.

Quando o sistema trabalha por intermédio da boia, esta atinge 3 diferentes níveis, sendo:

- mínimo: a bomba é automaticamente desligada, pois o nível encontra-se baixo;
- trabalho: nível aceitável de funcionamento;
- alarme: nível crítico de transbordamento, neste caso a bomba é acionada.

E a programação por meio do *timer* funcionava conforme segue:

- *off*: a bomba permanece desligada por 2h e 30 min;
- *on*: a bomba é acionada e permanece ligada por 30 min.

Independente do mecanismo de acionamento, nesse método, quando constatava-se o acionamento das bombas, iniciava a cronometragem do tempo e media-se instantaneamente o nível inicial de esgoto inserindo uma régua graduada, como descrito no método anterior e representado na Figura 18. Quando a bomba sinalizava seu desligamento, paralisava-se o cronômetro e media-se o nível final de esgoto no compartimento. Foram registrados a diferença de níveis e o tempo de acionamento das bombas.

Diferentemente do método 1, as entradas do último

compartimento do RAC não foram bloqueadas, havendo uma leve interferência no valor de vazão calculado, uma vez que as diferenças de níveis calculada no segundo método não resulta unicamente do bombeamento.

4.2.1.1 Vazão média afluyente dos *wetlands*

Para os dois sistemas em estudos, tem-se conhecimento das dimensões do compartimento de bombeamento e a variação de nível nos testes, com isso foi possível determinar o volume bombeado no tempo determinado e, assim, a vazão de operação das bombas em cada um dos pulsos.

Apesar do método 1 apresentar resultados relativamente mais confiáveis que o método 2, devido ao maior controle da entrada de esgoto no último compartimento do RAC, constatou-se que os valores de vazão de bombeamento foram bem próximos nos dois métodos. Desta forma, a vazão de operação média da bomba foi encontrada calculando-se a média entre as vazões determinadas para cada um dos pulsos, realizados durante os ensaios para o método 1 e 2.

Ao se definir a média de quantos litros é bombeado em um determinado tempo, correlacionou-se esse valor medido em campo com as informações de acionamento remoto via telemetria.

A empresa parceira da pesquisa responsável pela implantação e manutenção de ambos os sistemas, trabalha com automação de seus equipamentos. Desta forma foi possível ter o acesso às informações de acionamento remoto (liga/desliga) que são armazenadas em um banco de dados, podendo ser visualizadas em tempo real em qualquer computador com acesso à *internet*.

A Figura 18 apresenta 3 exemplos de acionamento das bombas no dia 27/06/2014 para o sistema 1. Verifica-se o nível em que o esgoto permanece ao acionar as bombas (B1 e B2), juntamente com o intervalo de funcionamento de cada uma delas.

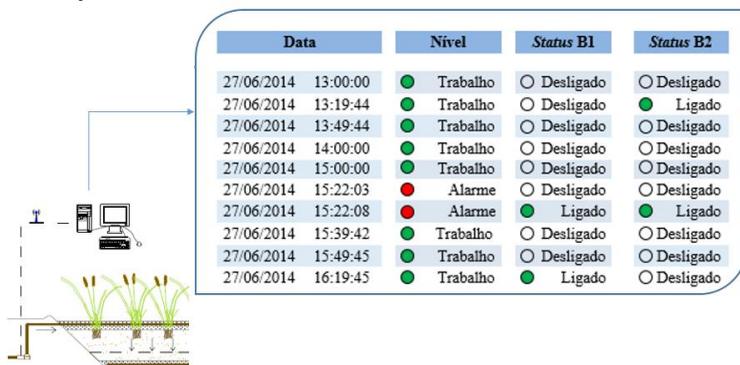
O programa utilizado é o *SCADAweb® (Supervisory Control And Data Acquisition)*, um sistema de telemetria e automação utilizado para oferecer mais agilidade e segurança na transmissão das informações/dados.

Com acesso a esse banco de dados de acionamento das bombas, foi possível trabalhar com as informações armazenadas utilizando o programa *Microsoft Excel* para transformar os dados de lógica (ligado/desligado) e horários de mudança de situação das bombas em tempo de funcionamento por pulso.

Conforme verificado através do gerenciamento remoto, o sistema 1 trabalhava em sua maioria das vezes por meio da programação do *timer*, independentemente do nível em que o esgoto se encontrava, com exceção dos momentos que o esgoto permanecia no nível mínimo.

Já o sistema 2, foi verificado somente o funcionamento da bomba por meio de alcance do nível de trabalho dentro do compartimento. Isso se deve pelo fato de o sistema ainda receber pouca contribuição, não tendo volume suficiente para bombeamento conforme programação do *timer*.

Figura 18: Exemplo dos instantes de acionamento das bombas de alimentação do WCFV para o sistema 1.



Fonte: Extraído de *software* de sensoriamento remoto disponibilizado pela empresa operadora das estações.

Sabendo a que horas a bomba foi acionada e por quanto tempo permaneceu ligada, foi possível obter quanto tempo ela funcionou por dia. O produto do tempo de funcionamento diário pela vazão média de bombeamento resultou na vazão de entrada por dia nos *wetlands* construídos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Sistema 1 - Biguaçu

5.1.1 Vazão e Taxa hidráulica

Na Tabela 5 estão apresentados os valores encontrados para as duas metodologias de medição de vazão realizadas no sistema 1.

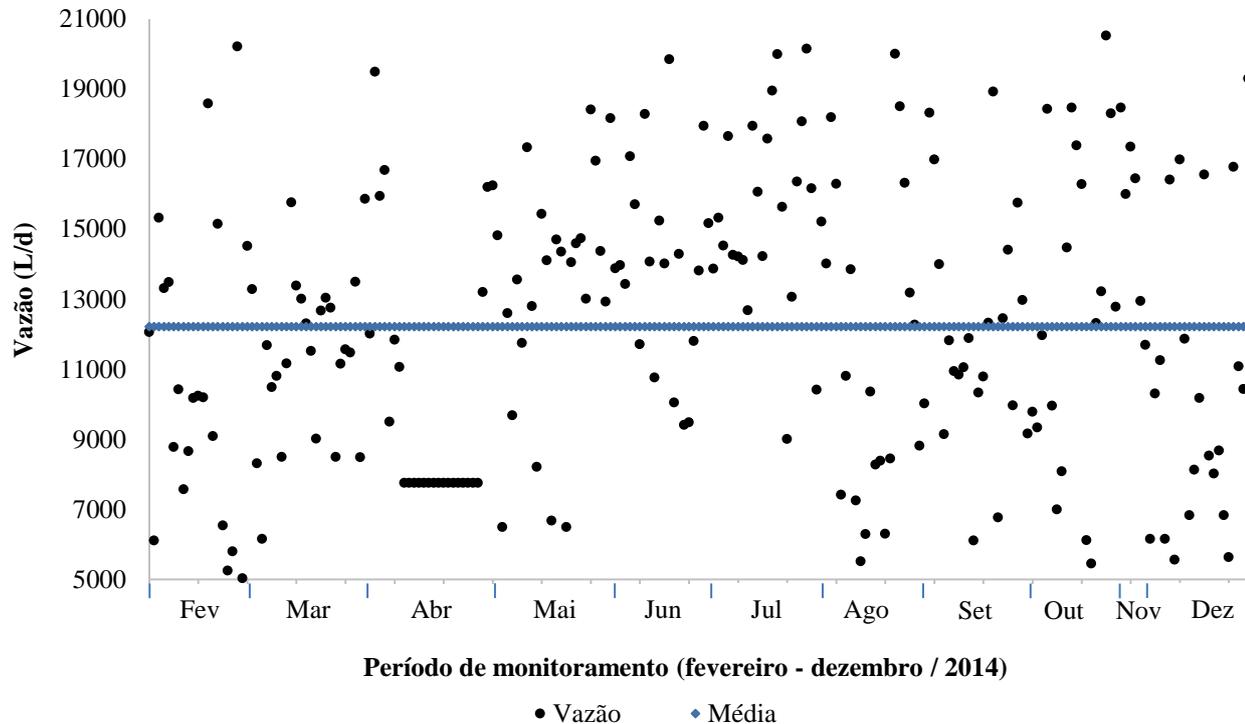
Através dos valores apresentados na Tabela 5, a vazão média de operação obtida do bombeamento de alimentação do WCFV foi de 1,14 L/s quando as bombas B1 e B2 trabalham alternadamente e 1,84 L/s quando as duas bombas trabalham juntas.

Tabela 5: Valores encontrados na medição de vazão afluyente do WCFV, seguindo o método 1 e 2 para o sistema 1, ao longo do ano de 2014.

	Data	Tempo (s)	Bomba	Nível inicial (cm)	Nível final (cm)	Volume (m ³)	Vazão (L/s)
Método 1	29/abr	180	1	73	69	0,282	1,57
		180	1	69	67	0,141	0,78
		180	1	67	65	0,141	0,78
		210	2	64	61	0,211	1,01
		180	2	59	56,5	0,176	0,98
		180	1	35,3	31	0,303	1,68
		187	1	31	28	0,211	1,13
		600	1 + 2	56,5	41	1,092	1,82
	23/abr	1800	1	80	55	1,762	0,98
		1800	2	85	55	2,115	1,18
1800		1	110	80	2,115	1,18	
1800		2	108	68	2,820	1,57	
13/mai	1800	1	89	58	2,185	1,21	
	1800	2	102	78	1,692	0,94	
	720	1 + 2	109	90	1,339	1,86	
	1800	1	100	70	2,115	1,18	
27/mai	1800	1	94	64	2,115	1,18	
	2820	1 + 2	114	40	5,217	1,85	
	1800	2	84	57	1,903	1,06	
Método 2	11/jun	1800	2	68	42	1,833	1,02
	02/jul	1800	1	54	31	1,621	0,90
		1800	2	67	45	1,551	0,86
		1800	2	84	52	2,256	1,25
		1800	1	93	59	2,397	1,33
	07/out	960	2	114	94	1,410	1,47
		1500	1	113	89	1,692	1,13
		2220	2	114	71	3,030	1,37
		1680	1	115	88	1,903	1,13
		1560	2	116	89	1,903	1,22
2460	1	115	72	3,031	1,23		
06/nov	1800	1	54	21	2,326	1,29	
	1800	2	40	13	1,903	1,06	
	1800	1	37	11	1,833	1,02	

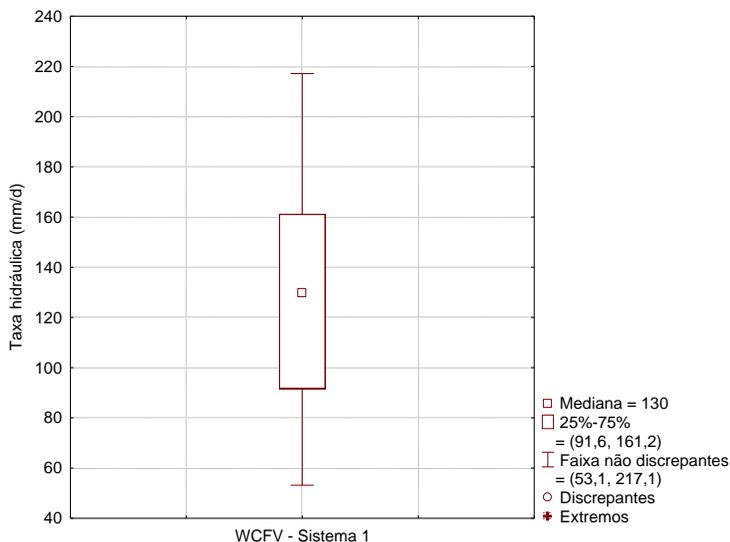
A Figura 19 apresenta o gráfico referente a vazão afluyente diária e a vazão média durante o período de monitoramento compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014. Esta curva foi elaborada através da vazão média obtida através dos métodos indiretos 1 e 2 correlacionadas com os dados do sistema remoto. A partir da vazão

Figura 19: Vazão afluente do WCFV do sistema 1 durante o período de monitoramento compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014.



afluente considerando as áreas superficiais de 2 quadrantes (94,5 m²) é possível inferir a taxa hidráulica, conforme Figura 20.

Figura 20: Gráfico tipo *box plot*, destacando a mediana e valores referentes à 25 – 75% da taxa hidráulica aplicada no WCFV do sistema 1, considerando os quadrantes 1 e 4 ou 2 e 3.



O *wetland* recebia uma vazão média de 12.200 L/d, alimentado em média 7 vezes por dia. Contudo, verificou-se nesse sistema, através do gerenciamento remoto que houve registro de acionamento das bombas de 1 vez até 18 bombeamentos por dia.

Considerando as dimensões do decanto-digestor de 30 m³ e a vazão afluente de 12,2 m³/d, tem-se teoricamente um tempo de detenção hidráulico do esgoto nessa unidade de aproximadamente 1 dia.

Porém, como esse sistema está dentro das dependências de uma empresa, a unidade está sujeita a picos de vazão afluente, que neste caso foi observado maior contribuição entre as 10:00 às 14:00 horas, devido a maior concentração dos funcionários dentro da empresa e por ser no período referente ao intervalo de almoço, diminuindo consequentemente o tempo de detenção hidráulico. Foi verificado com o monitoramento em campo e com o sistema de telemetria, que o número de aplicações variava de 2 a 3 alimentações nesse intervalo, ou seja, um pequeno intervalo de tempo entre uma alimentação e outra.

Dentre os valores referentes a TH aplicada nesse sistema, a mediana foi de 130 mm/d. Analisando o gráfico referente a Figura 20 percebe-se que a taxa hidráulica superou os valores de 200 mm/d e que 75% dos dados referentes a TH foram de 161 mm/d.

Destaca-se que utilizou-se 72% dos dados disponibilizados pelo sistema remoto (228 dos 335 dias do ano), justificado pela falta dos dados entre os dias 01/11 a 13/11 e pela desconsideração de eventos extremos de bombeamento em dias pontuais.

5.1.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do afluente e efluente do WCFV

Na Tabela 6 estão apresentados os valores médios das concentrações dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos para as amostras simples e compostas referentes ao ano de 2013 e 2014, bem como o resultado da análise estatística descritiva e ANOVA realizada para os principais parâmetros no afluente e efluente do WCFV.

Os resultados obtidos para as amostras simples compreenderam ao todo 20 meses de monitoramento (abril de 2013 até dezembro de 2014), e para as amostras compostas 9 meses de monitoramento (abril a dezembro de 2014).

Para a análise estatística ANOVA foram utilizados somente o conjunto de dados de 2014, e conforme verificado na Tabela 6, tanto para o afluente e o efluente do *wetland*, não obteve diferença estatística ($\alpha = 0,05$) entre as médias das amostragens simples e compostas referente a todos os parâmetros analisados.

Como não houve diferença estatística, para a confecções dos gráficos de concentração (considerando o ano de 2013 e 2014) e de cargas (considerando somente o ano de 2014), levou-se em consideração apenas as amostragens simples, devido ao maior conjunto de dados.

Os valores absolutos obtidos em cada campanha de monitoramento para o primeiro, segundo e terceiro ponto de amostragem encontram-se destacados no Apêndice I, nas Tabelas 11, 12 e 13, respectivamente.

Tabela 6: Valores médios das concentrações afluente e efluente do WCFV e análise estatística entre as coletas simples e compostas para o sistema 1.

Parâmetros	Ponto 1 – 1º compartimento do RAC		Ponto 2 – Entrada WCDV			Ponto 3 – Saída WCFV			
	2013	2014	2013	2014		2013	2014		
	Simple	Simple	Simple	Simple	Composta	Simple	Simple	Composta	
pH	Média	6,9	7,4	6,9	7,1	6,9	5,9	6,7	6,7
	Máximo	8	8,7	8,3	8,4	7,2	7,2	8,2	7
	Mínimo	6	7	6	6,7	6,5	3,6	5,9	6,5
	DP	0,7	0,7	0,7	0,5	0,2	1,2	0,5	0,2
	N	12	13	12	13	7	12	13	7
	p* ANOVA	-	-	-	0,270		-	0,598	
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Média	281	340	276	323	279	97	216	216
	Máximo	475	450	450	475	395	195	340	325
	Mínimo	140	105	120	80	80	4	95	80
	DP	106	107	104	122	133	55	73	82
	N	12	13	12	13	7	12	13	7
	p* ANOVA	-	-	-	0,435		-	0,921	
DQO (mg/L)	Média	704	759	268	671	784	58	179	269
	Máximo	2.106	1.222	518	1.000	1.082	77	474	696
	Mínimo	149	373	41	282	345	33	58	99
	DP	555	228	195	230	221	19	115	212
	N	12	13	4	13	7	4	13	7
	p* ANOVA	-	-	-	0,330		-	0,229	
DBO (mg/L)	Média	-	390	-	329	-	-	48	-
	Máximo	-	705	-	551	-	-	76	-
	Mínimo	-	198	-	134	-	-	33	-
	DP	-	190	-	170	-	-	14	-
	N	-	9	-	9	-	-	9	-
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Média	79	121	73	98	111	28	73	71
	Máximo	131	157	150	166	169	73	148	101
	Mínimo	36	36	35	43	26	7	29	24
	DP	31	31	25	30	39	20	28	23
	N	12	13	12	13	7	12	13	7
	p* ANOVA	-	-	-	0,737		-	0,794	
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Média	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	0,6
	Máximo	0,3	0,4	0,8	0,3	0,2	1,2	1,3	2
	Mínimo	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	DP	0,1	0,1	0,2	0,1	0	0,3	0,4	0,7
	N	12	13	12	13	7	12	13	7

*Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 e se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 aceita-se H_1 . ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

- H_0 : não há diferença entre as amostras; - H_1 : há diferença entre as amostras.

Tabela 6: Valores médios das concentrações afluente e efluente do WCFV e análise estatística entre as coletas simples e compostas para o sistema 1 - Continuação.

