

Victória Regina Celso Monteiro

***WETLANDS* CONSTRUÍDOS EMPREGADOS NO  
TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ÁGUAS CINZAS  
RESIDENCIAL E DE ESCRITÓRIO**

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

Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi

Florianópolis

2014

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

Monteiro, Victória Regina Celso  
Wetlands construídos empregados no tratamento  
descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório  
/ Victória Regina Celso Monteiro ; orientador, Pablo Heleno  
Sezerino ; coorientador, Luiz Sérgio Philippi. -  
Florianópolis, SC, 2014.  
110 p.

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

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Saneamento Descentralizado.  
3. Wetlands Construídos. 4. Águas Cinzas. I. Sezerino,  
Pablo Heleno . II. Philippi, Luiz Sérgio . III.  
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-  
Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.





## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Marcos R. Monteiro e Bernadete M<sup>a</sup> Celso Monteiro, meus amigos e meus amores, por sempre me apoiarem, obrigada por tudo;

Ao Victor Hugo Jangada, por todo carinho, por estar sempre ao meu lado e me aguentar;

Ao professor Pablo Heleno Sezerino, pela orientação, pelo apoio e ensinamentos;

Ao professor Luiz Sérgio Philippi, pela co-orientação e pela oportunidade;

Aos professores da banca Tamara Simone van Kaick, Maria Eliza Nagel Hassemer e Paulo Belli Filho, muito obrigado pela atenção dispensada;

À dona Ilza e seu Zezinho e à empresa Rotária do Brasil, por abrirem seus espaços para a realização desta pesquisa;

À todos os colegas do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), pelos ensinamentos, pelo auxílio nesta pesquisa, pelas parcerias, enfim, por todo apoio e amizade;

Aos colegas e professores da pós-graduação;

À CAPES e ao CNPq;

“Nós nunca descobriremos o que vem depois da escolha, se não tomarmos uma decisão. Por isso, entenda os seus medos, mas jamais deixe que eles sufoquem os seus sonhos.”

*Lewis Carroll*



## RESUMO

Dentre as tecnologias de saneamento descentralizado mais utilizadas para o tratamento de águas cinzas (AC), destacam-se os *wetlands* construídos. Este trabalho tem como objetivo geral avaliar o comportamento de *wetlands* construídos de fluxo horizontal (WH) e vertical (WV) empregados no tratamento de AC residencial e de escritório, respectivamente. Para tanto, foi realizada caracterização quali-quantitativa das AC geradas, por meio de amostragens simples e compostas, bem como por meio de medição de vazão *in loco*. Foram avaliadas, ainda, as eficiências alcançadas pelos WH (8 m<sup>2</sup> de área superficial) e WV (9,2 m<sup>2</sup> de área superficial) no tratamento das AC, bem como suas implicações de uso e viabilidade dos efluentes tratados à um potencial reúso. Não se observou diferença estatística entre os resultados das amostragens simples e compostas para nenhum parâmetro na AC da residência, contudo, para a AC do escritório, observou-se diferença no pH e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Com relação à caracterização quantitativa obteve-se 102,3 L/d (34 L/pessoa.d) para residência e 50 L/d (2,14 L/pessoa.d) para o escritório. Destaca-se que a AC da residência apresentou concentrações de DQO e de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> elevadas, com médias de 1025 mg/L e de 63 mg/L, respectivamente. Já para a AC do escritório, destaca-se uma concentração de DQO de 100 mg/L e de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 20 mg/L. O WH atingiu elevadas eficiências de remoção de DQO (83%, considerando uma carga aplicada de 12,3 gDQO/m<sup>2</sup>.d), P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (73%) e SS (94%). No WV, também obtiveram-se expressivas remoções de DQO (88%, com carga de 0,5 gDQO/m<sup>2</sup>.d), SS (93%) e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (97%), sendo, inclusive observada a nitrificação (7,5 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L no efluente tratado). A quantidade de efluente produzido em ambos os sistemas não atendeu por completo as potenciais demandas para um reúso nos empreendimentos. As AC tratadas não atenderam os limites estabelecidos na literatura brasileira vinculadas ao reúso em relação aos parâmetros turbidez, coliformes fecais, DBO, fósforo total, SST e SDT, contudo, podem ser lançados no ambiente por meio de infiltração no solo.

**Palavras-Chave:** tratamento descentralizado, águas cinzas, *wetlands* construídos, fluxo horizontal, fluxo vertical, residência, escritório.

## ABSTRACT

Among the most commonly used decentralized sanitation technologies for greywater (GW) treatment, highlights the constructed wetlands. The general aim of this work is to evaluate the behavior of constructed wetlands as horizontal flow (HW) and vertical flow (VW) applied on residential and office GW treatment, respectively. A qualitative and quantitative characterization of the GW generated was realized, through simple and compounds samples as well as an in loco flow measurement. The efficiencies reached by HW (8 m<sup>2</sup> superficial area) and VW (9.2 m<sup>2</sup> superficial area) were evaluated too, besides the implications of use and viability of the treated effluent reuse potential. No statistic differences was observed between the results of the simple and compounds GW's samples for any parameter in the residence, however, in the offices GW were observed differences for pH and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. In relation to the quantitative characterization was obtained 102.3 L/d (34 L/person.d) for the residence and 50 L/d (2.14 L/person.d) for the office. The residential's GW showed high concentrations of COD and P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, with an average of 1025 mg/L and 63 mg/L. For the office's GW, de average concentration was 100 mgCOD/L and 20 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L. The HW has reached good efficiencies of removal for COD (83%, considering an organic loading rate of 12,3 gCOD/m<sup>2</sup>.d), P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (73%) and SS (94%). In the VW also were obtained expressive removals of COD (88%, with organic loading rate of 0.5 gDQO/m<sup>2</sup>.d), SS (93%) and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (97%), being inclusive observed nitrification (7.5 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L on treated effluent). The quantity of effluent produced in both systems did not reached the total potential demands for reuse. Both treated GW effluents did not reached the limits established on brazilian literature for reuse with respect to parameters turbidity, fecal coliforms, BOD, total phosphorus, SST and SDT, however, they could be disposed in the environment by soil infiltration.

**Keywords:** decentralized treatment, greywater, constructed wetlands, Horizontal Flow, Vertical Flow, Residence, Office.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Variações dos sistemas de <i>wetlands</i> construídos. ....	35
Figura 2 - Esquema representado o <i>wetland</i> horizontal. ....	36
Figura 3 - Esquema representado o <i>wetland</i> vertical. ....	37
Figura 4 - Curva granulométrica recomendada para o material filtrante em <i>wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial. ....	39
Figura 5 - Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes. ....	42
Figura 6 - Sistema de Reúso de Água Cinza. ....	53
Figura 7 - Localização dos sistemas avaliados em Palhoça/SC e Florianópolis/SC. ....	56
Figura 8 - Representação esquemática dos sistemas avaliados nesta pesquisa, sendo 1) Palhoça – Sistema Residencial e 2) Florianópolis – Sistema da Empresa. ....	57
Figura 9 - Tanque Séptico seguido de <i>Wetland</i> Horizontal tratando águas cinzas na propriedade rural em Palhoça/SC. ....	58
Figura 10 - Sistema de tratamento de águas cinzas na sede da empresa em Santo Antônio de Lisboa - Florianópolis. Mini papiros ainda em fase de crescimento. ....	61
Figura 11 - Evolução temporal da vazão de entrada medida na residência. ....	70
Figura 12 - Volume médio de água cinza produzida na residência durante as horas do dia e volume acumulado ao longo do dia. .	71
Figura 13 - Evolução temporal da vazão de entrada medida no escritório. ....	76
Figura 14 - Volume médio de água cinza produzida no escritório durante as horas do dia e volume acumulado ao longo do dia. .	76
Figura 15 - Variação do pH no <i>wetland</i> horizontal durante o período de monitoramento na residência. ....	78
Figura 16 - Variação da alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /L) no <i>wetland</i> horizontal durante o período de monitoramento na residência. .	78
Figura 17 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de DQO (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> horizontal da residência. ....	79

## LISTA DE FIGURAS (continuação)

Figura 18 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de $\text{N-NH}_4^+$ (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> horizontal da residência.....	81
Figura 19 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de $\text{P-PO}_4^{3-}$ (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> horizontal da residência.....	82
Figura 20 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de ST (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> horizontal da residência.....	83
Figura 21 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de Turbidez (NTU) obtidos para o <i>wetland</i> horizontal da residência.....	84
Figura 22 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de SS (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> horizontal da residência.....	85
Figura 23 - Variação do pH no <i>wetland</i> vertical durante o período de monitoramento na empresa. ....	89
Figura 24 - Variação da alcalinidade ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ) no <i>wetland</i> vertical durante o período de monitoramento na empresa.....	90
Figura 25 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de DQO (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> vertical da empresa.....	91
Figura 26 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de $\text{N-NH}_4^+$ (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> vertical da empresa.....	91
Figura 27 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de $\text{N-NO}_3^-$ (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> vertical da empresa.....	93
Figura 28 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de $\text{N-NO}_2^-$ (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> vertical da empresa.....	94
Figura 29 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de $\text{P-PO}_4^{3-}$ (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> vertical da empresa.....	94
Figura 30 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de SS (mg/L) obtidos para o <i>wetland</i> vertical da empresa. ....	95
Figura 31 - Gráfico <i>Box plot</i> representando valores de Turbidez (NTU) obtidos para o <i>wetland</i> vertical da empresa. ....	96
Figura 32 - Porcentagem de sólidos totais presentes no lodo de águas cinzas proveniente de tanque séptico.....	98
Figura 33 - Desenvolvimento do <i>wetland</i> horizontal ao longo do período de monitoramento. ....	101
Figura 34 - Desenvolvimento do <i>wetland</i> vertical ao longo do período de monitoramento. ....	103

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Propostas do saneamento descentralizado. ....	20
Quadro 2 - Critérios para saneamento sustentável. ....	21
Quadro 3 - Principais características das águas cinzas produzidas na cozinha, banheiro e lavanderia. ....	24
Quadro 4 - Diferentes qualidades de águas cinzas medidas em instalações da Alemanha, Holanda e do Brasil. ....	26
Quadro 5 - Porcentagem aproximada de água residuária gerada em uma residência. ....	27
Quadro 6 - Simulação de distribuição de consumo de uma família brasileira de 4 pessoas. ....	27
Quadro 7 - Exemplos de <i>lay-outs</i> utilizados no tratamento de águas cinzas. ....	30
Quadro 8 - Características de lodo sanitário de tanques sépticos da região de Florianópolis/SC. ....	33
Quadro 9 - Mecanismos de remoção de poluentes que atuam nos sistemas <i>wetlands</i> construídos. ....	44
Quadro 10 - Parâmetros de lançamento de efluentes nas esferas federal e estadual. ....	49
Quadro 11 - Valores para lançamento nas galerias de águas pluviais. ....	50
Quadro 12 - Valores recomendados para o reúso de acordo com as classes. ....	53
Quadro 13 - Parâmetros de qualidade da água de reúso para Classe 1. ....	55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estações de tratamento avaliadas durante o estudo, sendo, TA: tanque de acúmulo, TS: tanque séptico, WFV: <i>wetland</i> de fluxo vertical e WFH: <i>wetland</i> de fluxo horizontal. ...	57
Tabela 2 - Principais características do sistema residencial de Três Barras - Palhoça. Adaptado de Magri et al., (2011).....	59
Tabela 3 - Principais características do sistema da empresa – Santo Antônio de Lisboa - Florianópolis. ....	60
Tabela 4 - Metodologia analítica empregada na análise dos parâmetros avaliados.....	62
Tabela 5 - Caracterização da água cinza bruta produzida em uma residência de Palhoça, e análise estatística realizada entre coletas simples e compostas. ....	66
Tabela 5 - Caracterização da água cinza bruta produzida em um escritório de Florianópolis, e análise estatística realizada entre coletas simples e compostas. ....	72
Tabela 7 - Tabela comparativa entre esta pesquisa e trabalhos anteriores realizados no sistema residencial. TS: tanque séptico, R (%): porcentagem de remoção global, *remoção no <i>wetland</i> .	87
Tabela 8 - Parâmetros analisados para lodo de água cinza proveniente de tanque séptico.....	97
Tabela 9 - Tabela comparativa entre padrões exigidos para reúso, valores recomendados pela Resolução Nº 430/2011 do CONAMA e valores obtidos neste trabalho. ....	108

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ACB – Água Cinza Bruta  
ACT – Água Cinza Tratada  
AGESAN - Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico do Estado de Santa Catarina  
Alcalinid. - Alcalinidade  
ANA – Agência Nacional de Águas  
ANOVA – *Analysis of variance*  
C.fecais – Coliformes Fecais  
CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo  
Cl residual – Cloro residual  
CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
CF – Coliformes Fecais  
CT – Coliformes Totais  
 $d_{10}$  – Diâmetro efetivo: diâmetro correspondente a 10% em peso da amostra ensaiada, tomado na curva granulométrica  
 $d_{60}$  - diâmetro correspondente a 60% em peso da amostra ensaiada, tomado na curva granulométrica  
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio  
DBO<sub>5</sub> - Demanda bioquímica de oxigênio – teste de 5 dias  
DQO – Demanda química de oxigênio  
DV – Desvio padrão  
*E.coli*– *Escherichia coli*  
FATMA - Fundação do Meio Ambiente do Governo de Santa Catarina  
FIESP- Federação das Indústrias do Estado de São Paulo  
GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
Máx. - Máximo  
Mín. - Mínimo  
Namoniacal – Nitrogênio amoniacal  
NBR – Norma Brasileira  
NMP – Número mais provável  
N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio na forma amoniacal  
N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - Nitrogênio na forma de nitrito  
N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Nitrogênio na forma de nitrato

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS (continuação)

NSWHEALT - *New South Wales Health*

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

NTU - Unidade Nefelométrica de Turbidez

Ntotal – Nitrogênio Total

OD – Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PNAD – Programa Nacional por Amostra de Domicílios

P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - Fósforo Ortofosfato

Ptotal – Fósforo Total

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SF – Sólidos Fixos

Sinduscon – Sindicato da Indústria da Construção Civil

SS – Sólidos Suspensos

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STS – Saída Tanque Séptico

STV – Sólidos Totais Voláteis

SV – Sólidos Voláteis

TS – Tanque Séptico

Turb. - Turbidez

U – Coeficiente de Uniformidade: razão entre os diâmetros correspondentes a 60% e a 10%, tomados na curva granulométrica

UASB- Reator Anaeróbio de Manta de Lodo

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

WFH – *Wetland* de fluxo horizontal

WFV – *Wetland* de fluxo vertical

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	17
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	19
2.1 OBJETIVO GERAL .....	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	19
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	20
3.1 SANEAMENTO DESCENTRALIZADO E SUSTENTÁVEL .....	20
3.2 SEGREGAÇÃO DE EFLUENTES .....	22
3.3 ÁGUAS CINZAS .....	23
3.4 ARRANJOS TECNOLÓGICOS EMPREGANDO <i>WETLANDS</i> NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS .....	28
3.5 TANQUE SÉPTICO .....	32
3.6 <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS .....	34
3.7 CARACTERÍSTICAS DOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS .....	35
3.7.1 Direções de fluxo .....	35
3.7.2 Material suporte .....	37
3.7.3 Plantas .....	40
3.7.4 Microrganismos .....	41
3.7.5 Mecanismos de remoção de poluentes .....	43
3.7.6 Critérios de dimensionamento .....	44
3.7.6.1 <i>Wetlands</i> horizontais de fluxo subsuperficial .....	44
3.7.6.2 <i>Wetlands</i> verticais .....	47
3.8 DISPOSIÇÃO FINAL DE EFLUENTES .....	48
3.9 REÚSO DE EFLUENTES .....	51
<b>4. METODOLOGIA</b> .....	56
4.1 LOCALIZAÇÃO DOS SISTEMAS AVALIADOS .....	56
4.2 CONFIGURAÇÕES DOS SISTEMAS AVALIADOS .....	56
4.2.1 Palhoça – Água cinza residencial .....	58
4.2.2 Florianópolis – Água cinza de escritório .....	59
4.3 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA E QUANTITATIVA DAS ÁGUAS CINZAS GERADAS .....	61

4.4	EFICIENCIA DE TRATAMENTO DOS SISTEMAS.....	63
4.5	CARACTERIZAÇÃO DE LODO DE ÁGUAS CINZAS.....	63
4.6	IMPLICAÇÕES DE USO DAS TECNOLOGIAS E VIABILIDADE AO REÚSO .....	64
4.6.1	<b>Implicações de uso das tecnologias .....</b>	<b>64</b>
4.6.2	<b>Viabilidade ao reúso.....</b>	<b>64</b>
5.	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>65</b>
5.1	ÁGUAS CINZAS RESIDENCIAIS.....	65
5.1.1	<b>Caracterização qualitativa .....</b>	<b>65</b>
5.1.2	<b>Caracterização quantitativa.....</b>	<b>68</b>
5.2	ÁGUAS CINZAS DE ESCRITÓRIO.....	71
5.2.1	<b>Caracterização qualitativa .....</b>	<b>71</b>
5.2.2	<b>Caracterização quantitativa.....</b>	<b>74</b>
5.3	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	77
5.3.1	<b>Águas cinzas residenciais.....</b>	<b>77</b>
5.3.2	<b>Águas cinzas de escritório .....</b>	<b>89</b>
5.4	CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ÁGUAS CINZAS .....	97
5.5	IMPLICAÇÕES DE USO DAS TECNOLOGIAS E VIABILIDADE AO REÚSO .....	100
5.5.1	<b>Implicações de uso das tecnologias .....</b>	<b>100</b>
5.5.2	<b>Viabilidade ao reúso.....</b>	<b>105</b>
5.5.2.1	Oferta e demanda da água de reúso.....	105
5.5.2.2	Avaliação econômica.....	107
5.5.2.3	Adequação do efluente às normativas .....	108
5.5.2.4	Alternativas para a melhoria dos sistemas .....	110
6.	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>111</b>
7.	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>113</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>114</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Há muito se sabe que a disposição inadequada de águas residuárias causa contaminação dos corpos hídricos e do solo, gerando inúmeros riscos ao meio ambiente e inclusive à saúde humana. Apesar dos avanços na área de tratamento de efluentes, o panorama brasileiro ainda é bastante preocupante.

De acordo com o Programa Nacional por Amostra de Domicílios–Pnad publicado pelo IBGE (2011), na zona urbana 13,4% da população brasileira ainda possui fossa séptica não ligada à rede coletora como forma de esgotamento sanitário. Na zona rural, constata-se que a situação é mais crítica, pois 55,5% da população possuem fossas rudimentares e 15,5% não possui nenhuma forma de esgotamento sanitário.

Baseado neste cenário há que se inserir alternativas tecnológicas a fim de se buscar a reversão do quadro atual. Dentro deste contexto é que se inserem os sistemas descentralizados e ecológicos, que se adaptam à realidade local, reduzem custos com transporte de esgotos e manutenção, e ainda favorecem o reúso do efluente, aproximando-se dos conceitos da sustentabilidade.

A descentralização do tratamento de esgotos permite, ainda, promover a segregação dos efluentes gerados em linhas, sendo que esta é uma prática que vem crescendo bastante, e de acordo com Gonçalves (2009), a coleta, o tratamento e o posterior reúso destas fontes realizadas de maneira separada, possibilitam a utilização de soluções inovadoras e específicas para o tratamento de cada fonte, tornando o processo mais eficiente do ponto de vista econômico e ambiental.

Dentre estas linhas, destacam-se as águas cinzas, compostas pelos efluentes produzidos através da lavagem de roupas, chuveiros, pias de banheiro e de cozinha e que representam grande parcela do esgoto convencional. Segundo Hernández Leal et al., (2007), a água cinza pode representar até 70% do volume de esgoto doméstico, além de possuir baixas concentrações de poluentes se comparada ao mesmo. Esta disponibilidade indica uma grande capacidade para o reaproveitamento. Conforme Magri et al., (2011) as águas cinzas apresentam o maior potencial de reúso em unidades residenciais, reduzindo o gasto financeiro com água e evitando a

disseminação de poluentes, e, de acordo com Gonçalves (2006), na escala das edificações, economiza-se além de água potável, energia elétrica e reduz-se a produção de esgoto sanitário.

Vários tipos de sistemas de tratamento vêm sendo propostos e utilizados para as águas cinzas. Segundo Li, Wichmann e Otterpohl (2009), as tecnologias aplicadas incluem sistemas físicos, químicos e biológicos, sendo que a maioria inclui um pré-tratamento para a separação sólido-líquido e um pós-tratamento para a desinfecção. Os autores ainda apontam a combinação de processos biológicos aeróbios com filtração física seguida de desinfecção como uma das soluções mais econômicas e viáveis para o tratamento de águas cinzas.

Os *wetlands* construídos destacam-se como uma tecnologia utilizada comumente no tratamento secundário e terciário de efluentes (PHILIPPI; COSTA; SEZERINO, 1999), pois combinam processos físicos, químicos e biológicos e ainda podem ser considerados um aperfeiçoamento dos sistemas naturais, funcionando em um ambiente controlado sob os aspectos da engenharia (VYMAZAL; KRÖFELOVÁ, 2008). Logo, são vistos como alternativas tecnológicas que podem ser aplicadas ao saneamento sustentável, promovendo a depuração de águas cinzas de maneira simples e economicamente atrativa.

Dado que as águas cinzas possuem características muito divergentes, é importante que sejam estudadas diferentes tecnologias aplicadas em situações distintas. Ainda, Palmquist e Hanaeus (2005), ressaltam que as características qualitativas e quantitativas de frações separadas de efluentes podem servir como base para a gestão destes, realizando-se análises de risco, análise de fluxo de substâncias, entre outros.

Dentro deste contexto, pesquisadores do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), vêm trabalhando com a tecnologia dos *wetlands* desde 1990, e mais especificamente com águas cinzas a partir dos anos 2000, destacando-se os trabalhos de Philippi et al., (2005), Peters (2006), Magri et al., (2008), Magri et al., (2011), Pires (2012) e Magri et al., (2012).

Este trabalho apresenta o monitoramento de dois arranjos tecnológicos empregando *wetlands* construídos, aplicados no tratamento de águas cinzas provenientes de duas fontes geradoras com características distintas, a fim de se obter uma

caracterização qualitativa e quantitativa destas águas, além de avaliar eficiências e a viabilidade ao reúso dos efluentes tratados.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar o comportamento de *wetlands* construídos de fluxo horizontal e vertical empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Caracterizar qualitativamente e quantitativamente águas cinzas geradas em residência e escritório;
- Avaliar a eficiência de tratamento promovida pelos *wetlands* de fluxo horizontal e vertical associados às águas cinzas residencial e de escritório, respectivamente;
- Caracterizar lodo de águas cinzas proveniente de tanque séptico com vistas à determinação de critérios para a gestão deste;
- Apresentar e discutir implicações de uso da tecnologia dos *wetlands* e a viabilidade dos efluentes tratados ao reúso.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 SANEAMENTO DESCENTRALIZADO E SUSTENTÁVEL

Um sistema descentralizado tem por objetivo e definição, tratar os efluentes próximos ao local de geração, evitando o transporte de esgotos e trazendo o saneamento ao alcance de todos.

O saneamento descentralizado surgiu com o objetivo de resolver o problema da poluição que a população em crescimento vem causando nos corpos hídricos, uma vez que os sistemas atuais de esgotamento sanitário se apresentam demasiadamente caros e devido a isso não estão disponíveis para atender a todos. A descentralização do saneamento (Quadro 1) poderia minimizar o problema, podendo ainda contribuir para a construção de cidades sustentáveis (PHILIPPI, 2000).

Quadro 1 - Propostas do saneamento descentralizado. Fonte: PHILIPPI, (2000).

<ul style="list-style-type: none"> <li>• Racionalização do uso dos recursos públicos, humanos e naturais;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ativação de capacidades ociosas disponíveis nas comunidades;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Incentivo à criatividade social voltada para a formulação e adoção de tecnologias apropriadas às condições específicas da comunidade.</li> </ul>

O saneamento descentralizado, e mais especificamente o esgotamento sanitário estático, ou também conhecido como *on-site*, é mais empregado em locais onde não há rede coletora de esgotos, principalmente zonas rurais, comunidades afastadas, locais de baixa densidade populacional; são sistemas na maioria das vezes designados para operar em pequena escala. Massoud, Tarhini e Nasr (2009), relatam que os sistemas descentralizados permitem flexibilidade no gerenciamento e ainda, uma série de processos podem ser combinados até se alcançar as metas do tratamento, os requerimentos ambientais e a proteção da saúde pública.

Lens, Zeeman e Lettinga (2001), também citam critérios para o saneamento sustentável (Quadro 2), e afirmam que muitos inconvenientes dos sistemas centralizados poderiam ser

superados se aplicados alguns destes conceitos. Segundo os autores, este tipo de saneamento é a princípio, menos vulnerável, já que existem sistemas que não dependem de infraestruturas complexas, nem energia e fonte de água, e são sistemas simples e robustos.

Quadro 2 - Critérios para saneamento sustentável. Adaptado de Lens, Zeeman e Lettinga (2001).

<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pequena, se houver, diluição de resíduos domésticos ou industriais de alta carga com água limpa;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maximização da recuperação e reúso da água tratada e seus produtos, por ex. para irrigação, fertilização e condicionante de solo;</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aplicação de um eficiente, robusto e confiável sistema de coleta, transporte e tecnologia de tratamento, que requiera poucos recursos e que tenha longa vida útil.</li> </ul>

Segundo Philippi (2000), a descentralização promove a reflexão da comunidade acerca do meio ambiente e também a participação e o controle sobre a prestação de tais serviços. Além disso, a descentralização tem grande potencial para geração de empregos na comunidade.

Diversas vantagens e benefícios dos sistemas descentralizados são enumerados por vários autores. Douglas (1998 apud LENS, ZEEMAN E LETTINGA, 2001), cita algumas vantagens que o sistema oferece: economia, proteção ao investimento do proprietário, promoção de um melhor gerenciamento da bacia hidrográfica, oferece uma solução apropriada para comunidades de baixa densidade populacional e fornece solução adequada para locais em diferentes condições.

A USEPA (1997) define como benefícios básicos dos sistemas de esgotos descentralizados a proteção da saúde pública e do meio ambiente, baixos custos de manutenção, adaptação a diferentes condições, possibilidade de reúso e de recarga do lençol subterrâneo.

Outros autores ainda citam a possível recuperação dos nutrientes, a redução dos eventos de eutrofização; pequenos sistemas permitem a separação dos efluentes produzidos, destinando-se separadamente para tratamento e reúso, o que evita a diluição dos poluentes, facilita o tratamento e economiza

energia; exclui-se a possibilidade de contaminação por esgoto industrial, gerando também um lodo possível de ser reaproveitado, além de serem sistemas geralmente compactos, com condição flexível de operação e reduzido impacto estético (LIBRALATO; GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012).

### 3.2 SEGREGAÇÃO DE EFLUENTES

A prática da segregação de efluentes tem se apresentado como uma alternativa promissora para o saneamento descentralizado, pois facilita a implementação de alternativas de tratamento e reúso, e ainda propicia o aproveitamento dos nutrientes presentes nos esgotos sanitários e domésticos.

De acordo com a visão da engenharia ecológica, a água residuária deve retornar como um recurso, logo a mistura dos efluentes não é uma prática indicada, pois dificulta o reaproveitamento. São aplicados desta maneira, os princípios da gestão e da reciclagem (GUTERSTAM; ETNIER, 1996).

Wilderer (2002) também afirma que a complexidade dos processos modernos de tratamento de esgotos está justamente na diluição dos poluentes, logo a mistura e a diluição devem ser evitadas ao máximo. Coletando-se as frações compostas da água residuária, os processos de tratamento e as tecnologias podem ser particularmente ajustadas à composição da fração, assim como os requerimentos necessários para a posterior utilização dos produtos do tratamento.

A segregação de efluentes em uma residência pode ocorrer da seguinte maneira de acordo com a literatura:

- Águas Marrons: água residuária contendo material fecal e papel higiênico, proveniente de dispositivos separadores de fezes e urina (GONÇALVES, 2006);
- Águas Amarelas: água residuária contendo principalmente urina também proveniente de dispositivos separadores de fezes e urina (GONÇALVES, 2006);
- Águas Negras: águas residuárias provenientes dos vasos sanitários; contém fezes e urina e pode conter papel higiênico e água residuária de cozinhas (GONÇALVES, 2006);
- Águas Cinzas: água residuária produzida em banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar, tanques,

podendo ou não incluir pias de cozinha (ERIKSSON et al., 2002; GONÇALVES, 2006).

