**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO**

KAREN SAYURI ITO SAKURAI

**Pós tratamento de água negra simulada pré tratada por reator UASB utilizando
Alagados Construídos**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos - SP

2017

KAREN SAYURI ITO SAKURAI

**Pós tratamento de água negra simulada pré tratada por reator UASB utilizando
Alagados Construídos**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

**Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique
Ribeiro da Silva**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos - SP

2017

FICHA CATALOGRÁFICA

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.

S159p Sakurai, Karen Sayuri Ito
 Pós tratamento de água negra simulada pré tratada
 por reator UASB utilizando alagados construídos / Karen
 Sayuri Ito Sakurai; orientador Gustavo Henrique Ribeiro
 da Silva. São Carlos, 2017.

 Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
 em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de
 Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
 Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
 2017.

 1. alagados construídos. 2. tratamento
 descentralizado. 3. água negra. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **KAREN SAYURI ITO SAKURAI**.

Título da dissertação: "Pós tratamento de água negra pré tratada por reator UASB utilizando alagados construídos".

Data da defesa: 04.08.2017.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. **Gustavo Henrique Ribeiro da Silva**
(Orientador)

(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP – Bauru)

APROVADO

Prof. Dr. **Luciano Zanella**

(Instituto de Pesquisas Tecnológicas/IPT-SP)

APROVADO

Prof. Dr. **Marcos Von Sperling**

(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

Aos meus pais, Kiyoko e Hélio, como uma pequena retribuição pelo amor incondicional que sempre dedicaram a mim, dedico esse trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, por permitir que eu chegasse até aqui com saúde, inteligência e discernimento. Por iluminar meus caminhos, mesmo nos momentos mais obscuros, e por nunca desistir de mim.

Agradeço imensamente aos meus pais, à quem dediquei este trabalho, pois em nenhum momento eles foram opostos ao caminho que eu gostaria de seguir, sempre me apoiando em todas as decisões e nunca duvidando de minha capacidade. Espero um dia retribuir por todo amor e dedicação à mim proporcionados.

À minha irmã, Kamila, por sempre estar cuidando de mim, com suas preocupações, por ajudar na resolução dos meus problemas e pela enorme parceria.

Ao meu orientador, Dr. Gustavo H. R. da Silva, por toda dedicação e ensinamento proporcionados. Pela disponibilidade e paciência em sanar todas as minhas dúvidas, mesmo via Whatsapp e Skype, não havendo momentos ruins.

À Maria Teresa, técnica do LATAR, pelo auxílio na realização das análises, por todo carinho e preocupação com todos, sempre disposta a ajudar, e por sempre estar alegre, nos mostrando que um laboratório pode ser muito além do que só um local de trabalho, é um local onde fazemos amigos e aprendemos a respeitá-los, cada um com suas diferenças.

Ao Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel, pela sua disponibilidade em me atender nos momentos de dúvidas, sempre prontamente disponível.

Ao Alcino, grande responsável pela instalação dos SACs, sendo sempre prestativo para ajudar em qualquer falha mecânica do sistema.

À Inês e ao Álvaro, pela disponibilidade em realizar as análises dos antibióticos, assim como ajudar na interpretação dos dados.

Aos meus amigos de laboratório, Rafael, Ulisses, Nathalie, Paulo, Ana, Bárbara, Priscila, Thadeu, Amanda, Hiago, Hugo e Allan, pelos momentos de descontração, principalmente os cafezinhos (onde eu aprendi a tomar junto à eles), tornando à jornada laboratorial mais animada.

Aos meus amigos do grupo “Sancabadalada”, pelos bons momentos dentro e fora da USP, por tornar o mestrado mais leve, pelo companheirismo e parceria indubitáveis.

Aos amigos Wesley, Moara, Alejandra, Raissa, Juliane, Juliana, Jéssica e Carol, pelo companheirismo em todos os momentos, pelos happy hours, pelos almoços, jantinhas, festas, e pelos dias em que a saudade de casa batia, eles estavam sempre presentes tornando os dias melhores.

Ao grupo de oração e partilha, GPP, por todas as reuniões onde eu me sentia mais próxima de Deus. Por abrir meus olhos e meu coração para o Espírito Santo, e me fazer entender que Ele sempre está e esteve comigo. Obrigada meus amigos, por me fazer ter confiança nos planos escolhidos por Ele.

Aos meus amigos da graduação, principalmente à Gabi, Mirelly, Priscila, Laíza, Hioná, Nathanna, Maila, Bruna e Ana, que nunca se afastaram de mim, sempre torceram pelo meu sucesso e por esse laço de amizade que se estenderá por muito tempo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro para desenvolvimento deste trabalho. Processo FAPESP 2013/50351-4.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de Mestrado.

À Escola de Engenharia de São Carlos e ao Departamento de Hidráulica e Saneamento, pela oportunidade de realizar o Mestrado.