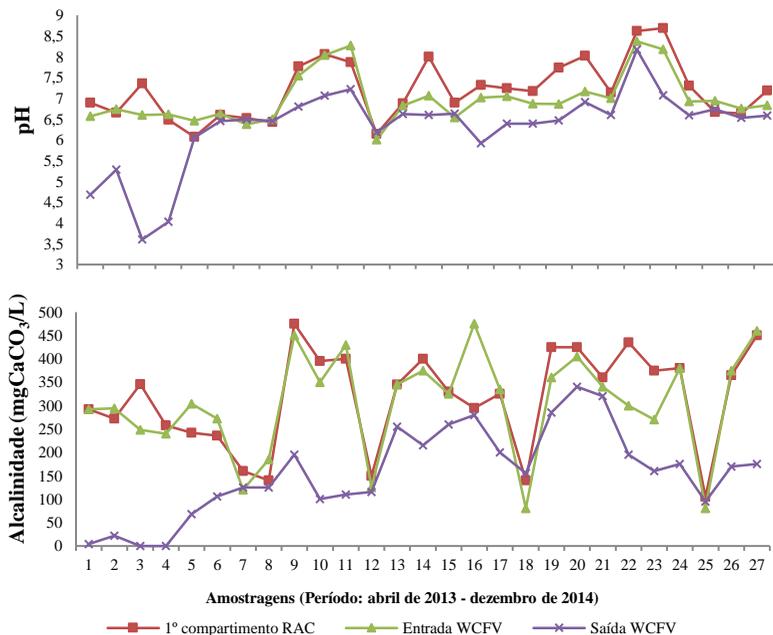
Parâmetros	Ponto 1 – 1º compartimento do RAC		Ponto 2 – Entrada WCFV			Ponto 3 – Saída WCFV			
	2013	2014	2013	2014		2013	2014		
	Simple	Simple	Simple	Simple	Composta	Simple	Simple	Composta	
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Média	0,1	0,3	0,3	0,1	0,3	24	9,5	9
	Máximo	0,4	1,1	3,4	0,7	0,6	49	28	19
	Mínimo	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0,5
	DP	0,1	0,4	1	0,2	0,3	16	8	8
	N	12	13	12	13	7	12	13	7
	p* ANOVA	-	-	-	0,249	-	-	-	0,876
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	Média	21	32	18	33	29	5,3	16	15
	Máximo	35	43	32	48	38	10	34	24
	Mínimo	3	10	2	13	10	1,3	7	8
	DP	11	10	9	9	9	3	7	6
	N	12	13	13	13	7	12	13	7
	p* ANOVA	-	-	-	0,498	-	-	-	0,971
ST (mg/L)	Média	656	604	581	689	-	395	502	-
	Máximo	1.333	993	933	1.977	-	567	1.262	-
	Mínimo	253	372	180	290	-	173	193	-
	DP	320	181	262	398	-	112	255	-
	N	12	15	12	15	-	12	15	-
	p* ANOVA	-	-	-	-	-	-	-	-
SS (mg/L)	Média	174	103	126	97	111	17	23	30
	Máximo	590	224	232	367	196	64	73	54
	Mínimo	38	50	20	39	64	0	8	20
	DP	178	52	70	86	45	17	17	11
	N	12	13	12	13	7	12	13	7
	p* ANOVA	-	-	-	0,690	-	-	-	0,274
Coliformes Totais (NMP/100mL)	Média	2,91 x 10 ⁸	1,30 x 10 ⁹	9,64 x 10 ⁷	1,31 x 10 ⁹	-	3,29 x 10 ⁵	1,12 x 10 ⁸	-
	Máximo	6,91 x 10 ⁸	9,21 x 10 ⁹	1,99 x 10 ⁸	1,05 x 10 ¹⁰	-	9,71 x 10 ⁵	8,66 x 10 ⁸	-
	Mínimo	1,24 x 10 ⁸	1,00 x 10 ⁷	2,41 x 10 ⁷	5,81 x 10 ⁶	-	6,8 x 10 ³	1,28 x 10 ⁶	-
	DP	2,46 x 10 ⁸	2,99 x 10 ⁹	8,34 x 10 ⁷	3,44 x 10 ⁹	-	5,56 x 10 ⁵	2,84 x 10 ⁸	-
	N	5	9	4	9	-	3	9	-
	p* ANOVA	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP/100MI)	Média	2,14 x 10 ⁷	1,19 x 10 ⁸	7,77 x 10 ⁶	1,68 x 10 ⁸	-	3,09 x 10 ⁵	1,74 x 10 ⁷	-
	Máximo	4,94 x 10 ⁷	4,88 x 10 ⁸	1,99 x 10 ⁷	1,26 x 10 ⁹	-	1,05 x 10 ⁶	8,60 x 10 ⁷	-
	Mínimo	4,1 x 10 ⁶	3,10 x 10 ⁶	3,28 x 10 ⁶	1,34 x 10 ⁶	-	4,68 x 10 ²	4,64 x 10 ⁴	-
	DP	2,06 x 10 ⁷	1,66 x 10 ⁸	6,23 x 10 ⁶	4,11 x 10 ⁸	-	4,09 x 10 ⁵	3,34 x 10 ⁷	-
	N	6	9	6	9	-	6	9	-
	p* ANOVA	-	-	-	-	-	-	-	-

*Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 e se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 aceita-se H_1 . ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).- H_0 : não há diferença entre as amostras; - H_1 : há diferença entre as amostras.

• pH e Alcalinidade

A Figura 21 apresenta o comportamento da evolução dos valores de pH e alcalinidade do esgoto afluente e efluente do WCFV durante todo período de estudo, sob um total de 27 amostragens.

Figura 21: Gráfico evolutivo do pH e alcalinidade durante o período de monitoramento no sistema 1 - Biguaçu.



Observa-se que o pH apresentou algumas oscilações, porém na maioria das amostragens os valores estiveram dentro da faixa adequada para que o processo de nitrificação ocorresse, com valores médios no afluente do *wetland* de $6,9 \pm 0,6$. Após a passagem do efluente pela unidade, o pH reduziu, com valores médios finais de $6,3 \pm 0,9$.

Quando se comparam os valores de pH encontrados no efluente do WCFV, percebe-se que somente nas primeiras amostragens o pH se encontrou abaixo do exigido pela legislação Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) e pela Lei Estadual 14.675/2009 (SANTA CATARINA, 2009), as quais permitem respectivamente, entre 5 - 9 e 6 - 9, contudo nas demais 23 amostragens os valores encontraram-se dentro

das faixas permitidas.

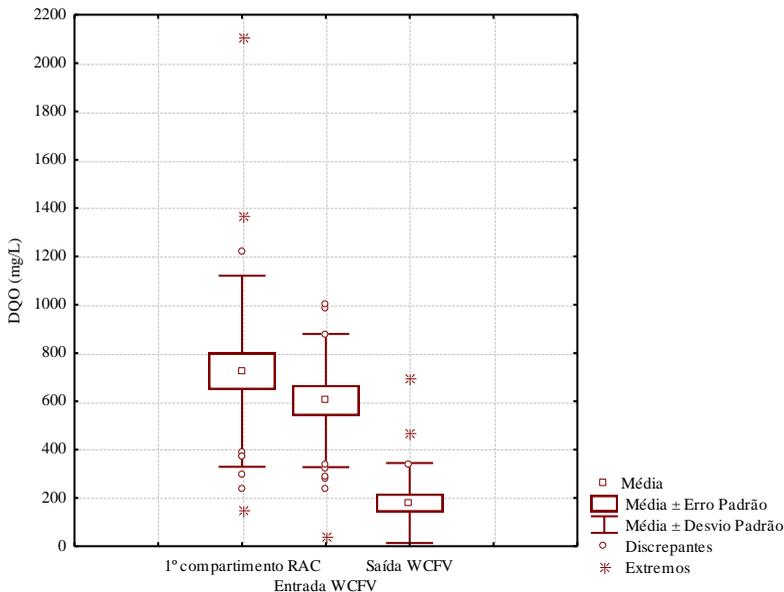
As concentrações de alcalinidade medidas em termos de $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ para o primeiro compartimento do RAC se mantiveram na média de 315 mg/L , 304 mg/L para o último compartimento e decaindo para 157 mg/L no efluente do WCFV.

Esses resultados indicam que houve redução de alcalinidade, notadamente no WCFV, provocado pela leve queda no pH. Esse decréscimo de alcalinidade pode ser explicado teoricamente 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_4^+ oxidado.

- **Matéria orgânica carbonácea – DQO e DBO**

A Figura 22 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de DQO nos 3 pontos amostrados.

Figura 22: Gráfico tipo *box plot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DQO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 1.



Durante o período de estudo, a DQO do esgoto no primeiro compartimento do RAC apresentou concentração bastante instável (comprovado pelo alto desvio padrão) entre 2.106 mg/L e 149 mg/L, com média de 724 mg/L. Na saída do decanto-digestor ou entrada do WCFV o efluente apresentou valores médios de 603 mg/L, reduzindo para valores médios de 179 mg/L na saída do WCFV, indicando remoção média global de 75%.

Chama-se atenção para a baixa eficiência do decanto-digestor, com apenas 17% de remoção, valores bem inferiores aos comparados por Aisse *et al.* (2000) que, operando um RAC com três câmaras em série no tratamento de esgoto sanitário com valor afluente de 479 mg/L, obteve eficiência de remoção de 58%.

Esses valores também foram inferiores aos encontrados por Gikas e Tsihrintzis (2012), que trabalhando com dois tanques de decantação em série seguido de um WCFV, aplicados no tratamento de esgoto doméstico, com concentração afluente de 960 mg/L, observaram uma remoção média global de 79% de DQO.

Contudo, de acordo com a NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997) um conjunto de tanque séptico seguido de um filtro de areia ou vala de filtração, a faixa provável de remoção desse poluente é de 40 a 75%. A remoção de matéria orgânica pela unidade RAC aliado a um WCFV referente ao sistema 1 se encontra dentro do esperado para unidades de filtração, atingindo 75 % de remoção média.

As análises de DBO foram realizadas apenas no segundo ano de monitoramento e com intervalo de tempo maior. Na Figura 23 apresenta-se um gráfico *box plot* das concentrações de DBO nos 3 pontos amostrados.

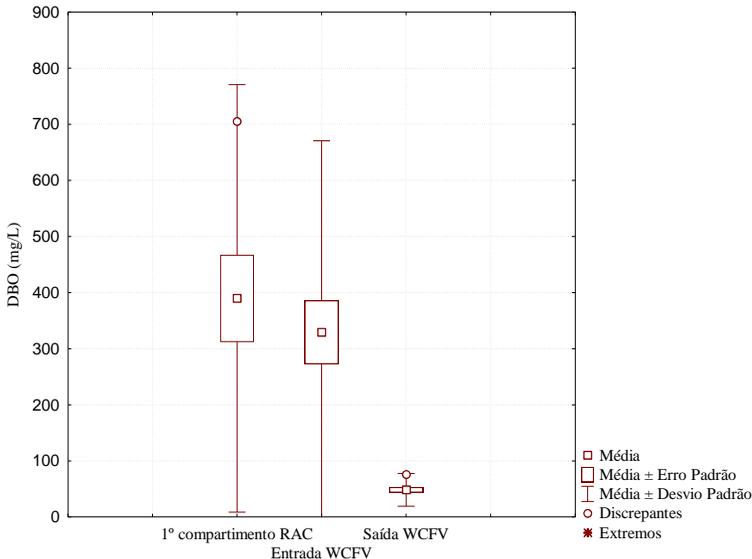
Os valores médios das concentrações de DBO no primeiro ponto de amostragem (primeiro compartimento do RAC) e no segundo (saída do RAC) foram de 390 mg/L e 329 mg/L, respectivamente. Já o efluente final apresentou uma concentração média de DBO de 48 mg/L e desvio padrão de 14 mg/L, correspondendo a uma eficiência média global de 88%.

Ao contrário da DQO, a eficiência da remoção de DBO foi melhor do que encontrado por Gikas e Tsihrintzis (2012), que observaram uma remoção média de 77%. Já para Langergraber *et al.* (2009) a eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio, considerando a concentração média afluente de 320 mg/L foi de 91%.

A relação DQO/DBO do afluente do WCFV foi em média 1,85 estando dentro das características de esgoto doméstico, o qual pode variar de 1,7 a 2,4 apresentando características de boa

biodegradabilidade (VON SPERLING, 1995).

Figura 23: Gráfico tipo *box plot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DBO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV, de abril a dezembro de 2014 para o sistema 1.



- **Série de sólidos**

Na Figura 24 apresenta-se um gráfico *box plot* das concentrações de ST no primeiro compartimento do RAC, na entrada e na saída do WCFV.

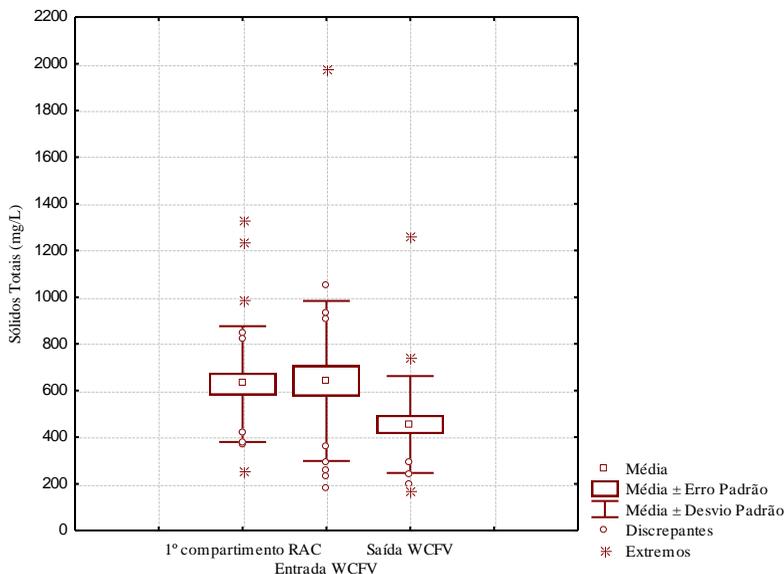
A concentração média de ST foi de 628 mg/L, 641 mg/L e 454 mg/L no primeiro compartimento do RAC, na entrada e na saída do WCFV, respectivamente.

Esse aumento na concentração de ST nos compartimentos do RAC indica excesso de lodo acumulado no fundo, demonstrando portando a necessidade de limpeza do decanto-digestor. De acordo com Andreoli (2009), quando o lodo não é removido periodicamente, a unidade se torna uma caixa de passagem, em que o efluente líquido transporta partículas e micro-organismos para as próximas etapas de tratamento.

Dentre os sólidos totais no afluente do WCFV, verifica-se que aproximadamente 40% são referentes à parcela orgânica (fração volátil),

enquanto que 60% referem-se à parcela inorgânica (fixos), demonstrando que uma grande fração dos sólidos já foi estabilizada.

Figura 24: Gráfico tipo *box plot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de ST e SS obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 1.



Na Figura 25 apresenta-se um gráfico evolutivo das concentrações de SS no primeiro compartimento do RAC, na entrada e na saída do WCFV.

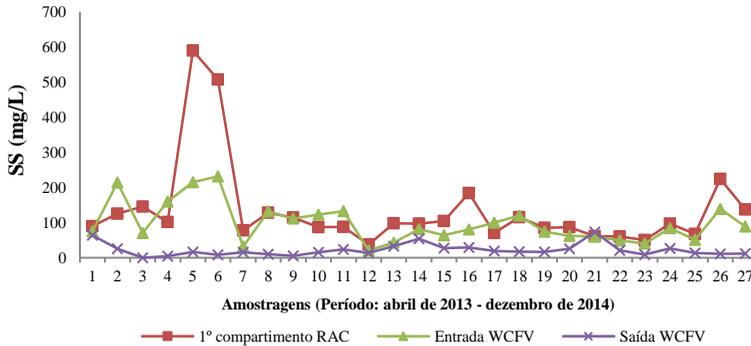
O efluente coletado no primeiro compartimento do RAC, apresentou concentrações médias de SS iguais a 134 mg/L e no último compartimento apresentou concentrações médias de 108 mg/L. Destaca-se a baixa eficiência do decanto-digestor na retenção de sólidos, visto que a configuração com câmaras em séries visa principalmente aumentar essa porcentagem, no entanto esses valores limitaram-se a 19% de eficiência.

Essa baixa remoção de compostos orgânicos no reator compartimentado, pode ser possivelmente devido ao curto tempo de detenção hidráulica, proporcionada pelo aumento da vazão e pela não retirada do lodo no fundo, carregando sólidos para as próximas etapas de

tratamento, diminuindo consequentemente a qualidade do efluente final.

Contudo, após a passagem pelo WCFV a concentração média foi de 22 mg/L, apresentando elevada remoção global de 83%, compatível com o nível avançado de tratamento de esgotos.

Figura 25: Gráfico evolutivo de sólidos suspensos durante o período de monitoramento no sistema 1 – Biguaçu.



Em algumas amostragens, também foi identificado aumento na concentração de sólidos na saída da unidade de filtração estando bem próximas as concentrações de entrada, sendo observada a liberação da biomassa que desprende-se do material filtrante, o que está correlacionada com os eventos de picos de vazão.

Apesar das variações ao longo de 20 meses de monitoramento, pode-se observar que o *wetland* apresentou uma remoção constante desse poluente, atingindo o objetivo de qualidade para nível de tratamento avançado.

- **Fração nitrogenada**

Uma das formas de nitrogênio presente nos esgotos é a amoniacal, sendo a concentração média encontrada no primeiro ponto de amostragem igual a 103 mg/L e de 98 mg/L no segundo ponto (saída do RAC). Após passar pelo *wetland*, o efluente foi lançado na rede de drenagem pluvial apresentando concentrações médias de 54 mgNH₄/L. A eficiência média de remoção global de N-NH₄⁺ nesse sistema foi da ordem de 47%, impulsionado principalmente pelo reduzido desempenho de remoção ao longo de 2014.

Verificando a Figura 26 pode-se analisar grande variação na

remoção de N-NH_4^+ no decorrer do período de monitoramento. Até a quinta amostragem, a eficiência média de remoção do *wetland* foi de 86%, diminuindo para 44% até a décima segunda amostragem e decaindo para 38% de remoção, até a vigésima sétima amostragem.

Destaca-se que até a quinta amostragem, o *wetland* apresentou uma considerável remoção de amônia, com valores residuais abaixo de 20 mg/L. Posteriormente a esse período, observou-se queda na remoção de nitrogênio amoniacal, liberando o efluente final, concentrações médias de 64 mg L. Diante disso, verifica-se que essa unidade operou como nível de tratamento secundário.

Quanto à nitrificação, pode-se observar que o processo ocorreu, devido ao aumento da concentração de N-NO_3^- no efluente do *wetland*, porém, também foi decaindo ao longo do monitoramento. Para esse estudo verificou-se que dos 47% de amônia removida no WCFV, 38% foi devido a transformação de N-NH_4^+ em N-NO_3^- .

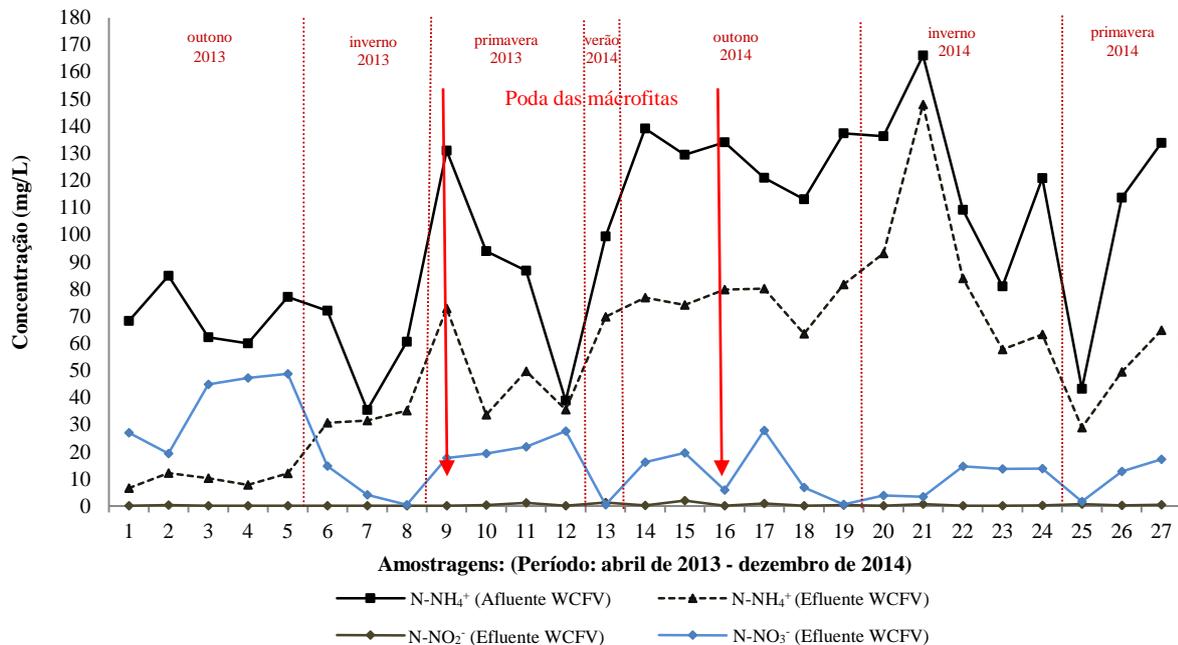
A remoção de nitrogênio em WCFV dá-se, principalmente via transformação biológica (amonificação, nitrificação, desnitrificação), sendo que outros processos como absorção pelas plantas também podem contribuir.

Infere-se que essa progressiva perda de eficiência do *wetland* em remover N-NH_4^+ , visto principalmente entre a décima terceira até a vigésima sétima amostragem, e reduzida concentração de N-NO_3^- no efluente final, esteja correlacionado com problemas operacionais no sistema, como alto carregamento orgânico e regime hidráulico, os quais serão discutidos no item avaliação operacional.