Essas categorias possuem composições muito diferentes e, portanto, concentrações de poluentes também diferentes. As águas marrons e amarelas (chamadas também de negras quando misturadas) são as que mais preocupam com relação aos riscos para saúde, pois podem conter microrganismos patogênicos, resíduos farmacêuticos e hormônios. Por outro lado, a urina humana contém grandes quantidades de nitrogênio e fósforo e por isso pode ser utilizada como fertilizante, já a água cinza geralmente apresenta concentração de nutrientes baixa, porém esta pode ser tratada de maneira relativamente fácil e assim reutilizada para vários fins (WILDERER, 2002).

### 3.3 ÁGUAS CINZAS

O termo águas cinzas é utilizado para designar todas as águas residuárias produzidas em uma residência, excluindo-se as águas do vaso sanitário. São os efluentes provenientes de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar, lavadoras de louça, lavanderias e pias de cozinha (MOREL; DIENER, 2006).

Segundo Rapoport (2004), a água cinza proveniente da pia da cozinha é a mais contaminante, pois apresenta óleos, gorduras, detergentes e elevado número de coliformes termotolerantes. A água de lavagem de roupas apresenta variação na concentração de coliformes termotolerantes, porém apresenta alta concentração de produtos químicos. E as águas provenientes de banheiros são aparentemente as menos contaminadas, pois os poluentes se encontram mais diluídos.

Morel e Diener (2006) resumem as principais características das fontes de águas cinzas produzidas nos fundamentais compartimentos de uma residência (Quadro 3).

A caracterização das águas cinzas pode ser considerada uma tarefa difícil, visto que ocorre muita variação neste tipo de efluente, devido principalmente aos hábitos diversos de cada família. Como exemplo pode-se citar a variedade e quantidade de produtos utilizados para lavagem de roupas e higiene pessoal, a composição destes produtos, a lavagem de fraldas de bebês ou roupas contaminadas, entre muitos outros hábitos.

Quadro 3 - Principais características das águas cinzas produzidas na cozinha, banheiro e lavanderia. Fonte: MOREL E DIENER, (2006).

<b>Cozinha</b>	Contém resíduos de comida, grandes quantidades de óleo e gordura e detergentes. Podem aparecer líquidos de limpeza e água sanitária. Tem alta concentração de nutrientes e sólidos suspensos. Efluentes de máquinas de lavar louça podem ser muito alcalinos, com altas concentrações de sais e sólidos suspensos.
<b>Banheiro</b>	É considerada a água cinza menos contaminada de uma casa. Contém sabões, <i>shampoos</i> , pasta dental e outros produtos de higiene corporal. Ainda apresenta resíduos de barbear, pele, cabelos, gorduras corporais, fiapos e traços de urina e fezes. As águas de banhos podem ser contaminadas com microrganismos patogênicos.
<b>Lavanderia</b>	As águas residuárias de lavanderias contém grandes quantidades de produtos químicos provenientes do sabão em pó (como sódio, fósforo, nitrogênio e surfactantes), assim como alvejantes, sólidos suspensos e talvez óleos, tintas, solventes e fibras de roupas não biodegradáveis. Pode conter grandes quantidades de patógenos quando fraldas são lavadas.

Imhof e Muhlemann (2005), citam fatores que influenciam nas características das águas cinzas, alguns deles são:

- Qualidade e tipo da água de abastecimento;

- Tipo de rede de distribuição de água potável (poço ou água encanada);
- Tipo de rede de distribuição para água cinza (devido ao carreamento de substâncias aderidas à tubulação e/ou crescimento de biofilme);
- Atividades na residência;
- Compartimento sanitário que fornece água cinza para o sistema (pia, chuveiros, lavanderia...);
- Tipo de fonte: residencial ou industrial (como lavanderias comerciais);
- Localização geográfica;
- Demografia e nível de ocupação;
- Quantidade de água utilizada com relação a quantidade de poluentes descartada.

Além disso, alguns autores incluem a pia da cozinha no sistema de águas cinzas e outros não. Henze e Ledin (2001 apud MAY E HESPANHOL 2008), dividem as águas cinzas em duas categorias:

- Águas cinzas claras, que são provenientes de chuveiros, lavatórios e máquinas de lavar roupas e;
- Águas cinzas escuras, que contam com efluentes de pias de cozinha e máquina de lavar louças.

Outros ainda caracterizam separadamente cada compartimento sanitário gerador de água cinza, o que dificulta uma caracterização geral. Segundo Nolde (1996), a composição da água cinza está sujeita a flutuações, que devem ser levadas em conta também na hora da coleta. A concentração de uma fonte isolada de água cinza pode variar amplamente, o efluente proveniente de banhos, por exemplo, segundo o autor apresentou concentrações de DQO variando entre 30 e 1000 mg/L. O Quadro 4 apresenta valores de parâmetros medidos para diferentes qualidades de águas cinzas em instalações de Alemanha, Holanda e Brasil.

De acordo com a literatura, as águas cinzas podem representar de 70% a 75% do fluxo de água residuária de uma

Quadro 4 - Diferentes qualidades de águas cinzas medidas em instalações da Alemanha, Holanda e do Brasil.

Parâmetro	DBO	DBO	SST	Turbidez	N total	N amoniacal	P total	C. F	C. T	
Unidade	mg/L	mg/L	mg/L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	NMP/ 100ml	NMP/ 100ml	
NOLDE, <sup>1</sup> (1996)	Pouco Poluída****	100 - 200	50 - 100	-	-	5 - 10	-	0,2 - 0,6	10 <sup>-1</sup> - 10 <sup>1</sup>	10 <sup>-2</sup> - 10 <sup>3</sup>
	Medio Poluída**	250 - 430	150 - 250	-	-	-	-	-	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>6</sup>	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>6</sup>
	Muito Poluída*	500 - 600	280 - 360	-	-	8 - 18	-	2,5 - 4,5	10 <sup>2</sup> - 10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>7</sup>
PETERS (2006) <sup>2</sup>	280	267	129	155	-	3,1	7,7	2,7x10 <sup>4</sup>	7,3x10 <sup>4</sup>	
HERNÁNDEZ LEAL et al. (2007) <sup>3</sup>	1583	-	-	-	47,8	16,3	9,8	-	-	
KNUPP (2013) <sup>4</sup>	183,0	44,1	44,8	50,9	-	2,0	0,4	2,2x10 <sup>4</sup>	8,5x10 <sup>2</sup>	

\*Muito Poluída: água cinza doméstica excluindo águas residuárias fecais, residência com medidas de economia de água.

\*\* Médio Poluída: água cinza doméstica excluindo águas residuárias fecais e da cozinha, com grande parte proveniente de máquina de lavar contaminada com bactérias fecais de fraldas de bebê.

\*\*\* Pouco Poluída: água cinza doméstica excluindo águas residuárias fecais e da cozinha, proveniente de banheiras e chuveiros e pequena parte de máquina de lavar.

1. Alemanha, 2. Florianópolis/SC – Brasil, 3. Holanda, 4. Vitória/ES – Brasil

residência (NSWHEALT 2000; HERNÁNDEZ LEAL et al., 2007; ERIKSSON et al., 2002). As porcentagens produzidas nos diferentes compartimentos de uma residência são mostradas no Quadro 5.

Quadro 5 - Porcentagem aproximada de água residuária gerada em uma residência. Fonte: NSWHEALT (2000).

Tipo de Água Residuária	Água Residuária Total		Água Cinza Total	
	% Total	(L/dia)	% Total	(L/dia)
<b>Banheiro</b>	32	186	-	-
<b>Lavatório</b>	5	28	7	28
<b>Banhos</b>	33	193	48	193
<b>Cozinha</b>	7	44	11	44
<b>Lavanderia</b>	23	135	34	135
<b>TOTAL</b>	100	586	100	400

Segundo Santos (2002 apud GONÇALVES 2006), a vazão diária de águas cinzas pode ser estimada a partir da vazão específica dos aparelhos sanitários associados à realidade de seus usos (frequência e duração de uso) como está exemplificado no Quadro 6.

Quadro 6 - Simulação de distribuição de consumo de uma família brasileira de 4 pessoas. Fonte: GONÇALVES (2006).

<b>Vaso Sanitário</b>	4 pessoas 3 descargas/dia 12L/descarga	14%
<b>Lavatório</b>	4 pessoas 3 min/dia 10 L/min	12%
<b>Chuveiro</b>	4 pessoas 10 min/dia 12 L/min	47%
<b>Pia de Cozinha</b>	4 pessoas 15 min/dia 10 L/min	14%
<b>Tanque</b>	4 pessoas 5 min/dia 10 L/min	5%
<b>Máquina de Lavar Roupas</b>	4 pessoas 3 ciclos/semana 210 L/ciclo	8%

Para uma residência em Sydney, na Austrália, com três pessoas, estimou-se uma produção de 339 L/dia (LOH e COGHLAN, 2003 apud NSWHEALT, 2008), porém a quantidade de água cinza produzida varia bastante de acordo com a situação e também com o nível de renda da família, estando relacionada principalmente com o consumo de água potável em cada compartimento da residência e também com os tipos de torneiras e chuveiros utilizados, por exemplo.

### 3.4 ARRANJOS TECNOLÓGICOS EMPREGANDO *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

Diversos tipos de tratamento para as águas cinzas vem sendo propostos por muitos autores. Tanto sistemas aeróbios quanto anaeróbios ou ainda a combinação de ambos. A escolha do sistema a ser utilizado depende das características do efluente, da finalidade do tratamento e da disponibilidade de área e financeira.

Li, Wichmann e Otterpohl (2009), apontam que as tecnologias utilizadas no tratamento de águas cinzas podem utilizar processos físicos, químicos e biológicos. Para os processos físicos os autores citam filtração com areia grossa e solo e filtração em membranas; os processos químicos são pouco relatados pela literatura e incluem coagulação, oxidação foto-catalítica, troca iônica e carvão ativado granular. Já para os processos biológicos são citados filtro biológico rotativo, reator em batelada sequencial, reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), biorreator à membrana e *wetlands* construídos.

Li, Wichmann e Otterpohl (2009) ainda relatam que em termos de performance de tratamento e custos de operação e manutenção, os *wetlands* construídos podem ser considerados a tecnologia mais ambientalmente amigável e econômica; para locais com disponibilidade de área. Segundo Van Kaick (2002), os *wetlands* construídos são sistemas físico-biológicos auto-sustentáveis, que se integram de forma não agressiva ao meio ambiente e à comunidade.

Além disso, esses sistemas são considerados de fácil construção e operação e por isso vem sendo bastante utilizados para este tipo de efluente, combinados ou não com tanque

séptico. Ainda, são interessantes porque podem ser considerados naturais e assim corroboram com as ideias do saneamento sustentável e com a segregação de efluentes. O Quadro 7 exibe alguns dos sistemas utilizados no tratamento de águas cinzas relatados na literatura que empregaram esses sistemas.

Morel e Diener (2006) citam vários trabalhos realizados pelo mundo que utilizaram *wetlands* combinados de diversas maneiras. No Brasil, Monteiro (2009) estudou a viabilidade técnica de *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial no tratamento de águas cinzas geradas em um container instalado na Universidade de São Paulo; Mattos e Lucrécio (2012) estudaram o comportamento hidrodinâmico de um *wetland* de fluxo horizontal subsuperficial tratando águas cinzas produzidas na Universidade Federal do Espírito Santo. Begosso (2009) estudou parâmetros de projeto e critérios de dimensionamento para um sistema híbrido composto por um *wetland* de fluxo horizontal seguido de um vertical tratando águas cinzas, e o sistema proporcionou eficiências médias acima de 90% para turbidez, SST, DBO<sub>5</sub> e DQO. Já Pansonato (2010) avaliou a desinfecção solar como pós-tratamento de sistema híbrido de *wetlands* no tratamento de águas cinzas. Paulo et al., (2013), relatam o gerenciamento de águas negras e águas cinzas, sendo o tratamento de águas cinzas realizado por meio de dois *wetlands* construídos em um sistema híbrido.

Platzer, Hoffmann e Cardia (2007) relatam suas experiências no tratamento de águas cinzas com *wetlands* de fluxo vertical e híbrido no Brasil e no Peru; Duncan et al., (2010) avaliaram o potencial de um *wetland* natural para o tratamento de águas cinzas na região central de Gana e Gunther (2000) estudou um sistema que imita lagoas de *wetlands* naturais para tratamento de águas cinzas na Suécia. Mais recentemente, Comino, Riggio e Rosso (2013) analisaram o desempenho de um sistema híbrido de *wetlands* para tratamento de águas cinzas sob condições de estresse. Também em 2013, Sarnaglia e Gonçalves estudaram um *wetland* de fluxo vertical como pós-tratamento de filtro anaeróbio visando reúso não potável e Knupp e Gonçalves (2013), avaliaram um sistema de fluxo horizontal também no tratamento de água cinza visando o reúso predial.

Quadro 7 - Exemplos de *lay-outs* utilizados no tratamento de águas cinzas.

Local / Autor (Ano)	Gana/ Gunther (2000)	Costa Rica/ Morel; Diener, (2006)	Nepal/ Morel; Diener, (2006)	Malásia/ Morel; Diener, (2006)	Sri Lanka/ Morel; Diener, (2006)	Peru/ Platzler; Hoffmann e Cardia (2007)
<b>Efluente</b>	Várias residências	Cozinha, Banho, Lavanderia	Cozinha, Banho, Lavanderia	Cozinha, Banho, Lavanderia	Cozinha, Lavanderia	Cozinha, Padaria, Lavanderia
<b>Tratamento Primário</b>	-	Tanque Sedimentação	Tanque Sedimentação	Reator anaeróbio compartimentado	Grade/ Caixa Gordura/ Tanque Séptico	Cx. Gordura/ Tanque Bombeamento
<b>Tratamento Secundário</b>	<i>Wetland</i> natural 17.928 m <sup>2</sup>	<i>Wetland</i> fluxo horizontal	Câmara dosadora/ <i>Wetland</i> fluxo vertical	Câmara dosadora/ Filtro aeróbio/ <i>Wetland</i> fluxo horizontal	Filtro anaeróbio/ Câmara dosadora/ <i>Wetland</i> fluxo vertical	<i>Wetland</i> fluxo vertical
<b>Disposição Final</b>	Descartado em rio usado p/ recreação, pesca... etc.	Lagoa Polimento/ Descarte	Tanque Armazenagem/ Irrigação Lavagem veículos Descarga banheiro	Descarte	Jardinagem	Irrigação
<b>Desempenho</b>	DQO: 88% SST: 99% N-NO <sub>3</sub> : 98% P-PO <sub>4</sub> : 78%	DBO <sub>5</sub> : 99% N-NH <sub>4</sub> : 95% P-PO <sub>4</sub> : 84%	DBO <sub>5</sub> : 98% SST: 97% N-NH <sub>4</sub> : 96% P-PO <sub>4</sub> : 33%	DBO <sub>5</sub> : 99% SST: 96% P Total: 88%	-	-

Quadro 7 – Continuação - Exemplos de lay-outs utilizados no tratamento de águas cinzas.

Local / Autor (Ano)	Brasil/Santa Catarina/ Magri et al., (2011)	Brasil/Espírito Santo/ Mattos e Lucrécio (2012)	Brasil /Mato Grosso Sul/ Paulo et al., (2013)	Itália/ Comino; Riggio e Rosso (2013)	Brasil /Espírito Santo/ Sarnaglia e Gonçalves, (2013)	Brasil /Espírito Santo/ Knupp e Gonçalves (2013)
<b>Efluente</b>	Tanque e Máquina de Lavar	Chuveiro, Lavatório, Máquina Lavar	Chuveiro, Cozinha, Tanque	Criado artificialmente	Lavatórios, chuveiros e máquina de lavar	Lavatórios, chuveiros e máquina de lavar
<b>Tratamento Primário</b>	Tanque Séptico	Retenção Sólidos/ Reservatórios	Cx. Gordura/ Tanque Sedimentação	-	Filtro anaeróbio de fluxo ascendente	Filtro anaeróbio de fluxo ascendente
<b>Tratamento Secundário</b>	Wetland de fluxo horizontal	Reator Anaeróbio/ Wetland horizontal	Wetland horizontal/ Wetland vertical	2 Wetlands verticais + Wetland horizontal	Wetland de fluxo vertical	Wetland de fluxo horizontal
<b>Disposição Final</b>	Reuso vaso sanitário/ Infiltração solo	Descarte no Solo	-	-	Reuso não potável	Reuso Predial
<b>Desempenho</b>	DQO: 92% SST: 96% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 49% P-PO <sub>4</sub> : 96%	-	DQO: 99% SST: 97%	DQO: 95%	DQO: 85% SST: 69% P total: 78% N-NH <sub>3</sub> : 40%	DQO: 74% SST: 74 % P total: 19% N-NH <sub>3</sub> : 12%

### 3.5 TANQUE SÉPTICO

O tanque séptico é há muito tempo o sistema mais utilizado de tratamento primário *on site*, ou integrante do sistema descentralizado. De acordo com a NBR 7229/1993, tanque séptico pode ser definido como “unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão” (ABNT, 1993). Segundo Jordão e Pessoa, (1995), Jean Louis Mouras é registrado como inventor das fossas sépticas, pois em 1860 construiu um tanque de alvenaria no qual eram coletados os esgotos, restos de cozinha e águas pluviais de uma pequena residência na França. Após uma série de experiências, foi registrada a patente em 1881.

Este dispositivo ainda é muito utilizado, principalmente em locais isolados e na área rural, onde não existe rede coletora de esgotos. De acordo com Andreoli (2009), as grandes vantagens desse sistema em comparação a outros reatores anaeróbios e outras opções de tratamento, são a construção muito simples, a operação eventual e extremamente simples e os custos.

A fossa séptica ou tanque séptico como passou a ser chamada, tem o objetivo de reter os sólidos contidos nos esgotos através da decantação, propiciar a decomposição dos sólidos orgânicos decantados e acumular temporariamente os resíduos, que terão o volume reduzido através do processo de digestão anaeróbia e serão removidos no período determinado (ANDREOLI, 2009).

Os tanques sépticos que são dimensionados de acordo com a NBR 7229/1993 podem ser projetados para intervalos de limpeza de lodo que variam de 1 a 5 anos e levam em conta valores de temperatura ambiente dentre outros parâmetros (ABNT,1993). O Quadro 8 resume algumas características de lodos de tanques sépticos da região de Florianópolis/SC.

Muitos problemas são encontrados na prática, envolvendo fatores como negligência do morador na realização das limpezas conforme determinado, ou falta de conhecimento acerca da necessidade da limpeza e/ou como realizar o procedimento. Andreoli (2009), relata que considerando a quantidade de usuários de tanques sépticos e fossas rudimentares no país, a

produção de lodo digerido anual é cerca de 7,2 milhões de m<sup>3</sup>, que resultaria num volume muito maior se considerado que o esgotamento é realizado retirando-se todo o conteúdo do tanque, e não somente a parcela digerida.

Quadro 8 - Características de lodo sanitário de tanques sépticos da região de Florianópolis/SC. Adaptado de Belli Filho et al., (2004).

<b>Parâmetros</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
pH	6,69	5,48	7,60
DQO (mg/L)	10.383	528	29.704
DQO filtrada (mg/L)	1.028	322	3.880
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	994	228	3.854
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	116	36	278
Fósforo Total (mg/L)	45	7,2	215,9
ST (mg/L)	9.550	516	33.292
SV (mg/L)	6.172	224	18.454
SST (mg/L)	6.896	145	27.500
SSV (mg/L)	5.019	79	18.000
Óleos e Graxas (mg/L)	1.588	18	6.982
Detergentes (mg/L)	48	0,20	225

O manuseio e emprego de lodo de maneira inadequada podem expor homens e animais a agentes patogênicos através de contato direto, como por exemplo, no caso de inalar ou ingerir diretamente partículas contendo patógenos, pelo manejo de vegetais crus cultivados em solo adubado com lodo, ou de maneira indireta, pelo consumo de água contaminada com lodo e até consumo de carne de animais que tenham se contaminado com ovos de helmintos (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

Deve-se observar ainda que a fossa séptica não purifica os esgotos, somente reduz sua carga orgânica, assim os sólidos não retidos podem ser arrastados com o efluente, da mesma maneira que o produto solúvel da decomposição do lodo. Desta forma, o efluente pode ser escuro e com odor característico,

causado pela presença de gases, principalmente gás sulfídrico e ainda apresentar grande quantidade de bactérias (JORDÃO; PESSÔA, 1995). Por estas razões, uma solução eficiente para pós-tratamento e disposição final adequada deve ser adotada.

### 3.6 WETLANDS CONSTRUÍDOS

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

A tradução literal da palavra *wetland* é “terra úmida” e devido à grande dificuldade de se chegar a um consenso com relação a uma palavra brasileira, esses sistemas são também chamados de filtros plantados, zona de raízes, terras úmidas, leitos construídos, dentre outras denominações; neste trabalho optou-se por chamar de “*wetland*” construído.

*Wetlands* naturais têm sido usados para disposição de águas residuárias desde a antiguidade, porém, os primeiros experimentos objetivando o tratamento de águas residuárias com *wetlands* plantados foram realizados por volta de 1950 por Seidel no Instituto Max Plack na Alemanha (SEIDEL, 1955 apud VYMAZAL, 2005). No hemisfério ocidental iniciou-se por volta dos anos 70, porém a implementação desta tecnologia foi acelerada no mundo a partir de 1985 (KADLEC; WALLACE, 2009).

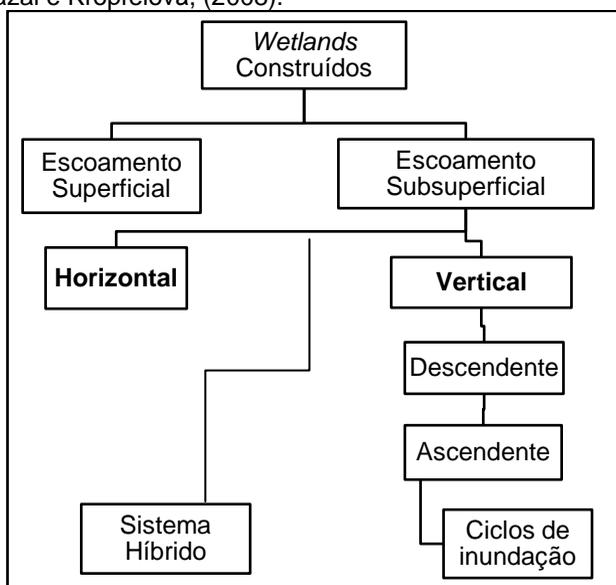
No Brasil, os primeiros estudos foram realizados através das observações feitas nas planícies alagadas do Amazonas. As primeiras tentativas para usar a capacidade desses sistemas de mudar a qualidade da água visando purificação em sistemas de *wetlands* construídos, foram realizadas por Salati et.al (1982 apud SALATI JR; SALATI; SALATI, 1999) que construiu um lago artificial próximo a um rio poluído em Piracicaba, São Paulo.

Primariamente, *wetlands* construídos eram aplicados apenas no tratamento de esgoto doméstico ou municipal, mas atualmente eles têm sido usados para tratar todos os tipos de águas residuárias, incluindo industriais e da agricultura, águas

pluviais de escoamento, águas cinzas e lixiviados de aterro sanitário (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2011).

Atualmente muitas variações de *wetlands* têm sido implantadas no mundo todo, aplicando-se diferentes direções de fluxo, materiais suporte, tipos de macrófitas, entre outros; estes podem ser classificados em *wetlands* de fluxo superficial, que são os que mais se aproximam dos sistemas naturais por possuírem lâmina d'água, *wetlands* de fluxo subsuperficial, que se subdividem em fluxo vertical e horizontal e ainda existem os sistemas híbridos, que são a combinação de duas unidades (Figura 1).

Figura 1 - Variações dos sistemas de *wetlands* construídos. Adaptado de Vymazal e Kropfelová, (2008).



### 3.7 CARACTERÍSTICAS DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

#### 3.7.1 Direções de Fluxo

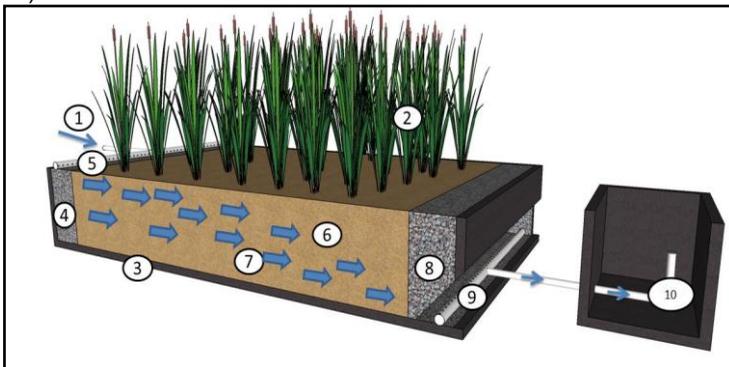
O fluxo de escoamento superficial é também chamado de sistema lâmina livre, e este é o que mais se aproxima dos *wetlands* naturais, pois o efluente escorre livremente, gerando uma superfície sempre alagada. Consiste de um reservatório

escavado no solo, servindo o solo de suporte para o crescimento das macrófitas. Pode haver também macrófitas flutuantes ou suspensas na massa líquida, além de algas, cuja presença aproxima o sistema das lagoas facultativas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Este tipo de fluxo vem sendo menos utilizado devido a geração de odores e a grande proliferação de mosquitos, que podem vir a causar doenças na população do entorno próximo.

O sistema de fluxo subsuperficial é também denominado filtro plantado com macrófitas, e neste caso o efluente escoo pela parte interna do leito, atravessando o *wetland*. O leito é composto por um material de recheio, usualmente areia, pedra brita ou cascalho, por onde o efluente percola e onde são plantadas diretamente as macrófitas. Podem ser classificados em fluxo horizontal e fluxo vertical.

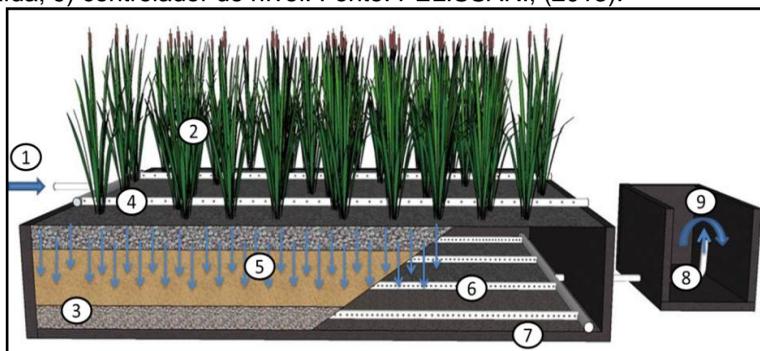
No fluxo horizontal (Figura 2) o esgoto é inserido na parte inicial do leito, geralmente constituída por pedras, e percola horizontalmente pelo material de recheio, até alcançar a zona de saída, também composta por pedras. O sistema geralmente apresenta uma leve inclinação de fundo a fim de facilitar o escoamento do efluente.

Figura 2 - Esquema representado o *wetland* horizontal. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) tubulação de alimentação; 6) material filtrante; 7) sentido do fluxo; 8) zona de saída; 9) tubulação de coleta; 10) controlador de nível. Fonte: PELISSARI, (2013).



Já no fluxo vertical (Figura 3), o *wetland* é geralmente escavado no solo, e também preenchido com material de recheio, onde são plantadas as macrófitas. O diferencial vem da alimentação do sistema, que é intermitente, e realizada na parte superior do filtro, o esgoto então percola verticalmente sendo coletado no fundo (fluxo descendente). Este sistema de alimentação provoca uma maior oxigenação, favorecendo a degradação aeróbia e a nitrificação. Pode ainda ocorrer outra variação de fluxo, no qual a alimentação ocorre pelo fundo e o efluente é coletado no topo (fluxo ascendente) (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Figura 3 - Esquema representado o *wetland* vertical. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) material filtrante; 4) tubulação de alimentação; 5) sentido do fluxo; 6) tubulação de coleta; 7) impermeabilização; 8) zona de saída; 9) controlador de nível. Fonte: PELISSARI, (2013).



### 3.7.2 Material Suporte

O material suporte ou substrato sustenta a vegetação, fornece área superficial para a adesão dos microrganismos, e está associado com os mecanismos físico-químicos de tratamento. O substrato afeta a capacidade de tratamento através do tempo de detenção, superfícies de contato entre os organismos e a água residuária e a disponibilidade de oxigênio. Os substratos incluem os solos naturais (argila ou solos superficiais), misturas de solos, cascalho, pedras quebradas, cinzas e combinações. Cascalho e/ou areia são os substratos mais recomendados para a maioria dos sistemas de fluxo subsuperficial (HAMMER, 1989).

