

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

CRISTIANO VON STEINKIRCH DE OLIVEIRA

**Tratamento de águas cinzas domésticas por wetland de escoamento subsuperficial
contendo macrófitas aquáticas: um estudo de caso**

São Carlos
2014

CRISTIANO VON STEINKIRCH DE OLIVEIRA

Tratamento de águas cinzas domésticas por wetland de fluxo subsuperficial contendo
macrófitas aquáticas: um estudo de caso

Monografia apresentada ao curso
de graduação em Engenharia
Ambiental da Escola de
Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo

Área de concentração:
Saneamento ambiental

Orientador:
Prof. Dr. Eugênio Foresti

São Carlos
2014

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

O48t Oliveira, Cristiano von Steinkirch de
Tratamento de águas cinzas domésticas por wetland de fluxo subsuperficial contendo macrófitas aquáticas: um estudo de caso / Cristiano von Steinkirch de Oliveira; orientador Eugênio Foresti. São Carlos, 2014.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2014.

1. saneamento. 2. tratamento. 3. áreas alagadas. 4. wetland. 5. água cinza. 6. macrófitas aquáticas. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): Cristiano von Steinkirch de Oliveira

Data da Defesa: 13/11/2014

Comissão Julgadora:

Eugenio Foresti (Orientador(a))

Marco Antonio Penalva Reali

Dagoberto Yukio OKada

Resultado:

Aprovado

APROVADO

APROVADO



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091 - Trabalho de Graduação

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Meditação e a Yoga.

Ao Sol e à Lua, aos Planetas, Estrelas e Galáxias, e ao Grande Maestro, Amigo e Amado, que rege tudo isso.

À Paramahansa Yogananda pela orientação, guia e por me mostrar a beleza que existe nos momentos difíceis da vida.

À minha querida e amiga mãe, Simone, que sempre deu o melhor de si para suprir todas as minhas necessidades. Aos meus familiares, especialmente meus irmãos, Danian e Luana, pelo companheirismo e meu pai, Armando.

Ao querido Hiroshi pela amizade, poesia, música, pelo Acampamento Franciscando e pela Ecovila Clareando

Aos professores da Engenharia Ambiental, em especial ao meu orientador Eugênio Foresti pela dedicação e credibilidade perante os desafios neste projeto.

Ao pessoal do LPB, principalmente ao Dagoberto, Carol, Rachel e Thais, pela ajuda durante as análises e ao Flávio por permitir as coletas no sítio São João.

Aos meus amigos e colegas de curso. À minha companheira Gabi.

E agora à você, leitor.

RESUMO

OLIVEIRA, C. S. **Tratamento de águas cinzas domésticas por wetland de fluxo subsuperficial contendo macrófitas aquáticas: um estudo de caso.** São Carlos, 2014. 45 f. Monografia de Trabalho de Graduação. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2014.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2010, apenas 28,5% dos municípios brasileiros tinham tratamento de esgoto. Na região Sudeste, embora possua o maior índice de desenvolvimento do país, somente 48,4% dos municípios faziam algum tipo de tratamento. Para atender à demanda de saneamento básico, destaca-se o sistema de wetlands construída como alternativa tecnológica de baixo custo. No presente trabalho avaliou-se o desempenho da wetland construída de fluxo subsuperficial, do tipo Jardim Filtrante, desenvolvida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), para o tratamento de águas cinzas em uma residência rural. O sistema wetland possui 10 m² (5x2m) e 0,5m de profundidade, foi composto por brita e areia grossa em fundo impermeabilizado, atendendo dois (2) moradores, com capacidade para até cinco (5) moradores. As principais macrófitas aquáticas utilizadas no tratamento foram: lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), papiro-brasileiro (*Cyperus giganteus*) e taboa (*Typha domingensis*). O afluente do sistema provinha de pias, tanto da cozinha quanto dos banheiros, chuveiros e máquina de lavar roupa. Analisou-se o sistema em 12 coletas de amostras do afluente e do efluente da wetland, distribuídas entre janeiro e junho de 2014. Houve grande variação entre as concentrações dos parâmetros analisados. Essa disparidade de valores pode estar relacionada à variação de atividades dos moradores. Para as eficiências obtidas de DQO, a variação foi de 17% a 95,9%, com a eficiência de remoção média de 67%. No entanto, para os parâmetros N-NTK e LAS, a maioria das medições realizadas acusavam maior concentração no efluente do sistema do que no afluente, de forma a inferir que o sistema não esteja removendo estes compostos, ao contrário do que era previsto. Esta condição pode estar associada ao período de estiagem atípico no qual as coletas foram realizadas, uma vez que praticamente não houve chuvas no local.

Palavras-chave: Saneamento. Tratamento. Áreas alagadas. Wetland. Água cinza. Macrófitas aquáticas.

ABSTRACT

OLIVEIRA, C. S. **Domestic greywater treatment by constructed subsurface flow wetland containing aquatic plants: a case of study.** São Carlos, 2014. 45 f. Monografia de Trabalho de Graduação. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2014.

According to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) in 2010, only 28.5% of Brazilian municipalities had wastewater treatment. In the Southeast, although it has the highest rate of development of the country, only 48.4% of municipalities are treating their wastewater. In order to supply the demand in wastewater treatment, the constructed wetlands are technological alternatives with low cost of implantation. In this research, a case of subsurface flow constructed wetland, developed by the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA), for the treatment of greywater in a rural residence was analyzed. The wetland system had 10 m² (5x2m) and 0.5 m deep, and was composed of gravel and sand on impermeable bottom. The system serve two (2) residents, with capacity for up to five (5) residents. The main macrophytes used in the treatment were: lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), papiro-brasileiro (*Cyperus giganteus*) and taboa (*Typha domingensis*). The tributary system came from sinks, both the kitchen and toilets, showers and washing machine. The constructed wetland was analyzed in 12 sampling, both of the influent and effluent, distributed between January and June 2014. The concentrations of the analyzed parameters was showed to be very varied. These discrepant values may be related to variations in the activities of the residents. To the efficiencies of COD obtained, the variation was from 17% to 95.9%, with a mean removal efficiency of 67%. However, for the NTK and LAS parameters, most of the measurements accused greater concentration in the effluent than in the influent of the wetland system, showing that the system may not be efficient in removing these parameters, though the contrary was expected. This condition may be associated with the atypical drought period, which the samples were collected, once there was practically no rain in site during this period.

Keywords: Sanitation. Wastewater treatment. Wetland. Gray water. Aquatic plants.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área alagada construída com fluxo superficial (VON SPERLING, 2005).....	21
Figura 2 – Área alagada construída com fluxo subsuperficial horizontal (VON SPERLING,2005)	22
Figura 3 – Área alagada construída com fluxo subsuperficial vertical (VON SPERLING, 2005).	22
Figura 4 – Esquema de um corte do sistema de Jardim Filtrante com macrófitas aquáticas emergentes com fluxo vertical (EMBRAPA, 2010)	23
Figura 5 – Visão aérea do sitio São João e localização aproximada do Jardim Filtrante, logo acima do Ribeirão Feijão (adaptado de GOOGLE, 2014).	27
Figura 6 – Caixa de retenção de sólidos que é a entrada do sistema de Jardim Filtrante	28
Figura 7 – Estrutura destinada para a compostagem de resíduos orgânicos e do material contido na caixa de retenção de sólidos do Jardim Filtrante.	28
Figura 8 – Filtro instalado na saída do sistema de Jardim Filtrante.	29
Figura 9 – Visualização geral dos componentes do sistema de Jardim Filtrante (com exceção do filtro final, que está localizada à esquerda do sistema).	30
Figura 10 - detalhes da cova do jardim filtrante analisado pelo presente estudo (EMBRAPA, 2013)	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características das águas cinzas conforme sua fonte de origem. Adaptado de Christova-Boal et al. (1996).....	16
Tabela 2 - Índice de precipitação durante os dias de coleta em campo no município de São Carlos (INMET, 2014).....	34
Tabela 3 – Valores de (p) segundo Blaney-Criddle.	35
Tabela 4 – Cálculo da estimativa de evapotranspiração a partir da equação de Blaney-Criddle e a partir de dados da estação meteorológica de São Carlos.	37
Tabela 5 – Variação da demanda química de oxigênio do sistema de Jardim Filtrante no período de tempo compreendido de 15/01 a 03/06/2014, totalizando 48 análises.	39
Tabela 6 – Variação das concentrações de nitrogênio, em mg/L, na entrada e saída do período de tempo compreendido de 15/01 a 03/04/2014.....	40
Tabela 7 – Variação das concentrações de LAS, em mg/L, na entrada e saída do sistema no período compreendido entre o dia 16/05 e 03/06/2014.....	42

SUMÁRIO

1.....INTRODUÇÃO.....	11
2.....OBJETIVOS	12
3.....REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3.1. Esgotamento sanitário no Brasil.....	13
3.2. Princípios do tratamento de esgotos domésticos.....	14
3.3. Características das águas cinzas e suas principais fontes domésticas	16
3.4. Reuso da água cinza.....	17
3.5. Áreas alagadas ou wetlands.....	18
3.5.1. <i>Wetlands naturais</i>	<i>19</i>
3.5.2. <i>Wetlands construídas</i>	<i>20</i>
3.6. Caracterização do efluente do Jardim Filtrante.....	23
4.....METODOLOGIA.....	27
4.1. Pontos de coleta e amostragem.....	27
4.2. Dimensões e método utilizado para a construção do Jardim Filtrante.....	30
4.3. Análise das amostras.....	32
5.....RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
5.2. Evapotranspiração do sistema wetland.....	35
5.3. Análises Físico-químicas	37
6.....CONCLUSÕES E SUGESTÕES	43
7.....REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45

1. INTRODUÇÃO

Além de sustentar os processos biológicos, os seres humanos necessitam da água para outros diversos fins, como abastecimento doméstico e industrial, irrigação, recreação e lazer, geração de energia elétrica, harmonia paisagística, navegação, entre outros (VON SPERLING, 2005).