Variações sazonais também podem afetar o processo de nitrificação (SONG *et al.*, 2006). Segundo os autores, tem-se uma remoção mais eficiente de nitrogênio amoniacal no verão e no outono, em comparação com o inverno e a primavera.

Nota-se nesse estudo, que as amostragens realizadas no período do inverno, apresentaram uma diminuição no desempenho de remoção da N-NH_4^+ via nitrificação, comparada com as outras estações do ano. Segundo USEPA (2000) isso se deve pelo fato que a atividade microbiana é diretamente afetada pelas baixas temperaturas, ou seja, o processo de degradação diminui nos meses mais frios e aumenta nos meses mais quentes. Contudo nesse estudo, para a amostragem realizada no período do verão, obteve-se baixa formação de nitrato, possivelmente devido a diluição promovida pelos elevados índices de precipitação pluviométrica. Cheng, Hu e Zhao (2011) destacam que a relação ao desempenho do tratamento nos WCFV em resposta a sazonalidade ainda é bastante incompleta.

Figura 26: Concentrações de N-NH_4^+ no afluente e efluente do WCFV e concentrações de N-NO_2^- e N-NO_3^- no efluente do WCFV ao longo do período de estudo.

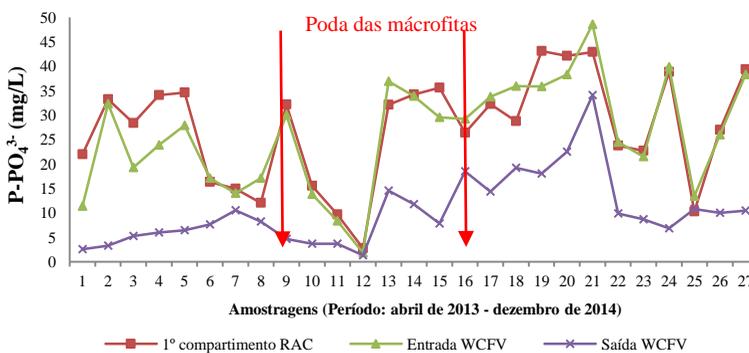


O aumento das concentrações de N-NH_4^+ afluyente a partir de 2014 comparada com 2013, é justificada pelo horário de coleta, que no segundo ano foram realizadas no período da tarde, ou seja, logo após a higienização da cozinha. E no ano de 2013 estas eram realizadas no período da manhã.

• Fósforo inorgânico dissolvido

Na Figura 27 é apresentada a série temporal de fósforo ortofosfato avaliada no sistema.

Figura 27: Gráfico evolutivo do P-PO_4^{3-} durante o período de monitoramento no sistema I - Biguaçu.



A concentração média de ortofosfato no primeiro compartimento do RAC variou de 27 ± 11 mg/L, representando valores superiores a faixa característica do esgoto doméstico, que segundo Von Sperling (1996) varia entre 3 e 9 mg/L.

Esses altos valores condizem com a rotina dos funcionários dentro da empresa, como o uso em grande quantidade de detergentes utilizados nas tarefas de limpeza (na cozinha e na limpeza do chão) e higiene pessoal, como sabonete líquido que contém fosfatos em sua composição. O aumento da concentração de P-PO_4^{3-} afluyente do WCFV a partir da 12ª amostragem, também foi justificada pela coleta ser realizada no período da tarde, comparada com as amostragens anteriores que foram realizadas no período da manhã.

Segundo Korkusuz, Beklioglu e Demirer (2004) além do aumento na concentração de fósforo, o uso em grande quantidade de detergentes resulta, por sua vez, em aumentos acentuados de N-NH_4^+ .

Conseqüentemente, as concentrações de DQO afluente também são afetadas pela quantidade de poluentes orgânicos presente nos detergentes.

No que se refere ao *wetland*, é possível observar que a unidade foi capaz de manter uma remoção constante de ortofosfato até a décima segunda amostragem, a partir de então, as concentrações de entrada e saída também aumentaram constantemente. O WCFV com 5 anos de operação, recebendo concentrações médias afluente de $26 \text{ mgPO}_4^{3-}/\text{L}$ apresentou remoção de ortofosfato na faixa de 61%, com concentração residual de $10 \pm 7 \text{ mg/L}$.

Esses valores foram parecidos aos encontrados por Suntti *et al.* (2013) que tratando esgoto doméstico de um centro de treinamento, apresentaram remoção média de ortofosfato de 61% em um *wetland* vertical com 3 anos de operação.

Segundo Brix e Arias (2005) a perda de eficiência na remoção de fósforo em *wetlands* construídos por adsorção e precipitação no material filtrante, é cada vez mais limitada após algum tempo de operação.

- **Avaliação bacteriológica**

Apresenta-se nas Figuras 28 e 29, o comportamento evolutivo de coliformes totais e *E.coli*, respectivamente, com um número de 11 amostragens válidas para todo o período monitorado (abril de 2013 – dezembro de 2014).

Para o primeiro e último compartimento do RAC a média de coliformes totais quantificada foi de $1,09 \times 10^9$ e $1,08 \times 10^9$ NMP/100 mL, respectivamente. Para *E. coli* a média foi de $1,02 \times 10^8$ e $1,37 \times 10^8$ NMP/100 mL, respectivamente. Percebe-se que a concentração de bactérias no último compartimento do RAC (entrada do WCFV) permaneceu próxima e até superior a concentração encontrada no primeiro compartimento do RAC, mostrando que não se tem uma boa remoção no decanto-digestor.

Após a passagem pelo WCFV, a concentração de coliformes totais e *E. coli* ficaram em média $9,15 \times 10^7$ e $1,42 \times 10^7$ NMP/100 mL, respectivamente. Em relação ao WCFV percebe-se que essa unidade também não apresentou uma boa remoção, talvez pelo curto tempo de detenção do efluente no sistema, desencadeado pela alta taxa hidráulica aplicada no sistema.

O decaimento médio de CT e *E.coli* referentes à passagem do efluente pelo WCFV foi de 1,07 e 0,99 *log's*, respectivamente. Neste caso, é válido ressaltar que a coleta do efluente final (saída do *wetland*)

foi realizada diretamente na tubulação situada no fundo da unidade de filtração, sendo que esse efluente (encaminhado para laboratório) não teve nenhum contato com agente desinfectante.

Figura 28: Comportamento evolutivo de coliformes totais durante o período de monitoramento, no sistema 1.

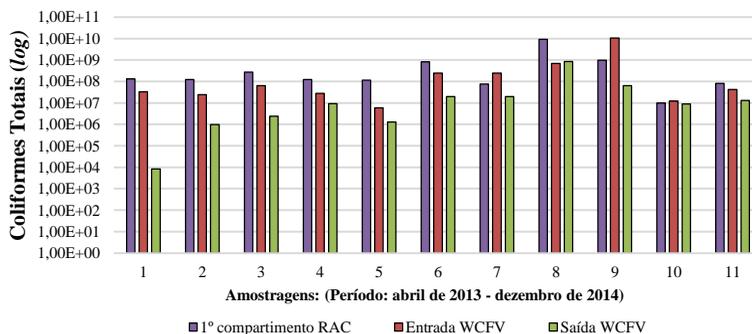
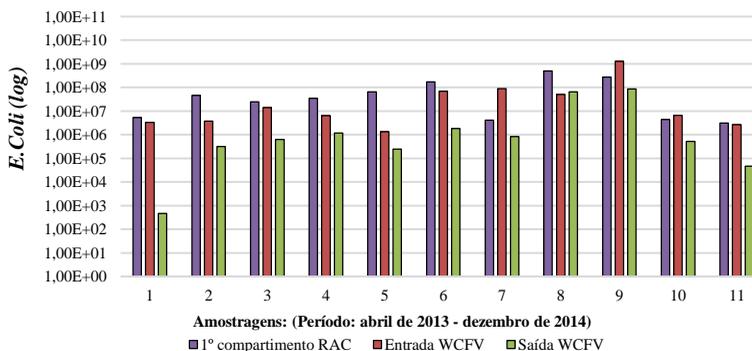


Figura 29: Comportamento evolutivo de *E. coli* durante o período de monitoramento, no sistema 1.



Para as análises de CT e *E. coli* foram realizadas somente amostragens simples, visto que as coletas eram realizadas separadamente e com frascos específicos (autoclavados).

5.1.3 Avaliação operacional do WCFV

O desempenho do tratamento nos *wetlands* é dependente de vários fatores. De acordo com Prochaska, Zouboulis e Eskridge (2007),

a performance do desempenho do tratamento é dependente das características construtivas do sistema, tempo de detenção hidráulica, concentrações de poluentes nas águas residuárias a serem tratadas e o modo como esta é aplicada.

Desta forma, a seguir serão apresentados e discutidos os valores encontrados para os carregamentos e as taxas de aplicação no sistema, durante os meses de fevereiro a dezembro de 2014, avaliando-se o comportamento do sistema de acordo com as suas características construtivas e operacionais.

Durante esse período, o *wetland* recebeu em média uma vazão afluente de 12,2 m³/d, trabalhando sempre com alternância de 2 quadrantes (94,5 m²). Considerando esta vazão média afluente, uma produção de esgoto per capita de 50 L/pessoa relacionáveis ao refeitório, escritório e vestiários da empresa (ABNT, 1993), e a área superficial de 2 quadrantes, tem-se uma relação de cerca de 0,4 m²/pessoa, ou seja, muito abaixo do recomendado pela literatura, a qual aponta valores variando de 3 a 4 m²/pessoa (SEZERINO, 2006).

Multiplicando essa vazão com a concentração média afluente de 329 mg DBO/L e dividindo pela área superficial do filtro, tem-se uma carga média aplicada em torno de 43 g DBO/m².d, aproximadamente três vezes à mais do que o parâmetro de projeto, o qual foi estabelecido um limite máximo de carregamento de 15 g DBO/m².d.

Para DQO o carregamento ficou com média de 87 gDQO/m².d, considerando concentração afluente de 671 mg/L, relativamente alto comparados com valores reportados em literatura. Hoffmann *et al.* (2011) recomendam para regiões de climas quentes carregamento de 60 – 70 g DQO/m².d, correspondendo cerca de 30 – 35 g DBO/m².d.

Durante esse período, aplicou-se em média uma carga de 13 g SS/m².d, considerando neste cálculo a concentração média afluente ao filtro de 97 mgSS/L. Comparando esses valores com a literatura, o sistema recebeu quase o triplo da carga recomendada que é 5 g SS/m².d, para climas frios (WINTER e GOETZ, 2003, HOFFMANN *et al.*, 2011). Para as condições de clima subtropical encontradas no sul do Brasil, Sezerino (2006) destaca valores de 41 gDQO.m²/d e 15 gSS.m²/d, para que ocorra remoção de matéria orgânica superior a 80% e uma efetiva nitrificação do nitrogênio amoniacal afluente.

Nas Figuras 30 e 31 estão apresentados gráficos dos carregamentos em termos de DQO – DBO e SS – N-NH₄⁺, respectivamente, para o período de monitoramento compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014.

Figura 30: Carregamento afluente do WCFV em termos de g DBO/m².d e g DQO/m².d.

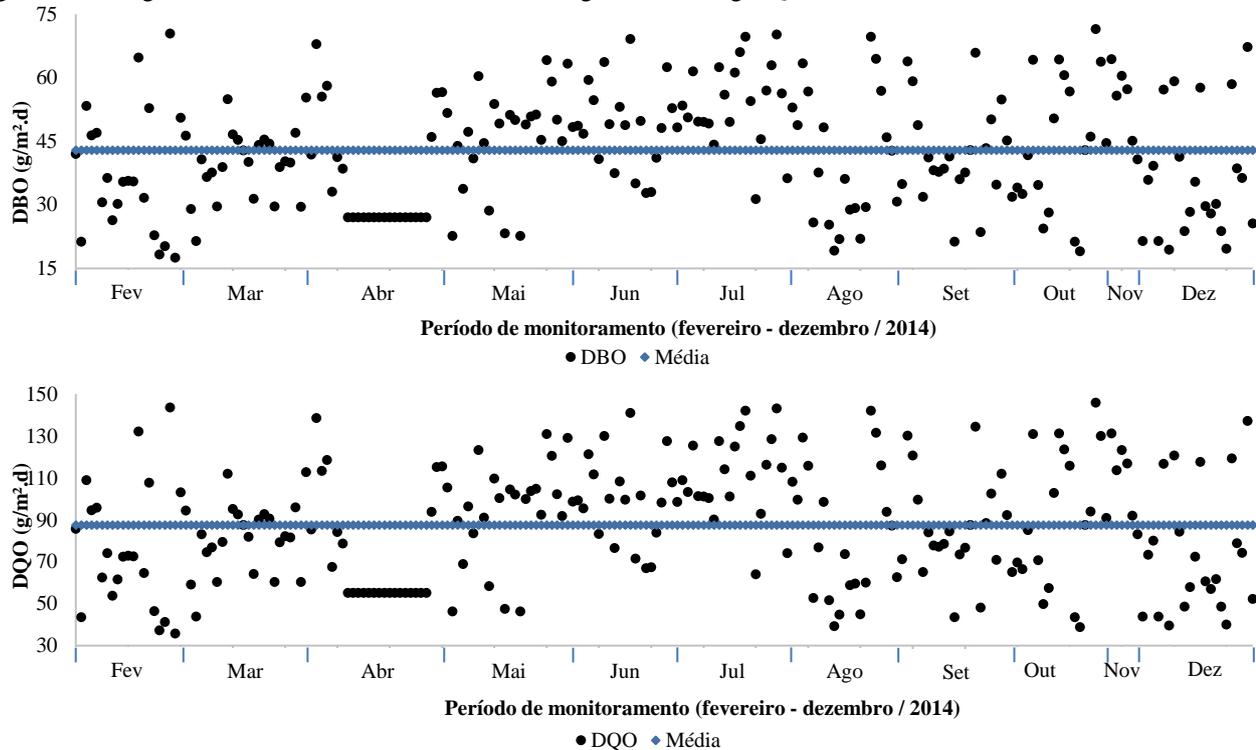
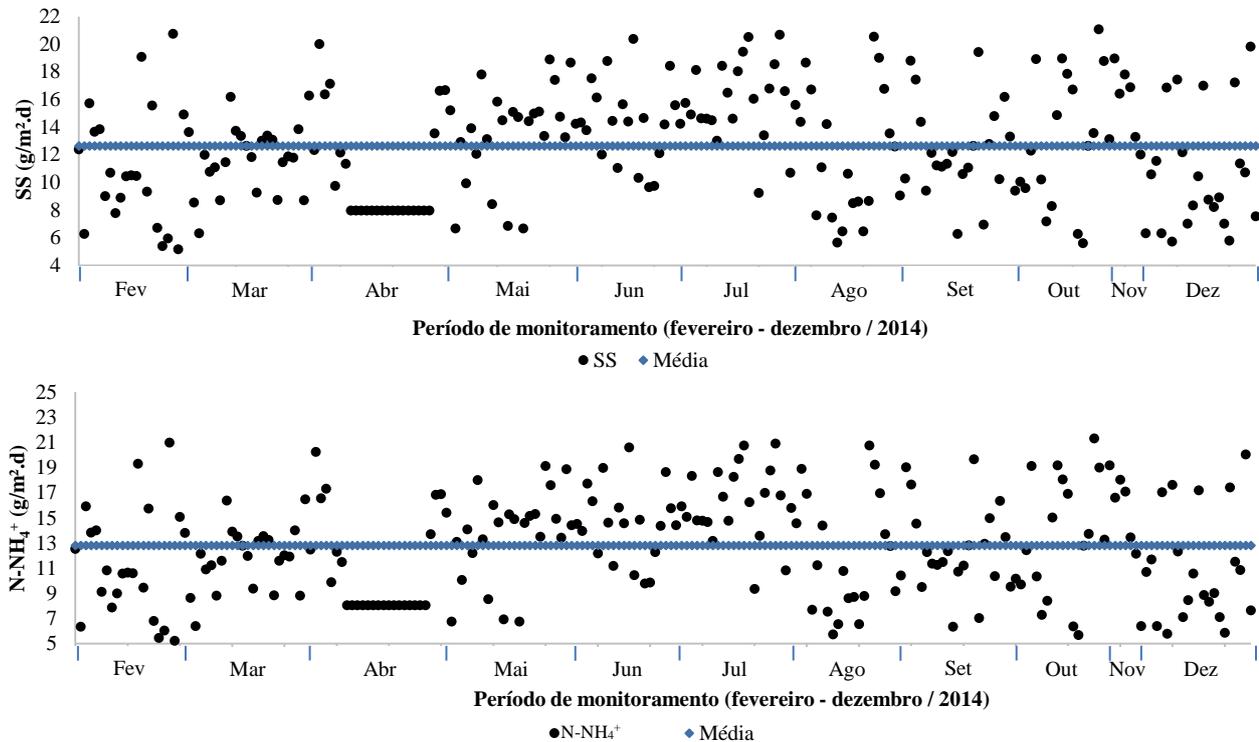


Figura 31: Carregamento afluente do WCFV em termos de g SS/m².d e g N-NH₄⁺/m².d.

Este alto carregamento orgânico aplicado nesse *wetland* interferiu diretamente na velocidade de remoção de vários poluentes, dentre eles a oxidação da amônia a nitrato.

O processo de nitrificação é afetado devido a competição por O₂ entre bactérias heterotróficas e autotróficas (TRUU *et al.*, 2005). Isso se deve pelo fato de que as bactérias heterotróficas têm taxa metabólica mais rápida do que as bactérias autotróficas (BRIX, 1998 *apud* VYMAZAL, 2005), ou seja, o O₂ disponível no maciço filtrante será primeiramente utilizado para degradação do carbono pelas heterotróficas, conseqüentemente tem-se o decaimento das bactérias autotróficas e declínio do processo de nitrificação.

A carga de amônia aplicada no *wetland* foi de 13 gNH₄⁺/m².d, considerando concentração afluente de 98 mg/L. Embora houve redução de amônia após passar pelo *wetland*, as concentrações de saída ainda se mantiveram elevadas. O nitrato foi produzido, mas as concentrações foram relativamente baixas comparadas com as concentrações de amônia afluente, mostrando que a nitrificação completa não aconteceu. Segundo Kantawanichkula, Kladpraserta e Brix (2007), isto indica que a operação e a estrutura física do sistema não proporcionaram tempo de detenção suficiente para permitir o contato com as bactérias que são responsáveis por promover a nitrificação.

Desta forma, infere-se que a baixa remoção de amônia via nitrificação, verificada nesse sistema durante o período de monitoramento, pode ser atribuída à elevada carga de compostos orgânicos aplicados no *wetland* e devido ao curto tempo de detenção hidráulica.

Outro aspecto importante que afeta o desempenho do sistema em termos de remoção de poluentes, é a taxa hidráulica e o regime operacional. Verificou-se para esse sistema através do gerenciamento remoto, que houve momentos em que a bomba ligava apenas 1 vez e em outros em que ela ligava até 18 vezes por dia. A partir do mês de maio, a média de alimentações por dia aumentou de 7 para 10 bombeamentos comparados com os meses anteriores de monitoramento. Esses registros de acionamento se deram num intervalo muito pequeno devido as oscilações de vazão afluente.

Platzer (1999) recomenda como critério de dimensionamento de 2 a 3 alimentações por dia, já Hoffman *et al.* (2011) recomendam aplicações de 4 a 12 vezes por dia. Menores números de alimentações correspondem a um maior tempo de repouso do filtro, favorecendo a renovação do oxigênio dentro do maciço filtrante. Além disso, a

alimentação em menor número diminui a possibilidade de acúmulo de efluente retido na superfície (KAYSER e KUNST, 2005).

Resultados satisfatórios com apenas 3 alimentações por dia (intervalo de repouso de 8 horas) foi observado por Sezerino (2006), que trabalhando com carregamento afluente de 54 g DQO/m².d obteve 75% de remoção de amônia, dessa porcentagem 90% foi devido a nitrificação.