A maioria dos estudos relata a utilização de brita e areia como meio suporte em *wetlands*. Abidi et al., (2009) usou camadas de cascalho grosso e fino e areia grossa; Vymazal e Kropfelová, (2011) utilizaram brita e areia nos sistemas então testados. Porém, são encontradas algumas variações, utilizando materiais alternativos, Van Kaick (2002) utilizou conchas de ostras como material de recheio de um *wetland* horizontal; Saeed e Sun (2011), utilizaram palha de madeira de eucalipto como principal substrato do *wetland* vertical, cascalho no *wetland* horizontal e zeólita em um segundo *wetland* vertical. Barbera et al., (2009) utilizou diferentes camadas de cascalho e areia vulcânicos para preencher seus *wetlands* enquanto Melián et al., (2010) utilizou cascalho e *lapilli* (sedimento vulcânico áspero).

A escolha do material suporte depende da finalidade do tratamento, e como esse sistema é baseado no processo de filtração, devem-se conhecer as características do material empregado e, também, devem ser utilizadas unidades de tratamento primário a fim de remover sólidos grosseiros, que podem vir a colmatar o leito. Os primeiros estudos traziam o solo *in natura* como material suporte, mas busca-se um material que possua uma boa condutividade hidráulica, apresentando boas condições de fluxo e também boa capacidade de adsorção de compostos. Porém, estas duas características não ocorrem frequentemente em um mesmo material (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

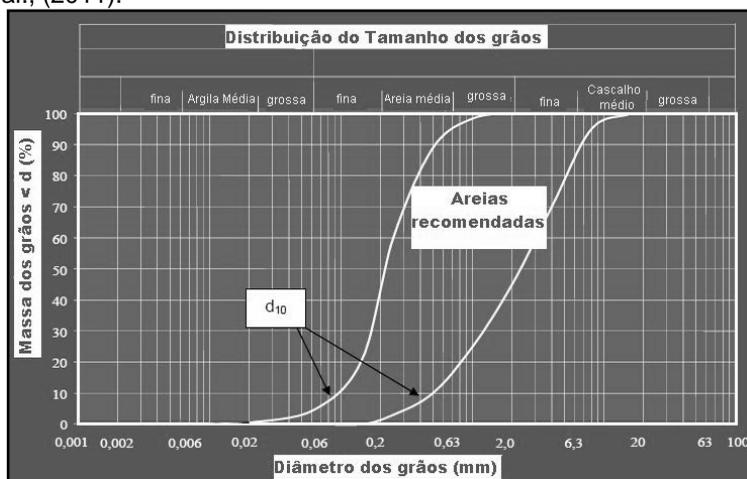
A granulometria representa as dimensões das partículas, e é uma característica que influencia bastante na condutividade hidráulica do material suporte. Quanto menor a granulometria, menores são os espaços entre as partículas, menor a condutividade hidráulica, e mais facilmente ocorrerá a colmatação do leito. A granulometria recomendada para os materiais suporte varia bastante dentre os países, logo várias recomendações são encontradas na literatura (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Hoffmann et al., (2011) considera a areia grossa o substrato mais adequado para a construção de *wetlands* de fluxo subsuperficial. Devida atenção também deve ser dedicada aos tamanhos dos grãos utilizados, os autores acima citados indicam

que a areia empregada deve ser suficientemente grossa, o  $d_{10}$ , que representa o diâmetro efetivo, deve estar na faixa de 0,1 a 0,4 mm, idealmente estando mais perto de 0,4 mm (Figura 4), e a condutividade hidráulica deve ser de  $10^{-4}$  a  $10^{-3}$  m/s.

No caso da utilização de cascalho como material filtrante, Hammer (1989) indica para o fundo do sistema diâmetros de partículas variando de 12-25 mm, para o leito diâmetros de 12-19 mm, e para o topo diâmetros de 6-12 mm, a fim de garantir o crescimento da vegetação.

Figura 4 - Curva granulométrica recomendada para o material filtrante em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial. Adaptado de Hoffmann et al., (2011).



Segundo Kadlec e Wallace (2009), a colmatção do leito é responsável pela maioria dos problemas operacionais que ocorrem nos *wetlands* subsuperficiais horizontais. De acordo com os mesmos autores, a colmatção ocorre devido aos seguintes mecanismos:

- Deposição de sólidos em suspensão (inertes) na região da entrada do *wetland*;
- Acumulação de material orgânico refratário também na zona de entrada do *wetland*;
- Deposição de precipitados químicos no leito;

- Carga de matéria orgânica que estimula o crescimento do biofilme no material suporte;
- Desenvolvimento de raízes das plantas, que acabam ocupando o volume dos poros no leito.

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

Com um bom gerenciamento do sistema pode-se evitar ou adiar o processo de colmatção do leito, aumentando a vida útil do sistema e evitando o escoamento superficial, o que prejudica o tratamento, pois diminui o contato do esgoto com os microrganismos presentes no interior do *wetland*, além de não ocorrer de maneira adequada o processo de filtração. Porém, no caso de ocorrer colmatção, o material de recheio deve ser retirado para lavagem e realocação, ou deve ser realizada a troca do material. Este processo também gera resíduos, os quais devem ser manejados corretamente e inclusive dispostos em locais adequados.

### 3.7.3 Plantas

A presença ou ausência de plantas é uma das características geralmente utilizadas na definição de *wetlands* e assim pode ser considerada uma propriedade inerente a estes. As plantas que crescem nos *wetlands* são usualmente chamadas de macrófitas, e estas incluem plantas aquáticas vasculares, musgos aquáticos e algumas algas maiores (BRIX, 1997).

Segundo Brix (1997), a vegetação nos *wetlands* distribui e diminui a velocidade do fluxo, reduz os riscos de erosão e melhora a condutividade hidráulica do solo através da criação de canais pelas raízes. Estas ainda fornecem superfície para a formação de biofilme, absorvem nutrientes e liberam oxigênio, entre outras funções.

A *Phragmites australis* é uma das espécies mais utilizadas em *wetlands*, porém no Brasil prevalece o uso da *Thypha ssp* (popularmente chamada de Taboa), do Papiro (*Cyperus papyrus*) e do Junco (*Zizaniopsis bonariensis*).

Vymazal (2011b), concluiu que as macrófitas são definitivamente uma parte essencial dos *wetlands* construídos, e que apesar do desenvolvimento desta tecnologia através dos anos, muitas espécies de macrófitas já foram utilizadas, mas poucas dessas espécies são usadas frequentemente.

As plantas absorvem nutrientes, mas também liberam pequenas quantidades durante o crescimento e grandes quantidades no envelhecimento. Logo, a poda realizada antes do envelhecimento pode remover nutrientes de maneira permanente. Caso não ocorra a poda, os nutrientes permanecerão na camada de serapilheira formada e representarão um armazenamento semi-permanente (HAMMER, 1989).

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), as técnicas para colheita em larga escala geralmente não estão disponíveis, e a disposição do material colhido tem custos associados e poucas oportunidades para recuperação do produto. Por outro lado, já existem estudos onde o material recolhido é reaproveitado na própria comunidade. Vera, Martel e Márquez (2012) relatam que parte da biomassa gerada foi utilizada como fonte de fibras vegetais para artesanatos. O restante foi utilizado para camas em celeiros de gado e posteriormente levado a compostagem.

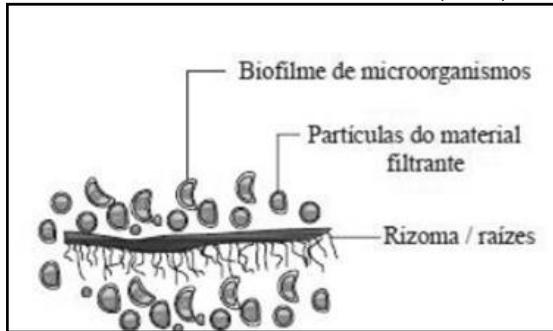
### **3.7.4 Microrganismos**

Os microrganismos estão presentes nos *wetlands* e desempenham um papel fundamental no sistema participando ativamente da depuração das águas residuárias. Segundo Wolverton (1987 apud VYMAZAL E KROFELOVÁ 2008), a maior parte dos processos de tratamento que envolvem a degradação de matéria orgânica é atribuída aos microrganismos que vivem nas raízes das plantas e em volta delas, que depois de ali estabelecidos formam uma relação simbiótica na maioria dos casos. E isto resulta no aumento das taxas de degradação e na remoção de compostos orgânicos da água residuária em torno das raízes.

As bactérias são os principais microrganismos encontrados e são de grande interesse, pois contribuem muito para a degradação da matéria orgânica presente no efluente. Podem coexistir bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas, já que alguns sistemas possuem estas zonas distintas. Incluem-se também as bactérias nitrificantes e desnitrificantes, que são as responsáveis pela transformação da matéria nitrogenada e vivem nas zonas aeróbias e anóxicas, respectivamente.

O material filtrante e as raízes das plantas são os principais responsáveis pela aglomeração dos microrganismos (Figura 5), pois fornecem a superfície para aderência destas e consequente formação do biofilme microbiano, que é um aglomerado de bactérias que excretam exopolissacarídeos, formando uma estrutura gelatinosa. Sezerino (2006), destaca a formação do biofilme aderido como sendo o princípio básico da depuração de esgotos em *wetlands*.

Figura 5 - Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes. Fonte: SEZERINO, (2006).



Outros microrganismos que também desempenham papel fundamental no processo de tratamento de esgoto são os componentes da microfauna (protozoários e micrometazoários), esses microrganismos podem indicar as condições de eficiência de sistemas de tratamento de esgotos. Ressalta-se ainda, que a microfauna pode ser facilmente observada em microscópio óptico (BENTO, 2000).

Os protozoários são organismos muito pequenos, o corpo da maioria das espécies é translúcido, mas alguns podem

apresentar coloração devido a ingestão de alimento, ao material de reserva, ou à pigmentos (clorofila) (CETESB, 1997 apud BENTO, 2000). São encontrados em todos os ambientes terrestres, e cada organismo é formado de uma única célula que realiza as funções corpóreas, alguns possuem estruturas relativamente complexas. Eles contribuem removendo bactérias, degradando a matéria orgânica, interagindo com outros microrganismos e mantendo o equilíbrio ecológico do sistema (BENTO, 2000). Flagelados, amebas e ciliados são exemplos de protozoários que podem ser encontrados em sistemas de tratamento de esgotos.

Já os micrometazoários, ainda segundo Bento (2000), são formados por agrupamentos de células que formam verdadeiros tecidos e executam diferentes funções. Os principais são os rotíferos, anelídeos, nematóides e tardígrados, e juntos contribuem para a manutenção da população de bactérias, na redução da DBO, na recirculação de nutrientes minerais, entre outros. Segundo Puigagut et al., (2007) há ainda uma grande lacuna na informação científica a cerca da microfauna presente em *wetlands* construídos, a qual pode ser utilizada com uma ferramenta bioindicadora das condições do sistema.

### **3.7.5 Mecanismos de Remoção de Poluentes**

Os constituintes do sistema – material suporte, plantas e microrganismos – tem participação direta nos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos *wetlands* construídos, os quais promovem a depuração das águas residuárias. No quadro 9, podem ser verificados os principais mecanismos de remoção dos poluentes que ocorrem nos *wetlands* construídos.

Mesmo em diferentes configurações, muitos mecanismos ocorrem simultaneamente (PHILIPPI; SEZERINO, 2004), e juntos são capazes de remover parcelas dos principais poluentes do esgoto: sólidos suspensos, compostos orgânicos solúveis, nitrogênio, fósforo, microrganismos, e eventualmente metais pesados. Microrganismos promovem degradação aeróbia ou anaeróbia e também transformação da matéria nitrogenada; o material filtrante promove principalmente a filtração e a adsorção e as plantas, por exemplo, assimilam nitrogênio e fósforo.

Quadro 9 - Mecanismos de remoção de poluentes que atuam nos sistemas *wetlands* construídos. Adaptado de Cooper et al., (1996).

<b><u>Constituintes dos Esgotos</u></b>	<b><u>Mecanismos de Remoção</u></b>
<b>Sólidos Suspensos</b>	-Sedimentação - Filtração
<b>Compostos Orgânicos Solúveis</b>	-Degradação microbiana aeróbia -Degradação microbiana anaeróbia
<b>Nitrogênio</b>	-Amonificação seguida de nitrificação -Desnitrificação -Assimilação pelas plantas -Adsorção -Volatilização de amônia
<b>Fósforo</b>	-Absorção e Adsorção -Assimilação pelas plantas
<b>Metais</b>	-Adsorção e troca catiônica -Complexação -Precipitação -Assimilação pelas plantas -Oxidação/redução microbiana
<b>Patogênicos</b>	-Sedimentação -Filtração -Morte natural -Predação

### 3.7.6 Critérios de Dimensionamento

Segundo Hoffmann et al. (2011), existem várias maneiras de se dimensionar *wetlands* de fluxo subsuperficial, as quais são utilizadas dependendo do tipo de efluente e do clima, são elas:

- Área per capita, em  $m^2$ /pessoa.
- Carga orgânica por área superficial, em  $gDBO/m^2.d$  ou  $gDQO/m^2.d$ ;
- Taxa hidráulica, em  $mm/d$  ou  $m^3/m^2.d$ ;
- Entrada e consumo de oxigênio, em  $kg/d$ .

#### 3.7.6.1 *Wetlands* Horizontais de Fluxo Subsuperficial

De acordo com Hammer (1989), todos os *wetlands* construídos são reatores biológicos de biomassa aderida. No caso de se assumir estado estacionário, as reações biológicas

podem ser descritas como sendo de primeira ordem, ou seja, a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente. A degradação da matéria orgânica, a nitrificação, retenção/inativação de microrganismos e a adsorção geralmente seguem a cinética de primeira ordem.

Desta forma, modelos que utilizam cinética de primeira ordem vêm sendo utilizados em sistemas de *wetlands* construídos horizontais de fluxo subsuperficial. Philippi e Sezerino (2004), apresentam as equações como se seguem:

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-K_T \cdot t} \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

$C_e$  = concentração efluente em termos de  $DBO_5$  (mg/L)

$C_o$  = concentração afluente em termos de  $DBO_5$  (mg/L)

$K_T$  = constante de reação da cinética de primeira ordem (dependente da temperatura T (1/d))

t = tempo de retenção hidráulica (d)

O tempo de retenção hidráulica na Equação 1 é função da porosidade do material filtrante, do volume do filtro e da vazão que se deseja tratar (Equação 2).

$$t = n \frac{V}{Q} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

t = tempo de retenção hidráulica (d)

n = porosidade do material filtrante ( $m^3$  vazios/ $m^3$  material)

V = volume do filtro ( $m^3$ )

Q = vazão a tratar ( $m^3/d$ )

A determinação do  $K_T$  da Equação 1 pode ser realizada através de equações empíricas diferentes, por isso valores diversos são encontrados na literatura. Relaciona-se a constante de reação a 20°C ( $K_{20}$ ) com a equação modificada de van't Hoff Arrhenius:

$$K_T = K_{20} (1,06)^{T-20} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

$K_T$  = constante de reação da cinética de primeira ordem (dependente da temperatura T (1/d))

$K_{20}$  = constante de reação a 20°C (1/d)

T = temperatura crítica (°C)

A fim de se estimar a área requerida, rearranjam-se as equações obtendo-se:

$$A = \frac{Q \times (\ln Co - \ln Ce)}{K \times p \times n} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

A = área superficial requerida (m<sup>2</sup>)

Q = vazão afluyente (m<sup>3</sup>/d)

Co = concentração afluyente em termos de DBO<sub>5</sub> (mg/L = g/m<sup>3</sup>)

Ce = concentração efluyente em termos de DBO<sub>5</sub> (mg/L = g/m<sup>3</sup>)

K = obtida pela equação 3 (1/d)

n = porosidade do material filtrante (m<sup>3</sup> vazio/m<sup>3</sup> material)

p = profundidade média do filtro (m)

Para o dimensionamento através da área per capita, encontram-se valores variando de 1 a 5 m<sup>2</sup>/pessoa, quando os sistemas são empregados no tratamento secundário, precedidos por decanto-digestores (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Destaca-se que as equações acima e a relação área per capita são amplamente empregadas quando da aplicação para esgotos domésticos. Já para águas cinzas em específico, a literatura também reporta o uso das equações derivadas da cinética de primeira ordem, contudo, dado as particularidades das águas cinzas, muitos autores apresentam critérios de dimensionamento empíricos.

Morel e Diener (2006), por exemplo, indicam que a área do sistema pode requerer de 1 a 3 m<sup>2</sup> por pessoa, dependendo das taxas de produção de águas cinzas, e apontam valores de tempo de retenção hidráulica de 3 a 7 dias, taxa hidráulica de 5 a 8 cm/dia e carga orgânica de 6 a 10 gDBO/m<sup>2</sup>.d.

Hoffmann et al., (2011) citam como recomendações básicas para o dimensionamento a declividade de fundo

variando de 0,5 a 1%, profundidade dos leitos por volta de 60 cm e área superficial requerida entre 3 e 10 m<sup>2</sup>/pessoa variando com a temperatura. Cita-se ainda que a carga orgânica não deve ultrapassar 16 gDQO/m<sup>2</sup>.d e a taxa hidráulica deve permanecer entre 60-80 mm/d para águas cinzas, observando que no caso desta possuir baixa carga orgânica pode-se até aplicar maiores taxas hidráulicas. Sezerino (2006), ainda destaca uma taxa hidráulica de 62 mm/d em clima subtropical.

### 3.7.6.2 *Wetlands* Verticais

O dimensionamento de *wetlands* de fluxo vertical é dependente das cargas hidráulicas e orgânicas, visando evitar assim a colmatação e, principalmente, propiciar um ambiente mais aeróbio quando comparado ao horizontal, dado que se espera nos *wetlands* verticais a oxidação da amônia, além da oxidação da matéria orgânica.

Desta forma, o dimensionamento dos *wetlands* verticais baseia-se nas cargas orgânicas e taxas hidráulicas aplicadas sobre a área superficial do filtro. Inúmeras relações são recomendadas, tais como taxas hidráulicas de 10-20 cm/d, e cargas orgânicas de 10-20 g de DBO/m<sup>2</sup>.d. A área do sistema pode ser estimada entre 0,5 e 3 m<sup>2</sup> por pessoa (MOREL; DIENER, 2006).

Por outro lado, Hoffmann et al. (2011) recomendam que para regiões frias, a área requerida é usualmente de 3 a 4 m<sup>2</sup>/pessoa e de 1 a 2 m<sup>2</sup>/pessoa para regiões quentes. E ainda aconselham que a profundidade do filtro de areia deve ser de no mínimo 50 cm adicionando-se 20 cm de cascalho na base e 10 cm no topo. Para a carga orgânica por área cita-se um limite de 20 gDQO/m<sup>2</sup>.d para regiões frias, porém os autores relatam que possuem boas experiências aplicando de 60-70 gDQO/m<sup>2</sup>.d e taxas até maiores que 200 mm/d de carga hidráulica para efluentes pré-tratados em climas quentes.

Tal como citado anteriormente, os *wetlands* de fluxo vertical permitem alta taxa de transferência de oxigênio para o meio filtrante. Assim sendo, Platzer (1999) descreveu equações de balanço de oxigênio para seu dimensionamento. As equações levam em consideração a quantidade de oxigênio que é requerida para degradação da matéria orgânica e para

nitrificação, e o oxigênio que é recuperado no processo de desnitrificação.

O autor obtém a difusão de oxigênio relacionando a área superficial, o coeficiente de difusão, o tempo em que o leito está encharcado e quantas vezes isso ocorre (número de aplicações de esgoto), e obtém também a entrada de oxigênio por convecção relacionando a quantidade de oxigênio existente no ar, em g/L com o volume de esgoto aplicado. Desta forma, tem-se a oferta de oxigênio e a demanda, sendo que o resultado final deve ser positivo. Este modelo de Platzler (1999) é amplamente empregado para o dimensionamento de *wetlands* verticais no tratamento secundário de esgotos sanitários, utilizando areia como material suporte.

Sezerino (2006) apresenta como critérios de dimensionamento de *wetlands* verticais, pós tratamento primário, empregando areia como material filtrante ( $d_{10}$  de 0,20 mm e uniformidade de 4) e submetidos às condições de clima subtropical (sul do Brasil), uma aplicação intermitente com 3 pulsos diários (de 8 em 8 horas) e as seguintes taxas hidráulicas e cargas: 230 mm/d; 40 gDQO/m<sup>2</sup>.d; 15 gSS/m<sup>2</sup>.d; 12 gNTK/m<sup>2</sup>.d.

### 3.8 DISPOSIÇÃO FINAL DE EFLUENTES

Uma das formas de disposição final mais utilizada para águas residuárias tratadas é o lançamento em corpos hídricos, principalmente porque aproveita a capacidade de assimilação dos rios. Porém, não se devem lançar despejos que o corpo d'água não possa suportar, respeitando assim a capacidade de autodepuração do mesmo.

Para regulamentar esses despejos existem as legislações federais, estaduais, e caso o município deseje uma maior restrição, aplica-se uma legislação municipal. As resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA dispõem sobre condições e padrões do lançamento de efluentes no Brasil. Em Santa Catarina, o Código Estadual do Meio Ambiente, Lei N°14.675/2009, traz no capítulo VII os padrões ambientais exigidos. O Quadro 10 apresenta um resumo dos parâmetros exigidos pela legislação federal e no estado de Santa Catarina.

Quadro 10 - Parâmetros de lançamento de efluentes nas esferas federal e estadual. \*Para lançamento em lagoas, lagoas e estuários.

<b>Parâmetros</b>	<b>CONAMA 430/2011</b>	<b>Lei N°14.675/2009 Código Ambiental SC</b>
<b>pH</b>	5 - 9	6 - 9
<b>Temperatura</b>	< 40°C	-
<b>Materiais Flutuantes</b>	Ausentes	Ausentes
<b>Materiais Sedimentáveis</b>	1 mL/L	-
<b>Óleos Vegetais e Gorduras Animais</b>	50 mg/L	30mg/L
<b>Nitrogênio Amoniacal</b>	20 mg/L	-
<b>Fósforo</b>	-	4mg/L ou 75% remoção*
<b>DBO<sub>5</sub></b>	60% remoção	60mg/L ou 80% remoção

A AGESAN (Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico do Estado de Santa Catarina) é um dos órgãos estaduais encarregados de fiscalizar e monitorar os sistemas de saneamento básico do estado, e segundo resolução 012/2011, os requisitos para lançamento de efluentes devem observar a qualidade dos corpos receptores de acordo com a classificação do CONAMA, devendo o prestador de serviços atender também a legislação estadual em vigor sobre padrões de lançamento.

Ainda de acordo com resolução da AGESAN – 011/2011, não é permitida a interligação da rede coletora de esgotos sanitários com rede de escoamento de águas pluviais. Porém, a NBR 13.969/97 afirma que o esgoto pode ser lançado em galerias pluviais desde que obedeçam as seguintes condições: possuir características biológicas e físico-químicas de acordo com os padrões do corpo receptor onde a galeria lança suas águas, ter padrão mínimo para lançamento conforme o Quadro 11 em pelo menos 80% das amostras coletadas ao longo de 12

meses, todos os efluentes lançados devem sofrer desinfecção e é necessária autorização do órgão competente (ABNT,1997).

Quadro 11 - Valores para lançamento nas galerias de águas pluviais. Fonte: ABNT (1997).

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
<b>DBO</b>	Inferior 60 mg/L	<b>Oxigênio Dissolvido</b>	Superior 1,0 mg/L
<b>DQO</b>	Inferior 150 mg/L	<b>Sólidos Sedimentáveis</b>	Inferior 0,5 mg/L
<b>pH</b>	Entre 6 e 9	<b>Sólidos não Filtráveis</b>	Inferior 50 mg/L
<b>Temperatura</b>	Inferior 40°C	<b>Coliformes Totais</b>	< 1000 NMP/100 mL
<b>Óleos e graxas</b>	Inferiores 50 mg/L	<b>Cloro Residual Livre</b>	Superior a 0,5 mg/L

Outra alternativa para as águas residuárias tratadas é a disposição no solo, a qual é bastante empregada onde o volume de esgotos produzidos é pequeno ou não dispõe-se de corpos hídricos próximos para o lançamento. A NBR 13.969/97 cita as tecnologias de infiltração, canteiro de infiltração, canteiro de evapotranspiração e sumidouro como alternativas, devendo ser mantida distância mínima de 1,5 metros do aquífero (ABNT,1997).

O aumento da vazão de esgotos produzidos e a diminuição de disponibilidade de terra aliados a sistemas mal gerenciados provavelmente induziram a busca por novos meios de disposição dos efluentes. Porém, por mais rudimentar que o sistema seja, ele é capaz de depurar suficientemente os esgotos, pois o solo é mais do que um meio físico, é formado por substâncias minerais e orgânicas, vegetação superior e microrganismos que juntos atuam nos processos físicos, químicos e biológicos de depuração dos esgotos. Atualmente, a disposição no solo tem se apresentado como uma alternativa importante para o polimento de efluentes, aplicado no pós-tratamento (PAGANINI, 1997).

### 3.9 REÚSO DE EFLUENTES

Cada vez mais vem crescendo o reúso de águas residuárias tratadas, visto que a água potável tem se tornado escassa em determinadas regiões, e esta é indispensável para consumo e preparo de alimentos. Mesmo em locais com abundância de água, o reúso se torna interessante, pois promove economia, e torna o processo mais sustentável.

O reúso muitas vezes é promovido de maneira não intencional, pois o efluente lançado em corpos receptores pode vir facilmente a ser utilizado como fonte de captação de água a jusante, porém deve ser levado em conta o fator de diluição que ocorre, e neste caso pode ser chamado de reúso indireto.

Segundo Mancuso e Santos (2003), a conceituação do reúso é complicada, pois depende do exato momento em que se admite que o reúso está sendo feito. O reúso envolve uma maior ou menor tecnologia, dependendo da destinação da água, e como ela foi utilizada anteriormente. O autor ainda cita a Organização Mundial da Saúde (1973), que classifica:

- Reúso indireto: água já usada, uma ou mais vezes que é descarregada em águas superficiais ou subterrâneas, e utilizada novamente a jusante, de forma diluída;
- Reúso direto: Uso planejado de esgotos tratados para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquíferos e água potável;
- Reciclagem interna: reúso da água em instalações industriais, objetivando economia de água e controle da poluição.

Von Sperling (2005) cita como sendo os principais usos da água, o abastecimento doméstico, o abastecimento industrial, irrigação, dessedentação de animais, preservação de fauna e flora, recreação e lazer, criação de espécies, geração de energia elétrica, navegação, harmonia paisagística e diluição e transporte de despejos, sendo o uso mais nobre o abastecimento doméstico, e o menos nobre a diluição e transporte de despejos, já que este não possui nenhum requisito de qualidade.

Logo, pode-se concluir que os usos menos nobres não exigem uma água de qualidade excelente ou potável, e tal

qualidade pode ser facilmente atingida com sistemas simples, como tanques sépticos seguidos de *wetlands* construídos. Ghaitidak e Yadav (2013), por exemplo, afirmam que os *wetlands* construídos e a filtração são tecnologias eficientes em atender a maioria dos parâmetros do reúso, quando comparados com outras tecnologias.

Logicamente, o reúso deve ser adequado à realidade local, visto que o volume de efluente produzido por pequenas estações é reduzido e, portanto não se enquadraria para geração de energia elétrica ou navegação, mas sim para irrigação, dessedentação de animais, lavagem de calçadas, e descargas em bacias sanitárias por exemplo. Considerando que se façam as adaptações e correções necessárias, o reúso da água tratada só tem a trazer benefícios.

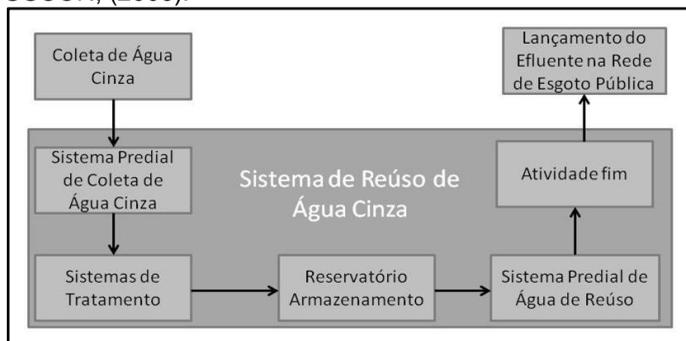
Ainda, o reúso se encontra diretamente relacionado aos conceitos do saneamento sustentável e dos sistemas descentralizados, pois estações de tratamento descentralizadas podem produzir efluentes aptos para atender usos não potáveis em uma menor escala, e devido às proximidades das fontes geradoras, tem um custo energético e econômico mais baixo. Essa é uma das perspectivas futuras para um saneamento ecológico, que prevê um uso sustentável da água, dando valor a água tratada e aos subprodutos gerados, incluindo também a segregação de efluentes visando o máximo reúso e até soluções sem veiculação hídrica (GONÇALVES, 2009).