Segundo a Política Nacional de Recursos Hídricos (1997), a água é um bem de domínio público e sua disponibilidade deve ser assegurada à atual e às futuras gerações em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. De acordo com o Instituto Frances de Estudos Demográficos (INED), estima-se que a população mundial irá alcançar 9,731 bilhões de habitantes em 2050. Este número contrasta com a quantidade de habitantes no planeta em 1950, que era de 2,6 bilhões, representando um enorme desafio para o desenvolvimento sustentável (ONU, 2013).

A elevada taxa de crescimento populacional somada à irracionalidade proveniente da falta de educação ambiental na população tem feito com que o uso da água e a degradação dos corpos hídricos tenham se intensificado. Nesse contexto, podemos destacar medidas de baixo custo que promovam maior qualidade aos mananciais destinados ao abastecimento público.

Em uma residência domiciliar, geram-se dois tipos diferentes de efluentes líquidos: água cinza e água negra. O primeiro, a água cinza, é o efluente proveniente do uso de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar roupas e pias de cozinha (SAUTCHUK et al., 2005). A água negra é proveniente dos vasos sanitários e contém grande concentração de matéria orgânica e microrganismos.

Apesar de não apresentar tanto risco ambiental quanto a água negra, o descarte direto de águas cinzas no meio ambiente pode causar a degradação dos corpos hídricos, podendo causar à eutrofização, dependendo das concentrações de nitrogênio e fósforo do efluente (PISTORI et al., 2010). Contudo, o descarte inadequado deste tipo de água resíduária pode ser mitigado realizando-se o tratamento doméstico através de uma *wetland* construída, principalmente em locais de difícil acesso à rede coletora de esgoto sanitário.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste projeto é analisar os parâmetros de qualidade das águas cinzas provenientes de um ambiente doméstico rural e realizar a análise do efluente após o tratamento por macrófitas aquáticas de uma “wetland” construída, de maneira a obter a eficiência deste tipo de tratamento para águas cinzas e para aproveitamento do efluente como água de reuso.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Esgotamento sanitário no Brasil

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2010, nota-se que apenas 28,5% dos municípios brasileiros havia tratamento de esgoto. Na região Sudeste, embora possua o maior índice de desenvolvimento do país, somente 48,4% dos municípios faziam algum tipo de tratamento.

O cenário de esgotamento sanitário rural no Brasil já nos apresenta uma situação de maior risco. Segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) em 2009, 32,8% dos domicílios nas áreas rurais estão ligados a redes de abastecimento de água e o restante (67,2%) capta água sem nenhum tipo de tratamento.

O uso da água captada em ambiente rural sem adequado tratamento prévio, eleva o índice de contaminação por doenças de veiculação hídrica. Segundo dados da PNAD, 74% dos domicílios rurais depositam os dejetos em “fossas rudimentares”, lançam em cursos de água ou diretamente no solo a céu aberto.

As doenças de veiculação hídrica são transmitidas por organismos patogênicos presentes no esgoto e na água contaminada. O índice de risco da transmissão dessas doenças está associado à ausência de tratamento do esgoto e da água captada para consumo. Tais doenças ocorrem com a ingestão do organismo patogênico presente na água contaminada. Alguns exemplos são a cólera, giardíase, febre tifóide, leptospirose, amebíase, ascaridíase, entre outras (VON SPERLING, 2005).

Esgoto é o termo utilizado para caracterizar os despejos provenientes dos diversos usos das águas, tais como doméstico, comercial, industrial, agrícola, estabelecimentos públicos, etc. Os esgotos domésticos – a parcela mais significativa dos esgotos sanitários – provêm, principalmente, de residências públicas e comerciais que concentram aparelhos sanitários, lavanderias e cozinhas, compondo-se basicamente de águas de banho, urina, fezes, restos de comida, sabões, detergentes e águas de lavagem (UEHARA, M. Y.; VIDAL, W. L.¹, 1989 apud PARESCHI, 2004).

Essa variação da matéria prima do esgoto sanitário resulta em diversas substâncias em sua composição, como matéria orgânica, surfactantes, nutrientes (principalmente nitrogênio e

¹ UEHARA, M. Y.; VIDAL, W. L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbicas e facultativas**. São Paulo: CETESB, 1989. 91 p. (Série Manuais Secretária do Meio Ambiente).

fósforo), óleos e graxas, microrganismos patogênicos, dentre outros. As características do esgoto variam em função dos usos aos quais a água foi submetida, que variam com o clima, situação social e econômica e hábitos da população (VON SPERLING, 2005).

Tais características conferem ao esgoto sanitário grande dificuldade para o seu tratamento, cuja ausência aumenta o potencial de causar poluição nos corpos d'água superficiais e subterrâneos, quando o efluente é lançado diretamente em rios e córregos ou disposto inadequadamente no solo.

A ausência de saneamento rural e urbano traz consequências negativas que alimentam um ciclo vicioso, que está basicamente relacionado ao aumento de doenças de veiculação hídrica devido à insalubridade, aumentando assim, o número de doentes e a necessidade de hospitais, postos de saúde, e médico, o que por sua vez multiplica os gastos em infraestrutura, recursos humanos, medicamentos e tratamentos alopáticos.

Além disso, as condições de insalubridade geradas pela falta de saneamento podem debilitar a capacidade cognitiva de crianças permanentemente, cujo cérebro ainda está em fase de desenvolvimento, não permitindo que essas pessoas tenham as mesmas capacidades funcionais que indivíduos saudáveis para competir por um emprego quando se tornarem adultas.

A ausência de tratamento de esgoto sanitário contribui para a diminuição da qualidade dos recursos hídricos, implicando em maiores gastos com o tratamento da água usada para consumo humano (ESPINDOLA & BRIGANTE, 2009).

3.2. Princípios do tratamento de esgotos domésticos

As águas residuárias negras e cinzas compõem o esgoto doméstico, que por sua vez é constituído de aproximadamente 99,9% de água, sendo o restante composto de material orgânico e inorgânico, dissolvido ou em suspensão. A necessidade de se realizar o tratamento de esgoto provem dessa porcentagem de 0,1% dos esgotos domésticos (VON SPERLING, 2005).

A fração que compromete toda a quantidade de água presente no esgoto doméstico é composta por diversas substâncias, como matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, óleos e graxas, microrganismos patogênicos, entre outros. Estes materiais conferem ao esgoto doméstico um potencial impacto ambiental quando despejados sem tratamento em rios, córregos ou dispostos inadequadamente nos solos. Este potencial de impacto pode ser

considerado como a poluição e degradação dos corpos d'água superficiais e subterrâneos (VON SPERLING, 2005).

A qualidade das águas residuárias é avaliada através de parâmetros indiretos, que podem ser classificados como parâmetros físicos, químicos ou biológicos. Pode-se considerar como os principais parâmetros utilizados (VON SPERLING, 2005):

- Parâmetros físicos: Temperatura, cor, odor, turbidez.
- Parâmetros químicos: Sólidos totais (em suspensão, dissolvidos ou sedimentáveis), DBO, DQO, nitrogênio total, fósforo, pH, alcalinidade, cloretos.
- Parâmetros biológicos: Contagem de microrganismos que indicam a contaminação fecal, tais como coliformes fecais, coliformes termotolerantes, *Escherichia Coli*, cistos de helmintos, entre outros microrganismos.

Com as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), foram estabelecidos valores máximos aceitos para os parâmetros, a fim de avaliar o potencial poluidor do efluente e a qualidade dos corpos d'água. A resolução CONAMA 430 de 2011 prevê padrões de qualidade para o efluente e a resolução CONAMA 357 de 2005 prevê padrões de qualidade para o corpo receptor.

Resumidamente, o tratamento de esgoto pode ser feito por combinação de processos físicos, químicos e biológicos, que reduzem a carga orgânica e os organismos patogênicos do esgoto antes de seu lançamento em corpos de água. Os esgotos sanitários considerados tratados, são aqueles que recebem ao menos o tratamento secundário antes de serem lançados nos corpos de água receptores, com a remoção do material grosseiro, da matéria orgânica particulada e de parte da matéria orgânica dissolvida do efluente (IBGE, 2004).

Os processos físicos-químicos dos tratamentos dos esgotos sanitários são baseados na separação da fase líquida da fase sólida do efluente, em operações combinadas de gradeamento, floculação, sedimentação, flotação e filtração. Os processos químicos, resultantes da adição de substâncias ao tratamento, tem a finalidade de remover ou converter contaminantes, diminuir a turbidez e alternar características indesejáveis através de processos como a desinfecção, precipitação e adsorção. Os processos biológicos são baseados na atuação de microrganismos para a remoção de contaminantes e da matéria orgânica, como os processos de nitrificação, desnitrificação, entre outros (VON SPERLING, 2005).

3.3. Características das águas cinzas e suas principais fontes domésticas

A água negra pode ser considerada como a parcela do esgoto doméstico que possui maior teor de matéria orgânica e é onde ocorre a contaminação fecal, ou seja, possui bactérias, fungos, protozoários, entre outros microrganismos patogênicos veiculados através de fezes. Já a água cinza pode ser definida como a água residuária provenientes de tubulações não conectadas com o vaso sanitário, ou seja, é o efluente gerado através de banheiras, chuveiros, pias de banheiro e cozinha e máquinas de lavar roupa, em residências, escritórios, escolas, etc. (ERIKSSON et al., 2002).

A água cinza pode ser classificada em dois grupos principais: a água cinza escura e a água cinza clara. A água cinza escura é aquela cujo grupo de fontes domésticas de água residuária incluem a pia da cozinha, além da separação do efluente do vaso sanitário. A água cinza clara, por sua vez, é aquela cujo grupo de fontes domésticas não incluem a pia da cozinha, além da separação do efluente do vaso sanitário (HESPANHOL², 2008 apud MONTEIRO, 2009).

Conforme Christova-Boal et al. (1996), as principais características das águas cinzas, de acordo com sua respectiva fonte doméstica, podem ser resumidamente descritas na Tabela 1.