Já Jong e Tang (2014) observaram influência negativa na remoção de N-NH₄⁺ ao avaliar 2 *wetlands* em escala piloto no pós tratamento de tanque séptico na Malásia, com o aumento de 4 para 8 aplicações por dia.

Para esse estudo a TH variou entre 53 mm/d e 217 mm/d, ficando com média de 130 mm/d, porém, a partir do mês de maio o sistema começou a receber taxa hidráulica bem próxima e superior do limite máximo de 200 mm/d recomendado por Hoffmann *et al.* (2011).

Destacam-se, também, algumas desvantagens na aplicação de altas taxas hidráulicas, que em geral correspondem a um menor tempo de detenção hidráulico, logo, redução no tempo de contato entre o afluente e os micro-organismos, ocasionando desprendimento do biofilme e diminuindo a disponibilidade de oxigênio, consequentemente, reduzindo a eficiência de remoção dos poluentes.

Prochaska, Zouboulis e Eskridge (2007), também obtiveram queda de eficiência no tratamento de poluentes devido ao aumento da taxa hidráulica e na frequência de aplicações. Os autores observaram que, a medida que a taxa hidráulica aumentava de 80 mm/d para 170 mm/d, o tempo detenção hidráulica diminuía de 3 para 1,5 dias, e consequentemente, o tempo para os processos de tratamento ocorrerem também diminuía, conduzindo assim a uma maior concentração de poluentes no efluente final.

Como consequência dessas avaliações, foi observado na décima nona amostragem (02/07/2014), acúmulo de efluente a ser tratado na superfície do WCFV, indicando o início do processo de colmatação, como mostra a Figura 32.

Os primeiros indícios de colmatação dá-se quando o efluente flui por caminhos preferenciais, desencadeando o escoamento superficial. Este fenômeno resulta em mau funcionamento hidráulico, fazendo com que o esgoto não entre em contato com a rizosfera reduzindo a qualidade de tratamento do efluente (SEZERINO, 2006).

Apesar de o sistema possuir um material filtrante com características adequadas para o seu preenchimento (d₁₀: 0,3 mm e U: 5,3) (HOFFMANN *et al.*, 2011), é comum esse processo ocorrer em

WCFV desencadeado pela deposição de SS junto a esse material.

Figura 32: Empoçamento do esgoto na superfície do WCFV do sistema 1.



Winter e Goetz (2003) estudando a influência de diferentes cargas de DQO e SS observaram que 75% dos leitos apresentaram problemas de entupimento recebendo carregamento de 20 g/m².dia e 5 g/m².d, respectivamente, com as condições climáticas da Europa Central.

Outra consequência da colmatção é o decréscimo da entrada de oxigênio no material filtrante, não sendo suficiente para vários processos aeróbios como degradação da matéria orgânica e para a nitrificação (LANGERGRABER *et al.*, 2003).

Contudo, o processo de colmatção é reversível. Para minimizar ou reverter esse problema, um dos procedimentos realizados foi a limpeza do decanto-digestor, com retirada do lodo de fundo em todos os compartimentos, procedimento este que nunca tinha sido realizado. Na estação, apenas era realizado a remoção periódica da espuma acumulada dentro do RAC, acompanhada da limpeza da caixa de gordura que era realizada mensalmente.

Foladori *et al.* (2012) destacam que o pré-tratamento eficiente do efluente bruto é indispensável para remoção de sólidos de modo a prevenir problemas como entupimento do material filtrante nos *wetlands*.

Outro procedimento que ajuda na recuperação do sistema é a alternância de alimentação dos quadrantes, procedimento este que já vinha sendo adotado na estação. Contudo, a alternância se dava de forma cruzada e percebeu-se que o esgoto acabava percolando para as áreas em repouso impedindo assim a sua secagem, desta forma mudou-se a alternância da alimentação para 2 quadrantes em paralelo. A operação alternada dos leitos permite que as substâncias orgânicas acumuladas possam ser degradadas durante o período de repouso. Esse

tempo deve durar o suficiente para fornecer uma quantidade de oxigênio suficiente ao leito (WINTER e GOETZ, 2003).

Vale ressaltar a importância de considerar em projeto a construção de pelo menos dois leitos em paralelos ou trabalhar com alternância dos quadrantes de modo a controlar a operação do sistema, recomendação exigida pela NBR 13.969 (ABNT, 1997) para filtros de areia e valas de filtração, evitando assim a descarga de águas residuárias não tratadas no meio ambiente.

Notou-se também um grande número de plantas mortas no filtro (Figura 33). Isso ocorreu no mesmo período que foi observado escoamento superficial, influenciando diretamente no desenvolvimento das macrófitas.

Surrency (1993) *apud* Wu *et al.* (2015) apontaram que condições extremas como altas cargas de poluentes ou águas residuárias contendo poluentes tóxicos, afetam diretamente na sobrevivência das plantas. Xu *et al.* (2010) relataram que quantidades excessivas de amônia danifica a fisiologia das plantas. Hill *et al.* (1997) *apud* Wu *et al.* (2015) observaram efeito negativo na macrófita *Scirpus acutus* recebendo concentrações de amônia afluentes entre 20,5 e 82,4 mg/L. Neste caso, como a característica do esgoto a ser tratado é doméstico, descarta-se a possibilidade de poluentes tóxicos lançados na estação.

Figura 33: Presença de zona morta e de ausência de macrófitas no WCFV referente ao sistema 1, durante o período de monitoramento.



Com relação as podas das macrófitas, estas foram realizadas 2 vezes (01/10/2013 e 29/04/2014) nesse sistema durante o período de monitoramento. A quantidade de N e P removido por assimilação pelas plantas não foi quantificado, mas nesse caso não foi possível verificar uma diminuição da concentração desses nutrientes no efluente final que

esteja relacionada com a retirada/captura pelas plantas, como requerimento nutricional para o seu novo crescimento e sim correlacionado com as concentrações afluentes.

Pelissari *et al.* (2013) trabalhando com a espécie *Typha dominguensis pers.*, observaram um aumento considerável de remoção de $N-NH_4^+$ em função da poda das macrófitas em WCFV. Infere-se que a macrófita *Cyperus papyrus nano* não tenha contribuído significativamente na remoção de N em função da pequena área foliar, comparada com a macrófita *Typha dominguensis pers.*

Por mais que foi observado o efeito negativo referente à estética do sistema devido a morte das macrófitas, diferentes estudos comparativos entre sistemas sem plantas e outros plantados com macrófitas foram realizados a fim de observar a performance de remoção, e foi comprovado que o desempenho em termos de nitrogênio e compostos orgânicos melhorou em filtros plantados (ABOU-ELELA e HELLAL, 2012), indicando a necessidade das plantas para realizar as suas principais funções e ao mesmo tempo ajudar no tratamento. Na Figura 34 está apresentada a evolução da adaptação das macrófitas durante o período de estudo.

Figura 34: Fotos do acompanhamento do sistema 1 durante o período de estudo (abril de 2013 – dezembro de 2014).



Figura 34: Fotos do acompanhamento do sistema 1 durante o período de estudo (abril de 2013 – dezembro de 2014) - Continuação.



5.2 Sistema 2 – Palhoça

5.2.1 Vazão e Taxa Hidráulica

Na Tabela 7 estão apresentados os valores encontrados para as duas metodologias realizadas no sistema 2.

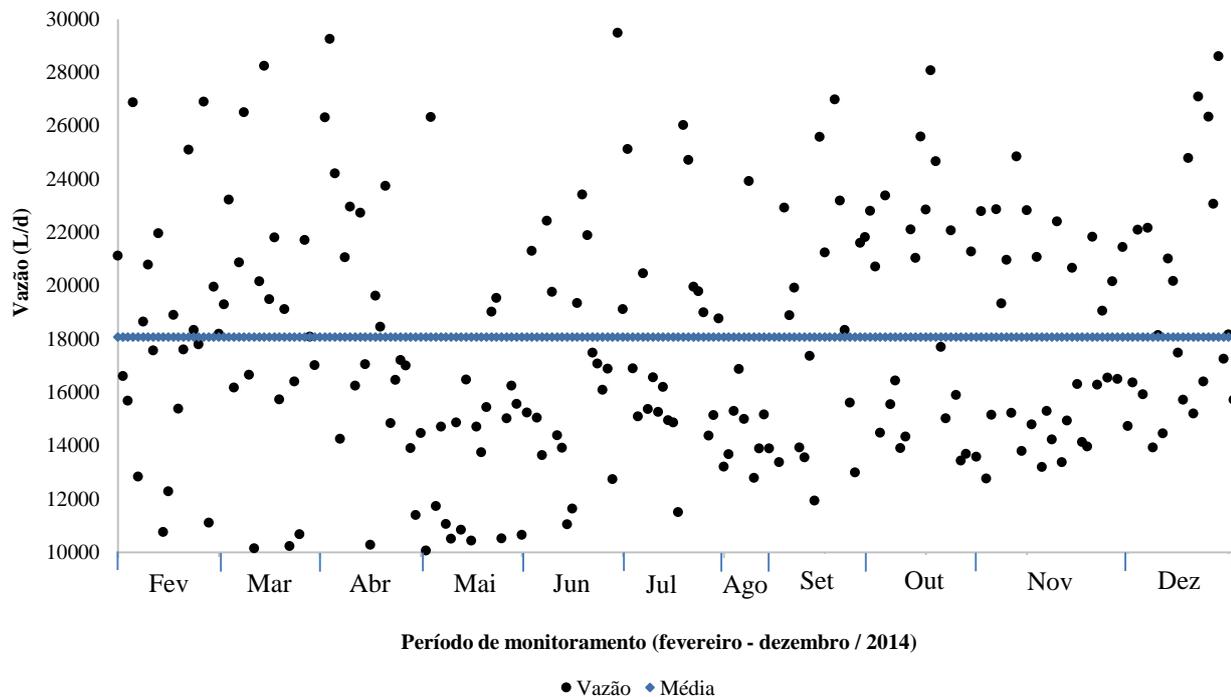
Tabela 7: Valores encontrados na medição de vazão afluyente do WCFV-MFS, seguindo o método 1 e 2 para o sistema 2, ao longo do ano de 2014.

	Data	Bomba	Tempo (s)	Nível inicial (cm)	Nível final (cm)	Volume (m ³)	Vazão (L/s)
Método 1	08/abr	1	167	52	44	1,992	11,93
		2	60	44	41	0,747	12,45
		1	180	39	30,5	2,1165	11,76
		2	180	30,5	22,5	1,992	11,07
		1	180	22,5	14,5	1,992	11,07
	11/mar	2	360	40	20	4,98	13,83
		1	360	40	20	4,98	13,83
	25/mar	2	120	32	27	1,245	10,38
	23/abr	1	360	77	58	4,731	13,14
	Método 2	13/mai	1	405	68	51	4,233
2			340	69	52	4,233	12,45
11/jun		1	500	76	52	5,976	11,95
02/jul		2	420	51	28	5,727	13,64
14/ago		2	420	51	30	5,229	12,45
28/ago		1	695	64	32	7,968	11,46
11/set		2	561	57	32	6,225	11,10
07/out		1	640	64	32	7,968	12,45
06/nov		1	720	61	31,5	7,345	10,20
09/dez		1	780	65	32	8,217	10,53

Para esse sistema, a vazão média de operação obtida do bombeamento de alimentação do WCFV-MFS foi de 11,65 L/s. Essa vazão refere-se ao volume bombeado por apenas uma bomba, visto que as duas bombas presentes no último compartimento do RAC trabalham alternadamente, ao contrário do sistema 1 onde as bombas trabalham juntas e alternadamente.

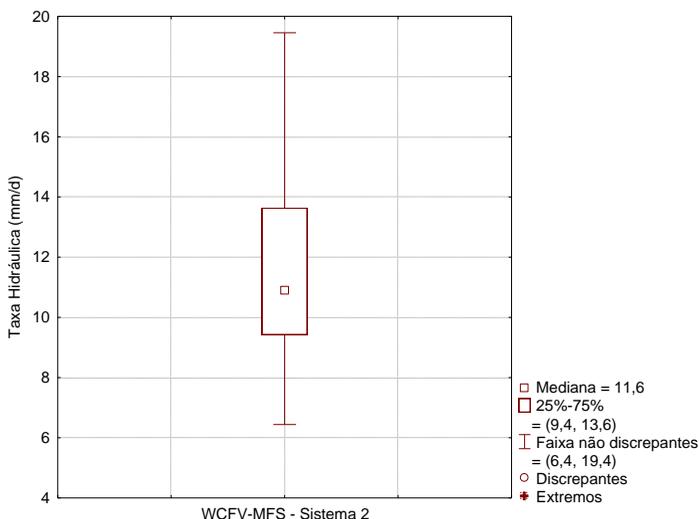
A Figura 35 apresenta o gráfico referente a vazão afluyente diária e a vazão média durante o período de monitoramento, compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014.

Figura 35: Vazão afluyente do WCFV-MFS do sistema 2 durante o período de monitoramento compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014.



Considerando a vazão afluyente, observa-se na Figura 36 a TH aplicada no sistema para os dois conjuntos de quadrantes.

Figura 36: Gráfico tipo *box plot*, destacando a mediana e valores referentes à 25 – 75%, da taxa hidráulica aplicada no WCFV-MFS do sistema 2, considerando os quadrantes 1 e 4 ou 2 e 3.



A curva de vazão foi elaborada através da média obtida pelos métodos indiretos 1 e 2, correlacionadas com os dados do sistema remoto. Destaca-se que utilizou-se 75% dos dados disponibilizados pelo sistema remoto (223 dos 335 dias do ano), justificado pela falta dos dados entre os dias 21/07 a 19/08 e pela desconsideração de eventos extremos de bombeamento em dias pontuais.

O *wetland* recebia uma vazão média diária de 18.065 L/d, distribuídas em média 4 alimentações diárias. Contudo, verificou-se nesse sistema, através do gerenciamento remoto, que houve registro de acionamento das bombas de 1 vez até 14 bombeamentos por dia, com tempo de funcionamento da bomba de apenas alguns minutos.

Considerando as dimensões do decanto-digestor de 210,8 m³ e a vazão afluyente de 18,1 m³/d, tem-se teoricamente um tempo de detenção hidráulico teórico do esgoto nessa unidade de aproximadamente 2,7 dias.

Segundo a NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993), a contribuição diária de um habitante pode chegar a 160 L/d. A vazão se mantém a maior

parte do tempo na faixa de valores entre 10 e 30 m³/d, estando condizente com a estimativa para a população atendida pela estação de tratamento, a qual variou entre 63 a 188 habitantes contribuintes.

Da mesma forma como apresentado no sistema 1, esse sistema também é dividido em 4 quadrantes, operando em alternância de 2 quadrantes a cada intervalo de 30 dias. Porém, esses quadrantes não possuem a mesma área superficial, apresentando uma pequena diferença de área entre esses dois conjuntos de quadrantes do *wetland*. Desta forma, optou por usar somente o conjunto de quadrantes 2 e 3 com área superficial total de 1.561 m², ou seja, se referindo a situação mais crítica em relação aos quadrantes 1 e 4 que possuem área superficial de 1.580 m².

Dentre os valores referentes a TH aplicada nesse sistema, a mediana foi de 11,6 mm/d e destaca-se que 75% dos dados referentes a TH foram de 13,6 mm/d.

5.2.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do afluente e efluente do WCFV-MFS

Na Tabela 8 estão apresentados os valores médios das concentrações dos parâmetros físico-químicos para as amostras simples e compostas, bem como o resultado da análise estatística descritiva e ANOVA para as amostras coletadas na entrada e na saída do WCFV-MFS.

Os resultados obtidos para as amostras simples compreenderam 20 meses de monitoramento (abril de 2013 até dezembro de 2014) e para as amostras compostas 9 meses (abril a dezembro de 2014).

Conforme verificado na Tabela 8 não teve diferença estatística ($\alpha = 0,05$) entre as amostragens simples e compostas referente a todos os parâmetros analisados no afluente e efluente do *wetland*. Desta forma, para a confecções dos gráficos de concentração (considerando o ano de 2013 e 2014) e de cargas (considerando somente o ano de 2014), levou-se em consideração apenas as amostragens simples, devido ao maior conjunto de dados.

Os valores absolutos obtidos em cada campanha de monitoramento para o primeiro, segundo e terceiro ponto de amostragem encontram-se destacados no Apêndice II, nas Tabelas 14, 15 e 16, respectivamente.

Tabela 8: Valores médios das concentrações afluente e efluente do WCFV-MFS e análise estatística entre as coletas simples e compostas para o sistema 2.

Parâmetros	Ponto 1: Primeiro compartmento do RAC			Ponto 2: Entrada WCFV-MFS			Ponto 3: Saída WCFV-MFS		
	2013		2014	2013		2014	2013		2014
	Simple	Simple	Simple	Simple	Composta	Simple	Simple	Composta	
pH	Média	6,9	7,5	6,9	7,3	6,9	6,5	6,9	6,4
	Máximo	7,5	7,5	7,6	7,3	7,2	7,3	6,9	7,0
	Mínimo	6	6,7	6	6,8	5,7	5,7	6,8	5,5
	DP	0,4	0,2	0,4	0,2	0,4	0,5	0,2	0,4
	N	12	13	12	13	13	12	13	13
	p* ANOVA	-	-	-	-	0,09	-	-	0,192
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Média	225	235	216	225	201	144	123	121
	Máximo	322	360	324	325	350	204	225	255
	Mínimo	125	135	160	95	90	85	75	65
	DP	56	60	57	71	78	38	40	48
	N	12	13	12	13	13	12	13	13
	P* ANOVA	-	-	-	-	0,442	-	-	0,877
DQO (mg/L)	Média	285	289	171	172	144	21	17	21
	Máximo	632	662	210	248	283	28	53	54
	Mínimo	133	121	128	50	60	14	9	9
	DP	149	141	36	59	75	6	11	13
	N	12	13	4	13	13	4	13	13
	P* ANOVA	-	-	-	-	0,313	-	-	0,494
DBO (mg/L)	Média	-	158	-	83	-	-	5	-
	Máximo	-	233	-	123	-	-	15	-
	Mínimo	-	68	-	34	-	-	0,7	-
	DP	-	48	-	28	-	-	5	-
	N	-	9	-	8	-	-	9	-
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Média	54	50	56	43	49	4	3	3
	Máximo	90	69	79	69	67	8	6	5
	Mínimo	25	16	22	9	10	0,6	0,4	0,5
	DP	21	16	16	22	21	2	2	1,5
	N	12	13	12	13	13	12	13	13
	P* ANOVA	-	-	-	-	0,445	-	-	0,497
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	Média	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0
	Máximo	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
	Mínimo	0	0,1	0	0	0	0	0	0
	DP	0,1	0	0,05	0	0	0,05	0	0
	N	12	13	12	13	13	12	13	13

*Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 e se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 aceita-se H_1 . ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

- H_0 : não há diferença entre as amostras; - H_1 : há diferença entre as amostras.

Tabela 8: Valores médios das concentrações afluente e efluente do WCFV-MFS e análise estatística entre as coletas simples e compostas para o sistema 2- Continuação.