RESUMO

SAKURAI, K. S. I. **Pós tratamento de água negra simulada pré tratada por reator UASB utilizando Alagados Construídos**. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

A utilização de sistemas de alagados construídos (SACs), como alternativa para o tratamento de diversos tipos de efluentes, tem sido objeto de diversos estudos devido as suas vantagens: baixo custo de implantação e manutenção, ausência de odores, boa qualidade de efluente final e poder paisagístico. O presente estudo teve como finalidade implantar e monitorar um SAC híbrido, em escala piloto, composto por uma unidade contínua subsuperficial de fluxo horizontal (SFH) seguido por uma unidade intermitente subsuperficial de fluxo vertical (SFV) com recirculação. A vegetação utilizada foi a *Canna x generalis*, popularmente conhecido com Biri, visando o tratamento de água negra simulada pré tratada por reator UASB. Foram implantados na estação de tratamento de esgoto Monjolinho, da cidade de São Carlos – SP. Foram utilizados tempos de detenção hidráulico (TDH) de 1, 2 e 3 dias para o SAC SFH, e o monitoramento do experimento durou, aproximadamente, 6 meses consecutivos. Avaliou-se parâmetros físico-químicos, eficiências de remoção de material orgânico, nutrientes e microrganismos, além da avaliação da presença de antibióticos no efluente. A espécie plantada se adaptou bem às condições ambientais, mostrando-se viável seu uso em SACs. O sistema de tratamento foi responsável, em média, por remoção de 71,4 % de DQO, 73,1% de DBO, 41,3% de carbono orgânico total, 32,1% de N total, 30,9% de N amoniacal, 47,4% de P total e 47,3% de ortofosfato. A remoção de coliformes totais variou de 0 a 2 unidades logarítmicas, e a de *Escherichia coli* de 0 a 3,5 unidades logarítmicas. A elevação do TDH e a diminuição das taxas de aplicação hidráulica, influenciaram positivamente na eficiência de remoção, principalmente, dos nutrientes e dos coliformes totais. Apenas o antibiótico ciprofloxacina teve sua presença confirmada no afluente do ponto de amostragem da entrada do SAC SFH, com média de concentração de 442,6 ng/L. Supostamente há um mecanismo de remoção de antibióticos ocorrendo nos SACs, devido à presença desse analito apenas no seu afluente, se tornando um potencial para experimentos futuros sobre remoção de antibióticos. Tais resultados mostraram o SAC como uma alternativa promissora para o pós tratamento de efluente concentrado pré tratado anaerobiamente, oferecendo subsídios para planos de saneamento básico, principalmente em áreas descentralizadas, mas dependendo da utilização que se dará ao efluente após o tratamento, pode ser necessária a utilização de um processo de desinfecção.

Palavras-chave: alagados construídos, tratamento descentralizado, água negra.

ABSTRACT

SAKURAI, K. S. I. **Post treatment of pre-treated simulated black water by UASB reactor using Constructed Wetlands.** Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

The use of constructed wetlands systems (CWSs) as an alternative for the treatment of several types of wastewater have been the subject of studies due to its benefits: low cost of deployment and maintenance, absence of odors, good quality of the final effluent and landscaping application. The present study had the purpose to implement and monitor a pilot hybrid CWS composed of a continuous horizontal subsurface flow unit (HSF) followed by a vertical subsurface flow unit (VSF), with a recirculation. The vegetation used was *Canna x generalis*, popularly known as Biri. This system aimed the treatment of simulated black water pre-treated by UASB reactor, and it was deployed at the Monjolinho sewage treatment plant, in São Carlos – SP. Hydraulic retention times (HRT) of 1, 2 and 3 days were used for the HSF CWS, and the monitoring of the experiment lasted approximately 6 consecutive months. It was evaluated the physical-chemical parameters, the efficiency of removal of organic matter, nutrients and microorganisms, and the presence of antibiotics in the effluent. The specie planted showed a good adaptation to the environmental conditions, showing its viability in CWSs. On average, the treatment system was responsible for removal of 71.4% COD, 73.1% BOD, 41.3% total organic carbon, 32.1% total N, 30.9% N Ammonia, 47.4% of total P and 47.3% of orthophosphate. The total coliforms removal ranged from 0 to 2 log units and the *Escherichia coli* from 0 to 3.5 log units. The elevation of HRT and the decrease of hydraulic application rates, showed a positively influence on the removal efficiency, mainly of nutrients and total coliforms. Only the antibiotic ciprofloxacin was confirmed in the affluent of the input sampling point of CWS HSF, with a mean concentration of 442.6 ng/L. Supposedly there is a mechanism of antibiotic removal occurring in CWSs, due to the presence of this analyte only in its affluent, becoming a potential for future experiments on antibiotic removal. These results have shown the CWS as a promising alternative for post treatment of concentrated effluent anaerobically pre-treated, offering subsidies for basic sanitation plans, mainly in decentralized areas. However, depending on the use that will be given to the effluent after the treatment, it could be necessary to use a disinfection process.