Tabela 1: Características das águas cinzas conforme sua fonte de origem. Adaptado de Christova-Boal et al. (1996).

Cozinha	Fonte de águas cinzas de elevadas taxas de poluição, pois possui vários componentes indesejáveis, por exemplo, óleos de fritura. Geralmente, a média de geração da água cinza de cozinha em um ambiente doméstico é de 5% do consumo total. Dessa forma, por suas características, é recomendável que a água cinza de cozinha não seja utilizada para o reuso.
Banheiro, chuveiro e pia	Em geral, o consumo combinado dessas três fontes de água cinza representa 26% do consumo total em um ambiente doméstico. Normalmente, a água cinza dessas fontes contém sabão, shampoos, gorduras corporais, cabelo, solo, fibras fabricadas, pele e urina. Além disso, a água cinza pode conter produtos químicos de limpeza.
Tanques e máquinas de lavar roupa	Geralmente, o consumo da lavagem de roupas nas residências é de 15% em relação ao consumo total. Detergentes, alvejantes, ocasionalmente óleos, tintas e solventes, são alguns dos componentes da água de cinza provenientes da lavagem de roupas. Essa lavagem pode ser feita também nos banheiros, chuveiros e pias, variando em sua proporção em seus componentes conforme os hábitos domésticos.

² HESPANHOL, I. Um novo paradigma para gestão e recursos hídricos. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008.

Em uma forma cronológica da utilização da água, as características das águas cinzas dependem primeiramente da qualidade da água captada para o consumo. Em seguida, depende da tipologia da tubulação utilizada para canalização e distribuição da água captada e da água residuária cinza, devido à tipologia do material da tubulação e aos processos biológicos que ocorrem pela formação de biofilmes dentro da tubulação. Por fim, as características das águas cinzas dependem dos tipos de atividades domésticas, que variam conforme o modo de vida, a cultura e costumes próprios, além das instalações e uso de produtos químicos domésticos (ERIKSSON et al., 2002).

3.4. Reuso da água cinza

O reuso de águas cinzas podem ser classificados com direto ou indireto, sendo o reuso direto aquele no qual o efluente é tratado e em seguida é utilizado, e o reuso indireto, aquele no qual o efluente é diluído em um recurso hídrico, como lagos, represas, rios ou aquíferos (MONTEIRO, 2009).

Pode-se classificar ainda, os tipos de reuso de acordo com o seu planejamento em dois principais grupos: reuso planejado e o não planejado. Dentro do tipo de reuso planejado, a processo de reuso é praticado pelos usuários de forma consciente, por exemplo, a irrigação de gramados ou a lavagem de ruas após feiras livres. Já o tipo de reuso não planejado consiste na prática do reuso sem que se saiba desse processo, por exemplo, o abastecimento de água proveniente da Represa Guarapiranga (MONTEIRO, 2009).

Outra forma de se classificar a tipologia do reuso é de acordo com a sua potabilidade. Dentro do setor urbano, a água de reuso pode ser classificada como potável e não potável. O procedimento para realizar o reuso potável inicia com a diluição do efluente tratado, com tempos relativamente longos de detenção antes da sua captação para o tratamento adequado, e por fim, distribuição da água. Não deve ser realizado o reuso direto caso ele se destine a potabilidade (HESPANHOL³, 2006 apud MONTEIRO, 2009).

Uma estimativa mostra que o total em quantidade de água cinza produzida é de 75% do esgoto doméstico (HANSEN; KJELLERUP,⁴ 1994 apud ERIKSSON et al., 2002). Dessa forma, o reuso de água cinza pode ser uma alternativa valiosa para atender essa crescente demanda hídrica.

³ HESPANHOL, I. Água e saneamento básico. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org). **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 269-324.

⁴ HANSEN, A. M.; KJELLERUP, M. **Vandbesparende foranstaltninger**. Copenhagen: Teknisk Forlag, 1994.

De acordo com Christova-Boal et al. (1996) a água cinza possui um grande potencial de reuso para irrigação de jardins e para descarga de vasos sanitários. Na região de Melbourne, Austrália, durante as estações quente do ano (cerca de 6 meses), o consumo de água destinada à irrigação de jardins representa aproximadamente 34% do orçamento total de consumo hídrico doméstico. A água destinada aos vasos sanitários usam aproximadamente 20% do orçamento total residencial, sendo que a quantidade de água utilizada para este fim é relativamente constante ao longo do ano (CHRISTOVA-BOAL et al., 1996).

Segundo Ghunmi et al. (2011) algumas questões estão presentes quando se pensa na reutilização das águas cinzas. Primeiramente, deve-se avaliar a questão da necessidade do tratamento ou não da água cinza para seu posterior reuso. Após, pode-se pensar nas possibilidades do reuso de água cinza, podendo classifica-las como reuso no interior das residências (em descargas de vasos sanitários, lavagem de roupas e chuveiro) e no exterior (irrigação de jardins, gramados de escolas, campos de futebol, cemitérios, parques municipais e campos de golf, lavagem de veículos e janelas, sistemas de incêndio, preservação de áreas alagadas e recarga de aquíferos).

Outra questão são os parâmetros de reuso de água cinza relacionados a aspectos sanitários e sociais, utilizados para desenvolver o controle do processo de reciclagem (GHUNMI et al., 2011). Por último, deve-se analisar a questão das tipologias de tratamento das águas cinzas a serem utilizadas, ou seja, as tecnologias disponíveis adequadas a quantidade da geração de água cinza, às suas características que variam conforme as fontes, e aos parâmetros finais desejados que variam conforme a destinação do reuso (GHUNMI et al., 2011).

3.5. Áreas alagadas ou wetlands

Áreas alagadas ou *wetlands* (termo inglês que significa “terra úmida”) são ecossistemas alagados naturais, como por exemplo, o brejo, charco, pântanos, área de inundação, entre outros. As áreas alagadas possuem propriedades despoluidoras que propiciam a melhoria nas qualidades das águas. (MONTEIRO, 2009). Essas regiões inundadas ou saturadas por água oriunda de fontes superficiais ou subterrâneas, favorecem o domínio de espécies vegetais adaptadas às condições saturadas do solo (CALIJURI; CUNHA, 2013).

Baseados nos ecossistemas naturais, as *wetlands* construídas simulam os sistemas de tratamento das áreas alagadas naturais, variando seu sistema em diversas configurações, sendo que cada uma apresenta vantagens e desvantagens (MONTEIRO, 2009).

3.5.1. Wetlands naturais

As *wetlands* naturais são ecossistemas complexos, pois possuem diversas variáveis físicas, químicas e biológicas que compõem o seu funcionamento. Estes sistemas possuem diversas macrófitas aquáticas que, atuando conjuntamente com outros fatores, possuem um importante papel para a manutenção do meio ambiente e da qualidade de vida da sociedade, devido a suas várias funções ambientais (MONTEIRO, 2009).

As áreas alagadas podem ser permanentes ou temporárias, sendo que seu nível da água altera conforme períodos de inundação. A frequência e duração das inundações nas áreas alagadas geram uma espécie de pulso que alteram de forma significativa o ambiente em suas características físicas, químicas e biológicas, induzindo adaptações morfológicas e fisiológicas na biota (CALIJURI; CUNHA, 2013).

Segundo Tundisi, Tundisi e Rocha (2006), estas áreas possuem um papel econômico fundamental, pois são os locais de reprodução e desenvolvimento de elevados índices de biomassa de peixes, répteis, pássaros e mamíferos, além de macrófitas emersas e submersas. Apesar da exploração dessa biodiversidade atingir níveis extremamente elevados, há de se considerar a criação de certos animais dessa região, como a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) ou o jacaré (*Caiman crocodilos jacare*) ou espécies de peixes, como alternativas no fornecimento de alimentos ricos em proteína e aquecimento econômico para a região.

As áreas alagadas são comuns em todos os sistemas de grandes rios da América do Sul. No Brasil, o valor total da área de alagadas das regiões tropicais e subtropicais é de aproximadamente 1 milhão de km², considerando-se as áreas alagadas temporárias e permanentes e todas as regiões (TUNDISI; TUNDISI; ROCHA, 2006). Um exemplo de ecossistema brasileiro que caracteriza as *wetlands* naturais é o Pantanal Mato-grossense, uma extensa área alagável que totaliza cerca de 140.000 km² (CALIJURI; CUNHA, 2013).

De acordo com Calijuri e Cunha (2013) entre as principais funções ecológicas atribuídas a áreas alagadas, pode-se considerar:

- A ciclagem de nutrientes: Por meio de processos como a mineralização e a decomposição, as áreas alagadas atuam como fontes ou sumidouros de nutrientes na forma de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre.
- Produção primária: Se relaciona a produção de biomassa por meio da fotossíntese ou quimiossíntese nas áreas alagadas.
- Manutenção da biodiversidade: As áreas alagadas permitem o refúgio, habitat e local de reprodução para diversas espécies vegetais e animais.
- Regulagem climática: As *wetlands* possuem um papel fundamental no ciclo hidrológico e influenciam diretamente no clima.
- Controle do fluxo hidrológico: As áreas alagadas contribuem na regulagem da carga e descarga de aquíferos, na retenção de sedimentos, armazenamento de água e o controle de enchentes nas bacias hidrográficas.

Alguns outros exemplos das funções das áreas alagadas naturais se relacionam em: regular e reduzir o pico de inundações, detendo as águas provenientes de tempestades; proteger as margens de lagos e áreas costeiras do efeito erosivo das ondas e tempestades; promover a melhoria contínua da qualidade da água, retendo ou transformando o excesso de carga orgânica e nutrientes, os sólidos suspensos e metais pesados; e proporcionar locais de nidificação, de proteção para animais selvagens (WELSCH⁵ et al., 1995 apud MONTEIRO, 2009).