Parâmetros	Ponto 1 – 1º compartimento do RAC		Ponto 2 – Entrada WCFV-MFS			Ponto 3 – Saída WCFV-MFS			
	2013	2014	2013	2014		2013	2014		
	Simple	Simple	Simple	Simple	Composta	Simple	Simple	Composta	
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Média	0,3	0	0,2	0,05	0	12	11	10
	Máximo	0,2	0	1,6	0,4	0	21	22	23
	Mínimo	0	0	0	0	0	2	1,1	0,4
	DP	0,1	0	0,5	0,1	0	7	7	8
	N	12	13	12	13	13	12	13	13
	P* ANOVA	-	-	-	0,181		-	0,762	
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	Média	15	17	11	14	10	1	0,8	1
	Máximo	395	29	19	27	21	2	2	2
	Mínimo	1	3	1	2	2	0	0,1	0,1
	DP	10	8	5	8	7	0,6	0,5	0,6
	N	12	13	12	13	13	12	13	13
	P* ANOVA	-	-	-	0,182		-	0,386	
ST (mg/L)	Média	394	365	367	231	-	361	260	-
	Máximo	600	807	700	437	-	567	475	-
	Mínimo	123	17	160	37	-	233	73	-
	DP	119	166	143	121	-	105	123	-
	N	12	16	12	16	-	12	16	-
SS (mg/L)	Média	68	43	34	23	20	2	2	3
	Máximo	238	196	96	50	35	6	4	12
	Mínimo	17	14	13	12	9	0	0	0
	DP	60	47	23	11	7	2	2	4
	N	12	13	12	13	13	12	13	13
P* ANOVA	-	-	-	0,756		-	0,303		
Coliformes Totais (NMP/100mL)	Média	4,03 x 10 ⁷	3,35 x 10 ⁸	8,04 x 10 ⁶	6,62 x 10 ⁶	-	1,91 x 10 ⁵	2,97 x 10 ⁵	-
	Máximo	1,55 x 10 ⁸	9,80 x 10 ⁸	1,99 x 10 ⁷	1,48 x 10 ⁷	-	8,16 x 10 ⁵	2,10 x 10 ⁶	-
	Mínimo	5,71 x 10 ⁶	2,19 x 10 ⁷	9,07 x 10 ⁵	1,45 x 10 ⁶	-	5,378 x 10 ³	1,00 x 10 ⁴	-
	DP	5,84 x 10 ⁷	3,80 x 10 ⁸	9,68 x 10 ⁶	5,06 x 10 ⁶	-	3,19 x 10 ⁵	7,29 x 10 ⁵	-
	N	6	8	5	8	-	3	8	-
<i>E. coli</i> (NMP/100MI)	Média	7,25 x 10 ⁶	5,08 x 10 ⁷	2,56 x 10 ⁶	2,25 x 10 ⁶	-	3,58 x 10 ⁴	1,02 x 10 ⁴	-
	Máximo	2,25 x 10 ⁷	1,18 x 10 ⁸	6,89 x 10 ⁶	6,44 x 10 ⁶	-	1,42 x 10 ⁵	4,10 x 10 ⁴	-
	Mínimo	1,00 x 10 ⁶	5,20 x 10 ⁶	2,76 x 10 ⁵	1,00 x 10 ⁵	-	0	0	-
	DP	8,05 x 10 ⁶	4,18 x 10 ⁷	2,85 x 10 ⁶	2,13 x 10 ⁶	-	5,74 x 10 ³	1,54 x 10 ⁴	-
	N	6	8	6	8	-	6	8	-

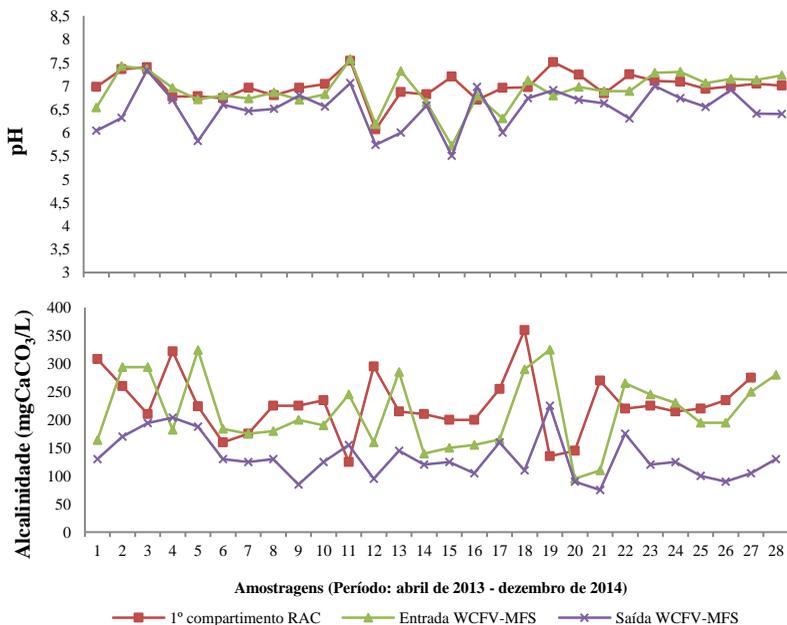
*Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 e se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 aceita-se H_1 . ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

- H_0 : não há diferença entre as amostras; - H_1 : há diferença entre as amostras.

• pH e Alcalinidade

A Figura 37 apresenta o comportamento evolutivo dos valores de pH e alcalinidade do esgoto afluente e efluente do WCFV-MFS durante todo o período de estudo, sob um total de 28 análises.

Figura 37: Gráfico evolutivo do pH e alcalinidade durante o período de monitoramento no sistema 2 - Palhoça.



Observa-se que o pH permaneceu estável e perto da neutralidade ao longo do período monitorado, variando de 7 e 6,9 para o primeiro e segundo ponto de amostragem, respectivamente, contudo, após a passagem do efluente pelo WCFV-MFS, o pH reduziu, com valores médios finais de 6,4.

O pH é um parâmetro muito importante a se analisar, visto que valores muito reduzidos afetam a atividade de crescimento dos micro-organismos responsáveis pela oxidação (como a nitrificação).

De acordo com a Lei Estadual 14.675/2009 (SANTA CATARINA) as amostragens 5, 12 e 15 não apresentaram pH dentro dos padrões de lançamento. Contudo, conforme a legislação Resolução

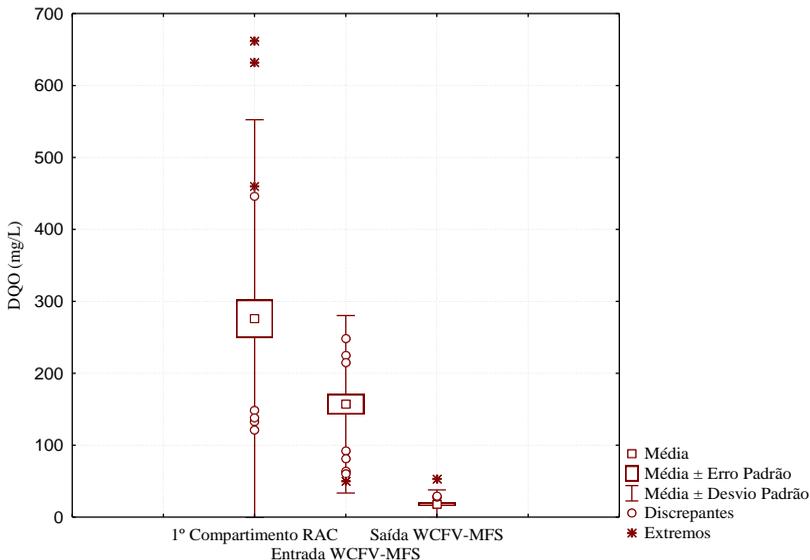
CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), as demais 25 amostragens o efluente final apresentou pH dentro dos padrões de lançamento.

Observando os resultados de alcalinidade nota-se maiores valores no primeiro compartimento do RAC com concentração média de 228 mgCaCO₃/L comparados com o efluente na saída do WCFV-MFS, com concentração média de 133 mgCaCO₃/L, indicando também a ocorrência de nitrificação.

- **Matéria orgânica carbonácea – DQO e DBO**

A Figura 38 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de DQO para os 3 pontos amostrados.

Figura 38: Gráfico tipo *box plot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DQO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.

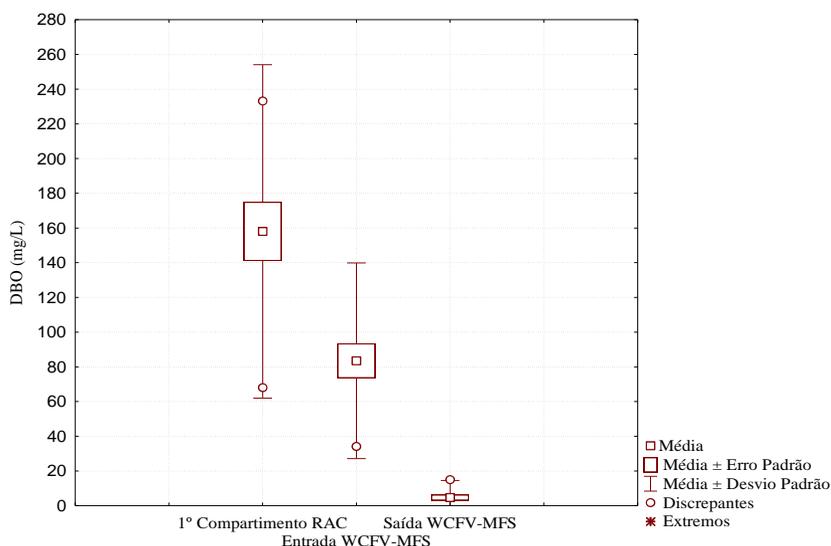


Durante o período de estudo a DQO do esgoto no primeiro compartimento do RAC apresentou concentração média de 276 mg/L e na saída do decanto-digestor, ou entrada do WCFV-MFS, o efluente apresentou valores médios de 157 mg/L, indicando remoção de 43%. Já

na saída do *wetland* os valores médios foram de 18 mg/L, apresentando remoção média global de 93%.

Da mesma forma como descrito para o sistema 1, as análises de DBO foram realizadas somente no segundo ano e com intervalo de tempo maior. Na Figura 39 apresenta-se um gráfico *box plot* das concentrações de DBO para o primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS.

Figura 39: Gráfico tipo *box plot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DBO obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.



Os valores médios das concentrações de DBO foram, 158 mg/L, 83 mg/L e 5 mg/L para o primeiro, segundo e terceiro ponto de amostragem, respectivamente. A remoção do RAC foi de 47% e a remoção global do sistema, em termos de matéria orgânica biodegradável, foi de 97%.

Esses valores de eficiência foram melhores do que encontrados por Zurita *et al.* (2011), que tratando esgoto doméstico no México em um WCFV pós decanto-digestor (ambos em escala piloto), encontraram eficiências na remoção de DBO e DQO de 82% e 80%, respectivamente. A taxa de remoção de DBO no decanto-digestor apresentou valor abaixo do reportado por Hoffman *et al.* (2011), que destacam como

característica dos tanques com 4 a 6 compartimentos localizados em locais de clima quente, eficiência de 60% de remoção. Infere-se que essa eficiência não alcançada por parte desse reator esteja relacionada com o aumento de sólidos nos compartimentos de digestão do RAC, visto que com 9 anos de operação a unidade nunca fora realizada a limpeza do lodo excedente.

A relação DQO/DBO do afluente do *wetland* foi em média igual a 1,75, indicando se tratar de um esgoto com grande biodegradabilidade, como de um modo geral apresentam as características de esgoto doméstico (VON SPERLING, 1995).

As altas taxas de remoção de DQO e DBO nos *wetlands* são decorrentes da sedimentação dos sólidos em suspensão e por processos de decomposição nas camadas superiores do filtro (ZHANG; GERSBERG e KEAT, 2009). A matéria orgânica é consumida por micro-organismos, tanto na zona aeróbia quanto na zona anaeróbia dentro do *wetland* (USEPA, 1993).

- **Série de sólidos**

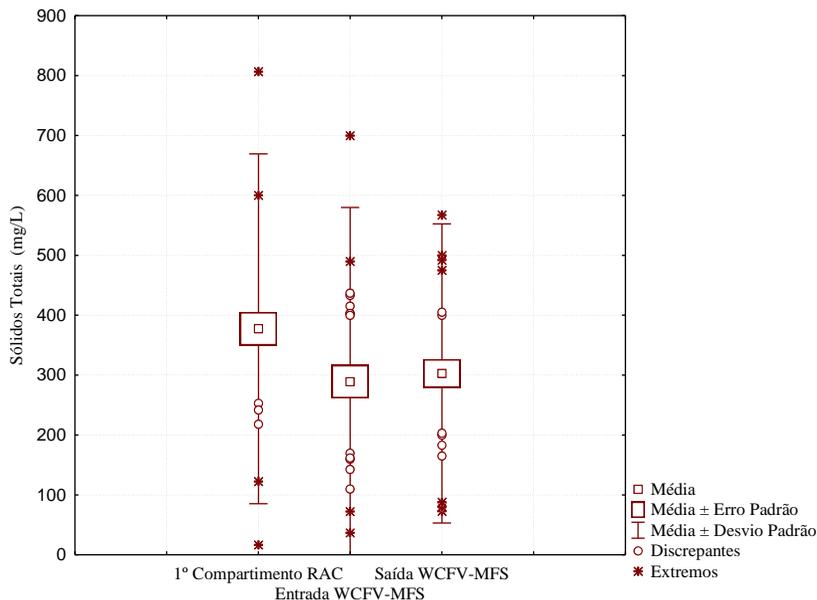
Na Figura 40 apresenta-se um gráfico *box plot* das concentrações de ST no primeiro compartimento do RAC, na entrada e na saída do WCFV-MFS.

As concentrações médias de sólidos totais encontradas no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, foram de 377, 289 e 303 mg/L, respectivamente.

O aumento da concentração de ST ao passar pelo WCFV-MFS pode ser justificada pelas transformações que acontecem dentro do *wetland* e pela evapotranspiração das macrófitas, levando ao aumento da concentração de sais durante o processo de filtração.

Dentre os sólidos totais no afluente do WCFV-MFS, verifica-se que aproximadamente 33% são referentes à parcela orgânica (fração volátil), enquanto que 66% referem-se à parcela inorgânica (fixos), demonstrando, também, que uma grande fração dos sólidos já foi estabilizada no tratamento primário.

Figura 40: Gráfico tipo *box plot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de ST obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.

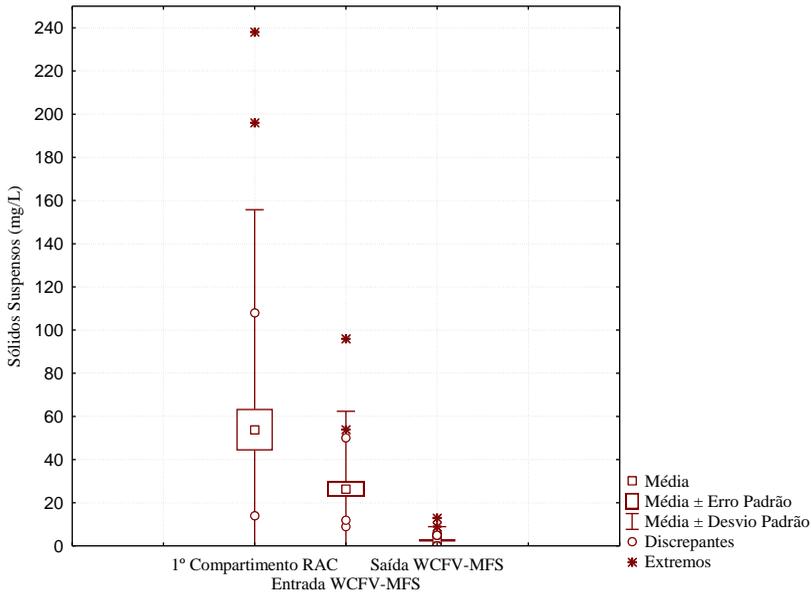


Na Figura 41 apresenta-se um gráfico *box plot* das concentrações de SS no primeiro compartimento do RAC, na entrada e na saída do WCFV-MFS.

Nesse sistema, as concentrações de SS no esgoto coletado no primeiro e no último compartimento do RAC mantiveram-se com médias de 54 mg/L e 26 mg/L, respectivamente. Para a saída do *wetland*, a concentração média manteve-se em 3 mg/L, demonstrando mais uma vez que trata-se de uma tecnologia de tratamento avançado com boa capacidade de remoção de SS, comprovada pelos 88% de eficiência média. Para o arranjo tecnológico, a eficiência de remoção foi de 94%.

As altas eficiências encontradas nesse sistema, foram semelhantes às obtidas por Abou-Elela *et al.* (2013), que relataram eficiências de remoção de 93%, 94% e 94% para DQO, DBO e SS, respectivamente, com as respectivas concentrações afluente de 246 mg/L, 122 mg/L e 98,6 mg/L.

Figura 41: Gráfico tipo *box plot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de SS obtidos com o monitoramento no primeiro compartimento do RAC, entrada e saída do WCFV-MFS, de abril de 2013 a dezembro de 2014 para o sistema 2.



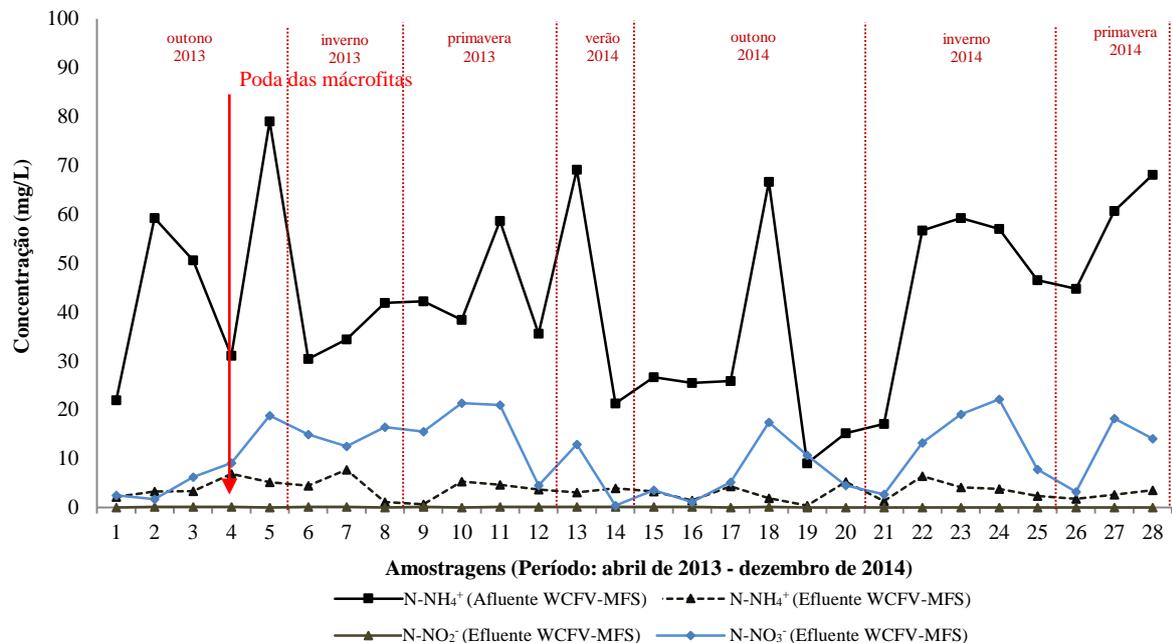
• Fração nitrogenada

Na Figura 42 está apresentada o comportamento evolutivo dos compostos inorgânicos, como $N-NH_4^+$ afluente e efluente do WCFV-MFS, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ efluente do *wetland*, durante o período de monitoramento (abril de 2013 a dezembro de 2014).

Analisando os valores apresentados na Figura 43, o WCFV-MFS apresentou uma remoção constante de $N-NH_4^+$ durante os dois anos de monitoramento. Concentrações médias de $N-NH_4^+$ afluente do *wetland* de 43 mg/L e efluente de 3 mg/L, representaram 93% de eficiência de remoção.

O processo de nitrificação também ocorreu. Isso foi verificado pelo aumento da concentração de $N-NO_3^-$ no efluente final do *wetland*, alcançando valores máximos de 22 mg/L e valores médios de 11 mg/L. Com base nos valores médios, constata-se que dos 93% de $N-NH_4^+$ removida, apenas 27% foi devido a nitrificação.

Figura 42: Concentrações de N-NH_4^+ , do afluente e efluente do *wetland* e concentrações de N-NO_2^- e N-NO_3^- do efluente do WCFV-MFS ao longo do período de estudo.