É importante considerar que o reúso específico e a qualidade da água utilizada irão determinar o nível de tratamento requerido. Para o caso das águas cinzas deve-se considerar também a oferta, pois em edifícios residenciais esta tende a ser mais abundante já que há uma maior parcela de consumo de água para a higiene pessoal do que em edifícios comerciais (ANA; FIESP; SINDUSCON, 2006).

Para um projeto de reúso de águas cinzas devem ser analisados pontos de produção e utilização, determinação de vazões disponíveis, dimensionamento da coleta e transporte, determinação do volume armazenado, definição dos parâmetros de qualidade da água, tratamento da água e dimensionamento do sistema de distribuição de água tratada (Figura 6). Além disso, são necessários estudos econômicos indicando a

viabilidade econômica do sistema (ANA; FIESP; SINDUSCON, 2006).

Figura 6 - Sistema de Reúso de Água Cinza. Fonte: ANA; FIESP; SINDUSCON, (2006).



A NBR 13.969/97 apresenta o grau de tratamento necessário de acordo com o reúso planejado (Quadro 12). A lavagem de carro e outros usos onde há contato direto ou possível aspiração de aerossóis como no caso de chafarizes é determinada Classe 1; lavagens de pisos, calçadas, irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais para fins paisagísticos, Classe 2; reúso nas descargas dos vasos sanitários, Classe 3 e reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual, Classe 4 (ABNT, 1997).

Quadro 12 - Valores recomendados para o reúso de acordo com as classes, sendo: Turb.: turbidez, C.fecais: coliformes fecais, SDT: sólidos dissolvidos totais, e OD: oxigênio dissolvido. Adaptado de ABNT, (1997).

	Turb.	C. Fecais (NMP/ 100 mL)	SDT (mg/L)	pH	Cl residual (mg/L)	OD (mg/L)
<b>Classe 1</b>	< 5	< 200	< 200 mg/L	6- 8	Entre 0,5 e 1,5	-
<b>Classe 2</b>	< 5	< 500	-	-	> 0,5	-
<b>Classe 3</b>	< 10	< 500	-	-	-	-
<b>Classe 4</b>	-	< 5000	-	-	-	>2,0

Vários trabalhos destacam a possibilidade do reúso da água cinza tratada, principalmente na irrigação, jardinagem e descargas de vasos sanitários, mas poucos mostram esta aplicação na prática. March, Gual e Orozco (2004), relatam experiências no reúso de água cinza para descargas nos banheiros de um hotel da Espanha onde a aceitação dos clientes foi satisfatória; Al-Jayyousi (2003), cita as experiências da Jordânia em reúso de águas cinzas, usadas principalmente para jardinagem em áreas rurais.

Finley, Barrington e Lyew (2009), estudaram o reúso de água cinza na irrigação de alface, cenouras e pepino e encontraram baixos níveis de contaminação nestas culturas, não diferindo muito dos valores encontrados para culturas irrigadas com água comum; o crescimento da planta e a produtividade não foram afetados pela qualidade da água. Mourad, Berndtsson e Berndtsson (2011), avaliaram o potencial de economia de água potável ao se utilizar água cinza para descarga de banheiros em uma cidade da Síria, e seus resultados mostraram que cerca de 35% da água potável seria poupada e que *wetlands* construídos são uma alternativa viável para esse tratamento.

O manual da ANA, FIESP e Sinduscon (2005) também delibera padrões de qualidade da água para reúso e define classes. A água de reúso Classe 1 inclui as descargas em bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais e ainda a lavagem de roupas e veículos. Os parâmetros para esta classe se encontram no Quadro 13.

O manual ainda define exigências mínimas da água para descarga em bacias sanitárias:

- Não deve apresentar mau cheiro;
- Não deve ser abrasiva;
- Não deve manchar superfícies;
- Não deve deteriorar metais sanitários;
- Não deve propiciar infecções ou contaminação por vírus e bactérias prejudiciais a saúde humana.

Quadro 13 - Parâmetros de qualidade da água de reúso para Classe 1.  
 Fonte: ANA, FIESP e SINDUSCON, (2005).

<b>Parâmetros</b>	<b>Concentrações</b>
<b>Coliformes Fecais</b>	Não detectáveis
<b>pH</b>	Entre 6,0 e 9,0
<b>Cor (UH)</b>	≤ 10 UH
<b>Turbidez (UT)</b>	≤ 2 UT
<b>Odor e Aparência</b>	Não desagradáveis
<b>Óleos e Graxas (mg/L)</b>	≤ 1 mg/L
<b>DBO (mg/L)</b>	≤ 10 mg/L
<b>Compostos Orgânicos Voláteis</b>	Ausentes
<b>Nitrato (mg/L)</b>	< 10 mg/L
<b>Nitrogênio Amoniacal (mg/L)</b>	≤ 20 mg/L
<b>Nitrito (mg/L)</b>	≤ 1 mg/L
<b>Fósforo Total (mg/L)</b>	≤ 0,1 mg/L
<b>SST (mg/L)</b>	≤ 5 mg/L
<b>SDT (mg/L)</b>	≤ 500 mg/L

#### 4. METODOLOGIA

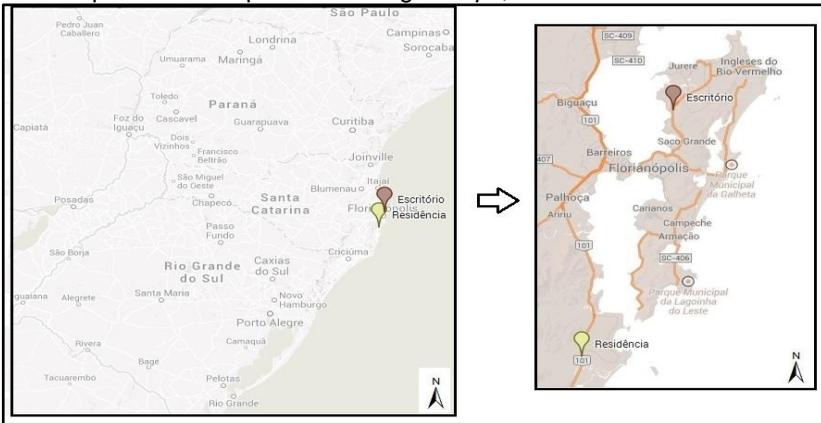
O presente trabalho de dissertação encontra-se inserido no projeto de pesquisa intitulado “Avaliação de filtros plantados com macrófitas (*wetlands* construídos) na promoção do tratamento descentralizado de esgotos”, financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, sendo o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) o responsável pela execução do mesmo.

As ações metodológicas do presente trabalho referem-se principalmente ao monitoramento de dois arranjos tecnológicos utilizando *wetlands* construídos no tratamento de águas cinzas residencial e de escritório.

##### 4.1 LOCALIZAÇÃO DOS SISTEMAS AVALIADOS

Foram avaliadas duas estações de tratamento de efluentes, localizadas na grande Florianópolis, as quais utilizam *wetlands* construídos para o tratamento de águas cinzas. A figura 7 mostra a localização dos sistemas no mapa.

Figura 7 - Localização dos sistemas avaliados em Palhoça/SC e Florianópolis/SC. Adaptado de Google Maps, 2013.



##### 4.2 CONFIGURAÇÕES DOS SISTEMAS AVALIADOS

Os sistemas avaliados tratam diferentes águas cinzas afluentes, e por isso, os arranjos utilizados são distintos entre si (presença/ausência de tratamento primário), assim como as

modalidades de *wetlands* de fluxo subsuperficial implantados, que são horizontal para a residência e vertical para o escritório.

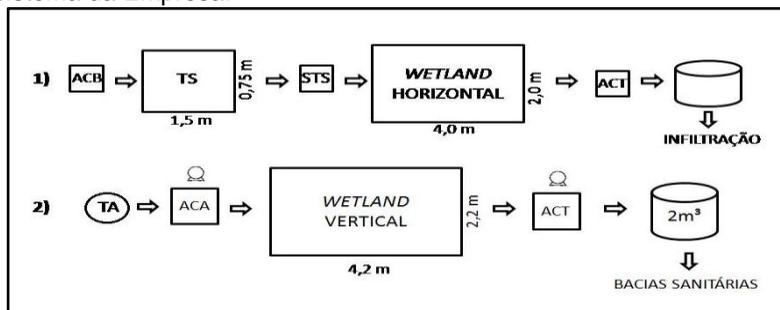
Tais configurações referem-se a diferentes critérios pré-estabelecidos, sendo que na unidade residencial privilegiou-se a redução do uso de equipamentos, tais como bombas, e então optou-se por um *wetland* horizontal operando por gravidade. No escritório, optou-se por um *wetland* vertical com bombeamento, a fim de promover a intermitência da aplicação. Estas decisões foram tomadas quando da implementação dos sistemas, pelo GESAD na residência (2010) e pela empresa no escritório (2011).

A tabela 1 descreve as estações de tratamento avaliadas neste trabalho e a figura 8 representa esquematicamente os sistemas, conforme a numeração que se segue: (1) Palhoça – Sistema Residencial; (2) Florianópolis – Sistema da Empresa.

Tabela 1 - Estações de tratamento avaliadas durante o estudo, sendo, TA: tanque de acúmulo, TS: tanque séptico, WFV: *wetland* de fluxo vertical e WFH: *wetland* de fluxo horizontal.

<u>Localidade</u>	<u>Características do Empreendimento</u>	<u>Sistema Implantado</u>
Três Barras - Palhoça	Residência Rural – Águas Cinzas	TS + WFH
Santo Antônio de Lisboa - Florianópolis	Escritório de Engenharia – Águas Cinzas	TA + WFV

Figura 8 - Representação esquemática dos sistemas avaliados nesta pesquisa, sendo 1) Palhoça – Sistema Residencial e 2) Florianópolis – Sistema da Empresa.



Legenda: ACB: Água Cinza Bruta, TS: Tanque Séptico, STS: Saída Tanque Séptico, TA: Tanque de Acúmulo, ACA: Água Cinza Acumulada, ACT: Água Cinza Tratada.

#### 4.2.1 Palhoça – Água Cinza Residencial (Sistema 1)

O sistema está localizado a aproximadamente 53 km da Universidade Federal de Santa Catarina, estando instalado na zona rural do município de Palhoça/SC, em uma residência com três pessoas.

A propriedade conta com sistemas de aproveitamento de água da chuva, tratamento e reúso de águas cinzas e tratamento e disposição final (aproveitamento) de águas negras. A segregação de águas negras das águas cinzas se dá com o auxílio de adaptações realizadas nas instalações hidrossanitárias.

As águas cinzas são compostas pelos efluentes do tanque e máquina de lavar roupas da residência e são tratadas e posteriormente armazenadas em um reservatório, podendo ser reutilizadas no vaso sanitário, sendo o excedente infiltrado no solo.

O sistema de tratamento de águas cinzas é composto por um tanque séptico seguido por um *wetland* de fluxo horizontal sub-superficial, plantado com *Cyperus papyrus* (Figura 9).

Figura 9 - Tanque Séptico seguido de *Wetland* Horizontal tratando águas cinzas na propriedade rural em Palhoça/SC.



O *wetland* foi dimensionado simulando um fluxo pistão e cinética de primeira ordem, resultando em uma área superficial

de 8 m<sup>2</sup>, possuindo 4 m de comprimento, 2 m de largura e 1 m de altura. A camada de material filtrante foi preenchida por 0,7 m de areia grossa, e então o volume útil é 5,6 m<sup>3</sup>. A vazão foi estimada em 0,45 m<sup>3</sup>/d e a taxa de aplicação na seção transversal 320 L/m<sup>2</sup>.d. A unidade foi implantada no ano de 2010, e suas características se encontram resumidas na Tabela 2 (MAGRI et al., 2011).

Tabela 2 - Principais características do sistema residencial de Três Barras - Palhoça. Adaptado de Magri et al., (2011).

<b>Características</b>	<b>Tanque Séptico</b>	<b>Wetland Horizontal</b>
Vazão de projeto	450 L/dia	450 L/d
Efluente	Água Cinza	Água Cinza
Taxa aplicação seção transversal	-	320 L/m <sup>2</sup> .d
Volume útil	1,70 m <sup>3</sup>	5,6m <sup>3</sup>
Dimensão (largura:comprimento:altura)	0,75:1,5:0,70 (m)	2:4:1 (m)
Área superficial	1,13 m <sup>2</sup>	8 m <sup>2</sup>
Material filtrante	-	Areia grossa (d <sub>10</sub> ) = 0,4mm; (d <sub>60</sub> ) = 1,2mm; (U) = 3
Altura meio filtrante	-	0,70 m
Macrófita	-	<i>Cyperus papyrus</i>

#### 4.2.2 Florianópolis – Água Cinza de Escritório (Sistema 2)

Este sistema se encontra localizado na sede de uma empresa de engenharia, no bairro Santo Antônio de Lisboa em Florianópolis/SC, à aproximadamente 13 km da Universidade Federal de Santa Catarina.

Na empresa são realizadas somente atividades de escritório, onde trabalham cerca de 40 funcionários homens e 5 funcionárias mulheres, portanto existem três banheiros masculinos e somente 1 feminino. A água cinza é composta pelos efluentes gerados nas pias destes banheiros e, também, na pia da cozinha localizada na copa da empresa.

O sistema é composto por um tanque de acúmulo, o qual serve para prover nível ao bombeamento que encaminha por recalque a água cinza para o tratamento em uma unidade de *wetland* vertical plantado com mini papiros (Figura 10). Após passar pelo *wetland*, o efluente tratado é novamente bombeado a um reservatório para ser utilizado nas descargas dos vasos sanitários. O reservatório de 2m<sup>3</sup> recebe ainda contribuição de água da companhia de saneamento do estado - CASAN - a fim de suprir a necessidade dos vasos sanitários.

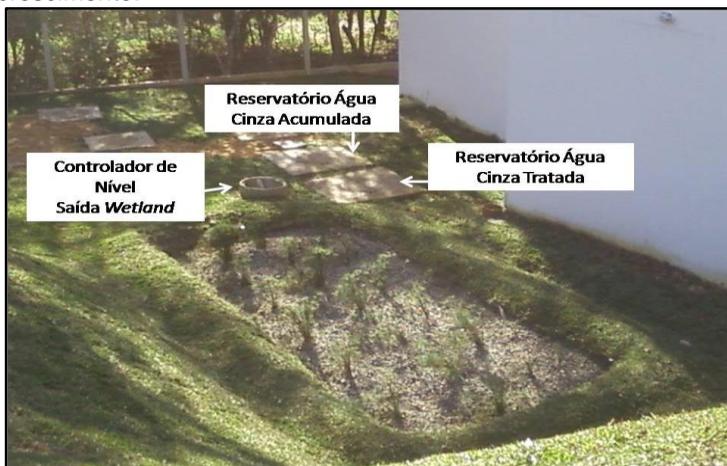
As principais características do sistema se encontram resumidas na Tabela 3. A área superficial do *wetland* é 9,24 m<sup>2</sup>, sendo 2,20 m de largura, 4,20 m de comprimento e 0,7 m de altura, o que resulta em um volume de 6,47 m<sup>3</sup>. O material de recheio é composto por uma camada de 0,10 m de brita para distribuição do efluente, 0,50 m de areia grossa, e 0,10 m de brita para drenagem do efluente. A carga orgânica aplicada foi proposta como sendo 30 gDBO/m<sup>2</sup>.d e a vazão estimada 0,25 m<sup>3</sup>/d.

A figura 10 mostra uma foto do sistema no início de sua operação, no mês de agosto de 2012, onde as macrófitas ainda se encontravam em fase de crescimento.

Tabela 3 - Principais características do sistema da empresa – Santo Antônio de Lisboa - Florianópolis.

<b>Características</b>	<b>Wetland Vertical</b>
Vazão de projeto	250 L/d
Efluente	Água Cinza
Taxa aplicação superficial	30 gDBO/m <sup>2</sup> .d
Volume útil	6,47m <sup>3</sup>
Dimensão (largura:comprimento:altura)	2,20:4,20:1 (m)
Área superficial	9,24 m <sup>2</sup>
Material filtrante	Areia grossa
Altura meio filtrante	0,70 m
Macrófita	Mini Papiros

Figura 10 - Sistema de tratamento de águas cinzas na sede da empresa em Santo Antônio de Lisboa - Florianópolis. Mini papiros ainda em fase de crescimento.



#### 4.3 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA E QUANTITATIVA DAS ÁGUAS CINZAS GERADAS

Destaca-se que ambos os sistemas já estavam em operação, sendo há 33 meses o sistema de Florianópolis e 44 meses o sistema de Palhoça; os períodos anteriores do sistema de Palhoça estão relatados em Magri et al., (2011), Pires, (2012) e Magri et al., (2012).

Para a caracterização qualitativa, foram analisadas as águas cinzas geradas no seu estado recém produzido para a residência e as águas cinzas da entrada do tanque de acúmulo para o escritório. Entre os meses de abril a agosto de 2013, as coletas foram em sua maioria quinzenais e realizadas sempre as terças-feiras no período da manhã, totalizando 8 coletas.

A partir do mês de setembro de 2013 foram realizadas coletas compostas a fim de se obter uma amostra representativa do efluente produzido durante todo o dia. As alíquotas eram retiradas de acordo com a produção de efluente, sendo retirados 2% da produção por hora na residência e 5% da produção por hora da empresa. O teste estatístico ANOVA – *oneway* foi realizado entre as amostras simples e compostas utilizando-se o *software* STATISTICA 12.

Foram analisados em laboratório os seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrogênio nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), fósforo ortofostato (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), sólidos totais (ST), sólidos em suspensão (SS), coliformes totais 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 avaliados.

Parâmetros	Metodologia Empregada	Unidade
pH	Direto, Pontenciométrico	-
Turbidez	Turbidímetro portátil HACH DR 2100P	NTU
Alcalinidade	Método Titulométrico - (APHA, 1998)	mgCaCO <sub>3</sub> /L
DQO	Refluxo Fechado - (APHA, 2005)	mg/L
DBO <sub>5</sub>	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 <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Método de Vogel - (1981)	mg/L
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Método Brucina - (APHA, 1998)	mg/L
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Método Alfanatilamina - (APHA, 1998)	mg/L
NTK	Macro-Kjedhal - (APHA, 2005)	mg/L
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico - (APHA, 1998)	mg/L
Coliformes Totais	Substrato Cromogênico - Colilert <sup>®</sup>	NMP/100 mL
<i>E.coli</i>	Substrato Cromogênico - Colilert <sup>®</sup>	NMP/100 mL

A fim de se obter a caracterização quantitativa, buscou-se determinar a contribuição diária de água cinza em cada sistema, por meio de cinco campanhas de medição de vazão *in loco*.

Estas campanhas de monitoramento de vazão iniciavam-se às 8h da manhã, sendo encerrados as 18h, respeitando-se o horário comercial da empresa. Na residência rural, o monitoramento era feito de acordo com a atividade de lavagem de roupas da família, o qual ocorria sempre no período da manhã, por volta das 08h30min e seguia até o início da tarde, no máximo até as 15h.

Nestes períodos, um recipiente graduado foi acoplado a tubulação de saída do efluente bruto no caso da residência e no tanque de acúmulo no caso do escritório, sendo que a anotação do volume produzido foi realizada de hora em hora.

#### 4.4 EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DOS SISTEMAS

A eficiência de remoção de poluentes e desempenho dos sistemas, representados pelos valores absolutos e por meio da utilização da estatística descritiva, foi obtida através da coleta de amostras, nos pontos pré-definidos, água cinza bruta, saída do tanque séptico e água cinza tratada no *wetland* para a residência; e água cinza acumulada e água cinza tratada no *wetland* da empresa, conforme indicação nas Figuras 9 e 10. Os parâmetros analisados são os mesmos descritos no item 4.3.

#### 4.5 CARACTERIZAÇÃO DE LODO DE ÁGUAS CINZAS

Como mencionado anteriormente, o sistema residencial possui um tanque séptico que promove o tratamento primário do efluente. O tanque séptico possui lodo acumulado, visto que já está em funcionamento desde 2010.

Visando conhecer as características deste lodo, foram realizadas coletas mensais, nas quais o lodo era retirado do fundo do tanque séptico com o auxílio de uma mangueira e de uma bomba peristáltica. Foram avaliados os parâmetros pH, DQO, NTK, ST, STF e STV, conforme metodologias citadas na Tabela 4.

A partir desta caracterização, foram avaliadas as opções disponíveis para se realizar a gestão do lodo corretamente,

evitando riscos à saúde dos moradores e a contaminação do meio ambiente.

## 4.6 IMPLICAÇÕES DE USO DAS TECNOLOGIAS E VIABILIDADE AO REÚSO

### 4.6.1 Implicações de uso das tecnologias

Um relatório de dados foi iniciado a partir da primeira coleta, onde foram anotadas as observações e situações ocorridas nos sistemas durante os nove meses de monitoramento. A partir desse documento foi possível apontar causas e efeitos e suas implicações ao uso das tecnologias empregadas.

As implicações de uso das tecnologias foram apresentadas de acordo com as observações realizadas ao longo deste período, trazendo questões quanto à adequação do arranjo tecnológico, necessidades de melhorias e o comportamento em si da tecnologia quando aplicada ao tratamento de águas cinzas.

### 4.6.2 Viabilidade ao reúso

Para a verificação da viabilidade de utilização dos efluentes produzidos ao reúso, foram avaliados os seguintes aspectos:

- Oferta e demanda do proprietário quanto à água de reúso;
- Avaliação econômica;
- Adequação do efluente produzido pelo sistema aos parâmetros exigidos em normativas;
- Sugestões de alternativas para o caso de necessidade de melhoria da qualidade do efluente.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 ÁGUAS CINZAS RESIDENCIAIS

#### 5.1.1 Caracterização Qualitativa

Conforme já mencionado anteriormente, a água cinza gerada nesta residência é composta pelos efluentes do tanque e da máquina de lavar roupas. A Tabela 5 apresenta os valores obtidos com a caracterização qualitativa do efluente gerado, a partir das amostragens pontuais e compostas.

Como pode ser visualizado na Tabela 5, a média de pH ficou em 8,2 para as amostras simples e 8,5 para as amostras compostas. Eriksson et al., (2002), afirmam que a água cinza originada na lavanderia costuma ser alcalina, com pH variando de 8-10. Este pH básico também foi relatado por May (2009), que obteve média de 9,2 para o efluente proveniente da lavagem de roupas (1º ciclo da máquina), tal pH foi justificado pela maior quantidade de sabão utilizado nesta etapa.

Com relação a alcalinidade, tem-se que a mesma é gerada principalmente pelos bicarbonatos, carbonatos e os hidróxidos, sendo que a distribuição entre as três formas é dependente do pH. Para valores de pH entre 8,3 e 9,4 predominam os carbonatos e bicarbonatos (VON SPERLING, 2005). As médias para alcalinidade ficaram em 135 mgCaCO<sub>3</sub>/L para as amostras simples e 122 mgCaCO<sub>3</sub>/L para compostas. Ledin et. al (2001 apud MOREL e DIENER 2006), indicam como faixa usual 20-340 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

Considerando a classificação proposta por Nolde (1996), em termos de DQO (Quadro 4), este efluente ultrapassa os valores propostos para a classe muito poluída, pois apresentou média de concentração para amostras simples de DQO de 1016 mg/L, sendo que o limite para esta classe seria de 600 mg/L. Porém, o mesmo autor argumenta que em uma fonte separada de água cinza estes valores podem variar amplamente, de 30 a 1000 mg/L. Hernández Leal et al., (2007), apresentaram um valor médio de 1583 mg/L em um sistema estudado na Holanda, valor também considerado acima dos padrões citados na literatura.

A média da concentração de nitrogênio amoniacal ficou em torno de 2,8 mg/L, este valor é considerado reduzido se

Tabela 5 - Caracterização da água cinza bruta produzida em uma residência de Palhoça, e análise estatística realizada entre coletas simples e compostas.

<b>Parâmetro</b> (n° amostragens) (unidade)	<b>pH</b> (8)	<b>Alcalinid.</b> (8) (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	<b>Turbidez</b> (2) (NTU)	<b>DQO</b> (8) (mg/L)	<b>N-NH<sub>4</sub></b> (8) (mg/L)	<b>P-PO<sub>4</sub></b> (8) (mg/L)	<b>ST</b> (8) (mg/L)	<b>SS</b> (8) (mg/L)	<b>E.coli</b> (6) NMP/ 100mL	
<b>Média</b>	<b>8,2</b>	<b>135</b>	<b>323</b>	<b>1016</b>	<b>2,8</b>	<b>61,6</b>	<b>656</b>	<b>80</b>	<b>5,2x10<sup>1</sup></b>	
<b>± DV</b>	1,0	63	177	317	0,8	26,8	326	42	5,2x10 <sup>1</sup>	
<b>Mediana</b>	8,6	161	323	881	2,9	55,5	628	71	3,5x10 <sup>1</sup>	
<b>Min.</b>	6,5	52	198	754	1,8	37,3	300	43	8,5	
<b>Máx.</b>	9,1	200	450	1735	3,9	118,0	1200	163	1,4x10 <sup>2</sup>	
<b>Coletas Simples</b>										
	<b>pH</b>	<b>Alcalinid.</b>	<b>Turbidez</b>	<b>DQO</b>	<b>N-NH<sub>4</sub></b>	<b>P-PO<sub>4</sub></b>	<b>ST</b>	<b>SS</b>		
	(5)	(5)	(5)	(5)	(5)	(5)	(5)	(5)		
	-	(mgCaCO <sub>3</sub> /L)	(NTU)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	-	
<b>Coletas Compostas</b>										
	<b>Média</b>	<b>122</b>	<b>242</b>	<b>1040</b>	<b>2,7</b>	<b>63,3</b>	<b>498</b>	<b>143</b>	-	
	<b>± DV</b>	0,4	62	119	492	0,5	26,1	226	73	
<b>Valor p* - ANOVA</b>	-	0,554	0,714	-	0,917	0,865	0,895	0,410	0,070	-

\* p >  $\alpha$  aceita-se H<sub>0</sub>; p <  $\alpha$  rejeita-se H<sub>0</sub> (aceita-se H<sub>1</sub>)

H<sub>0</sub> – as médias são iguais, não há diferença significativa entre as coletas; H<sub>1</sub> – as médias são diferentes, há diferença significativa entre as coletas; Nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

comparado ao esgoto doméstico, porém é condizente com o efluente aqui estudado, pois a urina é a principal responsável pela concentração de nitrogênio do esgoto doméstico, e em águas cinzas a principal fonte de nitrogênio é proveniente do efluente da cozinha (GONÇALVES, 2006), a qual não foi incluída neste sistema. Peters (2006), obteve média de 3,1 mg/L e Knupp (2013) 2,0 mg/L para o nitrogênio amoniacal, em efluentes com características de composição similares ao do sistema estudado. Uma vez que a concentração de nitrogênio amoniacal é baixa, as outras formas de nitrogênio, nitrato e nitrito, não se mostraram significativas.

A concentração de fósforo ortofosfato pode ser considerada bastante elevada se comparada aos valores apresentados em outros estudos; a classificação de Nolde (1996) aponta valores de 2,5 a 4,5 mg/L como efluentes muito poluídos. Neste trabalho, a concentração média de fósforo ficou em torno de 60 mg/L tanto para amostras simples quanto para amostras compostas. Peters (2006) apresenta 7,7 mg/L para fósforo total e Hernández Leal et al., (2007) obtiveram média de 9,8 mg/L.

Esta elevada concentração de fósforo pode estar associada aos amaciantes e sabões em pó utilizados na lavagem das roupas, os quais geralmente contêm fosfatos, por isso, essa concentração pode ser igual ou maior aos valores encontrados para o esgoto sanitário (GONÇALVES, 2006). Eriksson et al., (2002), ainda afirmam que as concentrações de fósforo total e ortofosfato costumam ser maiores nas águas cinzas de lavanderias (0,1 - 57 mg/L), do que de águas cinzas de banheiros (0,1 – 2 mg/L), em regiões onde os detergentes que contêm fósforo ainda não foram banidos.

A turbidez apresentou média de 323 NTU em amostras simples e 242 NTU em amostras compostas. Peters (2006), obteve média de 155 NTU também em uma residência em Florianópolis e Knupp (2013), obteve turbidez média de 50,9 NTU.