3.5.2. Wetlands construídas

As áreas alagadas ou *wetlands* construídas são ecossistemas artificiais com diferentes níveis de tecnologia que procuram atingir as mesmas funções ecossistêmicas básicas das *wetlands* naturais. São também conhecidas como zonas de raízes (“root zone”), leito de raízes, terras úmidas artificiais, terras úmidas construídas, leitos cultivados com macrófitas, fito-ETARs, fitolagunagem e solo-planta (SILVA, 2007).

Também denominadas de banhados artificiais ou alagados artificiais, essas estruturas são utilizadas para realizar os processos de tratamento de esgoto que consistem de lagoas ou canais rasos. Nessas áreas, a associação com plantas aquáticas permite tratar o esgoto baseando-se em mecanismos biológicos, físicos e químicos (VON SPERLING, 2005).

⁵ WELSCH, D. J. et al. **Forested Wetlands functions, benefits, and the use of best management practices.** United States Department of Agriculture Forest Service, 1995.

Por suas características, as áreas alagadas podem possuir funções alternativas como no suporte as atividades agrícolas, a recreação e o tratamento de efluentes. As áreas alagadas construídas são sistemas de tratamento de efluentes domésticos que atuam como sistemas redutores de cargas poluidoras por meio de reações de oxirredução, precipitação, dissolução, complexação e assimilação biológica, contribuindo a melhoria da qualidade da água (CALIJURI; CUNHA, 2013).

Segundo Von Sperling (2005), pode-se classificar a áreas alagadas construídas em dois grupos principais:

- Fluxo superficial: nessa configuração, as *wetlands* construídas assemelham-se a áreas alagadas naturais em aparência, contendo plantas aquáticas enraizadas e/ou flutuantes, ou seja, submersas e/ou emergentes. Apresenta lamina da água aparente que flui livremente entre as folhas e caules da planta. O ecossistema apresenta uma ecologia aquática bastante complexa. O fundo pode ser revestido ou não, dependendo das condições ambientais. Neste sistema, é preferível a utilização de plantas nativas dependendo de cada região, geralmente são selecionadas plantas como a *Typha* (taboa), *Eichornia* (aguapé) ou *Lemna* (lentilha d'água) (VON SPERLING, 2005)

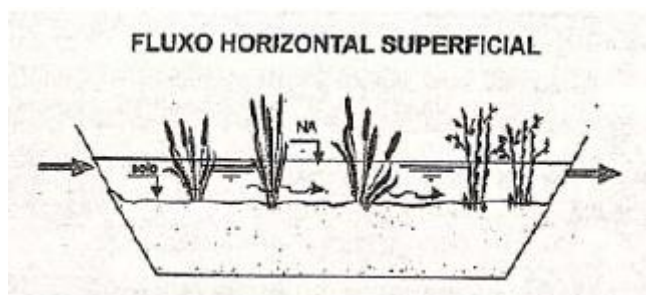


Figura 1 – Área alagada construída com fluxo superficial (VON SPERLING, 2005)

- Fluxo subsuperficial ou leitos submersos vegetados: Ao contrário do sistema com fluxo horizontal superficial, nesta configuração a *wetland* construída não se assemelha a áreas alagadas naturais, porque não há água livre na superfície. O sistema contém um leito composto de pequenas pedras, cascalho, areia ou solo, dando suporte ao crescimento de plantas aquáticas. O nível da água permanece abaixo da superfície do leito, enquanto os esgotos escoam entre as raízes das plantas aquáticas. A maior parcela da zona subsuperficial é anaeróbia, tendo sítios anaeróbios próximos aos

rizomas e raízes. Podem ser utilizados alguns gêneros de plantas como *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Pharagmites* (VON SPERLING, 2005).

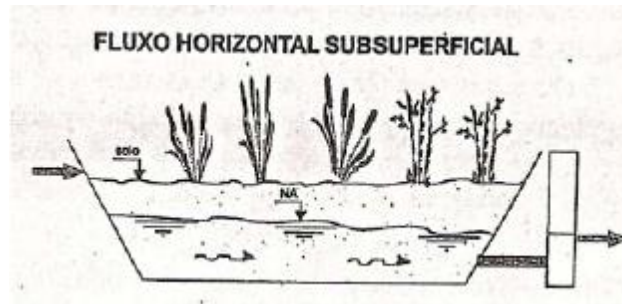


Figura 2 – Área alagada construída com fluxo subsuperficial horizontal (VON SPERLING, 2005)

Ainda de acordo com Von Sperling (2005), pode-se classificar as *wetlands* construídas com relação à direção do fluxo da água:

- Fluxo vertical: consiste tipicamente em um filtro de areia ou cascalho, plantado com vegetação. Sua operação se assemelha a rotina de um filtro, com ciclos de dosagem e drenagem. Por conta desta característica, este sistema se diferencia do conceito convencional das áreas alagadas. O fluxo ocorre normalmente em meio não saturado, e no fundo há uma série de dutos que recolhem os efluentes ao fim do tratamento (VON SPERLING, 2005).

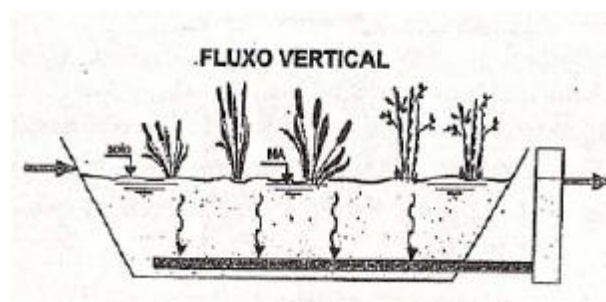


Figura 3 – Área alagada construída com fluxo subsuperficial vertical (VON SPERLING, 2005).

- Fluxo horizontal: concepção mais convencional das *wetlands* construídas, podendo ser de fluxo superficial ou subsuperficial.

3.6. Caracterização do efluente do Jardim Filtrante

O sistema de jardins filtrantes desenvolvidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) adaptados para o ambiente rural são baseados nos princípios de áreas alagadas construída com fluxo do tipo subsuperficial vertical. O sistema é construído de maneira a portar macrófitas aquáticas emergentes em simulação a uma área alagada natural, onde são realizados os processos de degradação do material presente na água cinza.

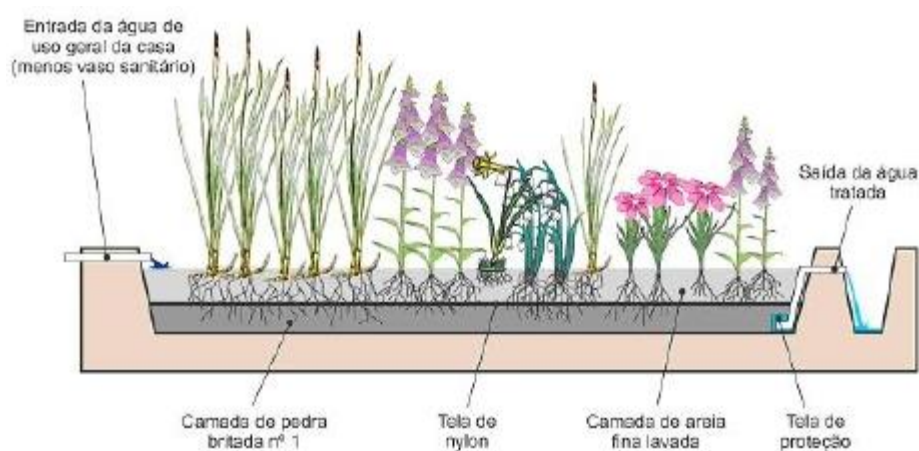


Figura 4 – Esquema de um corte do sistema de Jardim Filtrante com macrófitas aquáticas emergentes com fluxo vertical (EMBRAPA, 2010)

3.6.1. pH

Segundo pesquisas anteriormente realizadas pela EMBRAPA no presente objeto de estudo, pode-se considerar que o efluente proveniente do Jardim Filtrante tende a um caráter mais ácido, pois os resultados das medições, tanto na entrada quanto na saída do sistema, evidenciam valores de pH abaixo de 6,5 (DA SILVA; LEONEL, 2012). Deve-se considerar que no momento em que estes estudos foram realizados, o filtro atualmente acoplado ao regulador de nível (antiga saída) do Jardim Filtrante ainda não havia sido instalado

Em outro período de medição do pH, desta vez realizado em três pontos do sistema já com o filtro acoplado, observou-se que há ligeiro aumento no sentido do fluxo do Jardim Filtrante, embora a diferença dos valores tenha sido pouco significativa. Da mesma forma que os estudos realizados anteriormente, os resultados das medições demonstram que sistema possui caráter levemente ácido, com os valores de pH variando em torno de 5,0 e 6,5 (DA SILVA; JARDIM, 2013).

Essa tendência de pH presente em águas cinzas também é evidenciada em estudos realizados em outras localidades. Segundo Rapoport (2004), foram encontrados valores de pH variando de 4,7 a 7,5 após a caracterização da água cinza proveniente de chuveiros e pias de banheiros de uma creche localizada no Rio de Janeiro.

No entanto, Zabrocki e Santos (2005) verificaram valores de pH entre 6,7 e 8,5 na água cinza oriunda de 26 edifícios residenciais localizados em Curitiba (excluindo-se a água proveniente da pia da cozinha), representando um caráter mais alcalino do que aqueles encontrados nas pesquisas envolvendo o Jardim Filtrante do presente trabalho.

3.6.2. Turbidez

De acordo com Da Silva e Leonel (2012), a análise de turbidez do jardim filtrante do presente trabalho resultou em valores bem elevados na saída do sistema na 1ª e na 2ª coleta, acima de 160,0 UNT. Na 1ª coleta, a turbidez da saída (194,1 UNT) foi até mesmo maior do que a da entrada (124,8 UNT). Na 3ª coleta, houve uma melhora da turbidez na saída do sistema, apesar de a turbidez da entrada ter apresentado seu valor mais elevado (154,9 UNT). Na 4ª coleta, a turbidez da entrada do jardim já estava bem mais baixa do que nas outras coletas (56,4 UNT), apresentando, no entanto, um aumento ao longo do sistema (69,5 UNT na saída do jardim). Estes valores indicaram a necessidade da instalação do filtro ao fim do sistema, já que o meio filtrante do jardim não está sendo eficiente na retenção dos sólidos suspensos do efluente. Este efeito pode ocorrer devido aos caminhos preferenciais do escoamento no leito de brita.