Como obteve-se alta remoção de amônia e de matéria orgânica, acredita-se que o oxigênio não foi um fator limitante no processo de transformação do nitrogênio. Como as características construtivas do WCFV-MFS permitem condições para a remoção e/ou transformação do nitrogênio, devido as condições redutoras existentes nos 20 cm de fundo saturado, infere-se que pode ter ocorrido o processo de desnitrificação.

Segundo Langergraber *et al.* (2008), as condições anaeróbias existentes no fundo saturado aumentam o tempo de detenção hidráulica e, portanto, tem-se maior tempo de contato entre os micro-organismos desnitrificantes.

Langergraber *et al.* (2008) trabalhando com um *wetland* vertical parcialmente saturado (com 20 cm de fundo saturado), também relatou alta remoção de $N-NH_4^+$ com formação de 30 mg/L de $N-NO_3^-$, indicando que o sistema promoveu a nitrificação e desnitrificação parcial.

Para o WCFV-MFS em estudo, além da desnitrificação incompleta, infere-se que outros mecanismos de remoção podem ter contribuído para a redução da amônia afluente, como a adsorção no material filtrante, assimilação pelas macrófitas, bem como a diluição pela precipitação pluviométrica.

Apesar do balanço hídrico não ser contabilizado nesse estudo, a precipitação pluviométrica também pode ter contribuído para a baixa concentração de nitrato no efluente final. A chuva tem uma importante influência em sistemas do tipo *wetland*, em consequência da grande área superficial exposta ao ambiente, neste caso 3.141 m².

A precipitação pluviométrica dilui as concentrações dos poluentes dentro do *wetland*, resultando em valores baixos no efluente final. Em contraste, a evapotranspiração concentra os poluentes, devido à diminuição dos níveis de água dentro do *wetland*, (KORKUSUZ, BEKLIOGLU e DEMIRER, 2004).

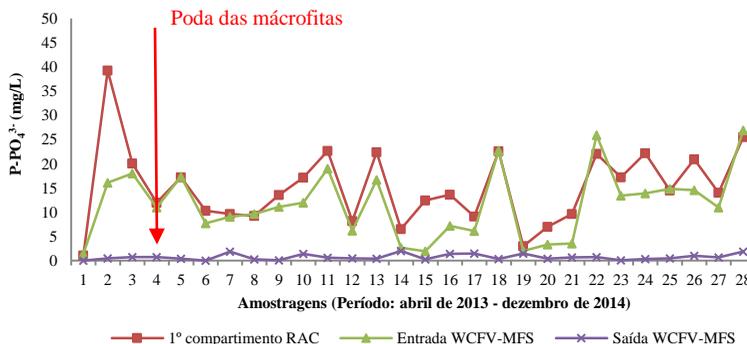
Como esse sistema possui 50 cm de areia e uma grande área superficial, tem-se um grande volume reativo para que o processo de adsorção da amônia aconteça (KADLEC e KNIGHT, 1996). Contudo a literatura destaca que a adsorção no material filtrante não é uma via de remoção permanente, podendo a $N-NH_4^+$ ser novamente liberada após determinado tempo de operação.

- **Fósforo inorgânico dissolvido**

Na Figura 43 é apresentada a série temporal de fósforo ortofosfato avaliada nesse sistema. Verificou-se um decaimento nas

concentrações de $P-PO_4^{3-}$ em todas as amostragens realizadas na saída do WCFV-MFS.

Figura 43: Gráfico evolutivo do $P-PO_4^{3-}$ durante o período de monitoramento no sistema 2 – Palhoça.



A concentração média de ortofosfato no afluente do *wetland* foi de 12 mg/L e no efluente tratado com 0,8 mg/L, com remoção média percentual da unidade de filtração de 93%. Infere-se que essa alta remoção de fósforo foi proporcionada pela adsorção química no material filtrante e a baixa concentração no efluente final pela diluição promovida pela precipitação pluviométrica incidente no WCFV-MFS.

Prochaska, Zouboulis e Eskridge (2007) afirmam que a remoção de fósforo pode aumentar quando a aplicação do esgoto é realizada em menores volumes, combinado com menores números de aplicações, isto porque estas condições permitem que as águas residuais possam se mover mais devagar através do material filtrante, aumentando assim a adsorção de fosfatos.

A absorção de fósforo ortofosfato pelas plantas também ocorre, porém em um ritmo mais lento em comparação com a adsorção no material filtrante (LUDERITZ e GERLACH, 2002).

- **Avaliação bacteriológica**

As Figuras 44 e 45 destacam a evolução temporal no decaimento de CT e *E.coli*, respectivamente, ao longo do monitoramento.

A concentração média de coliformes totais para o primeiro e último compartimento do RAC foi da ordem de $2,09 \times 10^8$ e $6,72 \times 10^6$, NMP/100mL, respectivamente. Ao percolar pelo *wetland* a

concentração média ficou em $2,52 \times 10^5$ NMP/100mL. Para *E. coli* a média foi de $3,21 \times 10^7$, $2,43 \times 10^6$ e $2,19 \times 10^4$ NMP/100mL, para o primeiro, segundo e terceiro pontos amostrados, respectivamente. O decaimento global médio de CT e *E.coli* referentes a sequência do tratamento foi de 1,4 e 2,04 *log*'s, respectivamente.

Figura 44: Comportamento evolutivo de coliformes totais durante o período de monitoramento, no sistema 2.

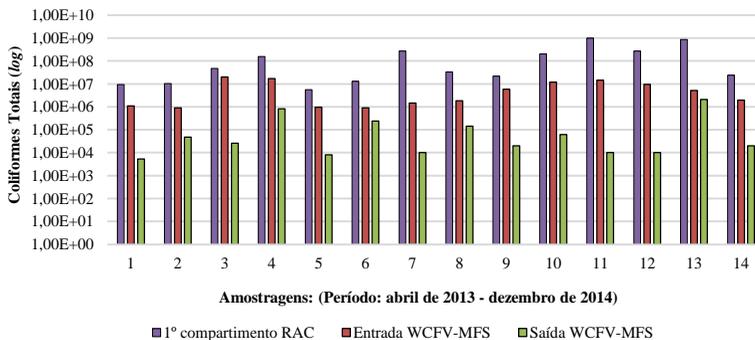
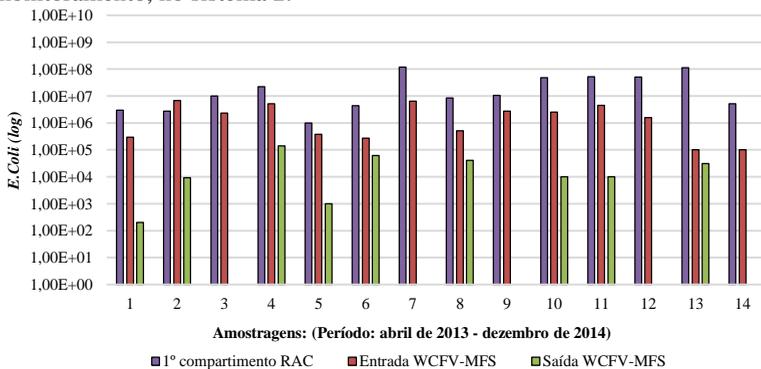


Figura 45: Comportamento evolutivo de *E. coli* durante o período de monitoramento, no sistema 2.



Da mesma forma como discutido para o sistema 1, o decantodigestor referente a esse sistema também não mostrou ser eficiente na remoção de coliformes.

Já o WCFV-MFS mostrou ter capacidade na remoção de CT e *E. Coli*, o que sugere que a remoção ocorreu principalmente por mecanismos associados com filtração e pelo tempo maior de detenção

hidráulico no sistema, proporcionado pelo fundo saturado.

Outra possibilidade de remoção são as condições aeróbias predominantes na superfície do WCFV-MFS, que nesse sistema não apresentou indícios do fenômeno de colmatção. Segundo Wand *et al.* (2007) acredita-se que condições aeróbias promovem o crescimento de protozoários heterotróficos que desempenham papel dominante na remoção de coliformes através da predação.

5.2.3 Avaliação operacional do WCFV-MFS

O monitoramento referente aos ensaios de medição de vazão afluente do *wetland* foi realizado somente no ano de 2014. Nas Figuras 46 e 47 estão apresentados gráficos dos carregamentos em termos de DQO – DBO e SS – N-NH₄⁺, respectivamente, para o período de monitoramento compreendido entre os meses de fevereiro a dezembro de 2014.

Durante esse período, o *wetland* recebeu em média uma vazão afluente de 18,1 m³/d, trabalhando sempre com alternância de 2 quadrantes (1.561 m²), atendendo aproximadamente 100 pessoas, o equivalente a 15,6 m²/pessoa.

Multiplicando essa vazão com a concentração média afluente do *wetland* de 83 mg DBO/L e dividido pela área superficial do filtro, tem-se uma carga média aplicada de 0,96 g DBO/m².d. Para DQO a concentração de entrada foi de 172 mg/L, correspondendo a um carregamento médio 2 g DQO/m².d. Esses valores estão bem abaixo do limite estabelecido no parâmetro de projeto, que neste caso foi de 14,5 g DBO/m².d.

Esse baixo carregamento aplicado no *wetland* também influencia na remoção de poluentes, como a remoção completa do nitrogênio. No entanto, os aspectos construtivos de um WCFV-MFS devem permitir condições para a remoção de matéria orgânica, juntamente com a promoção da nitrificação seguida da desnitrificação. Para esse sistema, obteve-se alta remoção de matéria orgânica e amônia, porém pouca formação de nitrato, ou seja, o processo de desnitrificação pode ter ocorrido.

Contudo, para que a transformação ocorra é necessário carbono orgânico disponível, ou seja, 2,86 g de DBO para que 1 g NO₃⁻ seja transformado em N₂ (YE e LI, 2009) e conforme os resultados obtidos nesse estudo, observou-se uma concentração de apenas 0,96 g de DBO afluente. Dessa forma, infere-se que a via bioquímica da desnitrificação clássica não seria possível remover N-NO₃⁻.

Figura 46: Carregamento afluyente do WCFV-MFS em termos de g DBO/m².d e g DQO/m².d.

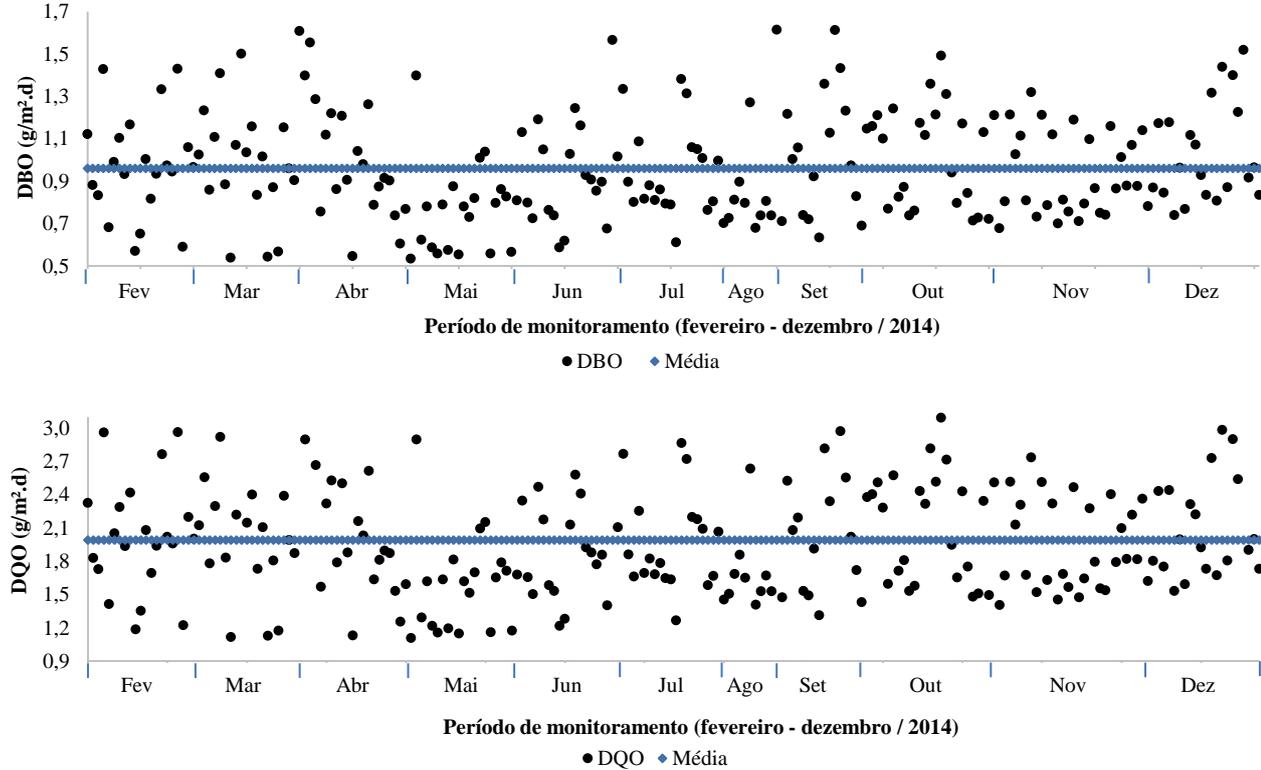
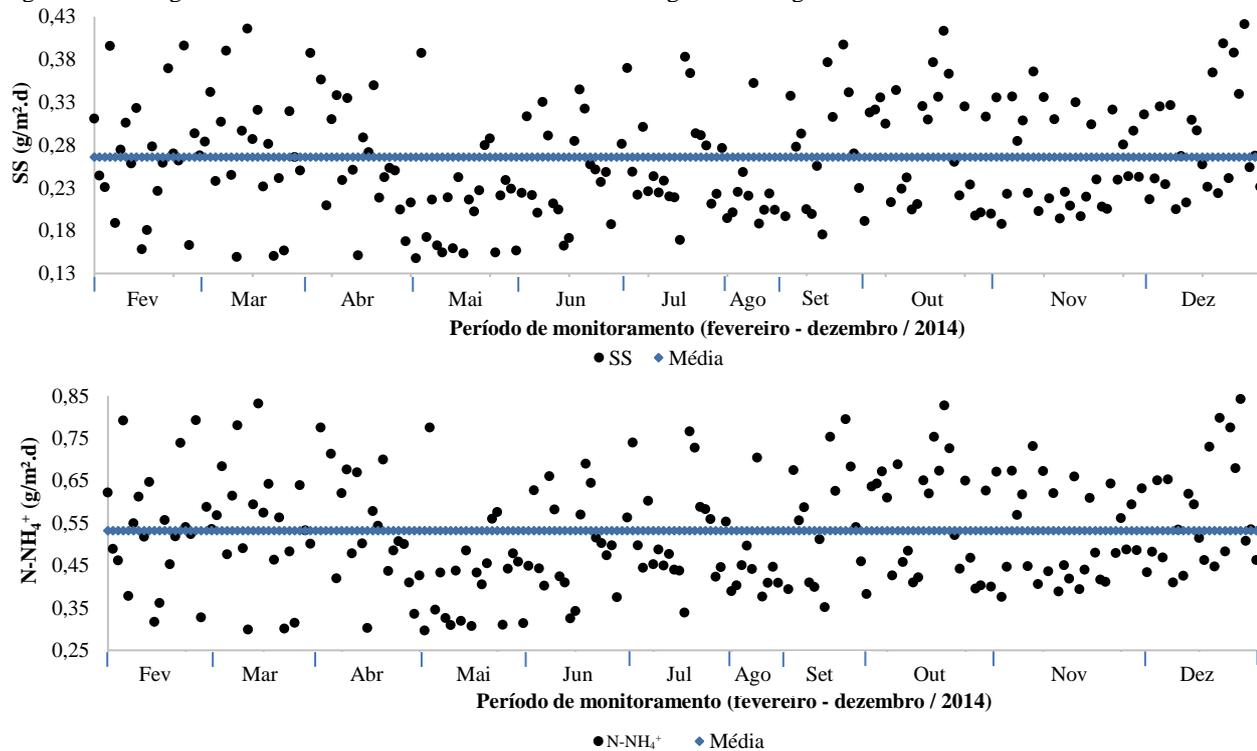


Figura 47: Carregamento afluyente do WCFV-MFS em termos de g SS/m².d e g N-NH₄⁺/m².d.



Entretanto, o sistema já opera há 9 anos, o que pode oferecer um aporte de carbono no mesmo sistema superando essa limitação, como por exemplo, a morte e decomposição dos resíduos vegetais e secreção de exsudados radiculares (JONES; NGUYEN e FINLAY, 2009).

A carga média de sólidos suspensos aplicado ao *wetland* foi de 0,27 g/m².d e o carregamento médio de N-NH₄⁺ foi de 0,53 g/m².d, considerando concentração afluyente ao *wetland* de 23 mg/L e 43 mg/L, respectivamente.

Esse baixo carregamento, principalmente de SS aplicado no sistema, inferior a 1 g/m².d, tende a preservar as condições do escoamento no *wetland* evitando, assim, o entupimento dos espaços vazios do material filtrante e, conseqüentemente, reduzindo o potencial de colmatação da unidade de tratamento.

Conforme apresentado anteriormente, a TH média aplicada foi de 11,6 mm/d. Percebe-se que a taxa hidráulica bem como os carregamentos estão muito menores do que os reportados em literatura. Isso se deve ao fato do sistema ainda estar em uma fase de pouca contribuição, visto que o condomínio conta com somente cerca de 100 (5%) dos 2.200 possíveis moradores para alcançar a capacidade máxima.

Supondo que o condomínio estivesse com sua população final de 22 vezes maior que a atual, estima-se que a vazão seria, também, 22 vezes maior. Neste caso, a taxa hidráulica seria de aproximadamente 255 mm/d, uma proporção muito mais próxima das encontradas na literatura, como a utilizada por Sezerino (2006) que opta por 230 mm/dia, enquanto Platzer (2007) recomenda 205 mm/dia.

Nesse sistema, a poda das macrófitas foi realizada apenas uma vez (04/06/2013), e também não foi quantificado o N e P na biomassa das plantas. Diferentemente do *Cyperos papyrus nano* utilizado no sistema 1, esse sistema utiliza uma macrófita com grande área foliar. Abou-Elela *et al.* (2013) estudando diferentes tipos de macrófitas ornamentais, verificaram que *wetlands* vegetados com *Cyperus papyrus* destacaram-se perante as demais espécies, alcançando valores significativos na remoção de nutrientes.

Em outro estudo desenvolvido por Kantawanichul, Kladprasert e Brix (2009) a macrófita *Cyperus* também se mostrou melhor. Os autores relatam um maior crescimento da biomassa e maior concentração de N nos tecidos das plantas em relação à macrófita *Typha angustifolia*.

Verificou-se um grande número de espécies invasoras trepadeiras que utilizam-se da macrófita *Cyperus papyrus* como suporte para o seu

desenvolvimento (Figura 48). Essa invasora acaba “estrangulando” a macrófita e ocasionando a morte da planta.

Esse sistema obteve elevadas eficiências de remoção em termos de concentração, proporcionadas pelo baixo carregamento afluente associada aos aspectos construtivos do *wetland*. Ressalta-se que trabalhando com essas condições, até o término do presente estudo, não verificou-se indícios de escoamento superficial no WCFV-MFS.

Dentre as características apresentadas para qualidade de tratamento a nível avançado, esse sistema respondeu de acordo com o esperado.

Figura 48: Foto da macrófita *Cyperus papyrus* servindo de suporte para o desenvolvimento de invasoras trepadeiras.



Na Figura 49 está apresentada a evolução da adaptação das macrófitas durante o período de estudo.

Figura 49: Fotos do acompanhamento do sistema 2 durante o período de estudo (abril de 2013 – dezembro de 2014).



Figura 49: Fotos do acompanhamento do sistema 2 durante o período de estudo (abril de 2013 – dezembro de 2014) – Continuação.



Figura 49: Fotos do acompanhamento do sistema 2 durante o período de estudo (abril de 2013 – dezembro de 2014) – Continuação.