Segundo Morel e Diener (2006), nos efluentes provenientes de lavanderia, cabelos e fibras que se soltam das roupas podem ser os causadores da alta concentração de sólidos suspensos e também da turbidez. Em geral, a

concentração de sólidos suspensos nas águas cinzas pode variar de 50 a 300 mg/L. A média de sólidos totais para este efluente ficou em 656 mg/L para amostras simples e 498 mg/L para amostras compostas e para sólidos suspensos 80 mg/L e 143 mg/L, respectivamente.

Para a análise de *Escherichia Coli* foram realizadas somente amostragens simples, visto que as coletas eram realizadas separadamente e em frascos autoclavados. A média de *E.coli* obtida para este efluente foi  $5,16 \times 10^1$ , valor que se enquadra na classe pouco poluída citada por Nolde (1996). Este valor pode ser justificado através das roupas que podem eventualmente conter contaminação fecal. A concentração não é muito expressiva, visto que a família não possui atividade de lavagem de fraldas de crianças.

Na tabela 5, também se encontram os valores de  $p$  obtidos através da análise estatística ANOVA-*oneway* realizada entre as amostras simples e compostas.

Para este efluente não foram verificadas diferenças estatísticas entre as médias das coletas simples e das coletas compostas, para nenhum dos parâmetros analisados.

Este fato pode ser justificado através da rotina da produção de efluente, pois a geração de águas cinzas na residência é mais concentrada no período da manhã como será discutido no item 5.1.2, o que coincide com o período em que as coletas simples foram realizadas.

### **5.1.2 Caracterização Quantitativa**

Ambos os sistemas estudados neste trabalho são unidades em escala real e, portanto, a caracterização quantitativa realizada por meio de medidores eletromagnéticos é bastante dificultada devido aos extensivos custos de aquisição e manutenção, além da necessidade do conhecimento técnico do usuário do sistema, ou seja, o morador na residência e um funcionário no escritório.

Diante desta situação, partiu-se para a medição de vazão *in loco*, por meio de cinco campanhas de medição direta, com auxílio de cronômetro e proveta, ao longo do dia útil de cada unidade. Dado que as características de utilização de cada fonte

geradora de águas cinzas (residência e escritório) não sofreram alteração significativa de ocupação e uso, assume-se que as campanhas de medição de vazão realizadas representam um comportamento cotidiano das unidades estudadas.

Segundo Nswhealth (2000), a lavanderia de uma residência pode representar 23% da água residuária total e até 34% da água cinza total, chegando a 135 L/d. De acordo com Gonçalves (2006), um tanque produz 10L/min e estima-se um uso de 5 min/d. Considerando o uso para três pessoas, o volume produzido no tanque seria 150 L/d.

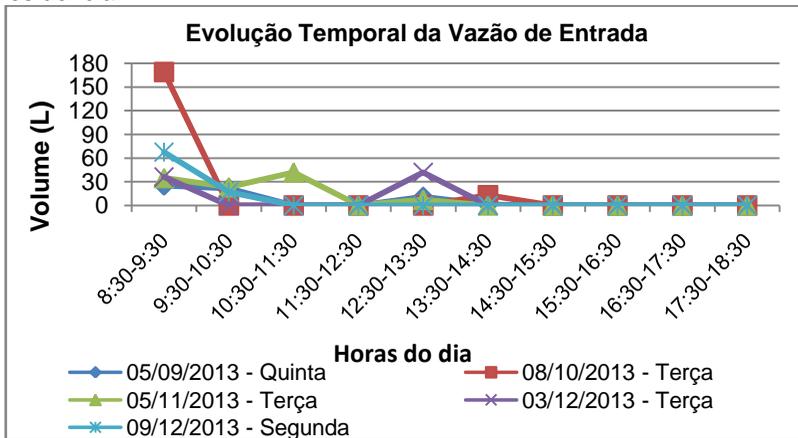
Já para a máquina de lavar, Gonçalves (2006) estima 3 ciclos por semana para 4 pessoas; para 3 pessoas, pode-se considerar 2 ciclos por semana. Segundo manual de instruções da máquina de lavar da residência, esta consome 115 L/ciclo, o que resultaria em 32,8 L/d.

Somando-se os consumos do tanque e da máquina de lavar roupas, a produção diária estimada chegaria a 182,8 L/d. A média de vazão produzida e medida na lavanderia da residência em estudo ficou, portanto, um pouco abaixo das estimativas, atingindo o valor de 102,3 L/d. Magri et al., (2008) em uma residência unifamiliar também em Florianópolis, no bairro Ratoões, obteve como média de produção no tanque e na máquina de lavar, 134,2 L/d. A Figura 11 mostra a evolução temporal da vazão de entrada, ou o volume de água cinza produzida na residência de hora em hora, nos dias indicados.

Verifica-se através da figura 11 que as maiores vazões ocorreram no período da manhã, onde se concentra mais a atividade de lavagem de roupas. O volume produzido das 8h30min às 9h30min variou de 25,3 L à 169 L, vazão esta que ocorreu no dia 08 de outubro de 2013 e é justificada pelo uso da máquina de lavar na residência, a qual segundo os moradores não é utilizada com frequência, somente 1 ou 2 vezes por semana para a lavagem de roupas mais pesadas, como roupas de cama.

Um segundo pico de produção ocorre das 12h30min às 14h30min, pois a família tem o hábito de lavar mais algumas peças após o almoço, como roupas usadas na lavoura pela manhã e os panos de prato.

Figura 11 - Evolução temporal da vazão de entrada medida na residência.



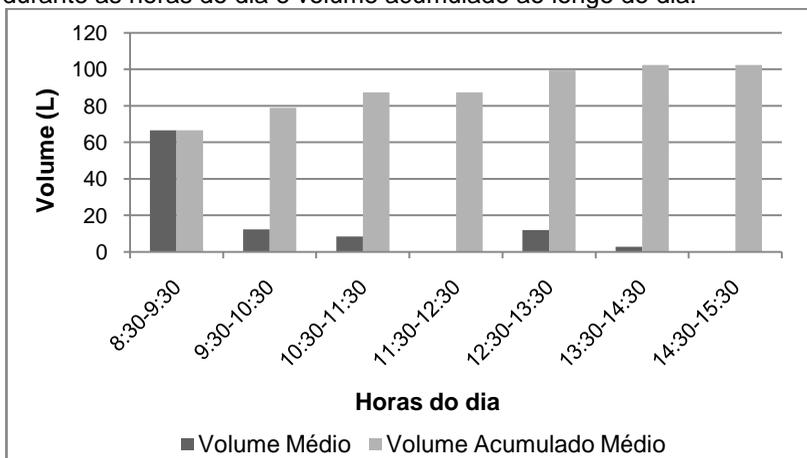
Depois deste horário, a vazão fica próxima à zero, visto que são encerradas as atividades na lavanderia. Eriksson et al., (2009) também relataram ter verificado ocasiões de ausência de geração de água cinza em residência em diferentes horários do dia.

A Figura 12 indica os volumes médios de água cinza gerados durante cada hora do dia e os volumes médios acumulados ao longo do dia. O horário que apresentou as maiores vazões foi realmente o início da manhã, das 8h30min às 9h30min, atingindo um volume médio de 66,5 L.

Sendo o volume médio de água cinza acumulado 102,3 L, a produção por pessoa fica em torno de 34,1 L/pessoa. Palmquist e Hanaeus, (2005) também fazendo uma medição direta, relatam uma média de produção de águas cinzas de 66 L/pessoa.d.

Porém, para a produção de águas cinzas somente na lavanderia, Morel e Diener (2006) mencionam que valores entre 13 e 34 L/pessoa.d são citados na literatura, no entanto estes valores podem variar de acordo com a condição de abastecimento de água do local e padrão de vida das famílias. Ghaitidak e Yadav (2013), relatam valores variando de 5 L/pessoa.d no Yemem até 82 L/pessoa.d na América do Norte, para lavanderia e máquina de lavar.

Figura 12 - Volume médio de água cinza produzida na residência durante as horas do dia e volume acumulado ao longo do dia.



## 5.2 ÁGUAS CINZAS DE ESCRITÓRIO

### 5.2.1 Caracterização Qualitativa

Como já mencionado anteriormente, este sistema trata as águas cinzas geradas em quatro pias de banheiros (lavatórios) e uma pia da cozinha, utilizada pelos funcionários somente para lavar algumas peças de louça e utensílios de café.

O efluente de cozinha é citado por Rapoport (2004) como sendo a água cinza mais contaminante, e o efluente produzido no escritório pode ser considerado água cinza escura, uma vez que contém efluentes da pia da cozinha, porém ressalta-se que o uso da pia no escritório pode diferir bastante do uso em residências.

Devido às estas características, ocorre certa dificuldade em encontrar efluentes com características semelhantes citados na literatura. As médias de valores para os parâmetros analisados podem ser observados na Tabela 6.

A média de pH para as coletas simples ficou em 6,5 e para as coletas compostas 7,2, mais próximo da neutralidade. Para esse parâmetro observa-se que há diferença estatística, ou seja, o pH do efluente produzido varia ao longo do dia, por isso a diferença é notada ao se realizar uma coleta composta onde foram misturadas 10 alíquotas ao longo do dia.

Tabela 6 - Caracterização da água cinza bruta produzida em um escritório de Florianópolis, e análise estatística realizada entre coletas simples e compostas.

<b>Parâmetro</b> (n° amostragens) (unidade)	<b>pH</b> (8)	<b>Alcalinid.</b> (8) (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	<b>Turbidez</b> (2) (NTU)	<b>N-NH<sub>4</sub></b> (8) (mg/L)	<b>P-PO<sub>4</sub></b> (8) (mg/L)	<b>ST</b> (8) (mg/L)	<b>SS</b> (8) (mg/L)	<b>CT</b> (6) NMP/ 100mL	<b>E.coli</b> (4) NMP/ 100mL
<b>Coletas Simples</b>									
<b>Média</b>	<b>6,5</b>	<b>157</b>	<b>139</b>	<b>20,3</b>	<b>6,4</b>	<b>303</b>	<b>54,7</b>	<b>4,7x10<sup>6</sup></b>	<b>6,4x10<sup>3</sup></b>
± DV	0,4	37	64	6,3	4,0	96	60,4	5,4x10 <sup>6</sup>	7,0x10 <sup>3</sup>
Mediana	6,5	150	139	20,5	7,5	292	40,2	3,1x10 <sup>6</sup>	5,5x10 <sup>3</sup>
Min.	5,9	110	94	13,5	1,0	193	5,0	2,6x10 <sup>4</sup>	1,0
Máx.	7,3	214	185	31,1	11,6	433	184,3	1,3x10 <sup>7</sup>	1,4x10 <sup>4</sup>
<b>Coletas Compostas</b>									
<b>pH</b> (5)	-	<b>Alcalinid.</b> (5) (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	<b>Turbidez</b> (5) (NTU)	<b>N-NH<sub>4</sub></b> (5) (mg/L)	<b>P-PO<sub>4</sub></b> (5) (mg/L)	<b>ST</b> (5) (mg/L)	<b>SS</b> (5) (mg/L)	<b>DQO</b> (5) (mg/L)	-
<b>Média</b>	<b>7,2</b>	<b>122</b>	<b>76</b>	<b>13,0</b>	<b>6,6</b>	<b>221</b>	<b>42,7</b>	<b>100</b>	-
± DV	0,5	33	39	3,6	3,1	98	24,9	23	-
<b>Valor p* - ANOVA</b>	-	0,030	0,111	-	0,039	0,917	0,169	0,684	-

\* p > α aceita-se H<sub>0</sub>; p < α rejeita-se H<sub>0</sub> (aceita-se H<sub>1</sub>)

H<sub>0</sub> – as médias são iguais, não há diferença significativa entre as coletas; H<sub>1</sub> – as médias são diferentes, há diferença significativa entre as coletas; Nível de significância de 5% (α = 0,05).

A média de alcalinidade ficou em 157 mgCaCO<sub>3</sub>/L para amostras simples e 122 mgCaCO<sub>3</sub>/L para amostras compostas, e a turbidez 139 NTU e 76 NTU, respectivamente. Ghaitidak e Yadav (2013), citam especificamente para águas cinzas provenientes de lavatórios, uma turbidez de 164 NTU. Não foi realizada análise estatística neste parâmetro devido ao baixo número de análises para as amostras simples.

Para o parâmetro DQO somente foram analisadas as amostras compostas, e obteve-se uma média de 100 mg/L, valor que enquadra este efluente na classe dos poucos poluídos através da classificação de Nolde (1996). Peters (2006) apresentou média de 280 mg/L e Knupp (2013) 183 mg/L de DQO. Ghaitidak e Yadav (2013) relatam uma faixa de 386 a 587 mg/L para lavatórios.

Apesar das concentrações de nitrogênio serem usualmente baixas nas águas cinzas, neste caso podem ser provenientes dos produtos de limpeza que contém amônia. Os valores típicos para águas cinzas misturadas ficam na faixa de 5-50 mg/L (MOREL e DIENER, 2006), Ghaitidak e Yadav (2013) citam 10,4 mg/L para nitrogênio total.

A concentração média de nitrogênio amoniacal encontrada foi 20,3 mg/L para amostras simples e 13,0 mg/L para amostras compostas. A análise estatística mostrou que houve diferença significativa entre as amostras. Isto indica que pela manhã a concentração de nitrogênio amoniacal presente no efluente é maior, visto que as coletas simples foram realizadas sempre no período da manhã. Provavelmente ocorre um maior uso de produtos que contém amônia nesse período.

Já a concentração de fósforo, possivelmente está relacionada aos detergentes utilizados na cozinha, na limpeza e também ao sabonete líquido empregado para limpeza das mãos no lavatório. A média para as coletas simples ficou 6,4 mg/L, e 6,6 mg/L para as compostas. Em termos de fósforo total, valores de 2,5 - 4,5 mg/L já são considerados por Nolde (1996) como um efluente muito poluído, mas pode-se verificar que as concentrações de fósforo variam bastante, pois Peters (2006) obteve média de 7,7 mg/L, Hernández Leal et al., (2007), relataram 9,8 mg/L e Knupp (2013), 0,4 mg/L.

Com relação aos sólidos totais, foram obtidas médias de 303 mg/L para amostras compostas e 221 mg/l para amostras simples, e para os suspensos 54,7 mg/L, e 42,7 mg/L, respectivamente. As amostras não apresentaram diferença estatística. May e Hespanhol, (2008) estudando separadamente as fontes de águas cinzas, citam para águas de lavatório misturadas com chuveiro, média de 303 mg/L de sólidos totais e 88 mg/L para sólidos suspensos. Ghaitidak e Yadav (2013), somente para águas de lavatório, relatam sólidos totais alcançando 835 mg/L e sólidos suspensos totais variando de 153 a 259 mg/L.

Com relação aos parâmetros microbiológicos, foram encontradas médias de  $4,70 \times 10^6$  NMP/100mL para coliformes totais e  $6,4 \times 10^3$  NMP/100mL para *Escherichia Coli*. Nolde (1996) considera muito poluída a faixa  $10^3 - 10^7$  para coliformes totais, e de  $10^2 - 10^6$  para coliformes fecais. Peters (2006) obteve  $2,7 \times 10^4$  NMP/100mL para coliformes fecais, e Ghaitidak e Yadav (2013), apresentam para águas cinzas de lavatórios,  $9,42 \times 10^3$  NMP/100mL para coliformes totais e 10 NMP/100mL para *E.coli*.

De acordo com Morel e Diener (2006), os patógenos são originados das excretas de pessoas contaminadas; por se tratar de águas cinzas, não há ligação com bacias sanitárias, e neste caso, nem com chuveiros, logo esses microrganismos podem ser provenientes da limpeza das mãos após o uso dos sanitários e também da lavagem de frutas e vegetais contaminados.

### 5.2.2 Caracterização Quantitativa

Da mesma forma como procedido para a residência, realizou-se no efluente de escritório cinco campanhas *in loco* de medição da vazão, por meio do método direto, empregando cronômetro e proveta, a fim de obter o valor de produção diária de água cinza produzida.

De acordo com Nswhealt (2000), um lavatório pode representar 5% da água residuária de uma residência, e a cozinha 7%. Em termos de águas cinzas, um lavatório representa 7% e a cozinha 11%, os quais somados gerariam 72 L/d de água cinza.

Por outro lado, segundo Gonçalves (2006), um lavatório é utilizado 3 min/d e utiliza 10 L/min; considerando que trabalham diariamente no escritório em média 23 funcionários, seriam gerados 690 L/d, um valor consideravelmente alto. Knupp (2013) adotou um valor de 2,5 L/min de consumo no lavatório, e admitindo-se que o uso dos lavatórios em um escritório não ocorre da mesma maneira que em uma residência, pode-se reduzir o tempo de uso para 1 min/pessoa.d. Dessa maneira, obter-se-ia uma estimativa de produção de 57,5 L/d.

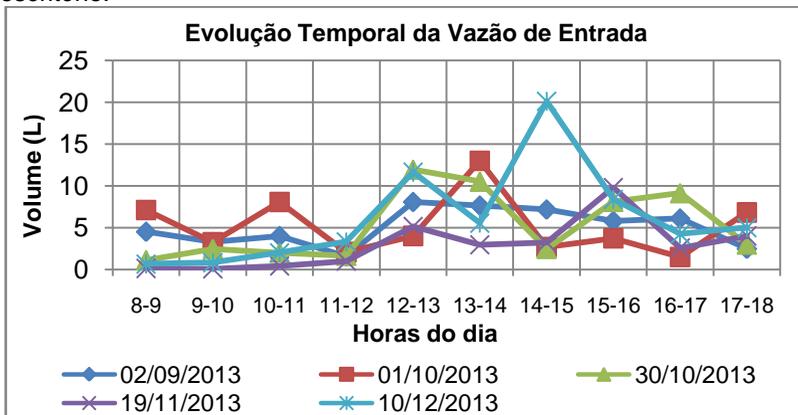
Para a cozinha do escritório, encontra-se certa dificuldade em fazer uma associação com cozinhas residenciais, visto que os usos são muito diferentes. Gonçalves (2006), relata um uso de 15 min/pessoa.d. e uma vazão de 10 L/min. Sabe-se que no escritório a pia da cozinha é utilizada somente para lavar alguns poucos utensílios utilizados para fazer café e também nos lanches dos funcionários, portanto adotou-se teoricamente a mesma vazão do lavatório, 2,5 L/min usados num total de 15 min/d, obtendo-se, portanto, uma produção teórica de água cinza de 37,5 L/d.

Somando-se as produções da cozinha e do lavatório, seriam gerados teóricos 95 L/d. Da mesma maneira que na residência, o volume de águas cinzas medido ficou abaixo de ambas as estimativas, obtendo-se uma média de 49,18 L/d. Na Figura 13 pode-se observar a evolução temporal da vazão de entrada medida *in loco* no escritório.

Verifica-se que ocorre produção de efluente durante todo o horário comercial, sendo observados alguns picos principalmente nos horários próximos ao almoço, das 12h às 13h e das 13h às 14h na maioria das campanhas, indicando um maior uso dos banheiros e conseqüentemente dos lavatórios e cozinha do escritório neste período.

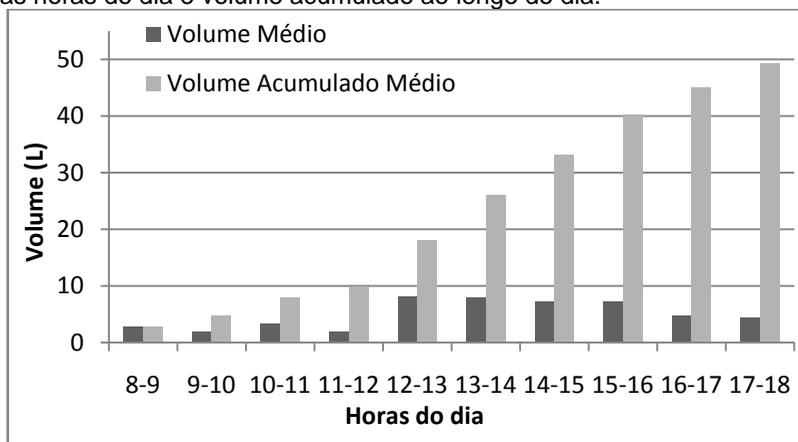
Os extremos de vazão obtidos em todas as campanhas foram 0,05 L no dia 19/11/13 no período das 9h às 10h e 20,1 L no dia 10/12/13 no horário das 14h às 15h. Esta grande variação ocorre principalmente devido a rotatividade de funcionários na empresa, pois vários costumam sair para fazer trabalhos em campo, retornando mais tarde e, portanto, em alguns horários têm-se todos os funcionários ao mesmo tempo na sede e outros horários não.

Figura 13 - Evolução temporal da vazão de entrada medida no escritório.



Na Figura 14 observa-se o volume médio de efluente produzido pelo sistema ao longo do dia, e também o volume acumulado médio. O período da manhã registra os menores volumes de águas cinzas, e o horário com maior produção média de efluente é mesmo o das 12h às 13h, alcançando 8,1 L. A produção se mantém das 13h às 16h, gerando por volta de 7 L por hora, e volta a diminuir a partir das 16h.

Figura 14 - Volume médio de água cinza produzida no escritório durante as horas do dia e volume acumulado ao longo do dia.



Utilizando-se o volume médio acumulado ao longo do dia como sendo de 49,18 L e considerando o número médio de funcionários que trabalham no escritório, obtém-se uma produção média de 2,14 L/pessoa. Destaca-se que não há relatos na literatura a cerca da produção por pessoa de água cinza em escritórios ou edifícios comerciais.

### 5.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

A avaliação da eficiência dos sistemas foi realizada com base em 9 meses de acompanhamento, totalizando 235 dias de monitoramento, do mês de abril de 2013 até dezembro de 2013.

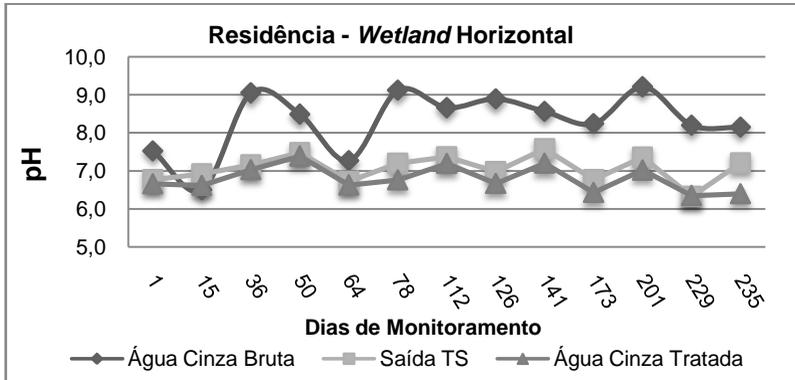
Visto que não foi observada diferença estatística entre as amostras simples e compostas para o sistema residencial e, para o sistema do escritório foi observada somente em dois parâmetros (pH e  $N-NH_4^+$ ). Neste tópico os resultados são apresentados e discutidos considerando o universo total de amostragens, ou seja, a soma entre as amostragens simples e as compostas, a exceção dos parâmetros que mostraram diferença significativa entre a forma de coleta no sistema de tratamento do escritório, assumindo para estes somente os resultados relativos às amostras simples.

#### 5.3.1 Águas Cinzas Residenciais (Sistema 1)

A média geral do pH da água cinza produzida na residência alcançou 8,3, valor que pode ser considerado alto, porém dentro do que se espera para efluentes contendo grandes quantidades de sabão, como comentado anteriormente.

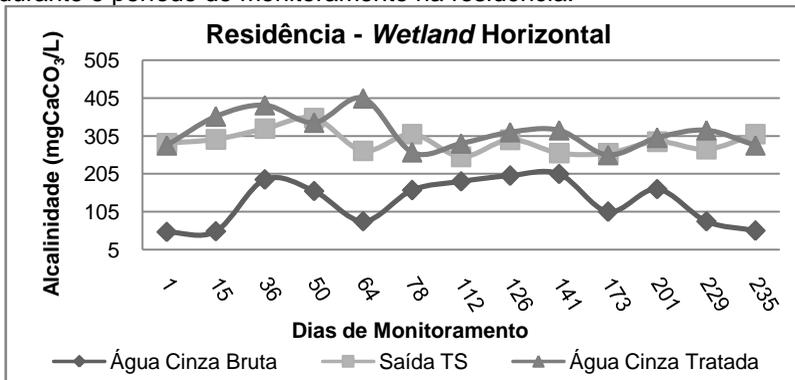
Pode ser observado na Figura 15 que o tanque séptico como primeira etapa do tratamento, conseguiu neutralizar este pH para valores em torno de 7,0. E dessa maneira, o *wetland* horizontal manteve esses valores, ficando a média de pH da água cinza tratada em 6,8.

Figura 15 - Variação do pH no *wetland* horizontal durante o período de monitoramento na residência.



Com relação à alcalinidade (Figura 16), observou-se um aumento das concentrações no efluente ao passar pelo sistema, permanecendo a média da água cinza tratada em 315 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Esta elevação também foi relatada por Monteiro (2009), que a justificou através do aumento de dióxido de carbono liberado na decomposição da matéria orgânica. Kadlec e Wallace (2009) relatam que as concentrações de hidrogênio, nitrogênio amoniacal e enxofre também influenciam na alcalinidade, a qual sofre um ligeiro aumento em *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial.

Figura 16 - Variação da alcalinidade (mgCaCO<sub>3</sub>/L) no *wetland* horizontal durante o período de monitoramento na residência.

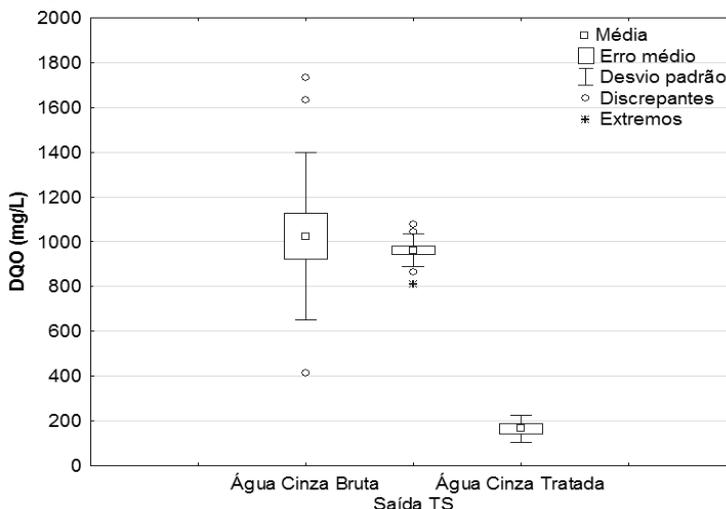


De acordo com Morel e Diener (2006) os maiores valores de alcalinidade realmente são encontrados em águas cinzas de lavanderias e de cozinhas. Os autores ainda destacam, que a combinação de pH e alcalinidade elevados pode se tornar um problema no caso da utilização da água para irrigação.

A matéria carbonácea presente na água cinza foi medida em termos de demanda química de oxigênio, a qual neste caso é provavelmente gerada pela presença de resíduos corporais, sabão e fibras de tecidos, uma vez que não há contribuição de resíduos da cozinha.

Na Figura 17, pode-se observar um maior desvio padrão na DQO da água cinza bruta, o que indica maior variabilidade das amostras, acompanhando as variações de uso do tanque e da máquina de lavar roupas da residência, que pode receber roupas mais sujas eventualmente e com diversos tipos de resíduos.

Figura 17 - Gráfico *Box plot* representando valores de DQO (mg/L) obtidos para o *wetland* horizontal da residência.



Como já comentado anteriormente, a DQO da água cinza bruta se mostrou muito elevada, ficando a média 1025 mg/L. Levando-se em consideração o cálculo de vazão realizado no item 5.1.2 onde tem-se 102,3 L/d, a concentração média de DQO na saída do tanque séptico (962 mg/L) e a área superficial do

*wetland* horizontal (8m<sup>2</sup>), obtém-se uma carga aplicada de 12,3 gDQO/m<sup>2</sup>.d, ou seja, valor que está de acordo com o recomendado por Hoffmann et al. (2011), que indica que a carga aplicada não deve exceder 16 gDQO/m<sup>2</sup>.d.

Na saída do *wetland* horizontal, que corresponde a água cinza tratada, a média de DQO ficou em 166 mg/L. Ressalta-se aqui a capacidade do sistema em absorver cargas variáveis de DQO, pois a variação da concentração da água cinza tratada é pequena, assim o sistema alcança uma remoção global de 84%.