Segundo Da Silva e Jardim (2013), houve muita variação ao longo das coletas em relação aos valores de turbidez na caixa de sólidos do jardim filtrante. Tal variação era esperada, haja vista que esta estrutura é a entrada do sistema e recebe diretamente o efluente das pias, chuveiros e tanques da residência, cujas características variam de acordo com as atividades dos moradores.

Ainda de acordo com Da Silva e Jardim (2013), notou-se que as curvas de turbidez das amostras coletadas no monge (regulador de nível) e na saída do filtro têm as mesmas variações entre cada coleta, que são menores que aquelas analisadas na caixa de sólidos. Pelos resultados, pode-se afirmar que houve remoção de turbidez ao longo do sistema de jardim filtrante. Quanto à eficiência média de remoção de turbidez, obteve-se o valor de 64,60% entre a caixa de sólidos e o monge e 25,99% entre o monge e o filtro na saída do sistema.

Segundo observações da autora, o filtro ainda estava em fase de estabilização, já que havia sido instalado recentemente em relação às medições realizadas (março de 2013).

Os estudos realizados por Rapoport (2004) acusaram valores de turbidez entre 55 e 100 UNT na água cinza de banheiros de creches no Rio de Janeiro. Zabrocki e Santos (2005), por sua vez, obtiveram o valor máximo de 189,0 UNT ao analisarem a turbidez nas águas cinzas provenientes de residências localizadas em Curitiba.

3.6.3. Coliformes totais e termotolerantes

As amostras analisadas por Da Silva e Leonel (2012) demonstram que o efluente do Jardim Filtrante apresentou valores significativamente elevados de coliformes totais, na entrada e na saída do sistema. Os valores obtidos em algumas das coletas superaram até mesmo as concentrações de coliformes totais encontradas na entrada da Fossa Séptica localizada ao lado do Jardim Filtrante para o tratamento de águas negras, ou seja, contendo fezes. Já em relação aos coliformes termotolerantes, a concentração medida foi bem elevada na primeira coleta, diminuindo nas coletas seguintes.

Os resultados obtidos confirmam que as águas cinzas não estão isentas de microrganismos como coliformes termotolerantes, apesar de sua origem não estar ligada ao vaso sanitário, e devem, portanto, passar por um processo de desinfecção quando inseridas em um sistema de reuso (MARCH⁶ et al. 2002 apud RAPOPORT, 2004).

De acordo com Rapoport (2004), as águas cinza provenientes de lavatórios e chuveiro (banheiros em geral) possuem menor contaminação, sendo que a estimativa média para a variação de concentrações de coliformes termotolerantes tramita entre 10^4 a 10^6 UFC/100 ml.

Já as águas cinzas oriundas de pias da cozinha possuem maior grau de contaminação, pois apresentam alta concentração de gorduras e detergentes, somada a altos índices de coliformes termotolerantes, chegando a concentrações de 2×10^9 UFC/100 ml (NSW HEALTH⁷, 2000 apud ZABROCKI; SANTOS, 2005).

De acordo com Zabrocki e Santos (2005), o grau de contaminação de coliformes em águas cinzas pode variar em função da presença de animais e crianças. Algumas atividades, como a limpeza das mãos após o uso de vaso sanitário, a lavagem de roupas e alimentos com

⁶ MARCH, J. G. et al. **Determination of residual chlorine in greywater using o-tolidine**. Talanta, v. 58, n. 5, p. 995-1001, 2002.

⁷ NSW HEALTH. **Greywater Reuse In Sewered Single Domestic Premises**. Sydney, Australia, 2000.

contaminação fecal, ou mesmo o banho, são consideradas possíveis fonte de contaminação da água cinza por coliformes.

Segundo Da Silva e Leonel (2012), as análises realizadas antes da instalação do filtro ao final do sistema de Jardim Filtrante demonstram que o sistema não é tão eficiente na remoção de coliformes (eficiência máxima de 90,8%). Ressalta-se que, nas duas primeiras coletas, havia um ralo de chão ligado ao Jardim Filtrante, que pode ter contribuído para a elevada concentração de coliformes.

3.6.4. Metais pesados

Segundo Da Silva e Jardim (2013), pode-se concluir que, através das análises da concentração de metais, o Jardim Filtrante está removendo Cobre (Cu), Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd), enquanto o Filtro acoplado ao final do sistema está removendo apenas Cu e Pb. Em relação a Ferro (Fe) e Manganês (Mn), não houve indícios de que o sistema esteja removendo. A concentração dos elementos Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio (Na) não estão acima dos valores aceitos pela Resolução CONAMA 357/05.

4. METODOLOGIA

4.1. Pontos de coleta e amostragem

O local de coleta e amostragem, onde se situa o Jardim Filtrante a ser analisado no presente estudo, é o Sítio São João (22°09'18" S, 47°50'45" O), localizado na zona rural do município de São Carlos, São Paulo, a cerca de 25 km do centro da cidade. O sítio se destaca pelos programas de educação ambiental, adequação ambiental e ecoturismo, sendo a sede da “Escola da Floresta”, grupo organizado que promove atividades relacionadas aos programas ambientais.

O sítio São João também faz parte do projeto de educação ambiental “Amigos do Ribeirão Feijão”, que desenvolve atividades como visitas didáticas de escolas públicas e privadas ao sítio, ressaltando a importância ambiental do Ribeirão Feijão, que é uma das principais fontes de abastecimento para a cidade de São Carlos. As visitas também incluem uma explicação didática do funcionamento da Fossa Séptica Biodigestora e do Jardim Filtrante, que será analisado no presente estudo.



Figura 5 – Visão aérea do sítio São João e localização aproximada do Jardim Filtrante, logo acima do Ribeirão Feijão (adaptado de GOOGLE, 2014).

As amostras consideradas como da entrada do sistema de Jardim filtrante foram coletadas na região próxima a tubulação de saída da caixa de retenção de sólidos (parte esquerda superior da Figura 6). Periodicamente, a grade que está inserida dentro da caixa de retenção de sólidos é removida e o material retido é encaminhado para uma leira de compostagem (Figura 7) próxima ao Jardim Filtrante, onde ocorre degradação do material via processos aeróbios e a geração de adubo, que é utilizado no pomar do Sítio.



Figura 6 – Caixa de retenção de sólidos que é a entrada do sistema de Jardim Filtrante



Figura 7 – Estrutura destinada para a compostagem de resíduos orgânicos e do material contido na caixa de retenção de sólidos do Jardim Filtrante.



Figura 8 – Filtro instalado na saída do sistema de Jardim Filtrante.

Por sua vez, as amostras da saída do sistema foram coletadas ao fim da tubulação do filtro (Figura 8), onde o efluente é despejado paulatinamente no solo. A vazão do sistema é baixa, variando entre 1 a 3 litros/hora (média observada pela contagem do tempo durante o enchimento dos frascos), na maioria das vezes em que foram realizadas as coletas.

Na Figura 9 pode-se visualizar o sistema como um todo. O Jardim Filtrante foi instalado no Sítio São João pela EMBRAPA no início de 2011, completando atualmente, cerca de 3 anos de funcionamento. As principais espécies de macrófitas aquáticas (típicas de brejos, manguezais, várzeas e outros espelhos de águas) presentes no sistema são: lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*); papiro-brasileiro (*Cyperus giganteus*); taboa (*Typha domingensis*);

A retirada das plantas é periódica e constante, conforme o envelhecimento das mesmas. No caso do papiro-brasileiro, no auge do seu crescimento, as plantas podem atingir mais de 2,5 metros, sendo retiradas após atingirem esta condição.

Dentro do sítio São João, há outro Jardim Filtrante que foi construído recentemente para atender a demanda de geração de água cinza em outras instalações do sítio. De acordo com o proprietário do Sítio, uma parte deste Jardim Filtrante está sendo utilizada para a criação de mudas do papiro-brasileiro, que podem ser vendidas a cerca de 15 reais cada, gerando renda para o proprietário.



Figura 9 – Visualização geral dos componentes do sistema de Jardim Filtrante (com exceção do filtro final, que está localizada à esquerda do sistema).

Segundo informações do Sítio São João, a água cinza é proveniente das pias (cozinha e banheiro), chuveiros, tanques e máquina de lavar roupa conectadas à residência onde mora o casal (duas pessoas) que é o cuidador do Sítio. Além da residência, a água cinza provém de pias e chuveiros em quartos próximos ao quiosque, que são utilizados sazonalmente.

A rotina do casal localizado na residência é pouco conhecida e não houve parâmetros de regularidade e dosagem na utilização de produtos de limpeza. Os produtos de limpeza, segundo os moradores, são variáveis, sendo utilizados detergentes, sabonetes, desinfetantes, shampoos, entre outros. Não houve fornecimento de maiores informações sobre as características dos produtos de limpeza utilizados.

4.2. Dimensões e método utilizado para a construção do Jardim Filtrante

O sistema de Jardim Filtrante projetado pela EMBRAPA em parceria com o Sítio São João, com a finalidade de atender a residência do caseiro do sítio supracitado, além de banheiros (pias e chuveiros) de uso sazonal, veio a ser construído no início de 2011 juntamente com a Fossa Séptica Biodigestora (sistema de tratamento de águas negras).