5.3 Análise comparativa entre os *wetlands* construídos estudados e os sistemas normatizados que empregam filtração no tratamento de esgoto pós decanto-digestor

A Tabela 9 apresenta resumidamente algumas características construtivas dos sistemas 1 e 2, juntamente com o que a NBR 13.969 (ABNT, 1997) determina para construção do filtro de areia e vala de filtração.

Diante da Tabela 9, percebe-se que as tecnologias que compõem o arranjo tecnológico dos sistemas 1 e 2 apresentam similaridades com os aspectos construtivos e operacionais dos sistemas normatizados pela NBR 13.969 (ABNT, 1997), como por exemplo, a necessidade do tratamento primário, as características do material filtrante, ambos operam com intermitência e alcançam níveis de tratamento avançado.

Tabela 9: Comparação dos aspectos construtivos e operacionais dos sistemas 1 e 2 com os sistemas normatizados pela NBR 13.969 (ABNT, 1997).

Parâmetros	Sistema 1	Sistema 2	Filtro de areia ABNT (1997)	Vala de filtração ABNT (1997)
Tratamento primário	RAC	RAC	TS	TS
Nível de Tratamento	Secundário / Terciário	Terciário	Terciário	Terciário
Material filtrante composição das camadas	Brita	Brita	Areia	Brita
	Areia	Areia	Areia	Areia
	Brita	Brita	Brita	Brita
Característica da areia (d_{10} / U)	0,36	0,3	0,25 – 1,2	0,25 – 1,2
	5,3	4,84	< 4	< 4
Aplicação do efluente	Intermitente	Intermitente	Intermitente	Intermitente
Número de aplicações/dia	7	4	4	4
Taxa hidráulica (mm/d)	130	12	100	100
Alternância de uso	1 unidade (4 quadrantes)	1 unidade (4 quadrantes)	2 unidades	2 unidades

Já na Tabela 10 apresenta-se os valores de alguns parâmetros analisados durante o monitoramento do sistema 1 e 2, juntamente com as faixas de valores percentuais de remoção preconizados pela NBR 13.969 (ABNT, 1997) para filtro de areia e vala de filtração, bem como, os valores limites de acordo com a legislação ambiental pertinente.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/2005, com regência nacional (BRASIL, 2011). Ela pode ainda ser restringida pela legislação estadual, neste caso, representada pelo mais recente Código Estadual do Meio Ambiente, Lei nº 14.675/2009 de Santa Catarina.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) preconiza, em termos de DBO, lançamento máximo de 120 mg/L ou eficiência de remoção mínima de 60%. Já a Lei Estadual 14.675/2009 (SANTA CATARINA, 2009) preconiza lançamento máximo de DBO de 60 mg/L ou eficiência de remoção de 80% em efluentes oriundo de tratamento de esgotos sanitários. Conforme valores apresentados neste estudo, os resultados obtidos no sistema 1 e 2 atendem a resolução e a Legislação

Estadual em termos de DBO, apresentando concentração média no efluente final de 48 mg/L e 5 mg/L, respectivamente, e em termos de eficiência de remoção com 88% e 97%, respectivamente.

Com relação a periodicidade do enquadramento de lançamento de amônia no efluente referente ao sistema 1, das 27 amostragens apenas 5 delas (referente a 18%) permaneceram dentro do permitido, que é de no máximo 20 mgNH₄/L para lançamento em corpos d'água, conforme Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011). Contudo, o efluente final do sistema 1 é lançado em rede pluvial, não havendo para tal um limite de lançamento estabelecido em legislação pertinente. Já o sistema 2, em todas as amostragens (100%) o efluente final apresentou concentrações dentro do permitido para lançamento em corpos d'águas superficiais, de acordo com a mesma resolução CONAMA.

Em ambos os sistemas, a remoção de sólidos foi superior ao mínimo permitido que é de 20% de eficiência de remoção. O arranjo tecnológico referente ao sistema 1 removeu cerca de 83% dos sólidos suspensos, e o sistema 2 removeu 94%.

Na Tabela 10 estão apresentados os valores referentes aos padrões de lançamento em galerias pluviais determinados pela NBR 13.969 (ABNT, 1997). A norma destaca que todo o efluente lançado deve proceder de desinfecção.

Analisando a qualidade de eficiência de remoção de poluentes, considerando a concentração de afluente e efluente, infere-se que a utilização de um decanto-digestor seguido de um WCFV apresentou resultados satisfatórios comparados com as tecnologias propostas pela NBR 13.989 (ABNT, 1997).

Apesar de os *wetlands* não estarem preconizados em norma brasileira, essa tecnologia se mostra como uma alternativa para a abordagem descentralizada de tratamento de esgotos.

Tabela 10: Comparativo em termos de qualidade dos efluentes dos sistemas 1 e 2 com os sistemas normatizados propostos na NBR 13.969 (1997), com as normativas e legislações aplicáveis.

Parâmetros	Sistema 1		Sistema 2		Filtro de areia ABNT (1997)	Vala de filtração ABNT (1997)	NBR 13.969 (1997)**	Resolução CONAMA 430/2011	Lei/SC nº 14.675/2009
	Eficiência (%)	Concentração (mg/L)	Eficiência (%)	Concentração (mg/L)	Mín – Máx	Mín – Máx	Mín - Máx	Mín – Máx	Mín – Máx
pH	-	6,3	-	6,5	-	-	6 – 9	5 - 9	6 – 9
DQO	75%	179	93%	18	40 – 75%	40 – 75%	Inferior a 60 mg/L	ND	ND
DBO ₅ ²⁰	88%	48	97%	5	50 – 85%	50 – 80%	Inferior a 150 mg/L	120 mg/L ou Eficiência de remoção de 60 %	60 mg/L ou Eficiência de remoção de 80 %
SS	83%	22	94%	3	ND	ND	ND	Eficiência de remoção de 20%	ND
N-NH ₄ ⁺	47%	54	93%	3	50 – 80%	50 – 80%	ND	20 mg/L***	ND
N-NO ₃ ⁻	-	17	-	11	30 – 70%	30 – 70%	ND	ND	ND
P-PO ₄ ³⁻	63%	10	93%	1	30 – 70%	30 – 70%	ND	ND	*Eficiência de remoção de 75%

* Para lançamento em lagoas, lagunas e estuários;

** Para lançamento nas galerias de águas pluviais;

*** Valores relacionados ao lançamento de efluentes líquidos que não são esgotos sanitários.

ND – não definido.

6 CONCLUSÃO

Com base em um período de dois anos de monitoramento em dois sistemas de tratamento descentralizado de esgotos, ambos compostos por tratamento primário (decanto-digestor tipo reator anaeróbio compartimentado – RAC) seguido da ecotecnologia dos *wetlands* construídos, pode-se concluir:

- **Considerando o sistema 1 – Biguaçu**

O sistema de tratamento de esgotos composto por RAC seguido de WCFV em operação a 5 anos, recebendo esgotos de banheiros, cozinha e lavagem de pisos de uma empresa, apresentou, a partir do monitoramento contínuo dos 2 últimos anos, variações no desempenho, destacando-se as seguintes conclusões:

- O RAC removeu apenas 17% de matéria orgânica carbonácea contida no esgoto bruto, lançando sobre o *wetland* concentrações médias de 603 mgDQO/L;

- A baixa remoção de compostos orgânicos no reator compartimentado, pode ser possivelmente devido ao curto tempo de detenção hidráulica proporcionada pelo aumento da vazão e pela não retirada do lodo no fundo;

- Durante o período de monitoramento, o *wetland* recebeu em média uma vazão afluyente de 12,2 m³/d e uma taxa hidráulica média de 130 mm/d, trabalhando sempre com alternância de 2 quadrantes (94,5 m²), equivalendo-se a uma relação de 0,4 m²/pessoa, quando considerado um valor per capita de geração de esgoto igual a 50 L/pessoa.d;

- Submetendo o WCFV à uma operação com alto carregamento orgânico (média de 87 g DQO/m².d e 43 g DBO/m².d e), o mesmo apresentou eficiência média de remoção em termos de concentração de 70% para DQO e de 85% para DBO;

- As altas taxas de carregamento aplicados no *wetland*, refletiram no desempenho do tratamento, interferindo diretamente na velocidade de remoção de vários poluentes, dentre eles a oxidação da amônia;

- Trabalhando com carregamento médio de 13 g SS/m².d e 87 g DQO/m².d, identificou-se ao longo do segundo ano de monitoramento (5 anos após a implantação) indícios de colmatação no *wetland*;

- Observou-se grande variação na remoção de N-NH₄⁺ no decorrer do período de monitoramento. A eficiência média de remoção global de N-NH₄⁺ nesse sistema foi da ordem de 47%, sendo que 38% foi devido a transformação de N-NH₄⁺ em N-NO₃;

- A nitrificação foi evidente nesse módulo, contudo, o início do fenômeno de colmatação do maciço filtrante no *wetland* teve influência negativa nesse processo;

- Após cinco anos de operação e recebendo elevada concentração de fósforo (26 mg P-PO₄³⁻/L), o *wetland* foi capaz de manter uma eficiência média de remoção de 61%;

- Em relação aos nutrientes o *wetland* atingiu um nível de tratamento secundário em termos de remoção de amônia e fósforo;

- O nível de tratamento avançado promovido pelo *wetland* foi evidente somente para o parâmetro SS.

- **Considerando o sistema 2 – Palhoça:**

O sistema de tratamento de esgotos composto por RAC seguido de WCFV-MFS em operação a 9 anos, recebendo esgotos sanitários de um condomínio residencial, apresentou, a partir do monitoramento contínuo dos 2 últimos anos, variações no desempenho, destacando-se as seguintes conclusões:

- Ao passar pelos 3 compartimentos do RAC o esgoto afluyente do *wetland* apresentou concentração média de 26 mgSS/L. Esses valores representaram que 52% dos sólidos removidos foram retidos no decanto-digestor;

- Devido ao tempo de operação de 9 anos do decanto-digestor, aliado a falta de limpeza nesse período, a unidade removeu 47% em termos de matéria orgânica biodegradável;

- Durante o período de monitoramento, o *wetland* recebeu em média uma vazão afluyente de 18,1 m³/d, trabalhando sempre com alternância de 2 quadrantes (1.561 m²), atendendo aproximadamente 100 pessoas, equivalendo-se a uma relação de 15,6 m²/pessoa;

- Aplicou-se um carregamento médio de 2 g DQO/m².d e 0,96 g DBO/m².d. Este sistema está recebendo uma carga bem abaixo do que o limite estabelecido no parâmetro de projeto;

- O arranjo tecnológico da estação foi possível remover 93%, 97%, 94% e 93%, em termos de concentração de DQO, DBO, SS e P-PO₄³⁻, respectivamente;

- A remoção média de N-NH₄⁺ no *wetland* foi de 93%. Desta porcentagem, 27% foi devido a nitrificação;

- As características construtivas do WCFV com fundo saturado permitem condições para a remoção e/ou transformação do nitrogênio, devido as condições redutoras existentes nos 20 cm de fundo saturado;

- O WCFV-MFS recebendo baixo carregamento, apresentou altas eficiências de remoção em termos de sólidos suspensos (88%) e nutrientes (93% para NH₄-N e 92% para P-PO₄³⁻), corroborando ao esperado para nível de tratamento avançado.

- **Considerando os dois sistemas:**

- Através da análise estatística ANOVA, foi possível comprovar que a composição em termos de concentração de poluentes avaliado nas coletas de amostras simples e compostas afluyente e efluyente dos *wetlands*, não apresentaram diferenças significativas;

- Determinou-se que o melhor método para realizar as medições de vazão na entrada dos *wetlands* é o descrito neste trabalho como Método 2, pois o mesmo não exige a presença de um operador;

- Considerando os parâmetros bacteriológicos há a necessidade da etapa de desinfecção após passar pelos WCFV, tal como é procedido na operação diárias dos mesmos;

- A avaliação do projeto e do modo de operação dos sistemas, mostra que o desempenho do tratamento é dependente das condições hidráulicas, da taxa de carregamento, do tempo de detenção hidráulica, e do modo de alimentação;

- Os *wetlands* quando projetados e operados de maneira adequada, apresentam eficiência compatível com outras tecnologias que promovem o tratamento em nível secundário e avançado;

- Os WCFV apresentam-se como uma alternativa tecnológica de grande potencial na promoção do tratamento de esgoto doméstico sob o contexto da descentralização;

- Comparando a qualidade de eficiência em termos de remoção de poluentes, do arranjo tecnológico do sistema 1 e do sistema 2 com as tecnologias propostas pela NBR 13.989 (ABNT, 1997), os sistemas estudados (RAC seguido de WCFV) apresentaram resultados satisfatórios.

- **Recomendações**

- Para se ter um melhor controle das estações de tratamento, é de extrema importância manter o monitoramento tanto da vazão de entrada quanto da saída dos WCFV. Sugere-se a implantação de um sistema automatizado de medição eletromagnética de vazão;

- Seria necessário realizar um balanço hídrico das entradas e saídas da estação, como precipitação pluviométrica e evapotranspiração das macrófitas, submetidas a condições de clima subtropical;

- Quantificar os teores de nitrogênio no tecido foliar das macrófitas existentes nos WCFV;

- Limpeza periódica dos decanto-digestores de modo assegurar o bom funcionamento dos *wetlands* evitando a colmatação do maciço filtrante.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S.; HELLAL, M. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus, **Ecological Engineering**, 47, p. 209-213, 2012.
- ABOU-ELELA, S. I.; GOLINIELLI, G.; ABOU-TALEB, E. M.; HELLAL, M. S. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 460-468, 2013.
- AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P. **Estudo comparativo do reator UASB e do reator anaeróbio compartimentado sequencial no tratamento de esgoto sanitário**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, Anais. Rio de Janeiro, ABES, 9 p., 2000.
- ANDRADE NETO, C. O. de. Sistemas para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira. Rio de Janeiro: **ABES**, 301 p., 1997.
- ANDREOLI, C. V. **Lodo de Fossa Séptica: Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. 5º ed. Rio de Janeiro: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, 390 p., 2009.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA, Washington, 1998.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. APHA, Washington, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 7.229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: 15 p., 1993.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13.969**: Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro: 60 p., 1997.
- BARBER, W. P.; STUCKEY, D. C. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review. **Water Research**, v. 33, p. 1559-1578, 1999.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução nº

430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011.

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

BRIX, H. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. **Backhuys Publishers**, Leiden, The Netherlands, p. 123-152, 1998. In: VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Review. *Ecological Engineering*, v. 25 p. 478-490, 2005.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Science Direct: Ecological Engineering**, p. 491-500, 2005.

CAMPOS, J. R. **Alternativas para tratamento de esgotos – Pré tratamento de águas para abastecimento**. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. 9, 112 p., 1994. In: CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 246 p., 1997.

CHENG, B.; HU, C. H. e ZHAO, Y. J. Effects of plants development and pollutant loading on performance of vertical subsurface flow constructed wetlands. **International Journal of Environmental Science & Technology**. v. 8, p. 177-186, 2011.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 184 p., 1996.

CORAUCCI FILHO, B. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo In: CHERNICHARO, C. A. L. *Pós - tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – **PROSAB**, Cap. 2, 577 p., 2001.

CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**, WCB McGraw-Hill, 1998. In: WHITE, K. D. *Decentralized wastewater cluster management: operation and maintenance experience and costs*. **Water Environment Federation**, p. 1682-1692, 2005.

DRIZO, A. **Phosphate and ammonium removal from waste water using constructed wetland systems**. Ph. D. Thesis, University of Edinburgh, United Kingdom. 1998. In: DRIZO, A.; COMEAU, Y.; FORGET, C.; CGAPUIS, R.P. *Phosphorous saturation potencial: a parameter for estimating the longevity of*

constructed wetland systems. **Environment Science & Technology**, v. 36, 21, p. 4642-4648, 2002.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 4. ed. Rio de Janeiro: FINEP. 699 p., 1988.

FOLADORI, P.; ORTIGARA, A. R. C.; RUABEN, J e ANDREOTTOLA, G. Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF-HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. **Water Science & Technology**, v. 65, p. 890-897, 2012.

GARCÍA, J.; VIVAR, J.; AROMIR, M.; MUJERIEGO, R. Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds, **Water Resource**, 37, p. 2645 - 2653, 2003.

GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIIS, V. A. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 337-343, 2012.

HAMMER, D. A. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Lewis Publishers, INC. 831 p., 1989.

HILL, D.T., PAYNE, V.W.E., ROGERS, J.W., KOWN, S.R., 1997. Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species. **Bioresource Technology**. 62, p. 109-113, 1997. In: WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment; Design and operation. **Bioresource Technology**, 175, p. 594-601, 2015

HO, G.; ANDA, M. (2006). **Centralised versus decentralised wastewater systems in an urban context: the sustainability dimension**. In: 2nd IWA leading-edge conference on sustainability, Sydney, Australia. p. 8-10, 2004.

HO, G. Technology for sustainability: the role of onsite, small and community scale technology. **Water Science & Technology**, 51 (10), p. 15-20, 2005.

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.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – **PNAD**. 2011.

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.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION – **IWA**. 2° IWA Leading-Edge Conference on Sustainability. London, UK: IWA Publishing, 2006.

JONES, D. L.; NGUYEN, C.; FINLAY, R. D. Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. **Plant Soil**, 321, p.5-33, 2009.

JONG, V. S. W.; TANG, F. E. Organic matter and nitrogen removal at planted wetlands treating domestic septage with varying operational strategies. **Water Science Technology**, v. 70, 2, p. 353-360, 2014.

KADLEC, R. H. e KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893 p., 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2th ed, Taylor & Francis Group, 1016 p., 2009.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S., BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*, **Ecological Engineering**, v. 35, (2), p. 238 - 247, 2009.

KATO, M. T. et al. **Configuração de Reatores Anaeróbios**. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo. CAMPOS, J. R. (coordenador). Rio de Janeiro, ABES, 1^a ed. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, p. 53-99. 1999.

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

KIM, S.; JUNG, H.; KIM, K. S.; KIM, I. S. Treatment of high nitrate containing wastewaters by sequential heterotrophic and autotrophic denitrification, **J. Environment Engineering**, v. 130, (12), p. 1475-1480, 2004.

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.

KNIGHT, R. L.; PAYNE, V. W. E. JR.; BORER, R. E.; CLARKE, R. A. JR.; PRIES, J. H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. **Ecological Engineering**, v. 15, p. 41-55, 2000.

KORKUSSUZ, E. A.; BEKLIOGU, M. DEMIRER, G. N. Treatment efficiencies of the vertical flow pilot-scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment. **Environmental Engineering Science**, v. 28, p. 333-344, 2004.

KORKUSUZ, E. A.; BEKLIOGLU, M.; DEMIRER, G. N. Treatment Efficiencies of the Vertical Flow Pilot-Scale Constructed Wetlands for Domestic Wastewater. Treatment. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, v. 28, p. 333-344. 2004.

LANGERGRABER G. Simulation of subsurface flow constructed wetlands - results and further research needs. **Water Science Technology**, v. 48, p. 157-68, 2003.

LANGERGRABER, G.; PRANDSTETTEN, C.; PRESSL, K. S.; LEROCH, K.; ROHRHOFER, R.; HABERL, R. Investigations on nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. In: VYMAZAL, J. **Wastewater treatment plant dynamics and management in constructed and natural wetlands**. Cap. 18, 353 p., 2008.

LANGERGRABER, G.; LEROCH, K.; PRESSL, A.; STEYTR, K.; ROHRHOFER, R.; HABERL, R. High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. **Science Direct**, 246, p. 55-68. 2009.

LEE, C.; FLETCHER, T.D.; SUN, G. Nitrogen removal in constructed wetland systems. **Engineering Life Science**, 9, p. 11-22, 2009.

LENS, P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **Decentralized Sanitation and Reuse**, IWA Publishing, 650 p., 2001.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, v. 94, n. 1, p. 61-68. 2012.

LIU, X.; HUANG, S.; TANG, T.; LIU, X.; SCHOLZ, M. (2012). Growth characteristics and nutrient removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 189-198. 2012.