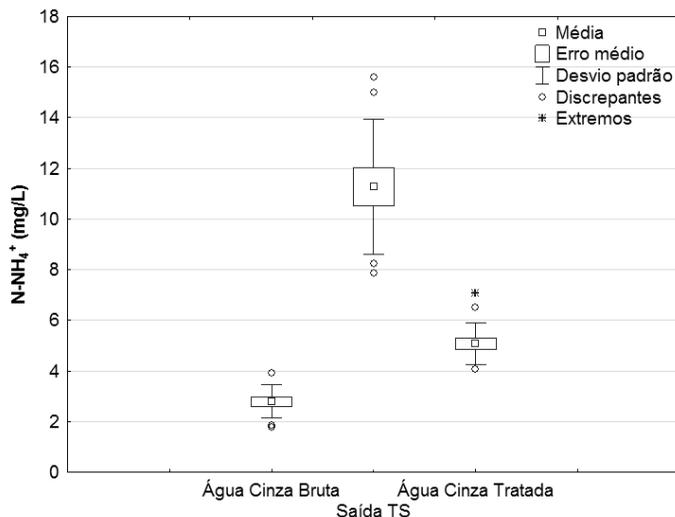
Monteiro (2009) obteve uma remoção de 60% de DQO em um *wetland* horizontal, enquanto Pansonato (2010) obteve 56%. Knupp e Gonçalves (2013) alcançaram 74% também utilizando um *wetland* de fluxo horizontal para o tratamento de águas cinzas.

Com relação aos nutrientes, sabe-se que os níveis de nitrogênio geralmente são baixos nas águas cinzas, pois não há mistura com a urina, principal fonte desse nutriente (MOREL; DIENER, 2006; GONÇALVES, 2006). Portanto, o nitrogênio presente neste efluente pode ser proveniente de produtos utilizados na lavanderia. Pode-se inferir que os produtos utilizados na residência não contêm grandes quantidades de nitrogênio na forma amoniacal, visto que a média para água cinza bruta ficou em 2,8 mg/L.

Observa-se na Figura 18, que ocorre um aumento na concentração de nitrogênio amoniacal na saída do tanque séptico, alcançando um valor médio de 11,3 mg/L. Esse aumento é justificado pelo processo de amonificação, o qual transforma biologicamente o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, através da ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios (KADLEC; WALLACE, 2009).

Após passar pelo *wetland*, ocorre uma diminuição na concentração de nitrogênio amoniacal no efluente para aproximadamente 5,0 mg/L, o que representa uma considerável remoção para *wetland* horizontal, sendo a eficiência média 55%. Knupp e Gonçalves (2013) obtiveram 12% de eficiência de remoção para este parâmetro, enquanto Monteiro (2009) obteve 13%.

Figura 18 - Gráfico *Box plot* representando valores de  $\text{N-NH}_4^+$  (mg/L) obtidos para o *wetland* horizontal da residência.

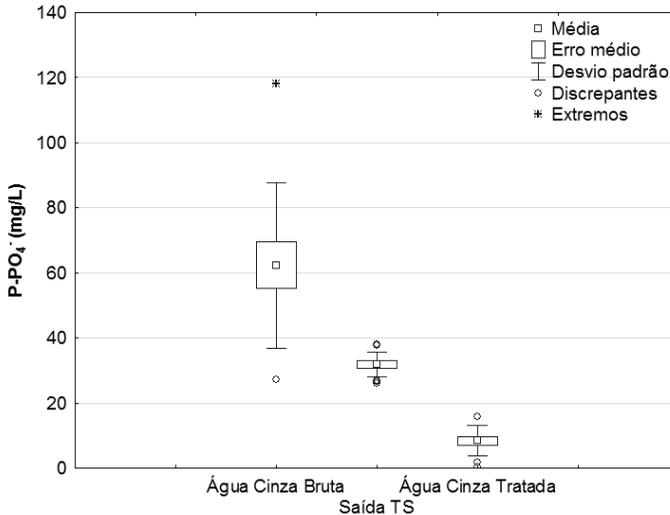


Como a nitrificação no *wetland* horizontal é raramente alcançada devido às condições anaeróbias e anóxicas encontradas na maior parte do sistema, a concentração de nitrato permanece baixa. Desta forma, as outras vias de remoção de nitrogênio possivelmente prevaleceram neste sistema, como adsorção pelo material filtrante e assimilação pelas plantas (VYMAZAL, 2005).

As concentrações de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito analisadas realmente apresentaram concentrações baixas, sendo 0,7 mg/L e 0,6 mg/L respectivamente para a água cinza bruta, com os valores diminuindo ao passar pelo sistema.

As concentrações de fósforo ortofosfato encontradas na água cinza bruta são consideradas altas, a média geral ficou em 62,4 mg/L, como pode ser observado na Figura 19.

Figura 19 - Gráfico *Box plot* representando valores de  $P-PO_4^{3-}$  (mg/L) obtidos para o *wetland* horizontal da residência.



Novamente, observa-se um maior desvio padrão nas amostras na entrada do sistema, o que indica uma maior oscilação nas concentrações, acompanhando a variação de uso e quantidades dos produtos utilizados na lavagem de roupas, os quais são as fontes de fósforo deste efluente.

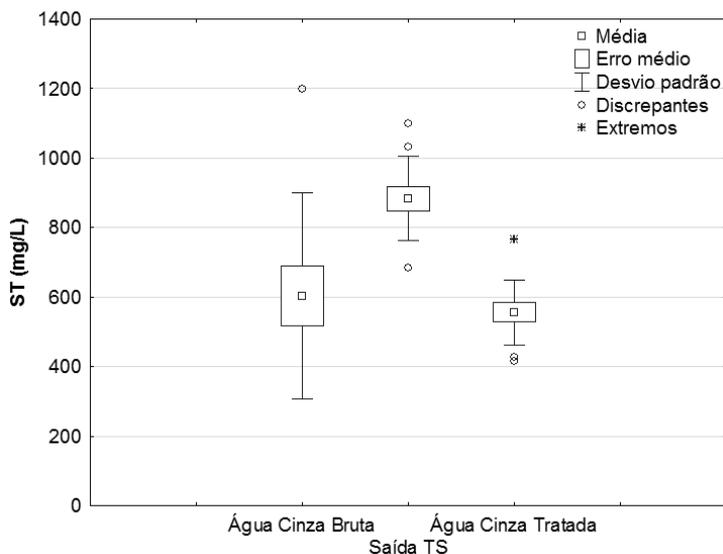
Na saída do tanque séptico, a média da concentração é relativamente alta, atingindo valores de 31,8 mg/L. Contudo, a carga de fósforo aplicada no *wetland* horizontal é baixa, da ordem de 0,40 gP- $PO_4^{3-}$ /m<sup>2</sup>.d. Na saída do *wetland*, a água cinza tratada apresenta uma concentração média de fósforo de 8,4 mg/L, o que resulta em uma remoção global de 86%. Morel e Diener, (2006) mencionam um exemplo de *wetland* horizontal na Costa Rica, que atingiu 84% de remoção de fósforo ortofosfato.

Ressalta-se que o sistema continua proporcionando uma relevante remoção de fósforo em termos percentuais relativos à concentração, considerando-se que o mesmo já está em operação há quase 4 anos, e, sendo a adsorção uma das principais vias de retenção deste nutriente, é sabido que o material filtrante tende a se mostrar saturado com o passar do tempo.

Além disso, pode ocorrer a retenção do fósforo por sedimentação e filtração, complexação/precipitação e remoção a partir da assimilação pelas plantas (SEZERINO, 2006; MOTA; SPERLING, 2009).

Como pode ser notado na Figura 20, a concentração média geral de sólidos totais no efluente bruto ficou em 603,5 mg/L.

Figura 20 - Gráfico *Box plot* representando valores de ST (mg/L) obtidos para o *wetland* horizontal da residência.



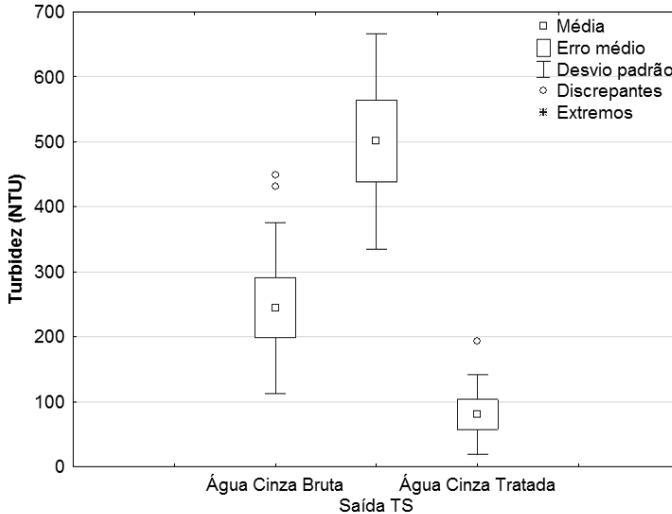
A presença de sólidos na água cinza gerada nas lavanderias está provavelmente relacionada com fibras de roupas e tecidos que se soltam durante a lavagem, e também partículas de sujeira presentes nas roupas.

Já na saída do tanque séptico, observou-se uma elevação desta concentração, permanecendo a média em 884 mg/L. No entanto, o *wetland* possibilitou uma remoção de apenas 37%, apresentando a água cinza tratada concentração média de sólidos totais de 556 mg/L.

Este aumento na concentração de sólidos totais mostrou impactar os valores de turbidez, como mostra a Figura 21, pois a média da concentração na saída do tanque séptico,

aproximadamente 500 NTU, também se mostrou mais elevada do que a concentração na água cinza bruta, 240 NTU.

Figura 21 - Gráfico *Box plot* representando valores de Turbidez (NTU) obtidos para o *wetland* horizontal da residência.



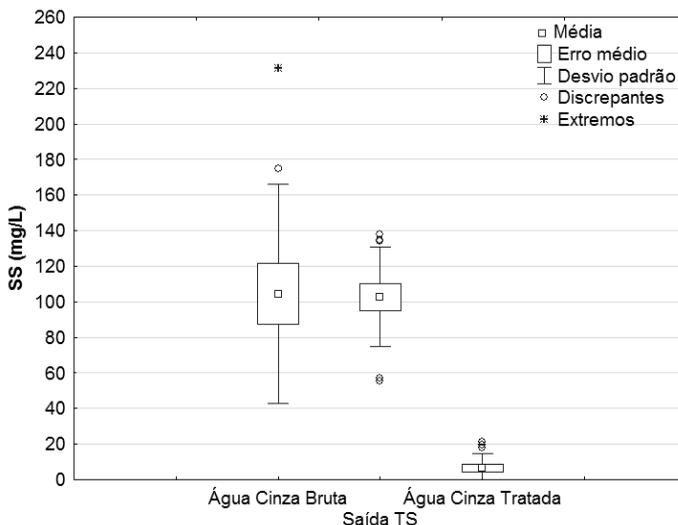
A água cinza tratada apresentou média de turbidez de aproximadamente 80 NTU, o *wetland* horizontal alcançando 84% de remoção. Pansonato (2010) obteve 69% de remoção também em um *wetland* horizontal enquanto Monteiro (2009) observou 92% e o sistema de Knupp (2013) alcançou 75% de remoção neste parâmetro.

Analisando-se essa condição onde o efluente de saída do tanque séptico apresenta valores mais elevados do que a água cinza bruta para sólidos totais e turbidez, pode-se inferir que esteja ocorrendo uma liberação de sólidos pelo tanque séptico, devido a um excesso de lodo acumulado ou por questões hidráulicas do reator, principalmente em momentos de picos de vazão como no lançamento de efluentes de máquina de lavar, onde pode ocorrer revolvimento de sólidos. Indica-se então a necessidade de limpeza do tanque séptico, uma vez que esta ainda não foi realizada desde o início da operação do sistema. De acordo com Andreoli (2009), quando o lodo não é removido periodicamente, o tanque séptico se torna uma caixa de

passagem em que o efluente líquido carrega partículas e microrganismos.

Com relação aos sólidos suspensos (Figura 22), o sistema demonstrou um comportamento mais próximo ao esperado, porém com indícios de liberação de sólidos, pois a média da concentração para água cinza bruta ficou em 104 mg/L e a saída do tanque séptico 102,7 mg/L, ficando a carga aplicada em 1,3 gSS/m<sup>2</sup>.d.

Figura 22 - Gráfico *Box plot* representando valores de SS (mg/L) obtidos para o *wetland* horizontal da residência.



O *wetland* horizontal, no entanto, demonstrou uma boa capacidade na remoção de sólidos suspensos, pois o efluente final apresentou média de 6,5 mg/L, totalizando 94% de remoção. Pansonato (2010) obteve 66% de remoção de sólidos suspensos no *wetland* horizontal, Monteiro (2009) apresentou média de 75% e Knupp e Gonçalves (2013), 74%.

A presença de microrganismos patogênicos no sistema foi avaliada de acordo com a concentração de *Escherichia coli*. A água cinza bruta apresentou média de  $5,2 \times 10^1$  NMP/100mL, a saída do tanque séptico  $9,8 \times 10^2$  NMP/100mL, e na água cinza tratada, a média foi  $1,3 \times 10^2$  NMP/100mL. Knupp (2013), obteve

resultados parecidos, sendo a média de *E.coli* no efluente do *wetland* horizontal de  $3,1 \times 10^2$  NMP/100mL.

Pode-se verificar que ocorre o aumento dos microrganismos no decorrer do tratamento. O recrescimento de bactérias entéricas como os indicadores fecais, pode ocorrer nas águas cinzas, uma vez que estas podem conter altas cargas de compostos orgânicos facilmente biodegradáveis (MOREL; DIENER, 2006).

Destaca-se, ainda, que este sistema residencial já fora monitorado por um período anterior ao desenvolvido nesta pesquisa. Assim, buscou-se avaliar globalmente a evolução dos resultados obtidos nesta pesquisa com os resultados publicados por Magri et al. (2011), Pires (2012) e Magri et al. (2012) (Tabela 7).

Observa-se que o pH permaneceu estável ao longo dos anos, variando entre 6,8 e 7,2. A alcalinidade mostrou uma leve diminuição para água cinza bruta e um leve aumento para água cinza tratada, porém valores pouco divergentes.

A DQO da água cinza bruta apresentou uma leve diminuição da concentração, sendo o valor máximo encontrado no ano de 2012, 1236,5 mg/L contra 1025 mg/L para esta pesquisa, ou seja, uma redução de 17%. A maior eficiência de remoção, 93%, foi alcançada para o primeiro ano do sistema, e esta eficiência foi diminuindo ao longo dos anos, sendo que nesta pesquisa obteve-se média de remoção global de 84%.

A concentração de amônia na água cinza bruta mostrou leve diminuição, porém a formação de nitrogênio amoniacal na saída do tanque séptico permaneceu estável, e a porcentagem de remoção no *wetland* decaiu ao longo dos anos, permanecendo nesta pesquisa em 55%. O mesmo comportamento pode ser observado para o fósforo ortofosfato, onde a concentração para água cinza bruta diminuiu ao longo dos anos, assim como a porcentagem de remoção que caiu de 96% para 86%.

Os sólidos suspensos apresentaram uma diminuição da concentração na água cinza bruta de 58,6% com relação ao primeiro trabalho aqui relatado, assim a porcentagem de remoção se manteve entre 96 e 94%.

A eficiência de remoção de *Escherichia coli* pode ser considerada baixa para todos os períodos, apresentando valores menores que  $1 \log_{10}$  de remoção, sendo que nesta pesquisa não houve remoção.

Tabela 7 - Tabela comparativa entre esta pesquisa e trabalhos anteriores realizados no sistema residencial. TS: tanque séptico, R (%): porcentagem de remoção global, \*remoção no *wetland*.

Sistema Residencial – Palhoça/SC					
Parâmetros	Autor (Ano)	Água Cinza Bruta	Saída TS	Água Cinza Tratada	R (%)
pH	Magri et. al (2011)	8,2	7,2	7,2	-
	Pires (2012)	8,0	7,1	6,9	-
	Magri et. al (2012)	8,0	-	7,1	-
	<b>Esta pesquisa</b>	8,3	7,1	6,8	-
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	Magri et. al (2011)	185,5	353,9	299,4	-
	Pires (2012)	169,3	295,7	278,1	-
	Magri et. al (2012)	-	-	-	-
	<b>Esta pesquisa</b>	130,2	289,9	315,6	-
DQO (mg/L)	Magri et. al (2011)	1227,9	753,1	97,3	93
	Pires (2012)	1199,5	787,4	105,2	91
	Magri et. al (2012)	1236,3	-	97,3	92
	<b>Esta pesquisa</b>	1025,3	962,5	166,3	84
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Magri et. al (2011)	6,7	13,6	3,4	75*
	Pires (2012)	5,6	11,9	3,9	67*
	Magri et. al (2012)	6,8	-	3,8	44
	<b>Esta pesquisa</b>	2,8	11,3	5,1	55*

Tabela 7 - Continuação - Tabela comparativa entre esta pesquisa e trabalhos anteriores realizados no sistema residencial. TS: tanque séptico, R (%): porcentagem de remoção global.

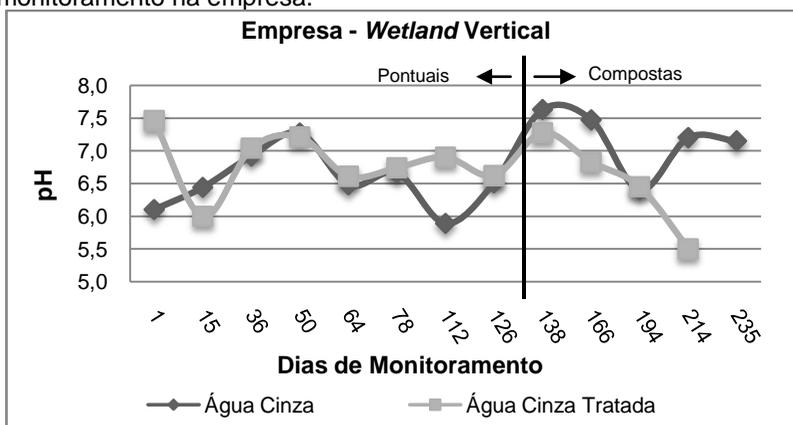
<b>Sistema Residencial – Palhoça/SC</b>					
<b>Parâmetros</b>	<b>Autor (Ano)</b>	<b>Água Cinza Bruta</b>	<b>Saída TS</b>	<b>Água Cinza Tratada</b>	<b>R (%)</b>
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg/L)</b>	Magri et. al (2011)	90,6	50,4	3,8	96
	Pires (2012)	82,9	43,2	4,6	94
	Magri et. al (2012)	73,9	-	4,4	94
	<b>Esta pesquisa</b>	62,4	31,9	8,4	86
<b>SS (mg/L)</b>	Magri et. al (2011)	252,4	91,0	8,8	96
	Pires (2012)	234,0	108,5	13,9	94
	Magri et. al (2012)	239,9	-	13,4	94
	<b>Esta pesquisa</b>	104,5	102,7	6,6	94
<b>ST (mg/L)</b>	Magri et. al (2011)	-	-	-	-
	Pires (2012)	918,5	755,2	469,8	49
	Magri et. al (2012)	-	-	-	-
	<b>Esta pesquisa</b>	603,5	884,0	556,5	8
<b>E.coli (NMP/100mL)</b>	Magri et. al (2011)	1,5x10 <sup>2</sup>	5,0x10 <sup>1</sup>	7,0x10 <sup>1</sup>	<1 log <sub>10</sub>
	Pires (2012)	2,4x10 <sup>2</sup>	2,0x10 <sup>2</sup>	1,7x10 <sup>2</sup>	<1 log <sub>10</sub>
	Magri et. al (2012)	2,4x10 <sup>3</sup>	-	2,1x10 <sup>3</sup>	<1 log <sub>10</sub>
	<b>Esta pesquisa</b>	5,2x10 <sup>1</sup>	9,9x10 <sup>1</sup>	1,3x10 <sup>2</sup>	-

Essa redução de eficiências é esperada e pode acontecer devido a vários fatores, uma vez que o sistema vem operando continuamente, sem interrupção desde sua implementação.

### 5.3.2 Águas Cinzas de Escritório (Sistema 2)

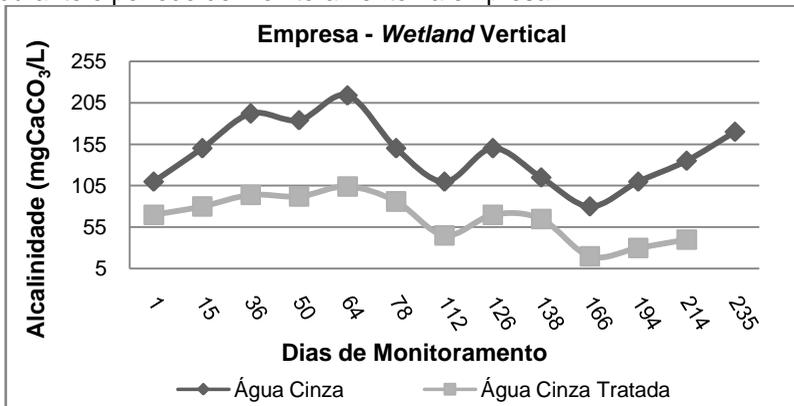
Considerando o universo de amostragens simples, observa-se que não houve muita variação de pH entre a entrada e a saída do *wetland* vertical, uma vez que a média geral ficou em 6,5 para água cinza produzida no escritório, e para água cinza tratada ficou em 6,8. Pode-se observar na Figura 23, o comportamento do pH para as coletas pontuais e compostas ao longo de todo o período de monitoramento.

Figura 23 - Variação do pH no *wetland* vertical durante o período de monitoramento na empresa.



A alcalinidade da água cinza produzida apresentou média geral de 143,3 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Diferente da água cinza residencial, ocorreu diminuição da concentração após a passagem pelo *wetland* vertical como pode ser observado na Figura 24. A média para água cinza tratada ficou em 66,3 mg/L. Esta diminuição pode ter sido promovida pelo processo de nitrificação, o qual é favorecido neste tipo de *wetland* e gera íons H<sup>+</sup>, os quais consomem alcalinidade, podendo até levar ao abaixamento do pH (VON SPERLING, 2005), o que não ocorreu neste caso.

Figura 24 - Variação da alcalinidade (mgCaCO<sub>3</sub>/L) no *wetland* vertical durante o período de monitoramento na empresa.



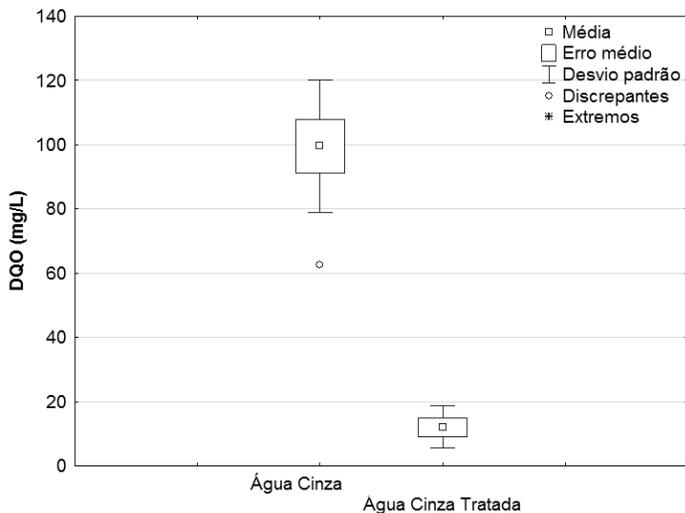
A matéria carbonácea foi analisada somente no período de coletas compostas para este sistema, e a média de DQO para água cinza produzida ficou em 100 mg/L como pode ser observado na Figura 25. Considerando-se a concentração média obtida, uma vazão média aplicada de 49,18 L/d (conforme calculado no item 5.2.2) e a área superficial do *wetland* vertical de 9,24 m<sup>2</sup>, obtém-se uma carga aplicada de 0,53 gDQO/m<sup>2</sup>.d, ou seja, bem inferior à recomendações de Hoffmann et al. (2011), que sugerem aplicação de cargas de até 20 gDQO/m<sup>2</sup>.d para sistemas verticais em clima frio.

A aplicação intermitente de efluente que ocorre nos *wetlands* verticais promove um arraste de oxigênio atmosférico para dentro do leito, o qual somado com as outras formas de introdução de oxigênio em *wetlands* como convecção e transferência via macrófitas, pode vir a promover a degradação da matéria orgânica e oxidação da amônia (SEZERINO, 2006).

Consequentemente, segundo Kadlec e Wallace (2009), os *wetlands* de fluxo vertical são mais favoráveis a sofrerem degradação aeróbia da matéria orgânica do que os *wetlands* horizontais.

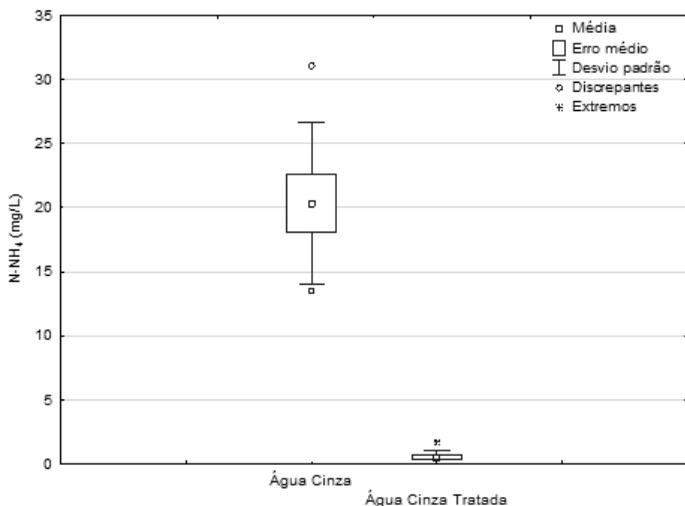
A água cinza tratada apresentou concentração média de 12 mg/L, resultando em uma remoção de aproximadamente 88% da DQO. Sarnaglia e Gonçalves, (2013) também em um *wetland* vertical obtiveram 85% de remoção para este parâmetro.

Figura 25 - Gráfico *Box plot* representando valores de DQO (mg/L) obtidos para o *wetland* vertical da empresa.



As concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas para as águas cinzas do escritório, podem ser visualizadas na Figura 26.

Figura 26 - Gráfico *Box plot* representando valores de  $\text{N-NH}_4^+$  (mg/L) obtidos para o *wetland* vertical da empresa.



A concentração média relativa às 8 amostragens simples foi de 20,3 mg/L e, considerando-se esta concentração afluyente, a vazão média aplicada (48,18 L/d) e a área superficial do *wetland* vertical, tem-se uma carga aplicada 0,1 gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.d, ou seja, muito abaixo do recomendado pela literatura (PLATZER, 1999; SEZERINO, 2006) para que a transformação da amônia a nitrato (nitrificação) se processe.

Tendo em vista que não há contribuição de urina, esta concentração é provavelmente oriunda de produtos de limpeza e de resíduos da pia da cozinha, uma vez que esta é vista como a maior fonte de nitrogênio da água cinza doméstica.

Com esta reduzida carga de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluyente aplicada, o *wetland* vertical apresenta uma ótima redução na concentração de nitrogênio amoniacal, sendo observado para água cinza tratada 0,5 mg/L, o que significa uma remoção média de 97%. Sarnaglia e Gonçalves (2013), também em um sistema vertical, obtiveram somente 40% de remoção para este parâmetro.

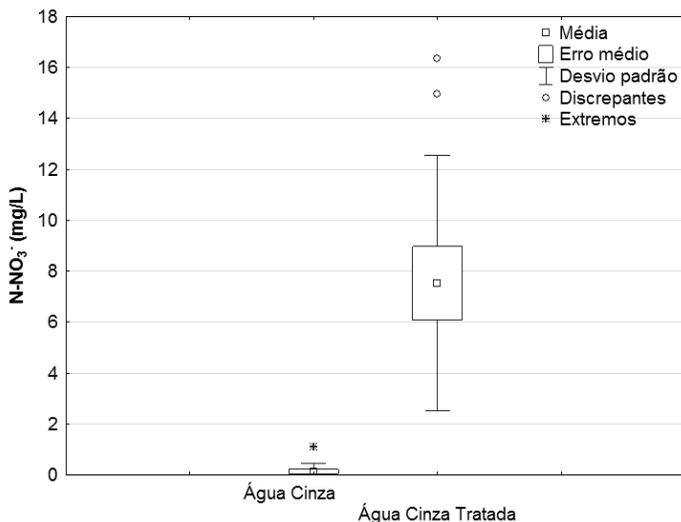
Através da Figura 27, pode-se constatar a ocorrência da nitrificação neste sistema, explicando assim a alta conversão de nitrogênio amoniacal. Neste processo, o nitrogênio amoniacal é oxidado por bactérias autotróficas transformando-se em nitrogênio na forma de nitrato, em sistemas com suprimento de oxigênio suficiente (HOFFMANN et al., 2011). Conforme comentado anteriormente, a configuração do sistema vertical favorece o arraste de oxigênio necessário para que este processo ocorra.