De acordo com a EMBRAPA (2013), o procedimento para a instalação do Jardim Filtrante analisado pelo presente estudo pode ser descrito resumidamente nas seguintes etapas:

- a. Escolha do local: o jardim se localiza em um nível ligeiramente abaixo da residência que será atendida para conduzir o efluente por gravidade.
- b. Dimensões da cova: abre-se uma cova com cerca de 10 m², tamanho médio para atender uma família de 5 pessoas. As dimensões propostas da cova têm as seguintes medidas:

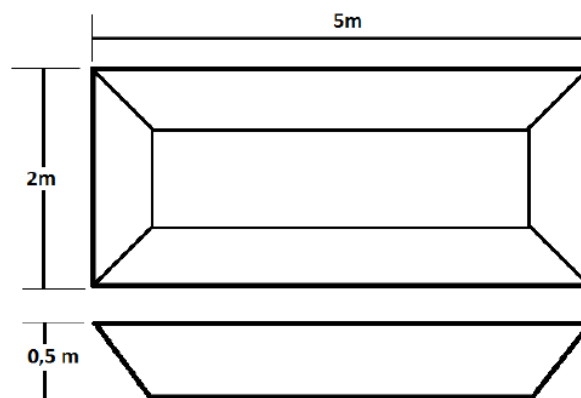


Figura 10 - detalhes da cova do jardim filtrante analisado pelo presente estudo (EMBRAPA, 2013)

- c. Impermeabilização do fundo: realizada a cova, impermeabiliza-se o fundo com uma geomembrana de EPDM (borracha de etileno-propietileno-dieno) ou equivalente, preferencialmente protegida por mantas geotêxtis de drenagem, comumente conhecidas como mantas de bidim, utilizada na construção civil.
- d. Instalação da tubulação, da caixa de retenção de sólidos e da caixa de gordura: deve-se instalar a caixa de retenção de sólidos antes da caixa de gordura. A água cinza gerada pela residência deverá primeiramente passar pela caixa de retenção de sólidos, em seguida pela caixa de gordura, para enfim ser despejada no sistema de Jardim Filtrante.
- e. Material suporte: nesta etapa, a cova já impermeabilizada deverá ser preenchida primeiramente com uma camada de brita seguida por uma camada de areia grossa. Deve-se observar que nas bordas do jardim filtrante, deverá ser feita uma espécie de curva de nível com a camada de geomembrana e a manta bidim, amenizando a interferência da água pluvial de escoamento superficial no sistema de tratamento.

- f. Macrófitas aquáticas: nesta etapa, deve-se completar o jardim filtrante com água, porém evitando a formação de lâmina da água que favorece a proliferação de larvas de mosquito. Após, seleciona-se as macrófitas aquáticas nativas da região para serem plantadas sobre a camada de areia do Jardim Filtrante.
- g. Instalação do filtro: a princípio, o sistema foi projetado para funcionar sem o filtro acoplado à tubulação final. No entanto, as análises de desempenho vinham acusando algumas falhas no sistema, principalmente em relação à falta de eficiência na remoção de turbidez. Dessa forma, houve a necessidade da instalação de filtro que foi instalado em março de 2013 após o regulador de nível do tipo Monge, localizado na saída do Jardim Filtrante. O filtro possui escoamento ascendente e foi feito a partir de uma bombona típica preenchida com brita, funcionando basicamente como um filtro biológico.

4.3. Análise das amostras

Os parâmetros utilizados para a análise do Jardim Filtrante foram selecionados de forma a complementar as análises anteriormente realizadas pela EMBRAPA. As amostras foram coletadas entre o período de 15/01/2014 a 03/06/2014, sendo um total de 12 dias de visitação do sítio para a coleta das amostras. Os frascos utilizados para as coletas do afluente e do efluente do sistema são de plástico não-autoclavado, tendo em vista que a esterilização dos frascos não era necessária para as análises realizadas. Os frascos foram previamente lavados com o detergente, utilizando as escovas adequadas para a lavagem, e enxaguados com água corrente e, em seguida, água destilada.

Após a coleta, as amostras foram transportadas até o Laboratório de Processos Biológicos (LPB) localizado no prédio da Engenharia Ambiental, Campus 2 da USP em São Carlos, onde eram filtradas e acondicionadas conforme a tipologia da análise, variando no tipo de frasco e na quantidade.

Os métodos e procedimentos aplicados para as análises foram realizados baseados nas recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA-AWWA-WPCF, 1985). Os parâmetros selecionados para a análise das amostras do sistema de Jardim Filtrante foram:

- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As amostras foram coletadas na entrada e na saída do sistema ao longo do período supracitado, gerando um total de 24 amostras, conforme a Tabela 5. As amostras destinadas às análises de DQO foram filtradas em filtro de diâmetro 1,2 μm , e analisadas em duplicata segundo os procedimentos adequados, logo após a chegada ao laboratório, no mesmo dia da coleta.

- Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

O método NTK consiste primeiramente no processo de digestão do nitrogênio a amônia, presente em 25 mL de amostra, para então realizar a destilação da amostra e por fim, realizar a titulação com solução padronizada de ácido sulfúrico.

As amostras foram coletadas na entrada e na saída do sistema, totalizando 10 amostras, conforme a Tabela 6. As amostras foram transportadas ao laboratório, filtradas utilizando filtro de diâmetro 1,2 μm , separadas em frascos de plásticos de 50 mL não-autoclavados, para em seguida serem congeladas. Antes do congelamento, foram adicionados de 4 – 6 gotas de ácido sulfúrico à concentração de 96%. No dia da realização da análise, as amostras foram previamente descongeladas e analisadas seguindo os procedimentos adequados.

Por uma falha no equipamento, a digestão do nitrogênio não alcançou 400°C, portanto, os resultados obtidos estão ligeiramente abaixo das concentrações reais do sistema de Jardim Filtrante.

- Alquilbenzeno linear sulfonado (LAS);

Para as análises de LAS, foram coletadas um total de 6 amostras entre os dias 16/05 e 03/06/2014. As amostras foram filtradas em filtro de diâmetro 1,2 μm , para então serem acondicionados em frascos de vidro de volume de 10 mL e congeladas. Após o descongelamento, as amostras foram filtradas com seringa e filtros de diâmetros 0,22 μm e então injetadas no equipamento HPLC (*high performance liquid chromatograph* ou cromatografia líquida de alta eficiência).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Condições climáticas

Durante as visitas ao sítio para a realização da coleta, notou-se que a vazão do efluente do sistema estava muito baixa, raramente acima de 3 L/hora ou $8,3 \times 10^{-4}$ L/s. Em umas das datas reservadas para a efetuação da coleta, verificou-se que o efluente do sistema não apresentava vazão, impossibilitando a coleta para aquela data. A baixa ou ausência de vazão observada durante os dias de coleta pode estar diretamente ligada à excessiva evapotranspiração do sistema devido ao período de estiagem, uma vez que a mesma é a mais intensa já registrada no estado de São Paulo.

Por meio dos dados obtidos no Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2014), os índices nulos de precipitação pluvial demonstram que praticamente não houve chuva durante o período de coleta (Tabela 2). O INMET possui duas estações meteorológicas instaladas em São Carlos, a estação meteorológica convencional (EMC) e a automática (EMA). Durante as datas em que foram registradas precipitações nulas, foi observado a mesma condição no Sítio São João.

Tabela 2 - Índice de precipitação durante os dias de coleta em campo no município de São Carlos (INMET, 2014).

Data da coleta	Precipitação (mm)	
	EMA	EMC
15/jan	21	37
13/fev	0	0
19/fev	0	0
27/fev	0	3
13/mar	1	0
21/mar	0	0
03/abr	0	0
25/abr	0	0
08/mai	0	0
16/mai	0	0
30/mai	0	0
03/jun	0	0

5.2. Evapotranspiração do sistema wetland

A evaporação é a mudança de estado da água do líquido para o de vapor devido ao aumento da temperatura, promovendo maior agitação das moléculas e o seu desprendimento para a atmosfera a partir de uma superfície líquida, solo nu ou vegetação sobre solo. A transpiração é a parcela da evapotranspiração que tem sua origem nas plantas. A evapotranspiração é definida como o processo simultâneo de transferência de água para atmosfera a partir da evaporação e da transpiração, uma vez que é praticamente impossível distinguir a origem do vapor d'água (TUCCI, 1997).

O método de Blaney-Criddle para a determinação da evapotranspiração potencial, ou seja, a evapotranspiração máxima que pode ocorrer, consiste na relação entre a porcentagem mensal de horas-luz do dia durante o ano e a temperatura média mensal do ar, de acordo com a fórmula abaixo:

$$ETP = p. (0,46. t + 8,13)$$

- ETP : evapotranspiração potencial, em mm/mês;
- p : porcentagem mensal de horas-luz do dia durante o ano ("p" é o valor médio mensal);
- t : temperatura média mensal do ar, em °C;

Os valores para a porcentagem mensal de horas-luz do dia (p), em relação aos meses do ano e à latitude, são:

Tabela 3 – Valores de (p) segundo Blaney-Criddle.

LAT. SUL	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
20° °	9,26	8,02	8,58	7,89	7,88	7,43	7,71	8,02	8,12	8,79	8,91	9,33
22° °	9,35	8,12	8,59	7,86	7,75	7,33	7,62	7,95	8,11	8,83	8,97	9,42
24° °	9,44	8,17	8,60	7,83	7,64	7,24	7,54	7,90	8,10	8,87	9,04	9,53

Tendo em vista que o jardim filtrante se localiza na latitude 22°09'18" Sul, pode-se estimar o volume de evapotranspiração utilizando os dados históricos do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisado (BDMEP) do INMET, observados na estação meteorológica nº83726, localizada sobre a latitude 21°96' Sul, no município de São Carlos.

Para a estimativa da temperatura média mensal, foram utilizadas as temperaturas máximas diárias registradas pela estação meteorológica durante cada um dos meses. Com os dados da temperatura média e as porcentagens mensais de horas-luz do dia (p) de latitude 22° Sul, utilizou-se a fórmula de Blaney-Cridle para o cálculo da evapotranspiração potencial (ETP) em milímetros.