LUDERITZ, V.; GERLACH, F. Phosphorus removal in different constructed wetlands, **Acta Biotechnologica**, v. 22, p. 91-99, 2002.

LUNA, de M. L. D.; SOUSA, de J. T.; LIMA, de V. L. A.; ALVES, de A. D. S.; PEARSON, H. W. Pós-tratamento de efluente de tanque séptico utilizando filtros intermitentes de areia operando em condições tropicais. **Scientia Plena**, v. 9, 8 p., 2013.

MAGRI, M. E. **Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 193 p., 2013.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3^o ed. New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc. 1334 p., 1991.

NHAPI, I. A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe. **Science Direct**, Physics and Chemistry of the Earth, v. 29, p. 1265-1273. 2004.

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 Engenharia Ambiental, Departamento de Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 113 p., 2008.

OTTERPOHL, R.; BRAUN, U.; OLDENBURG, M. **Innovative technologies for decentralised wastewater management in urban and peri-urban areas**. In: 5th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Treatments. Istanbul. Anais. v. 48, p. 23-32. 2002.

PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS. 147 p., 2013.

PERSOON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulic efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, v. 40 (3), p. 291-300, 1999.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1º ed. Florianópolis. 144 p., 2004.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P. H.; CAMPOS, R. H. Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos. In: Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental – **RECESA**. Curso: Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos. Florianópolis - SC. 63 p., 2007.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.; PETERS, M. R.; MAGRI, M. E.; VIEIRA, F. J.; VALENTE, V. B. Arranjos Tecnológicos para Tratamento de Esgotos Sanitários de Forma Descentralizada – ATED. 35-73p. In: **BRASIL**. Fundação Nacional de Saúde – **FUNASA**. 6º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública. 244 p., 2013.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science Technology**, v. 40, nº 3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C.; SENFT, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W.; COSTA, R. H. R. **Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação - Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, Belo Horizonte. Anais. ABES, 7 p., 2007.

PROCHASCHA, C. A.; ZOUBOULIS, 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. 1, p. 57-66, 2007.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429- 448, 2012.

SANTA CATARINA. Nº 14.675/2009. **Legislação sobre Recursos Hídricos**. Governo do Estado de Santa Catarina / Editora Universitária UNISUL. Tubarão, SC. 96 p., 1998.

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 Engenharia Ambiental, Departamento de Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 171 p., 2006.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; CARISSIMI, E.; PHILIPPI, L. S. Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluente. **Water Practice & Technology**, IWA Publishing. vol. 7, (3), 8 p., 2012.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – **SNIS**. 17º Diagnóstico dos serviços de água e esgoto. 432 p., 2011.

SONG, Z.; ZHENG, Z.; LI, J.; SUN, X.; HAN, X.; WANG, W.; XU, M. Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland for sewage treatment in China. **Ecological Engineering**, v. 26, p. 272–282, 2006.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V. **Vertical Flow Constructes Wetlands**. Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Elsevier, 392 p., 2014.

STEVENSON, D. G. Flow and filtration through granular media – the effect of grain size and particle size distribution. **Water Research**, p. 310-322, 1997.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, p. 63-72, 2011.

SUNTTI, C.; TREIN, C. M.; RIBEIRO, E. F.; SCARATTI, D.; SEZERINO, P. H. **Sistemas híbridos de filtros plantados – fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós-tratamento de esgoto doméstico de um centro de treinamento.** In: 1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias Florianópolis: p. 234-245, 2013.

SURRENCY, D., 1993. Evaluation of aquatic plants for constructed wetlands. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. **Lewis Publishers**, Boca Raton, p. 349-357, 1993. In: WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment; Design and operation. **Bioresource Technology**, 175, p. 594-601, 2015.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; HEADLEY, T. R.; YATES, C. R.; STOTT, R. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configuration. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 112-123, 2012.

TRUU, J., NURK, K., JUHANSON, J. e MANDER, Ü. Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. **Journaul Environmental Health**, 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.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. Manual. EPA/625/R-99/010. United States Environmental Protection Agency, EUA. 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Primer for municipal wastewater treatment systems. EPA/832-B-04-001. 30 p., 2004.

VAN KAICK, T. S. V. **Estação de Tratamento de Esgoto por Meio de Zona de Raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica, Curitiba/PR, 116 p., 2002.

VOGEL, A. **Química analítica qualitativa**. 5º Edição ed. São Paulo - SP: Editora Mestre Jou, 665 p., 1981.

VOHLA, C.; KOIV, M.; BAVOR, H. J.; CHAZARENC, F.; MANDER, U. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands – A review. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 70-89, 2011.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. v. 1, 240 p., 1995.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, p. 530-549, 2010.

WAND, H.; VACCA, G.; KUSCHK, P.; KRUGER, M.; KASTNER, M. Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns, **Water Research**, v. 41, nº 1, p. 159-167, 2007.

WINTER, K.J., GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science & Technology**, v. 48, 5, p. 9-14, 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.

XU, J.; ZHANG, J.; XIE, H.; LI, C.; BAO, N.; ZHANG, C.; SHI, Q. Physiological responses of *Phragmites australis* to wastewater with different chemical oxygen demands. **Ecological Engineering**, 36, p. 1341–1347. 2010.

YE, F.; LI, Y. E. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities, **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1043-1050, 2009.

ZHANG, D.; GERSBERG, R. M.; KEAT, T. S. Review constructed wetlands in China. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1367–1378, 2009.

ZURITA, F.; BELMONT, M. A.; ANDA, J. de.; WHITE, J. R. Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. **Water Science & Technology**, v. 63. 4, p. 654–659, 2011.

APÊNDICE I

Tabela 11: Valores brutos das amostragens no primeiro ponto de amostragem do sistema 1 – Biguaçu.

Ponto 1: Primeiro compartimento do RAC												
Data	pH	Alcalinidade (CaCO ₃ mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
16/04/2013	6,89	292	90	590			649		91	0,1	0	22
30/04/2013	6,65	272	126	510			867		80	0,3	0	33
21/05/2013	7,36	346	145	450			390		95	0,1	0	28
04/06/2013	6,48	258	101	637			835		74	0,2	0	34
18/06/2013	6,07	242	590	1240			2106		83	0,2	0,4	35
02/07/2013	6,60	236	507	1333			1369		70	0,2	0,2	16
06/08/2013	6,52	160	77	253			370		36	0,1	0	15
20/08/2013	6,43	140	128	667			543		46	0,1	0	12
01/10/2013	7,77	475	114	662	265	397	635		150	0,2	0	32
30/10/2013	8,06	395	87	538	185	353	295		102	0,1	0,3	15
19/11/2013	7,87	400	88	624			238		70	0,1	0	10
10/12/2013	6,14	150	38	370	125	245	149		45	0,1	0,1	3
13/02/2014	6,88	345	98	517	122	395	769		111	0,3	0	32
25/03/2014	8,00	400	97	422	147	275	546		142	0,3	0	34
23/04/2014	6,89	330	104	555	193	362	687	455	127	0,2	0,2	36
29/04/2014	7,32	295	184	527	285	242	895		94	0,2	0,6	26
13/05/2014	7,24	325	70	617	342	275	723		114	0,2	0,6	32
27/05/2014	7,17	140	115	422	338	83	758	466	117	0,3	0,7	29
11/06/2014	7,74	425	85	843	452	392	832		135	0,2	1,1	43
02/07/2014	8,02	425	87	517	312	205	713	254	134	0,3	0,2	42
23/07/2014	7,14	360	61	822	317	505	772		152	0,3	0,1	43
14/08/2014	8,62	435	60	540	228	312	428	260	144	0,1	0,6	24
28/08/2014	8,69	375	50	463	217	247	373	198	120	0,1	0	23
11/09/2014	7,30	380	97	718			836		124	0,3	0	39
07/10/2014	6,67	105	68	372			532		36	0,1	0	10
06/11/2014	6,64	365	224	993	272	447	1222		137	0,1	0	27
09/12/2014	7,19	450	134	747			1020	705	157	0,2	0	39

Tabela 12: Valores brutos das amostragens no segundo ponto de amostragem do sistema 1 – Biguaçu.

Ponto 2: Último compartimento do RAC ou Entrada do WCFV												
Data	pH	Alcalinidade (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
16/04/2013	6,57	292	75	907					68	0,1	0	11
30/04/2013	6,74	294	214	593					85	0,2	0,2	32
21/05/2013	6,6	248	70	233					62	0,1	0	19
04/06/2013	6,61	240	160	537					60	0,2	0	24
18/06/2013	6,46	304	215	563					77	0,2	0,2	28
02/07/2013	6,63	272	232	867					72	0,1	0	17
06/08/2013	6,37	120	32	180					35	0,1	0	14
20/08/2013	6,50	185	131	933					61	0,1	0	17
01/10/2013	7,54	450	112	747	352	395	518		131	0,2	0	30
30/10/2013	8,04	350	123	452	143	308	238		94	0,1	0,3	14
19/11/2013	8,27	430	133	697			275		87	0,3	0	8
10/12/2013	6,00	125	21	260	47	213	41,5		39	0,8	3,4	2
13/02/2014	6,82	345	43	723	232	492	702		99	0,2	0	37
25/03/2014	7,06	375	81	637	213	423	783		139	0,2	0	34
23/04/2014	6,54	325	64	568	198	370	875	487	129	0,2	0,6	30
29/04/2014	7,02	475	80	530	220	310	666		134	0,2	0	29
13/05/2014	7,05	335	100	668	338	330	755		121	0,2	0,5	34
27/05/2014	6,87	80	120	510	340	170	738	450	113	0,2	0,1	36
11/06/2014	6,86	360	74	1047	597	450	769		137	0,2	0,7	36
02/07/2014	7,16	405	62	520	275	245	714	232	136	0,2	0	38
23/07/2014	7,00	340	60	727	255	472	666		166	0,3	0,1	48
14/08/2014	8,37	300	49	463	207	257	317	182	109	0,1	0,1	24
28/08/2014	8,18	270	40	360	193	167	282	134	81	0,1	0	21
11/09/2014	6,92	380	84	718			807	177	121	0,2	0	40
07/10/2014	6,94	80	51	290			334	221	43	0,1	0	13
06/11/2014	6,75	375	139	602	293	425	981	530	114	0,3	0,2	26
09/12/2014	6,83	460	89	1977			1000	551	134	0,2	0	38

Tabela 13: Valores brutos das amostragens no terceiro ponto de amostragem do sistema 1 – Biguaçu.

Ponto 3: Saída do WCFV												
Data	pH	Alcalinidade (CaCO ₃ mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
16/04/2013	4,68	4	64	397					7	0,2	27	3
30/04/2013	5,28	22	25,7	443					12	0,4	19	3
21/05/2013	3,60	0	0	457					10	0,1	45	5
04/06/2013	4,03	0	4,6	353					8	0,1	47	6
18/06/2013	6,06	68	16	320					12	0,2	49	6
02/07/2013	6,45	106	8	567					31	0,2	15	8
06/08/2013	6,49	125	15	173					31	0,1	7	11
20/08/2013	6,45	125	10	300					35	0,1	4	8
01/10/2013	6,80	195	5,5	403	110	293	66		73	0,2	18	5
30/10/2013	7,06	100	15	307	147	160	55		34	0,4	19	4
19/11/2013	7,22	110	24	468			77		50	1,2	22	4
10/12/2013	6,18	115	14	548	208	340	33		36	0,1	28	1
13/02/2014	6,62	255	33	1262	28	1233	172		70	1,3	1	15
25/03/2014	6,6	215	54	397	58	338	696		77	0,3	16	12
23/04/2014	6,63	260	27	463	105	358	99	48	74	2	20	8
29/04/2014	5,92	280	29	590	413	177	241		80	0,2	6	18
13/05/2014	6,39	200	19	558	228	330	200		80	1	28	14
27/05/2014	6,39	155	17	240	137	103	183	43	63	0,2	7	19
11/06/2014	6,47	285	16	537	392	145	198		82	0,4	1	18
02/07/2014	6,91	340	25	373	283	90	334	37	93	0,2	4	22
23/07/2014	6,60	320	73	745	293	452	474		148	0,7	3	34
4/08/2014	8,17	195	21	427	172	255	58	33	84	0,2	15	10
11/09/2014	7,07	160	9	292	123	168	88	34	58	0,1	14	9
29/08/2014	6,59	175	26	547			106	46	63	0,3	14	7
07/10/2014	6,74	95	14	193			105	53	29	0,7	2	11
06/11/2014	6,53	170	11	382	178	368	120	66	49	0,3	13	10
09/12/2014	6,58	175	12	527			97	76	65	0,5	17	10

APPENDICE II

Tabela 14: Valores brutos das amostragens no primeiro ponto de amostragem do sistema 2 Palhoça.

Ponto 1: Primeiro compartimento do RAC												
Data	pH	Alcalinidade (CaCO₃mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N-NH₄⁺ (mg/L)	N-NO₂⁻ (mg/L)	N-NO₃⁻ (mg/L)	P-PO₄³⁻ (mg/L)
16/04/2013	6,98	230	34	317			183		84	0	0	1,1
30/04/2013	7,36	308	238	463			460		69	0,3	0	39
21/05/2013	7,40	260	86	340			632		90	0	0	20
04/06/2013	6,77	210	108	403			365		36	0,1	0	12
18/06/2013	6,78	322	68	460			378		67	0,1	0	17
02/07/2013	6,74	224	64	600			220		42	0,1	0	10
06/08/2013	6,96	160	44	123			133		29	0,1	0	10
20/08/2013	6,80	175	38	467			174		44	0,1	0	9
01/10/2013	6,96	225	27	408	222	187	266		55	0,1	0	13
30/10/2013	7,04	225	17	350	138	212	196		51	0,1	0,2	17
19/11/2013	7,54	235	34	479			268		64	0,2	0	23
10/12/2013	6,07	125	56	313	163	150	148		25	0	0	8
13/02/2014	6,87	295	30	807	253	553	255		69	0,2	0	22
11/03/2014	6,82	215	24	280	127	153	138		35	0,1	0,1	6
25/03/2014	7,20	210	58	253	93	160	207		46	0,1	0	12
08/04/2014	6,70	200	58	355	147	208	226	179	40	0,1	0	14
23/04/2014	6,96	200	45	350	112	238	198		39	0,1	0,5	9
13/05/2014	6,97	255	30	483	268	215	298	154	63	0,2	0,1	23
27/05/2014	7,51	360	34	17	17		121		16	0,1	0	3
11/06/2014	7,24	135	24	343	205	138	174	68	28	0,1	0	7
02/07/2014	6,84	145	29	218	170	48	180		30	0,1	0,2	10
23/07/2014	7,25	270	22	477	225	252	446	130	62	0,2	0	22
14/08/2014	7,11	220	27	400	188	212	192		54	0,1	0	17
28/08/2014	7,09	225	34	373	200	173	275		55	0,2	0	22
11/09/2014	6,94	215	34	353			273	153	50	0,1	0	14
07/10/2014	6,99	220	196	443			662	233	57	0,2	0	21
06/11/2014	7,05	235	14	242	128	225	278	192	55	0,2	0	14
09/12/2014	7,01	275	35	450			377	155	67	0,1	0	25

Tabela 15: Valores brutos das amostragens no segundo ponto de amostragem do sistema 2 – Palhoça.

Data	pH	Ponto 2: Último compartimento do RAC ou Entrada do WCFV											
		Alcalinidade (CaCO ₃ mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	
16/04/2013	6,54	164	54	300					22	0	1	1	
30/04/2013	7,43	294	12,8	330					59	0,1	0	16	
21/05/2013	7,36	294	96	383					50	0,1	0	18	
04/06/2013	6,96	182	28	193					31	0,1	0	11	
18/06/2013	6,71	324	13	403					79	0,1	0	17	
02/07/2013	6,80	184	36	433					30	0,1	0	8	
06/08/2013	6,73	175	29	160					34	0,1	0	9	
20/08/2013	6,86	180	24	700					42	0,1	0	10	
01/10/2013	6,70	200	15	313	105	208	128		42	0,1	0	11	
30/10/2013	6,82	190	36	278	133	145	190		38	0,1	0,2	12	
19/11/2013	7,58	245	31	416			210		59	0,2	0	19	
10/12/2013	6,18	160	34	490	113	377	157		36	0,1	0,2	6	
13/02/2014	7,32	285	23	287			387	161	69	0,1	0	17	
11/03/2014	6,65	140	9	217	112	105	64		21	0,1	0	3	
25/03/2014	5,72	150	13	72			153	60,5	27	0,1	0	2	
08/04/2014	6,79	155	50	360	100	260	178		52	25	0,1	0	7
23/04/2014	6,30	165	13	247	68	178	92		26	0,1	0	6	
13/05/2014	7,12	290	22	403	165	238	210	85	67	0,1	0,4	23	
27/05/2014	6,79	325	14	37	37		50		9	0,1	0	2	
11/06/2014	6,98	95	13	278	183	95	81	34	15	0	0	3	
02/07/2014	6,89	110	13	143	130	13	104		17	0	0	4	
23/07/2014	6,89	265	15	437	185	252	225	87	57	0,2	0	26	
14/08/2014	7,28	245	24	192			228	169	59	0,1	0	13	
28/08/2014	7,30	230	34	182			185	209	91	57	0,1	0,2	14
11/09/2014	7,06	195	28	170				181	92	46	0,1	0	15
07/10/2014	7,15	195	34	162				205	104	45	0,1	0	14
06/11/2014	7,13	250	12	110	43	213	215	123	61	0,1	0	11	
09/12/2014	7,23	280	14	400				248	68	0,1	0	27	

Tabela 16: Valores brutos das amostragens no terceiro ponto de amostragem do sistema 2 – Palhoça.

Ponto 3: Saída do WCFV												
Data	pH	Alcalinidade (CaCO ₃ mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
16/04/2013	6,04	130	0	233					2	0	2	0
30/04/2013	6,32	170	0	293					3	0,1	2	0,5
21/05/2013	7,34	194	0	340					3	0,1	6	0,8
04/06/2013	6,70	204	5,3	400					7	0,1	9	0,7
18/06/2013	5,82	188	6	323					5	0	19	0,4
02/07/2013	6,6	130	5,4	567					4	0,1	15	0
06/08/2013	6,46	125	4	280					8	0,1	12	2
20/08/2013	6,51	130	0	500					1	0	16	0,3
01/10/2013	6,8	85	0	305	90	215	14		1	0,1	15	0
30/10/2013	6,56	125	0	323	117	207	20		5	0	21	1,4
19/11/2013	7,06	155	1	492			28		5	0,1	21	0,6
10/12/2013	5,74	95	2	272	50	222	21		4	0,1	4	0,5
13/02/2014	6,00	145	1	475		497	17		3	0,1	13	0,4
11/03/2014	6,58	120	9	200	85	115	29		4	0,1	0,4	2
25/03/2014	5,50	125	13	73		142	14		3	0,1	3	0,3
08/04/2014	6,98	105	4	183	33	150	18	0,7	1	0,1	1	1,4
23/04/2014	6,00	160	5	260	37	223	13		4	0	5	1,5
13/05/2014	6,74	110	5	385	143	242	15	4	2	0,1	17	0,4
27/05/2014	6,91	225	1	80	57	23	22		0,4	0	11	1,5
11/06/2014	6,70	90	1	275	155	120	16	3,4	5	0	4	0,4
02/07/2014	6,63	75	3	88	73	15	11		1	0	3	0,7
23/07/2014	6,30	175	1	317	48	268	11	1,5	6	0	13	0,7
14/08/2014	6,74	120	0	405	143	262	14		4	0	19	0,1
28/08/2014	6,74	125	4	353	97	257	9	2,2	4	0	22	0,4
11/09/2014	6,55	100	0	343			11	2,9	2	0	8	0,5
07/10/2014	6,92	90	0	165			11	1,3	2	0	3	1
06/11/2014	6,41	105	0	203	72	272	11	11	3	0	18	1
09/12/2014	6,40	130	3	347			53	15	3	0	14	2