A média da concentração de nitrato na água cinza foi 0,13 mg/L e para água cinza tratada observou-se uma concentração de 7,5 mg/L, porém este valor apresentou bastante variação.

Ressalta-se que o processo de nitrificação sozinho não promove a remoção do nitrogênio do sistema, para isso ocorrer, deve ser observada a desnitrificação, processo anaeróbio no qual o nitrato é transformado em nitrogênio gasoso e então liberado para atmosfera.

No entanto, de acordo com Hoffmann et al., (2011), o *wetland* vertical não promove desnitrificação total, permanecendo no efluente final, o nitrogênio na forma de nitrato.

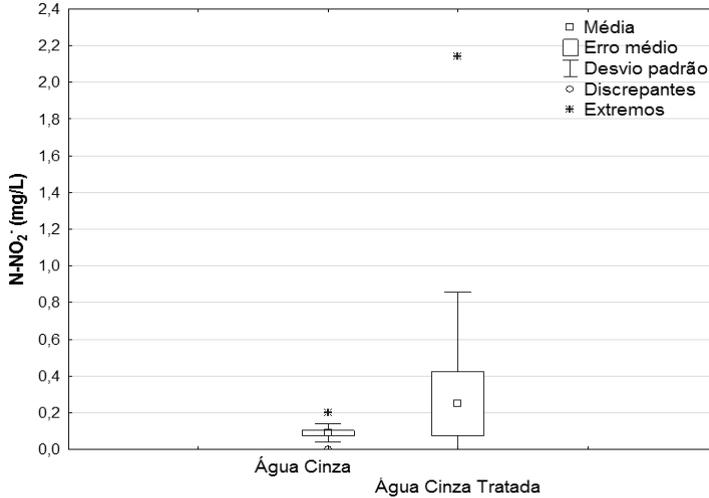
Figura 27 - Gráfico *Box plot* representando valores de  $\text{N-NO}_3^-$  (mg/L) obtidos para o *wetland* vertical da empresa.



Além da nitrificação e da desnitrificação, processos como adsorção pelo material filtrante e assimilação pelas plantas também podem contribuir na remoção do nitrogênio amoniacal, uma vez que a volatilização provavelmente não ocorre devido as valores próximos da neutralidade encontrados para o pH (VYMAZAL, 2005).

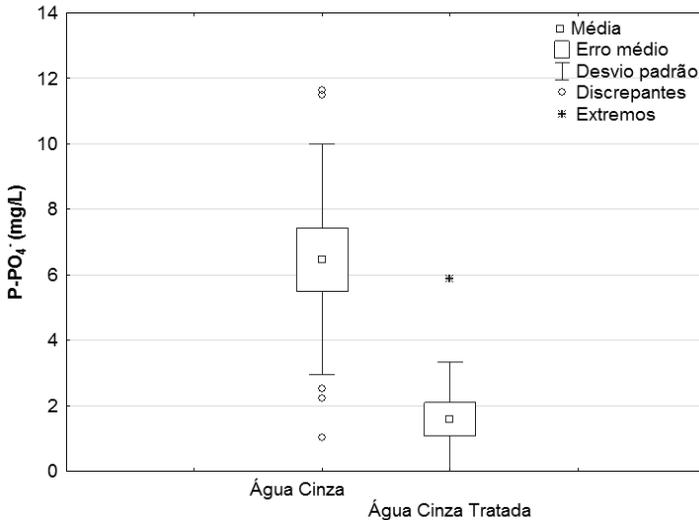
Durante as etapas da nitrificação, ocorre a formação do nitrogênio na forma de nitrito. Segundo Kadlec e Wallace (2009), o nitrito é o estado de oxidação intermediário entre a amônia e o nitrato, e devido a esse estágio energético intermediário, o composto não é quimicamente estável e geralmente é encontrado em concentrações muito baixas. Ainda assim, indica que transformações do nitrogênio estão ocorrendo no sistema, como pode ser observado na Figura 28. A formação do nitrito foi identificada, porém em baixíssimas concentrações, em média 0,25 mg/L para água cinza tratada.

Figura 28 - Gráfico *Box plot* representando valores de  $\text{N-NO}_2^-$  (mg/L) obtidos para o *wetland* vertical da empresa.



Para o fósforo ortofosfato, a concentração média da água cinza produzida foi 6,5 mg/L, como mostra a Figura 29.

Figura 29 - Gráfico *Box plot* representando valores de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  (mg/L) obtidos para o *wetland* vertical da empresa.

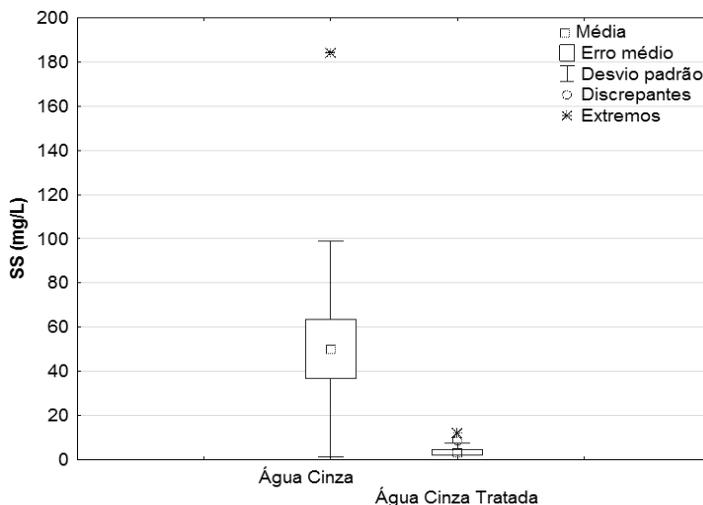


Observa-se que a concentração de entrada apresenta uma variação significativa, identificada pelo desvio padrão de 3,5 mg/L. Isso ocorre possivelmente devido à variações normais de uso dos produtos que contém fósforo. A concentração é baixa se comparada ao efluente da residência, uma vez que provavelmente na empresa a quantidade de produtos utilizados é menor, visto que atividades são bastante diferentes.

Na água cinza tratada, foi encontrada concentração de 1,6 mg/L, obtendo-se 75% de remoção média. Pansonato (2010) obteve para um *wetland* vertical, 33% de remoção para o fósforo ortofosfato, mesmo valor relatado por Morel e Diener (2006) para um sistema vertical no Nepal.

As concentrações de sólidos suspensos podem ser visualizadas na Figura 30. De acordo com Philippi e Sezerino (2004), os responsáveis pela remoção de sólidos suspensos são a sedimentação, a precipitação química, a decomposição e a incorporação ao biofilme ocorrendo simultaneamente.

Figura 30 - Gráfico *Box plot* representando valores de SS (mg/L) obtidos para o *wetland* vertical da empresa.

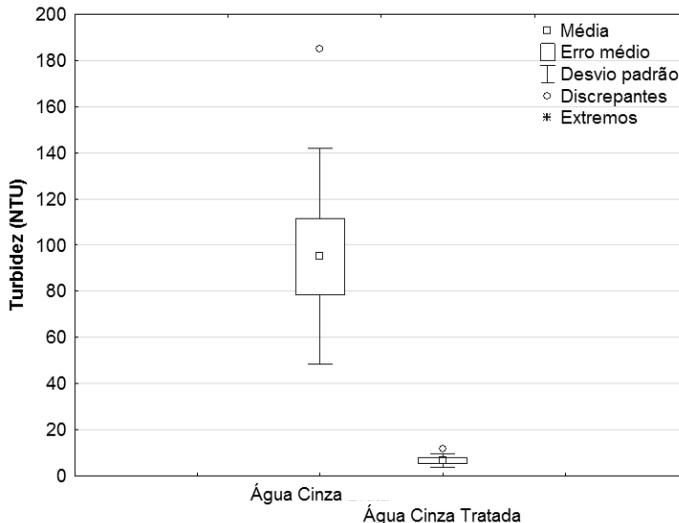


A média geral de sólidos suspensos para água cinza produzida ficou em 50 mg/L, e para água cinza tratada obteve-se média de 3,3 mg/L, o que representa uma remoção média de 93%. Pansonato (2010) obteve cerca de 80% de remoção de

sólidos suspensos totais, enquanto Sarnaglia e Gonçalves, (2013), relataram 69% de remoção.

Para a turbidez, verifica-se na Figura 31 que foram encontradas médias de 94 NTU para água cinza produzida e 6,8 NTU para água cinza tratada, o que resulta em uma elevada remoção, alcançando-se 93% de eficiência para este parâmetro. Pansonato (2010) obteve 87% de remoção também para o *wetland* vertical e Sarnaglia e Gonçalves, (2013) relataram eficiências de 70 a 73% de remoção de turbidez.

Figura 31 - Gráfico *Box plot* representando valores de Turbidez (NTU) obtidos para o *wetland* vertical da empresa.



A quantificação dos microrganismos foi realizada através das análises de coliformes totais e *Escherichia coli*. Para água cinza produzida a média de coliformes totais encontrada foi de  $4,7 \times 10^6$  NMP/100mL, sendo que após a passagem pelo *wetland* a concentração ficou em  $2,97 \times 10^4$  NMP/100mL, isto representa uma remoção de aproximadamente 2 unidades logarítmicas.

Sarnaglia e Gonçalves, (2013) obtiveram cerca de 1,3 log de remoção para coliformes totais e, segundo Morel e Diener (2006), os *wetlands* de fluxo vertical, a remoção de patógenos em termos de coliformes totais fica entre 2 e 3 log, podendo ser maior.

Para *Escherichia coli*, a média encontrada para a água cinza foi de  $6,38 \times 10^3$  NMP/100mL, havendo uma remoção de aproximadamente 1 log, visto que a concentração na água cinza tratada foi  $6,65 \times 10^2$  NMP/100mL.

#### 5.4 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ÁGUAS CINZAS

A caracterização do lodo gerado no tanque séptico da residência foi realizada visando obter informações a cerca das características do lodo anaeróbio de águas cinzas, sobre o qual ainda se tem pouca informação.

Foram realizadas 10 análises do lodo que foi retirado do fundo do tanque séptico, o qual já está em funcionamento desde 2010. Os parâmetros analisados podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros analisados para lodo de água cinza proveniente de tanque séptico.

	DQO (mg/L)	pH	NTK (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
<b>Média</b>	70.250	6,7	193	53.142	26.967	26.175
<b>DV</b>	17.293	0,2	72	20.730	13.925	7.574
<b>Máx.</b>	100.000	7,1	319	91.452	57.150	40.100
<b>Mín.</b>	38.350	6,4	67	30.060	13.117	15.663
<b>Mediana</b>	74.625	6,6	201	47.471	21.656	25.815

O lodo de águas cinzas possui um aspecto mais cinzento do que o lodo convencional, e também é espesso e possui mau odor. Observou-se a presença de grandes quantidades de fibras de roupas. O pH do lodo se mostrou bastante estável, variando entre 6,4 e 7,1, ficando a média em 6,7, valor bem próximo ao encontrado por Belli Filho et al. (2004) para lodos sanitários provenientes de tanques sépticos da região de Florianópolis.

O mesmo não ocorre com a DQO do lodo da água cinza, pois a média encontrada foi 70.250 mg/L, enquanto que para o lodo sanitário, a média ficou em 10.383 mg/L. Por outro lado, Borges (2009) avaliou diversos tanques sépticos residenciais e

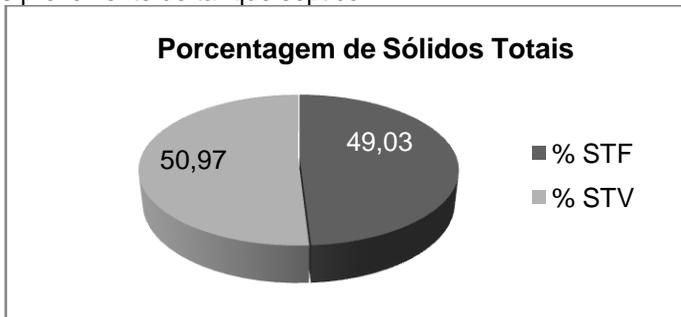
para o lodo coletado *in situ*, obteve valores para DQO variando de 3.226 mg/L até 234.360 mg/L.

Para o NTK foi encontrada uma média de 193 mg/L no lodo das águas cinzas, sendo o desvio padrão de 72 mg/L. Este valor pode ser considerado alto, uma vez que as concentrações de nitrogênio amoniacal na água cinza são baixas. Borges (2009), porém, relatou valores de NTK variando de 584 a 4.262 mg/L.

A concentração de sólidos totais obtida foi de 53.143 mg/L e também se mostrou mais elevada que a obtida por Belli Filho et al. (2004), que relatou uma média de 9.550 mg/L para lodo sanitário.

Os sólidos totais podem ser segregados em sólidos fixos e voláteis, como pode ser observado na Figura 32. Para este lodo, obteve-se aproximadamente 49% de sólidos totais fixos, que representam a parcela já estabilizada ou não biodegradável do lodo, enquanto a parcela de sólidos voláteis representa aproximadamente 51% dos sólidos totais da amostra.

Figura 32 - Porcentagem de sólidos totais presentes no lodo de águas cinzas proveniente de tanque séptico.



Bazzarella (2005), realizou um estudo sobre o lodo de águas cinzas gerado em um reator anaeróbio compartimentado. O reator anaeróbio foi inoculado com lodo sanitário de UASB e começou a ser monitorado 2 meses após a partida. A relação SV/ST foi de 77% para a primeira câmara do reator e 73% para a segunda, indicando um lodo menos estabilizado do que o encontrado neste trabalho, visto que a relação SV/ST ficou em 49,2%. A resolução do CONAMA 357/2006 indica que lodo para

utilização agrícola é considerado estável se esta relação for inferior a 0,70, o equivalente a 70%.

A partir desta breve análise a cerca do lodo de águas cinzas, pode-se inferir que o mesmo possui características tão ou mais poluentes que o lodo de esgoto sanitário, e por isso deve ser gerenciado corretamente, a fim de evitar a contaminação do solo e dos trabalhadores que o manuseiam.

De acordo com Andreoli (2009), o lodo armazenado na fossa séptica, por apresentar grande concentração de sólidos, matéria orgânica e microrganismos, precisa ser removido, transportado, acondicionado, tratado e destinado adequadamente, e poucos municípios possuem uma estrutura adequada para realizar a coleta e disposição final de lodo dos tanques sépticos.

Assim, na zona rural e naquelas desprovidas de sistema centralizado de esgotamento sanitário, o morador tem duas opções, ou ele mesmo pode realizar a retirada do lodo com auxílio de bombas ou baldes, adicionar aditivos para desinfecção e destinar na própria propriedade, ou contratar um serviço terceirizado de caminhão limpa-fossa.

Ressalta-se que a primeira opção, se não bem orientada, gera riscos tanto para saúde do morador quanto para a o meio ambiente, podendo haver a contaminação com microrganismos patogênicos e também contaminação do local de disposição.

Para a segunda opção, indica-se que o morador busque empresas licenciadas pelo órgão ambiental a fim de se certificar da destinação correta. No estado de Santa Catarina, a Fundação do Meio Ambiente - FATMA - regula o serviço de coleta e transporte de efluentes de tanque séptico através da normativa IN 50/FATMA-SC. Entre várias exigências, são requeridos relatórios quadrimestrais a cerca do local de coleta e do local de descarga dos efluentes, assim como das atividades de limpeza dos caminhões.

Mediante orçamento com empresas que prestam este tipo de serviço na grande Florianópolis, verificou-se um custo médio de R\$ 380,00 por m<sup>3</sup> de lodo retirado do local, o que pode representar um gasto expressivo para alguns moradores.

Sob o aspecto ambiental, a reciclagem de lodo em solos agrícolas é a alternativa mais adequada, e geralmente a mais

econômica, pois transforma um resíduo em um insumo de grande valor agrícola (ANDREOLI, 2009). Observa-se que mais estudos são necessários a fim de se conhecer a fundo as propriedades do lodo proveniente de águas cinzas.

## 5.5 IMPLICAÇÕES DE USO DAS TECNOLOGIAS E VIABILIDADE AO REÚSO

### 5.5.1 Implicações de uso das tecnologias

A partir de nove meses de monitoramento de ambos os sistemas foi possível obter informações a cerca do comportamento dos mesmos e suas implicações de uso.

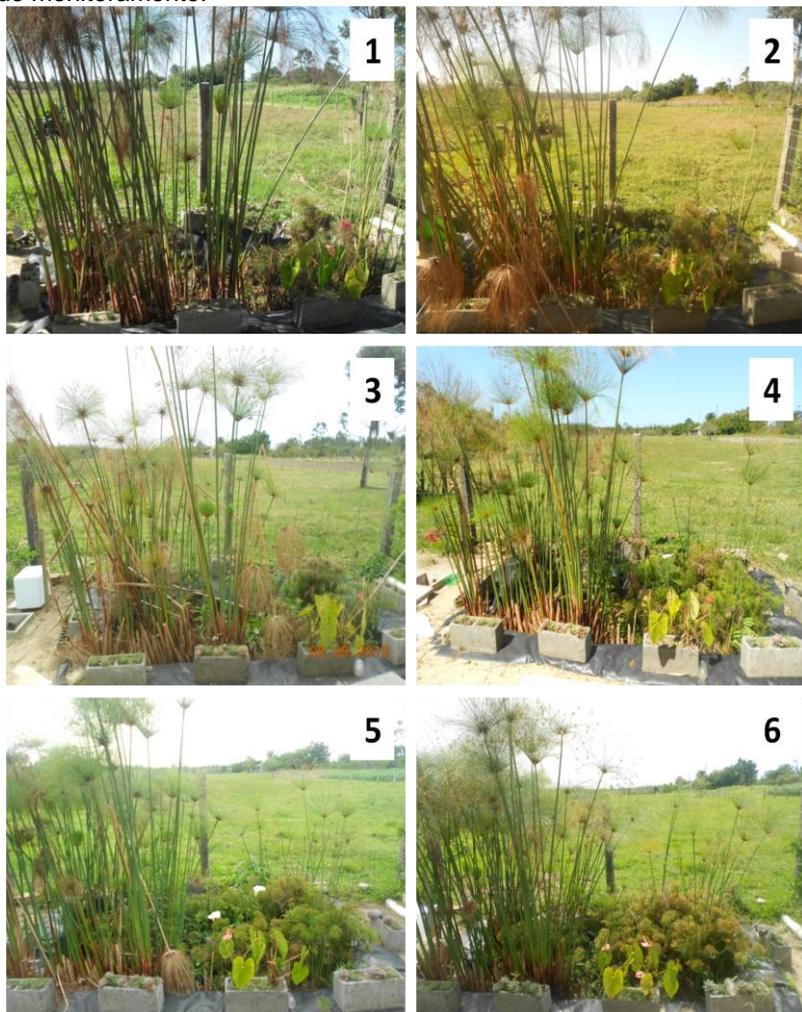
A figura 33 apresenta algumas imagens desse período do *wetland* horizontal instalado na residência. A primeira observação foi com relação a uma variação de nível ocorrendo na caixa de saída do efluente, estando algumas vezes o mangote submerso. Constatou-se que o problema estava no registro de saída do reservatório que algumas vezes era mantido fechado pelo proprietário, dificultando o funcionamento da bomba na sucção do efluente tratado.

Na terceira coleta realizada no mês de maio de 2013, foi observada uma diminuição das plantas do sistema, como pode ser visualizado na Figura 33 (2). O vento forte foi o responsável pela queda das mesmas, que a princípio gerou somente impacto estético, porém, pode-se inferir que os papiros mais altos são desfavorecidos em sistemas pequenos por se tornarem mais vulneráveis às chuvas e ventos.

Observou-se ainda um escoamento superficial ocorrendo no leito. Na quinta coleta foi realizado o replantio de algumas mudas de papiros e mini papiros, visando reparar os danos provocados pelos ventos.

Na primeira coleta composta, realizada no mês de setembro de 2013, o *wetland* continuava apresentando escoamento superficial, com o efluente demorando em infiltrar. O morador relatou um transbordamento ocorrido na caixa de passagem da saída do tanque séptico. O mesmo ocorreu devido à alta velocidade de lançamento da água da máquina de lavar, que libera uma grande vazão rapidamente.

Figura 33 - Desenvolvimento do *wetland* horizontal ao longo do período de monitoramento.



1. Início monitoramento (04/13); 2. Queda das plantas (07/13); 3. Primeira coleta composta – replantio de algumas mudas (09/13); 4. Início do desenvolvimento dos papiros e mini papiros replantados (10/13); 5. Papiros e mini papiros crescidos (11/13); 6. Última coleta composta (12/13).

Porém, a partir da segunda coleta composta já foi observada uma infiltração mais rápida ocorrendo no sistema, permanecendo o *wetland* durante muito pouco tempo empoçado. Na terceira coleta composta realizada no mês de novembro de 2013, as plantas já se apresentavam bem desenvolvidas e bonitas. Acredita-se que estas tenham desempenhado uma influência positiva minimizando o empoçamento. Na última coleta composta foi realizado o corte e retirada das plantas secas.

Diante disso, constata-se que o *wetland* horizontal apresenta um bom desempenho no tratamento de águas cinzas em residência, sendo capaz de suportar, salvo em algumas exceções, os altos picos de vazão. Quanto ao arranjo, o mesmo se mostrou satisfatório, pois demanda pouca energia além de estar esteticamente inserido no ambiente rural. Porém, ressalta-se que o gerenciamento do sistema deve ser adequado, a fim de identificar problemas operacionais que podem ocorrer com o tempo.

Destaca-se ainda que as instalações da residência foram construídas especificamente para a pesquisa, o que facilita a coleta de dados nos locais apropriados, a manutenção e o gerenciamento dos sistemas.

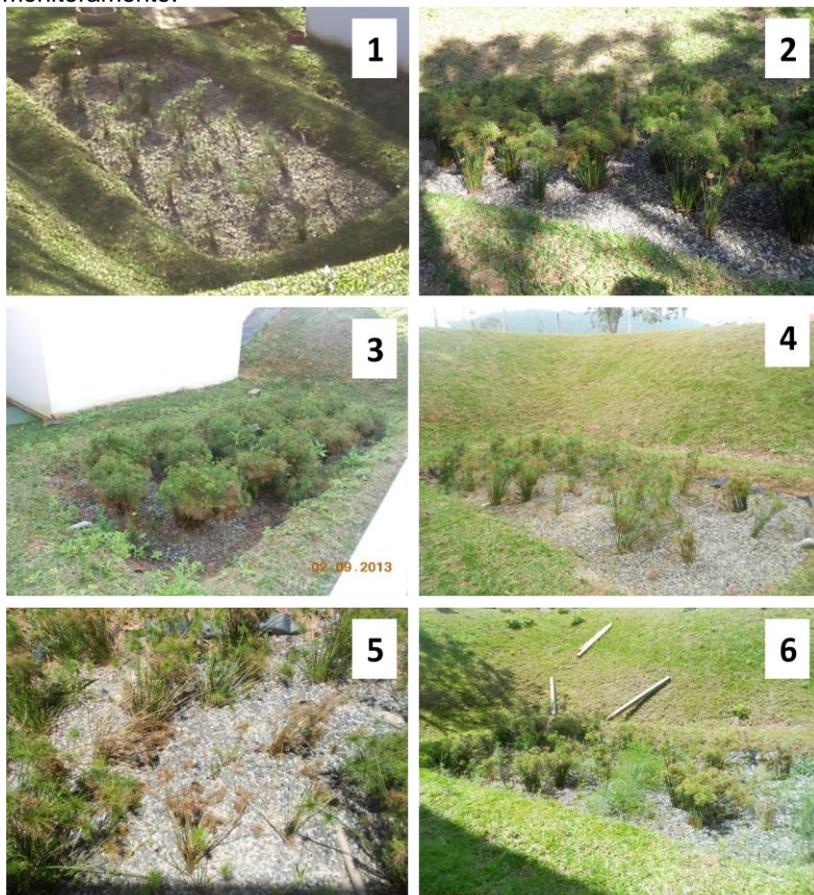
As imagens do desenvolvimento do *wetland* vertical do escritório podem ser observadas na Figura 34. O nível do reservatório de água cinza tratada se manteve sempre baixo e durante os dias monitorados não foi visualizado bombeamento para o reservatório superior. Também no controlador de nível na saída do *wetland*, geralmente não era encontrado efluente. Por outro lado, na sétima e oitava coletas realizadas no início e final do mês de agosto de 2013, foi registrada chuva na noite anterior, e então observou-se um aumento na vazão de saída.

A partir do início das coletas compostas é que foi possível realizar-se as coletas diretamente na saída do *wetland*, uma vez que se acompanhava o sistema o dia todo. Na primeira coleta composta, o sistema foi alimentado por volta das 8 horas da manhã, e neste mesmo dia foi realizada uma limpeza no *wetland* a fim de se retirar algumas plantas daninhas que haviam surgido.

Através de medição realizada para altura da água cinza do reservatório *in loco*, obteve-se que o volume de efluente

bombeado para o *wetland* era de 250 L por pulso. Este valor confere com a vazão de projeto que foi estimada em 250 L/d, uma vez que somente foi verificada uma alimentação por dia.

Figura 34 - Desenvolvimento do *wetland* vertical ao longo do período de monitoramento.



1. Pré-monitoramento (08/12); 2. Início monitoramento (04/13); 3. Primeira coleta composta (09/13); 4. Poda/retirada de algumas mudas (10/13); 5. Detalhe de algumas plantas mortas (11/13); 6. Última coleta composta (12/13).

No total das amostras compostas, a alimentação do sistema ocorreu duas vezes por volta das 8h às 9h da manhã e

duas vezes por volta das 13h às 14h, sendo registrada saída de efluente do sistema cerca de meia hora após a alimentação. Na última coleta composta, em dezembro/2013, não ocorreu alimentação no *wetland* e conseqüentemente não houve efluente de saída, fato que indica que em alguns dias a vazão é menor do que a esperada.

Na segunda coleta composta, realizada no mês de outubro/2013, observou-se uma considerável redução na quantidade de plantas, fato que foi justificado pela própria empresa, a qual fez a retirada de algumas mudas. A partir disso, verificou-se a morte de mais algumas plantas, que não resistiram à poda, como pode ser observado na Figura 34 (5). Até o período monitorado, somente foi observado um prejuízo estético.

Na última coleta composta, período mais próximo do verão, com sol e chuvas mais frequentes, foi observado o crescimento de plantas daninhas, porém as macrófitas permaneceram na mesma situação.

Baseado neste cenário, o *wetland* vertical pode ser considerado uma boa alternativa para o tratamento de águas cinzas, assim como o sistema horizontal, pois estes *wetlands* harmonizam-se com a paisagem local, evitando o impacto que um sistema de concreto traria.

Ressalta-se que o *wetland* de fluxo vertical consome mais energia, uma vez que a alimentação é feita por bombeamento, assim como o enchimento do reservatório, porém neste caso o consumo é pequeno, já que só ocorre uma alimentação diária.

Há que se considerar ainda, que o fluxo vertical é idealizado para promover a transformação da matéria nitrogenada, a qual não é muito abundante em se tratando de águas cinzas. Porém, o sistema funciona normalmente, permanecendo algumas vezes ocioso, visto que a vazão produzida no escritório é pequena.

Com relação à manutenção, esta deve ser realizada de forma que se possa identificar problemas tais como crescimento de plantas daninhas, bem como necessidades de replantio de mudas.

## 5.5.2 Viabilidade ao Reúso

### 5.5.2.1 Oferta e Demanda da Água de Reúso

Na residência rural há oferta de água de reúso, porém não há uma demanda muito expressiva, visto que a propriedade conta também com um sistema de captação de água de chuva, a qual é armazenada numa cisterna de 10.000L e utilizada no banheiro externo, tanque, máquina de lavar, dessedentação de animais, além da rega do jardim e da horta; logo, observa-se que após as intervenções realizadas na propriedade, a oferta de água passou a ser maior que a demanda, como citado por Magri et al., (2012).