Considerando que o sistema *wetland* possui área de 10 m² e que não há qualquer cobertura no mesmo, multiplicou-se o valor obtido de ETP (mm) pela área da *wetland* e dividiu-se esse valor pela quantidade de dias no respectivo mês, resultando na perda média diária de volume pela evapotranspiração potencial (volume por ETP).

$$Volume\ por\ ETP = \frac{10 \times ETP}{total\ de\ dias\ do\ mes}$$

Por meio do BDMEP, foi possível obter os dados diários de evaporação registrados pela estação meteorológica de São Carlos, e assim calculado a perda média diária de volume pela evaporação a partir de dados observados na estação (volume por evap.) para os meses no qual o presente estudo foi realizado, com exceção do mês de abril, pois não haviam dados de evaporação registrados na estação meteorológica para este mês.

$$Volume\ por\ evap. = 10 \times (média\ mensal\ da\ evaporação\ diária)$$

Considerando que a porcentagem de água cinza sobre o esgoto doméstico é de 75% e que uma residência rural gera em torno de 150 L/dia.habitante de esgoto doméstico, pode-se calcular uma estimativa do percentual de evapotranspiração do sistema *wetland*.

$$Estimativa\ da\ ET = 1 - \frac{(0,75 * 150 * 2) - ET}{(0,75 * 150 * 2)}$$

Tabela 4 – Cálculo da estimativa de evapotranspiração a partir da equação de Blaney-Criddle e a partir de dados da estação meteorológica de São Carlos.

	JAN	FEV	MAR	MAI	ABR	JUN
p (LAT 22°)	9,35	8,12	8,59	7,86	7,75	7,33
Temperatura média (°C)	31,6	31,4	29,0	27,7	25,2	25,5
ETP (mm)	211,9	183,1	184,6	163,9	152,8	145,6
Volume por ETP (L/dia)	68,3	65,4	59,6	54,6	49,3	48,5
Volume por evap. (L/dia)	41,5	49,9	33,0	31,7	s.d.	34,6
Estimativa de ET (%)	18-30	22-29	15-26	14-24	22	15-22

5.3. Análises Físico-químicas

5.3.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As análises referentes ao parâmetro DQO, realizadas entre os dias 15/01 a 03/06/2014, cujos resultados são mostrados na Tabela 5, demonstraram uma eficiência média de remoção abaixo da expectativa. A eficiência média obtida para o Jardim Filtrante foi de 67% de remoção de DQO. Em termos de processo biológico dos sistemas *wetland* com fluxo do tipo subsuperficial vertical, esta remoção pode ser considerada baixa, porém, os fatores climáticos atípicos podem ter contribuído para a diminuição de remoção.

Após a realização das análises, constatou-se que os valores obtidos na eficiência de remoção de DQO variam muito entre si, oscilando entre o valor máximo de 95,9% e o valor mínimo de 17%. A realização das análises não levou em consideração a rotina dos moradores, pois se sabe pouco sobre a mesma, de forma que a eficiência máxima obtida pode estar relacionada a um eventual uso dos aparelhos hidráulicos sanitários ligados ao sistema *wetland* durante a coleta, aumentando as concentrações de nutrientes na caixa de retenção de sólidos (entrada do sistema).

Informações adquiridas durante as visitas para a realização das coletas indicam que a menor eficiência de remoção de DQO (17%), obtida no dia 30 de maio, possivelmente ocorreu devido às retiradas de macrófitas aquáticas em excesso realizadas no dia anterior ao dia da coleta. Além disso, foi constatado que, durante a coleta das amostras no dia de menor eficiência (30 de maio), a vazão do efluente do sistema estava muito acima da média observada nos outros dias de coleta.

Dessa forma, houve evidências de uma relação direta entre o manejo das macrófitas aquáticas e a eficiência de remoção da *wetland*. A influência do manejo das macrófitas aquáticas, baseado na retirada das plantas, sobre a eficiência e a vazão do sistema, pode ser explicado pela diminuição do tempo de detenção hidráulica (TDH) e a formação de caminhos preferenciais no leito filtrante.

Por se tratar de um sistema *wetland* de fluxo subsuperficial, as raízes das macrófitas funcionam como chicanas que impede a formação de caminhos preferenciais, e que, da mesma forma, mantendo o tempo de detenção hidráulica (TDH) no sistema. Com a retirada das raízes, o TDH do sistema diminui, e assim, diminui a eficiência de remoção da DQO até o sistema retornar à estabilidade. Não há rotina estabelecida se sabe qual a periodicidade do manejo de macrófitas do presente sistema.

A relativamente baixa eficiência média de remoção pode ter ligação com o período de estiagem ocorrido durante o primeiro semestre de 2014, no qual não houve chuvas na maior parte dos dias de coleta das amostras (Tabela 2). A baixa umidade relativa do ar pode ter aumentado as taxas de evapotranspiração do sistema ao ponto de influenciar os valores da eficiência de remoção, pela maior concentração de nutrientes no leito filtrante, explicando também a baixa vazão do sistema.

No entanto, em estudo similar, utilizando o sistema *wetland* do tipo fluxo subsuperficial horizontal para o tratamento de águas cinzas em clima tropical, foi constatado eficiência de remoção de DQO próxima a 60%. O sistema se baseava em uma unidade experimental localizada em São Paulo – SP, de área total de 7,2 m², tinha seu efluente proveniente de chuveiros, pias e máquina de lavar roupa (MONTEIRO, 2009). Não houve evidências de seca durante o período no qual este sistema foi analisado.

Segundo a literatura, os sistemas *wetland* em clima tropical, construídos para o tratamento de águas residuárias, geralmente apresentam maior eficiência que a obtida no presente trabalho. Em clima tropical, um caso de estudo na Tailândia demonstrou que a eficiência de remoção de DQO pode alcançar altos percentuais. Através do monitoramento de um sistema *wetland* de fluxo vertical, desenvolvido para análise em laboratório, obteve-se a eficiência de remoção de DQO de 90%. Contudo, o percentual de eficiência tende a diminuir com o aumento simultâneo das cargas hidráulica e orgânica (KANTAWANICHKUL⁸ et al., 1999 apud SILVA, 2007).

⁸ KANTAWANICHKUL, S. et al. Wastewater treatment by tropical plants in vertical-flow constructed wetlands. **Water science and technology**, v. 40, n. 3, p. 173-178, 1999.

Em clima subtropical, um estudo realizado no município de Joinville - SC, no qual foram monitoradas 17 unidades de sistemas *wetland* na zona rural, distribuídas em residências (14 unidades), escola (1 unidade), hotel (1 unidade) e aeroporto (1 unidade), mostrou a eficiência de remoção média de 99,7% de DQO; 98,2% para DBO; e 98,5% para coliformes termolerantes e totais (VICZNEVSKI e SILVA, 2003).

Em clima temperado, um estudo realizado com sistemas *wetland* na França também apresentaram indícios de alta eficiência na remoção de DQO, apesar das adversidades climáticas. O sistema *wetland* de fluxo vertical, instalado para o tratamento de esgoto sanitário, atendendo uma população de 200 habitantes, chegou a obter 87,5% para a remoção de DQO. (BOUTIN, C.; LIÉNARD, A.; ESSER, D., 1997)

Tabela 5 – Variação da demanda química de oxigênio do sistema de Jardim Filtrante no período de tempo compreendido de 15/01 a 03/06/2014, totalizando 48 análise.

DQO (mg/L)			
Data da amostra	Entrada	Saída	Eficiência (%)
15/jan	299,0	49,8	83,4
13/fev	919,8	323,2	64,9
19/fev	947,8	38,6	95,9
27/fev	257,3	63,0	75,5
13/mar	159,9	68,1	57,4
21/mar	177,5	109,6	38,3
03/abr	408,6	58,8	85,6
25/abr	258,1	104,5	59,5
08/mai	578,6	46,4	92,0
16/mai	222,7	75,8	65,9
30/mai	176,0	146,0	17,0
03/jun	324,6	102,2	68,5
Média:	394,2 ± 289,3	98,8 ± 77,4	67,0 ± 22,6

5.3.2. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

As análises realizadas para a obtenção de nitrogênio total Kjeldahl, compreendidas entre 15/01 e 03/04/2014 (Tabela 6), demonstraram um comportamento não esperado do sistema, no qual, em relação aos valores médios obtidos, pode-se supor que não houve remoção significativa de nitrogênio total pela *wetland*. Além disso, nos dias 15/01, 21/03 e 03/04, os valores obtidos no efluente (saída) do sistema foram maiores que os obtidos no afluente (entrada). As análises realizadas pela EMBRAPA em 2012 também demonstraram a

ocorrência do aumento da concentração de nitrogênio no sistema (DA SILVA; JARDIM, 2012).

Tabela 6 – Variação das concentrações de nitrogênio, em mg/L, na entrada e saída do período de tempo compreendido de 15/01 a 03/04/2014.

Nitrogênio - NTK (mg/L)		
Data da amostra	Entrada	Saída
15/jan	9,8	12,8
21/jan	13,8	13,3
13/fev	24,1	6,4
21/mar	18,7	21,2
03/abr	3,0	7,4
Média:	13,9 ± 8,1	12,2 ± 5,9

Guimarães et al. (2000), ao monitorar um sistema *wetland* implantado para tratamento do esgoto gerado por uma comunidade rural de 60 habitantes, observou o mesmo fenômeno referente ao nitrogênio. O sistema *wetland* projetado para esse estudo consistia no envio do esgoto doméstico para três (3) unidades: uma contendo capim arroz (*Echinochloa crus pavones*); outra contendo junco (*Juncus sellovianus*); e a última, uma unidade testemunha, contendo apenas o material suporte.

As análises indicam que houve remoção de fósforo, enxofre, cobre e zinco. No entanto, as concentrações de nitrogênio aumentaram nas unidades contendo *Echinochloa crus pavones* (45%), *Juncus sellovianus* (40%) e na unidade testemunha (39%). Neste caso, o aumento do nitrogênio pode ser atribuído provavelmente à degradação do material suporte utilizado no sistema, já que o mesmo era composto por casca de arroz, solo e pedra (GUIMARÃES et al., 2000).

No caso da *wetland* do presente estudo, este fenômeno pode ter ocorrido por fatores internos e externos ao sistema. Levando em consideração tais fatores, foram levantadas duas hipóteses. A primeira diz respeito à variação atípica do clima durante o período de análise, no qual praticamente não houve chuva (Tabela 2), pode-se considerar que a estiagem intensa seja o principal fator deste comportamento, pois as elevadas taxas de evapotranspiração podem ter resultado na maior concentração de nitrogênio.

A segunda hipótese a ser considerada é a degradação do nitrogênio na forma orgânica por acumulação de sólidos na caixa de retenção de sólidos, caixa de gordura e no material

suporte da *wetland*, que pode necessitar de manutenção ou substituição. O material suporte é composto de uma camada de brita e uma camada de areia grossa, de forma que os sólidos provenientes do afluente são depositados e acumulados nas superfícies intersticiais do material suporte, entupindo-o ao longo dos três (3) anos de uso, considerando que o sistema foi instalado no início de 2011.

Dessa forma, os sólidos provenientes das caixas de entrada do sistema, bem como aqueles depositados no material suporte, podem liberar nitrogênio aos poucos pela hidrólise dos compostos hidrogenados, de maneira a aumentar a concentração no efluente do jardim filtrante, porém, não há maiores informações no presente estudo que possam comprovar isso.

5.3.3. Alquilbenzeno linear sulfonado (LAS);

Segundo Penteado et al. (2006), o alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) consiste em um surfactante aniônico, composto por uma mistura, cujos integrantes são homólogos e isômeros de posição de cadeias alquiladas lineares que variam de C10 a C16 com maior predominância de C10 a C13.

Este composto é principal tensoativo utilizado em detergentes sintéticos. No Brasil a produção de LAS tem crescido significativamente, chegando à quantia de 80 mil t/ano (HARADA, 2003). Quando lançados sem tratamento prévio, os efluentes contendo LAS podem reduzir a fertilidade do solo, alterar o crescimento de vegetais e afetar biossistemas aquáticos (MACEDO, 2013).

Os resultados nas análises de LAS para os dias 16/05, 30/5 e 03/06 (Tabela 7) são similares para o efluente (saída) do sistema, indicam que o leito filtrante equaliza as cargas, inclusive de LAS. Os valores referentes aos dias 16/05 e 03/06 demonstram a mesma ocorrência do fenômeno de aumento da concentração que ocorreu com nitrogênio. Já a alta concentração de entrada do dia 30/5 pode ter sido devido ao uso de detergentes por parte dos moradores logo antes da coleta de amostras.

A concentração média desse surfactante no efluente está muito acima do recomendado pela Portaria Nº 518, que estabelece o valor de 0,5 mg/L para surfactantes.

Tabela 7 – Variação das concentrações de LAS, em mg/L, na entrada e saída do sistema no período compreendido entre o dia 16/05 e 03/06/2014.

LAS (mg/L)		
Data	Entrada	Saída
16/mai	1,18	2,92
30/mai	11,5	4,1
03/jun	1,6	2,2

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Com base nos resultados das análises, conclui-se que o sistema *wetland* do presente estudo cumpriu com o objetivo do seu desenvolvimento, que é o contribuir para o tratamento de água cinza de uma residência rural, a baixo custo, onde a coleta convencional de esgoto não é acessível.

Considerando as condições de estiagem atípicas, que ocorreram durante o período da análise do sistema, a *wetland* apresentou desempenho satisfatório em relação a eficiência de remoção de DQO, tendo como eficiência média de 67%. Os valores obtidos nas medições variaram muito, sendo que a eficiência mínima registrada foi de 17% e a máxima de 95,9%. Dessa forma, sugere-se que seja realizado um monitoramento do sistema com maior número amostral, de maneira a se determinar o comportamento da *wetland* de forma mais acurada.

Em relação à remoção nitrogênio total, o efluente do sistema está dentro dos padrões de emissão estabelecidos pela resolução CONAMA 430/2011, porém, a *wetland* não alcançou o desempenho desejado em termos de tratabilidade da água cinza, pois não houve remoção significativa de nitrogênio total, o que pode ter sido ocasionado pelo aumento de evapotranspiração no período de seca. Através das estimativas de evapotranspiração, verificou-se que a mesma é significativa no balanço hídrico do sistema.

As concentrações de nitrogênio total no efluente do sistema *wetland* podem ser positivas para o reuso da água na agricultura, porém, devem ser tomadas medidas de segurança para verificar a fonte e reduzir a alta concentração de DQO e coliformes. Além disso, deve-se realizar um estudo sobre a compostagem do material retirado da caixa de retenção de sólidos, pois o adubo formado a partir desse processo poderá estar contaminado.

Os dados obtidos pela análise do LAS indicam que existe uma equalização do afluente no sistema, no entanto, não se pode afirmar se existe remoção deste surfactante pelas macrófitas aquáticas. Dessa forma, sugere-se que seja realizado um maior número de análises deste parâmetro para os sistemas *wetland* de tratamento.

Em relação ao filtro acoplado à saída do sistema, sugere-se que seja instalada uma descarga de fundo, uma vez que o projeto desenvolvido para o filtro. Geralmente os filtros são projetados levando-se em conta a manutenção periódica para evitar sua saturação e entupimento do sistema. Como este filtro foi desenvolvido para se manter fixo na saída do sistema, uma descarga de fundo pode auxiliar na limpeza do equipamento, permitindo um melhor funcionamento.

Ressalta-se que a caracterização do afluente e do efluente dos sistemas *wetlands* em situação de uso real é complexa de ser determinada devido às variáveis que compõem o sistema como hábitos, rotinas, cultura e produtos utilizados pelos usuários, além das condições de precipitação, temperatura, relações entre os microorganismos, distância do sistema ao laboratório, entre outras. Dessa forma, pode-se concluir que não foi possível determinar o desempenho real desse sistema, de forma que os valores obtidos representam uma estimativa da eficiência do mesmo.

Sugere-se que sejam feitos estudos de metodologias que incluam mais variáveis à análise, oferecendo uma maior precisão do efetivo desempenho do sistema referente ao tratamento de águas cinzas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012**. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br>>. Acesso em 01 mar. 2013.

BOUTIN, C.; LIÉNARD, A.; ESSER, D. Development of a new generation of reed-bed filters in France: first results. **Water Science e Technology**, v.35, n.5, p. 315-322, 1997.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.HTM>. Acesso em: 17 dez. 2013.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

CHRISTOVA-BOAL, D.; EDEN, R. E.; MCFARLANE, S. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. **Desalination**, v. 106, n. 1, p. 391-397, 1996.

DA SILVA, W. T. L.; LEONEL, L. F. **Avaliação do efluente produzido em fossas sépticas biodigestoras e em jardim filtrante**. Relatório de estágio. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, São Carlos, 2012.

DA SILVA, W. T. L.; JARDIM, A. B. **Avaliação do efluente produzido em fossas sépticas biodigestoras e em jardim filtrante**. Relatório de estágio. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, São Carlos, 2013.

DA SILVA, W. T. L. et. al. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Química Nova**. v. 35, n.1, p. 35-40, 6, 2011.

DUARTE, I. C. S.; OLIVEIRA, L. L.; BUZZINI, A. P.; ADORNO, M. A. T.; VARESCHE, M. B. A. Development of a method by HPLC to determine LAS and its application in anaerobic reactors. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 17, n. 7, p. 1360-1367, nov.-dec. 2006.

ERIKISSON, E. et. al. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v.4, n.1, p. 85-104, 2002.

_____. Greywater pollution variability and loadings. **Ecological Engineering**, v.35, n.5, p. 661-669, 2009.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; BRIGANTE, J. **Projeto Mogi-Guaçu: desenvolvendo ações socioambientais**. São Carlos: RiMa, 2009.

GHUNMI, L. A. et al. Grey water treatment systems: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, n.7, p. 657-698, 2011.

GUIMARÃES, A. B. et al. **Extração de nutrientes de plantas aquáticas em sistemas de wetland**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre.

HARADA, M. **Household & Cosméticos**, v. 4, n. 18, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico** - 2008. Rio de Janeiro, 2010.

MACEDO, T. Z. **Remoção e degradação de alquilbenzeno linear sulfonado em água residuária de lavanderia comercial em reator anaeróbio de leito fluidificado com biomassa adaptada**. 2013. 74 f. Monografia. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos/SP.2013.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando reuso não potável**. 2009. 80 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo/SP, 2009.

PARESCHI, D. C. **Caracterização da fauna rotífera em área alagada construída para tratamento de esgoto doméstico – Piracicaba (SP)**. 2004. 180 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PENTEADO, J.C.P.; SEOUD, O.A.S.; CARVALHO, L.R.F. Alquilbenzeno sulfonado linear: uma abordagem ambiental e analítica. **Química Nova**, v. 29, n. 5, p. 567-578, 2007.

PISTORI, R.E.T. et al. Influence of aquaculture effluents on the growth of *Salvinia molesta*. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 179-186, 2010.

RAPOPORT, B. **Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reuso domiciliar e condominal**. 2004. 85 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2004.

SAUTCHUK, C. et al. **Conservação e reúso da água em edificações**. Agência Nacional das Águas- ANA, 2005.

SILVA, S. C da. **“Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Dissertação (Doutorado) – Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2007.

TRAVAINI-LIMA, F; SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; **Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment**. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p.255-265, 2012.

TUCCI, C.E. M. (Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 1997.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T.; ROCHA, O. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**; Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J.G.; eds., Escrituras: São Paulo, 2006, cap. 7, 2006. P 203-240.

VICZNEVSKI, I. S.; SILVA, C. G. **Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes: experiência da prefeitura de Joinville**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental: Ética e Responsabilidade Social. Joinville, ABES, set. 2003. p.1-10.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

ZABROCKI, L.; SANTOS, D.C. **Caracterização da água cinza em edifícios residenciais**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. Rio de Janeiro: ABES, 2005. p. 1-14.