A água da chuva direcionada para o tanque e para a máquina de lavar roupas são as fontes geradoras de águas cinzas da propriedade, as quais necessitam um tratamento adequado por mais que não seja necessária sua reutilização. Ainda, esta é uma fonte alternativa de água em casos de escassez de chuva e é um exemplo que pode ser utilizado em sistemas instalados em regiões áridas e semi-áridas. A demanda do proprietário rural pode então ser estimada admitindo-se as seguintes considerações:

- Vaso Sanitário (Supondo que o único vaso sanitário da residência fosse o alimentado com água cinza tratada e todos os moradores o utilizassem): De acordo com a literatura cada pessoa utiliza o vaso sanitário uma vez para defecar e 4 vezes para urinar (GONÇALVES, 2009) ou 4 descargas de primeiro estágio e 1 descarga de segundo estágio no caso das descargas econômicas (NSW GUIDELINES, 2008). O vaso sanitário da residência é modelo antigo, com caixa de descarga acoplada na parede. Para estes modelos são apontados valores de 6 L/descarga (GONÇALVES, 2006), 12 L/descarga (GONÇALVES, 2009), e 11 L/descarga (NSW GUIDELINES, 2008). Assim, adotando-se uma média de 9 L por descarga na residência em estudo, seriam necessários 45 L/pessoa.d., ou seja, 135 L/d considerando a ocupação de 3 pessoas.

- Outros usos: De acordo com Tomaz (2000), a irrigação de um gramado ou jardim pode consumir aproximadamente 2 L/m<sup>2</sup>.d. A residência possui cerca de 25 m<sup>2</sup> de jardins, logo

poderia requerer 50 L por dia para a irrigação. Supondo que seja feita a rega 2 vezes por semana, seriam utilizados 100 L, num total de 14,3 L/dia. Além da irrigação, a mangueira é utilizada para outros fins, como lavagem de alguns utensílios e também calçadas. Tomaz (2000) afirma que uma mangueira de jardim pode consumir 50 L/d, e dessa maneira, assumindo-se um uso também de 2 vezes por semana, seriam consumidos mais 100 L, totalizando uma demanda de 28,6 L/dia de água de reúso.

Obtém-se então que as descargas do vaso sanitário somadas aos outros usos requerem 163,6 L/dia de água cinza tratada na residência. Conforme relatado no item 5.1.2, o volume de água cinza produzido na residência atinge o valor de 102,3 L/d e, portanto, não seria suficiente para suprir as demandas de reúso.

O sistema da empresa foi idealizado a fim de promover o tratamento das águas cinzas e reutilizar o efluente tratado nos vasos sanitários. Dessa maneira, a empresa possui demanda, mas a oferta não é muito expressiva, visto que a água cinza somente é produzida nas 4 pias de banheiros e na pia da cozinha, o que não representa grandes volumes.

A empresa conta com 4 vasos sanitários de caixa acoplada e com válvula dupla, e de acordo com alguns fabricantes e literatura, estima-se que o primeiro estágio libere 3 L de água e o segundo estágio 6 L. Considerando que permanecem na empresa o dia todo aproximadamente 25 funcionários, e supondo que os mesmos utilizem o vaso sanitário 3 vezes ao dia (uma descarga de 6 L e duas de 3 L), visto que permanecem na empresa somente no horário comercial, o consumo de água seria aproximadamente 12 L por pessoa, o que resulta em um consumo nos vasos sanitários de 300 L/d dia, logo 6,0 m<sup>3</sup>/mês.

Neste caso da empresa, a água cinza tratada gerada é complementada com água da companhia de saneamento, isto porque a produção de efluente é menor que o consumo. Este fato pode ser constatado no item 5.2.2, pois a produção média do sistema é aproximadamente 50 L/d, o que significa 6 vezes menos a vazão necessária para suprir a demanda diária dos vasos sanitários.

### 5.5.2.2 Avaliação Econômica

A questão econômica é discutida neste trabalho a fim de se buscar uma conscientização para o caso da instalação de sistemas reais.

Para a área rural, que é o caso da residência, não existem taxas de água, visto que a mesma é proveniente de poço artesianos, e nem taxas de esgoto, pois não há rede coletora. Logo, os sistemas de saneamento descentralizados ali instalados, por mais que tenham gerado custos, só vem a trazer benefícios ambientais e para a saúde, além de fornecerem fontes alternativas de água.

Por outro lado, em uma perspectiva meramente econômica, um estudo prévio deveria ser realizado a fim de se calcular a demanda total da residência por fontes de água, e verificar se somente a água da chuva captada não supriria as demandas, exceto da potável, pois talvez não fosse necessária a segregação das águas cinzas, visto que a mesma gera o custo da construção da unidade de tratamento destas águas cinzas, além das unidades de tratamento para as águas negras geradas na residência.

Para o caso do escritório, a avaliação econômica envolve mais fatores, por se tratar de uma empresa. Como verificado no item anterior, o sistema de reúso gera aproximadamente 16,6% da demanda estimada. Considerando que o volume teoricamente gasto somente com os vasos sanitários soma 6,0 m<sup>3</sup>/mês, o sistema gera uma economia de aproximadamente 1,0 m<sup>3</sup>/mês, que é o volume de água cinza tratada produzido, mais a economia da taxa de esgoto que corresponde a 100% da conta de água, e neste caso não é cobrada, visto que a empresa conta com um sistema de esgotamento sanitário próprio.

Através do histórico da fatura de água/esgoto fornecida pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (Casas), observou-se uma média de consumo no escritório variando entre 3 m<sup>3</sup> e 7 m<sup>3</sup> por mês. Adotando-se uma média de 4,5 m<sup>3</sup> e considerando que o sistema de água cinza gera 1,0 m<sup>3</sup> por mês, obtém-se um total de 5,5 m<sup>3</sup> consumidos, o que indica que ocorreu uma super estimativa de consumo para os vasos sanitários, que não consomem 6,0 m<sup>3</sup>/mês.

Novamente, deve ser realizado um estudo mais completo a fim de se verificar a viabilidade da segregação, uma vez que a empresa também conta com um sistema para águas negras. Assim, o sistema de águas cinzas se torna viável no caso de se avaliar do ponto de vista do saneamento descentralizado, pois na localidade do escritório também não existe rede coletora de esgotos, logo, a solução individual se faz necessária a fim de preservar o meio ambiente e a saúde dos funcionários.

### 5.5.2.3 Adequação do Efluente às Normativas

Na tabela 9 pode-se visualizar as concentrações dos efluentes tratados através dos *wetlands* horizontal e vertical, que correspondem à residência e ao escritório, respectivamente, assim como as concentrações indicadas pelas normativas do reúso: ABNT, (1997) e ANA, FIESP, Sinduscon (2005); e os valores exigidos para lançamento em corpos hídricos pela resolução N° 430/2011 do CONAMA.

Tabela 9 - Tabela comparativa entre padrões exigidos para reúso, valores recomendados pela Resolução N° 430/2011 do CONAMA e valores obtidos neste trabalho.

Parâmetros	ABNT, (1997) (Classe 3)	ANA, FIESP, Sinduscon (2005) (Classe 1)	Conama 430/2011	Residência <i>Wetland</i> Horizontal	Escritório <i>Wetland</i> Vertical
<b>Turbidez (NTU)</b>	5,0	2,0	-	<b>80,4</b>	<b>6,8</b>
<b>C.F (NMP/100mL)</b>	500	0	-	<b>130</b>	<b>665</b>
<b>pH</b>	-	6 - 9	5 - 9	6,8	6,7
<b>DBO (mg/L)</b>	-	10,0	60% remoção	<b>56,5<sup>1</sup></b>	9,5 <sup>2</sup>
<b>Nitrato (mg/L)</b>	-	10,0	-	0,1	7,5
<b>Nitrogênio Amoniacal (mg/L)</b>	-	20,0	20,0	5,1	0,5
<b>Nitrito (mg/L)</b>	-	1,00	-	0,09	0,25
<b>P total (mg/L)</b>	-	0,1	-	<b>8,4<sup>3</sup></b>	<b>1,6<sup>3</sup></b>
<b>SST (mg/L)</b>	-	5,0	-	<b>6,6</b>	3,3
<b>SDT (mg/L)</b>	-	500,0	-	<b>550</b>	324,8

Negrito: valores acima do permitido, <sup>1</sup>média de 3 amostragens, <sup>2</sup>uma amostragem, <sup>3</sup>valor de fósforo ortofosfato.

A classe 3 da ABNT (1997), é específica para as descargas em vasos sanitários, enquanto a classe 1 do manual da ANA, FIESP, Sinduscon (2005), enquadra os seguintes usos: descargas em bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais e ainda a lavagem de roupas e veículos.

Pode-se observar que para a residência, a turbidez se encontra bem acima do permitido para ambas as normas, porém para coliformes fecais, a água cinza tratada atende a norma da ABNT (1997). O efluente do *wetland* horizontal atende aos parâmetros pH, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrito exigidos pelo manual da ANA, FIESP, Sinduscon (2005), porém fica em desacordo com os parâmetros turbidez, coliformes fecais, DBO, fósforo total, e fica ligeiramente acima do permitido para SST e SDT.

O efluente do escritório, produzido pelo *wetland* vertical, apresenta valores levemente superiores aos exigidos pela ABNT (1997), e para as exigências da ANA, FIESP, Sinduscon (2005), atende ao pH, DBO, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrito, SST e SDT, ultrapassando porém os limites para fósforo total, turbidez e coliformes fecais.

Apesar de ambos os efluentes ultrapassarem alguns parâmetros, ressalta-se que o enquadramento do manual da ANA, FIESP, Sinduscon (2005) pode ser considerado muito amplo, no sentido de indicar diferentes usos para uma mesma classe, uma vez que a qualidade da água exigida para a lavagem de roupas, onde geralmente há contato manual ou lavagem de veículos onde pode ocorrer contato e dispersão, possivelmente é mais alta do que a qualidade exigida para descargas em bacias sanitárias, no qual se mantidas as condições normais de higiene, não ocorreria contato direto.

Obviamente todos os cuidados necessários devem ser tomados ao se reutilizar um efluente, porém a excessiva restrição dificulta o reaproveitamento. Destaca-se, ainda, que não se tem nenhum padrão normativo que regulamente os limites no caso de os efluentes seguirem para infiltração no solo. A Resolução do CONAMA 430/2011 indica, porém, que estes efluentes infiltrados

no solo não podem vir a contaminar águas superficiais e subterrâneas.

#### 5.5.2.4 Alternativas para a Melhoria dos Sistemas

Uma vez que ambos os sistemas não estão aptos a atender todos os parâmetros de qualidade exigidos para o reúso, se fazem necessárias intervenções visando melhorar a qualidade dos efluentes produzidos.

A primeira indicação para os dois sistemas é a desinfecção, pois os microrganismos patogênicos representam riscos para a saúde humana. Visto que são sistemas pequenos, a desinfecção pode ser realizada de maneira simples, adicionando-se pastilhas de cloro regularmente na caixa de inspeção pós *wetland*.

Para o sistema residencial, como já comentado anteriormente, indica-se uma limpeza do tanque séptico, o que pode vir a reduzir a turbidez do efluente final, assim como a DBO e as concentrações de sólidos.

Já no escritório, uma vez que o sistema não produz um volume de efluente capaz de suprir a demanda, a sugestão seria incluir um sistema para captação da água de chuva na empresa. Assim, seria possível misturá-la com a água cinza tratada, deixando de se utilizar a água da companhia de saneamento para a reutilização nos vasos sanitários, e melhorando a qualidade do efluente em geral, visto que geralmente a água da chuva contém menores quantidades de poluentes.

## 6. CONCLUSÕES

Com base na caracterização quali-quantitativa de águas cinzas residencial e de escritório, na avaliação da performance de tratamento destas águas cinzas promovida por duas modalidades de *wetlands* construídos, bem como na avaliação dos requisitos operacionais dos sistemas de tratamento ao longo de 9 meses e do potencial de aproveitamento das águas cinzas tratadas, pode-se concluir:

- Através da caracterização qualitativa das águas cinzas, foi possível se constatar que apesar de terem sido verificadas características bem distintas entre as fontes geradoras (residência e escritório), ambas são potencialmente poluidoras caso não recebam um tratamento adequado;
- Com relação às coletas compostas, foi possível comprovar, para o sistema residencial e de escritório, que a composição do efluente em termos de concentração de poluentes, não apresenta uma variação expressiva durante o dia, uma vez que não foram observadas diferenças estatísticas entre as médias de todos os parâmetros avaliados para residência, e para o escritório; somente foi verificada diferença nos valores de pH e nitrogênio amoniacal;
- A água cinza da residência se destacou por apresentar concentrações de DQO e de fósforo elevadas, sendo as médias de 1025 mg/L e de 62,4 mg/L, respectivamente. O *wetland* horizontal, no entanto, apresentou um bom desempenho com relação a estes parâmetros, alcançando 83% e 73% de remoção, respectivamente, considerando um carregamento orgânico de cerca de 12,3 gDQO/m<sup>2</sup>.d;
- A remoção de 94% para sólidos suspensos no *wetland* horizontal também pode ser destacada, considerando uma carga aplicada de 1,3 gSS/m<sup>2</sup>.d.;
- Através da observação da concentração de sólidos totais e de turbidez na saída do tanque séptico da residência, infere-se que o mesmo necessita de limpeza, uma vez que pode estar ocorrendo liberação de sólidos juntamente com o efluente;
- O lodo acumulado no tanque séptico da residência apresentou características que podem ser mais poluidoras

do que alguns lodos sanitários estudados, apresentando média de concentração de DQO de 70.250 mg/L e ST de 53.143 mg/L. Apesar disso, o lodo mostrou estar parcialmente estabilizado, uma vez que a fração volátil representa 50,9% e a fração fixa 49%;

- Com relação à caracterização quantitativa do efluente residencial, foi possível entender os costumes da família e como estes afetam a produção diária de águas cinzas, a qual apresentou média de geração de 102,3 L/d, ficando a produção em torno de 34 L/pessoa, sendo que os picos de vazão ocorreram no início da manhã e no início da tarde;
- Para a água cinza proveniente do escritório destaca-se um valor médio para DQO de 100 mg/L, o que resulta em uma carga aplicada no *wetland* vertical de 0,5 gDQO/m<sup>2</sup>.d. A remoção obtida pelo *wetland* vertical para este parâmetro ficou em 88%. Pode-se destacar também a alta remoção de turbidez e SS neste *wetland*, ambas de 93%;
- A concentração média de nitrogênio amoniacal ficou em 20 mg/L, e o *wetland* vertical proporcionou uma excelente redução para este parâmetro, atingindo valores de 97%. Foi observada também a ocorrência de nitrificação no sistema;
- Através da caracterização quantitativa da água cinza gerada no escritório, observou-se produção de efluente durante todo o horário comercial, sendo que os picos ocorrem perto do horário do almoço e no início da tarde. A produção média ficou em torno de 50 L/d, e, sendo que permanecem na empresa cerca de 23 funcionários, a produção é de 2,14 L/pessoa;
- Apesar das particularidades, os arranjos tecnológicos se mostraram viáveis para o tratamento de águas cinzas, demonstrando um comportamento dentro do esperado durante os nove meses de monitoramento. Ambos demandam um gerenciamento adequado para garantir um bom funcionamento;
- Na questão da viabilidade econômica, pode-se concluir que os sistemas podem gerar economia, porém os maiores benefícios estão relacionados à segurança quanto à saúde dos moradores e trabalhadores, e a preservação do meio

ambiente que os sistemas descentralizados proporcionam a locais desprovidos de sistemas coletivos;

- A quantidade de efluente produzido em ambos os sistemas mostrou não atender por completo as demandas de reúso estimadas para os mesmos;
- Da mesma maneira, a qualidade dos efluentes produzidos também não conseguiu atender a todos os parâmetros exigidos pelas legislações do reúso, contudo podem ser lançados no ambiente por meio de infiltração no solo;
- Indicam-se ainda, alternativas tais como a desinfecção final pós *wetlands*, para proporcionar melhoria a estes efluentes, ocorrendo desta forma, uma reutilização mais segura das águas cinzas tratadas.

## 7. RECOMENDAÇÕES

Para os próximos estudos, podem-se fazer as seguintes considerações:

- Destaca-se que os resultados aqui apresentados servem como base informativa da performance de *wetlands* de fluxo horizontal e vertical no tratamento das águas cinzas, porém, em novos projetos há que se considerar o comportamento dos usuários, os produtos utilizados, assim como condições de vazão extremas, influência das chuvas, condições climáticas e evapotranspiração das plantas;
- Realizar uma caracterização mais completa do lodo de águas cinzas, incluindo quantificação de macronutrientes e metais, a fim de verificar sua potencialidade de aplicação na agricultura;
- Estudar os microrganismos associados ao material filtrante dos *wetlands*, mais especificamente a microfauna, pois podem ser bons indicadores das condições do sistema.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIDI, S.; KALLALI, H., JEDIDI, N., BOUZAIANE, O., HASSEN, A. Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. **Desalination**, v. 246, n. 1-3, p. 370–377, set. 2009.

ABNT. **NBR 7229 - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro - RJ. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1993.

ABNT. **NBR 13969 -Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro - RJ. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997.

AL-JAYYOUSI, O. R. Greywater reuse : towards sustainable water management. **Desalination**, v. 156, n. May, p. 181–192, 2003.

ANA; FIESP; SINDUSCON. **Conservação e Reúso da Água em Edificações**. 2<sup>a</sup>. ed. São Paulo - SP: ANA, FIESP & SINDUSCON, 2006. p. 152

ANDREOLI, C. V. (COORD). **Lodo de Fossa Séptica - Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final - PROSAB 5**. 1<sup>a</sup>. ed. Rio de Janeiro: Editora ABES, 2009. p. 388

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Vol. 6)**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, 2001. p. 484

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, APHA – American Public Health Association, 19<sup>o</sup> Edição, 1998.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, APHA - American Public Health Association, 21<sup>o</sup> Edição, 2005.

BARBERA, A. C., CIRELLI, G.L., CAVALLARO, V., DI SILVESTRO, I., PACIFICI, P., CASTIGLIONE, V., TOSCANO, A., MILANI, M. Growth and biomass production of different plant species in two different constructed wetland systems in Sicily. **Desalination**, v. 246, n. 1-3, p. 129–136, set. 2009.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso-não potável em edificações**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídos para o tratamento de água cinza**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

BELLI FILHO, P., OLIVIERA, R. de, KOERICH, K., MATIAS, W. G., SOARES, H. M. Lodos de Tanques Sépticos - Caracterização e Tratamento Anaeróbio em um Digestor Piloto. *In*: 29<sup>o</sup> Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **Anais...**San Juan: 2004.

BENTO, A. P. **Caracterização da Microfauna no Sistema Insular de Tratamento de Esgotos de Florianópolis/SC: Um Instrumento de Controle Operacional e Avaliação da Eficiência do Processo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

BORGES, N. B. **Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

BRIX, H. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. n°5, p. 11–17, 1997.

COMINO, E.; RIGGIO, V.; ROSSO, M. Grey water treated by an hybrid constructed wetland pilot plant under several stress conditions. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 120–125, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (**CONAMA**). Resolução nº. 357 de 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama>>. Brasília, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (**CONAMA**). Resolução nº. 430 de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama>>. Brasília, 2011.

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

DUNCAN, A. E. AWUAH, E., DODOO, D.K., SAM, A., AMEYAW, Y. Assessing the potential of a natural wetland in grey water treatment (a case study in Cape Coast-Central Region of Ghana). **International Journal of Applied Environmental Sciences**, v. 5, n. 5, p. 699–705, 2010.

ERIKSSON, E. AUFFARTH, K., HENZE, M. LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85–104, mar. 2002.

ERIKSSON, E., ANDERSEN, H. R., MADSEN, T. S., LEDIN, A. Greywater pollution variability and loadings. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 661–669, maio 2009.

FINLEY, S.; BARRINGTON, S.; LYEW, D. Reuse of Domestic Greywater for the Irrigation of Food Crops. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 199, n. 1-4, p. 235–245, 17 out. 2009.

GHAITIDAK, D. M.; YADAV, K. D. Characteristics and treatment of greywater - a review. **Environmental science and pollution research international**, v. 20, n. 5, p. 2795–809, maio 2013.

GOLÇALVES, R. F. (COORD). **PROSAB 5 - Uso Racional de Água e Energia - Conservação de Água e Energia em Sistemas Prediais e Públicos de Abastecimento de Água**. 1ª. ed. Vitória, ES: Editora ABES, 2009. p. 352.

GONÇALVES, R. F. (COORD). **PROSAB 4 -Volume 5. Consumo de Água Uso Racional da Água em Edificações**. Rio de Janeiro - RJ: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006. p. 352.

GUNTHER, F. Wastewater treatment by greywater separation-Outline for a biologically based greywater purification plant in Sweden. **Ecological Engineering**, v. 15, p. 139–146, 2000.

GUTERSTAM, B.; ETNIER, C. **The Future of Ecological Engineering**. Environmental Research Forum. **Anais...Switzerland: Transtec Publications**, 1996.

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

HERNÁNDEZ LEAL, L., ZEEMAN, G., TEMMINK, H., BUISMAN C. Characterisation and biological treatment of greywater. **Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 56, n. 5, p. 193–200, jan. 2007.

HOFFMANN, H. PLATZER, C., WINKER, M., VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands - Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Sustainable sanitation - ecosan program, 2011.

IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - PNAD.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011.

IMHOF, B.; MÜHLEMANN, J. **Greywater Treatment On Household Level In Developing Countries - A State of Art Review.** Zurique Sandec: Department of Water and Sanitation in Developing Countries, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 3ª Edição ed. Rio de Janeiro - RJ: Associação Brasileira de Engenharia Ambiental - ABES, 1995. p. 720

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

KNUPP, A. M. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

KNUPP, A. M.; GONÇALVES, R. F. Pós-Tratamento de Água Cinza com “Wetland” Horizontal Visando o Reúso Predial. *In:* 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Goiânia: Associação Brasileira de Engenharia Ambiental - ABES, 2013

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

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 11, p. 3439–3449, 15 maio 2009.

LIBRALATO, G.; VOLPI GHIRARDINI, A.; 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. 61–8, fev. 2012.

MAGRI, M. E. FENELON, F. R., RABELO, L., ROSSETO, T. S. PHILIPPI, L.S. Reúso de Águas Cinzas Tratadas em Descarga de Vaso Sanitário e Rega de Jardim. XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...Belém - PA: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2008.

MAGRI, M. E., LEMOS, E., KLAUS, G., FRANCISCO, J.G.Z., PHILIPPI, L. S.. Desempenho de um Sistema Tipo Tanque Séptico Seguido de Filtro Plantado com Macrófitas no Tratamento de Águas Cinzas. *In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2011.

MAGRI, M. E., FRANCISCO, J.G.Z., SEZERINO, P. H., MONTEIRO, V.R.C., PHILIPPI, L. S. Gestão da Água e Efluentes em Pequenas Propriedades Rurais Segundo Modelo de Saneamento Sustentável. *In: Conferência Latino-Americana em Saneamento Sustentável. Anais...2012.*

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. DOS. **Reúso de Água**. 1ª ed. Barueri- SP: Editora Manole Ltda., 2003. p. 579.

MARCH, G.; GUAL, M.; OROZCO, F. Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). **Desalination**, v. 164, p. 241–247, 2004.

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. 652–9, jan. 2009.

MATTOS, T. T. DE; LUCRÉCIO, V. N. **Avaliação do Comportamento Hidrodinâmico de um *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MAY, S.; HESPANHOL, I. Tratamento de águas cinzas claras para reúso não potável em edificações. **Rega - Revista de Gestão da Água da América Latina**, v. 5, n. 2, p. 15–24, 2008.

MELIÁN, J. A. H., MARTÍN RODRÍGUEZ, A.J., ARAÑA, J., GONZÁLEZ DÍAZ, O., GONZÁLEZ HENRÍQUEZ, J.J. Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 7, p. 891–899, jul. 2010.

MONTEIRO, R. C. DE M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

MOREL, A.; DIENER, S. **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries**. SuíçaSandec: Department of Water and Sanitation in Developing Countries, 2006.

MOTA, F. S. B.; SPERLING, M. VON. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. 1<sup>a</sup>. ed. Rio de Janeiro - RJ: Editora ABES - Prosab 5, 2009. p. 428.

MOURAD, K. A; BERNDTSSON, J. C.; BERNDTSSON, R. Potential fresh water saving using greywater in toilet flushing in Syria. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 10, p. 2447–53, out. 2011.

NOLDE, E. **Greywater Reuse in Households - Experience from Germany**. Environmental Research Forum. **Anais...Switzerland: Transtec Publications**, 1996.

**NSW GUIDELINES FOR GREYWATER REUSE IN SEWERED SINGLE HOUSEHOLD RESIDENTIAL PREMISES**. Sydney, NSW Government - Department of Water & Energy, 2008.

NSWHEALTH. **Greywater Reuse in Sewered Single Domestic Premises**. Sydney, NSW HEALTH, 2000.

PAGANINI, W. DA S. **Disposição de Esgotos no Solo**. 2<sup>a</sup>. ed. São Paulo - SP: Fundo Editorial da AESABESP - Associação dos Engenheiros da SABESP, 1997. p. 232.

PALMQUIST, H.; HANAEUS, J. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. **The Science of the total environment**, v. 348, n. 1-3, p. 151–63, 15 set. 2005.

PANSONATO, N. **Tratamento e reuso integrado de água cinza utilizando *wetlands* construídos com plantas ornamentais e um sistema de desinfecção solar**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2010.

PAULO, P. L., AZEVEDO, C., BEGOSSO, L., GALBIATI, A. F., BONCZ, M. A.. Natural systems treating greywater and

blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95–100, 2013.

PELISSARI, C. **Tratamento de Efluente Proveniente da Bovinocultura de Leite Empregando Wetlands Construídos de Escoamento Subsuperficial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PETERS, M. R. **Potencialidade de uso de fontes alternativas de água para fins não potáveis em uma unidade residencial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PHILIPPI, L. S. **Saneamento Descentralizado: Instrumento para o Desenvolvimento Sustentável**. IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Porto Seguro: Associação Brasileira de Engenharia Ambiental - ABES, 2000.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic Effluent Treatment through Integrated System of Septic Tank and Root Zone. **Water Science and 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**. 1<sup>a</sup>. ed. Florianópolis/SC: [s.n.]. p. 144.

PIRES, J. D. T. S. **Reúso de Água Cinza e Aproveitamento da Água de Chuva como Fontes Alternativas em Propriedades Rurais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

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

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. **O wetland como componente de Ecosan - Experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical**. International Conference on Sustainable Sanitation - Ecosan. **Anais...**Fortaleza: 2007.

PUIGAGUT, J. SALVADÓ, H., GARCÍA, D., GRANES, F., GARCÍA, J. Comparison of microfauna communities in full scale subsurface flow constructed wetlands used as secondary and tertiary treatment. **Water research**, v. 41, n. 8, p. 1645–52, abr. 2007.

RAPOPORT, B. **Águas Cinzas: Caracterização, Avaliação Financeira e Tratamento para Reuso Domiciliar e Condominial**. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública - Rio de Janeiro, 2004.

SAEED, T.; SUN, G. Enhanced denitrification and organics removal in hybrid wetland columns: Comparative experiments. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 967–974, 2011.

SALATI, J. E.; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 19–25, 1999.

SANTA CATARINA, Lei Nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. **Diário Oficial 18.585 de 14/04/09**, Florianópolis, SC.

SARNAGLIA, S. A. A.; GONÇALVES, R. F. **USO DE “ WETLAND ” VERTICAL COMO PÓS-TRATAMENTO DE UM FILTRO ANAERÓBIO A PARTIR DE ÁGUA CINZA COM VISTAS AO REÚSO NÃO-POTÁVEL**. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Goiânia:

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013

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 em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TOMAZ, P. **Previsão de Consumo de Água - Interface das Instalações Prediais de Água e Esgoto com os Serviços Públicos**. São Paulo - SP: Navegar Editora, 2000. p. 250.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Response to Congress on Use of Onsite and Decentralized Wastewater Treatment Systems**. Washington, DC, 1997.

VAN KAICK, T. S. **Estação de Tratamento de Esgoto por meio de Zona de Raízes: Uma proposta de Tecnologia Adequada para Saneamento Básico no Litoral do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

VERA, L.; MARTEL, G.; MÁRQUEZ, M. Two years monitoring of the natural system for wastewater reclamation in Santa Lucía, Gran Canaria Island. **Ecological Engineering**, p. 1–10, set. 2012.

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

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3<sup>a</sup>. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. p. 452.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, p. 478–490, 2005.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 133–156, 17 maio 2011.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Czech Republic: Editora Springer, 2008. p. 566.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 90–98, jan. 2011.

WILDERER, P. A. **Decentralized sanitation and reuse : A new concept for economic water management worldwide**. Environmental Technology Symposium. **Anais...Bavaria**: 2002.