Keywords: constructed wetlands, decentralized treatment, black water.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Separação de efluente doméstico	7
Figura 2 – <i>Canna x generalis</i>	19
Figura 3 – Possíveis rotas dos fármacos no meio ambiente	26
Figura 4 - Fluxograma do sistema de tratamento operado na EESC – USP.....	28
Figura 5 – Localização das áreas de estudo	29
Figura 6 – Reator UASB piloto utilizado como pré tratamento	30
Figura 7 – Tanque de equalização utilizado para armazenamento do efluente do reator UASB	32
Figura 8 - Corte do SAC SFH.....	33
Figura 9 - Corte do SAC SFV	34
Figura 10 - Esquema representativo dos materiais utilizados como suporte no SAC SFH.....	35
Figura 11 - Esquema representativo dos materiais utilizados como suporte no SAC SFV	35
Figura 12 - Colocação dos substratos no SAC SFH	36
Figura 13 - Mudas de <i>Canna x generalis</i> que foram plantadas nos SACs	37
Figura 14 - Marcação feita no SAC SFH para plantar as mudas distanciadas corretamente	37
Figura 15 - Mudas de <i>Canna x generalis</i> plantadas no SAC SFH.....	37
Figura 16 - Marcação feita no SAC SFV para plantar as mudas distanciadas corretamente	38
Figura 17 - Mudas de <i>Canna x generalis</i> plantadas no SAC SFV.....	38
Figura 18 - Tubo de PVC perfurado utilizado para a distribuição do efluente na entrada do SAC SFH.....	39
Figura 19 - Tubo de PVC perfurado utilizado para coleta do efluente no SAC SFH ..	39
Figura 20 - Aspersor utilizado para a distribuição do efluente na entrada do SAC SFV	40
Figura 21 - Tubo de PVC perfurado utilizado para coleta do efluente na saída do SAC SFV.....	40
Figura 22 – Foto dos SACs completo.....	40
Figura 23 – Pontos de coleta.....	42

Figura 24 – Box plot das temperaturas do efluente em cada ponto e da temperatura ambiente.....	48
Figura 25 – Variação semanal da temperatura em cada etapa	49
Figura 26 – Box plots dos valores de pH em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento.....	51
Figura 27 – Box plots da alcalinidade total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento.....	53
Figura 28 – Box plots da alcalinidade parcial em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento.....	55
Figura 29 – Box plots dos ácidos voláteis em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento.....	57
Figura 30 – Variação da relação AI/AP nos SACs.....	58
Figura 31 – Box plots dos valores de condutividade em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento.....	60
Figura 32 - Variação temporal da condutividade nos SACs.....	61
Figura 33 – Box plots dos valores de oxigênio dissolvido em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	63
Figura 34 – Box plots dos dados de oxigênio dissolvido em cada ponto	64
Figura 35 - Variação temporal na concentração de oxigênio dissolvido	66
Figura 36 – Box plots das concentrações de DQO total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento.....	67
Figura 37 – Box plots das eficiências de remoção de DQO total para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	68
Figura 38 – Box plots das eficiências globais remoção de DQO total, nas 4 etapas monitoradas.....	70
Figura 39 – Box plots da concentração de DBO em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento.....	72
Figura 40 - Variação temporal na concentração de DBO	73
Figura 41 – Box plots das eficiências de remoção de DBO para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	74
Figura 42 – Box plots das eficiências globais remoção de DBO, nas 4 etapas monitoradas.....	75
Figura 43 - Variação da concentração de carbono no ponto de amostragemEH	78

Figura 44 – Box plots das concentrações de CO em cada ponto, nas etapas monitoradas	79
Figura 45 – Box plots das eficiências de remoção de CO em cada SAC, nas etapas monitoradas	80
Figura 46 – Box plots das eficiências globais de remoção de CO nas etapas monitoradas	81
Figura 47 – Box plots das eficiências de remoção de <i>E. coli</i> para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento.....	83
Figura 48 – Box plots das eficiências globais de remoção de <i>E. coli</i> para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	84
Figura 49 – Box plots das eficiências de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento.....	88
Figura 50 – Box plots das eficiências globais de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento.....	89
Figura 51 – Box plots das concentrações de N total em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	92
Figura 52 – Box plots das eficiências de remoção de N total em cada SAC, nas 4 etapas monitoradas.....	93
Figura 53 – Box plots das eficiências globais de remoção de N total nas etapas monitoradas	94
Figura 54 – Box plots das concentrações de N amoniacal em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas.....	97
Figura 55 – Box plots das eficiências de remoção de N amoniacal para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas	98
Figura 56 – Box plots das eficiências globais de remoção de N amoniacal em cada ponto	99
Figura 57 – Box plots das concentrações de nitrito em cada ponto nas 4 etapas monitoradas	102
Figura 58 – Variação das concentrações de nitrito, no EH e no SV, nas 4 etapas monitoradas	103
Figura 59 – Box plots das concentrações de nitrato em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	104

Figura 60 – Variação da concentração de nitrato, nos pontos EH e SV, nas 4 etapas monitoradas	105
Figura 61 – Box plots das concentrações de P total em cada ponto nas 4 etapas monitoradas	106
Figura 62 – Variação temporal das concentrações de P total, no EH e no SV, nas 4 etapas monitoradas	107
Figura 63 – Box plots das eficiências de remoção de P total para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas	108
Figura 64 – Box plots das eficiências globais de remoção de P total, nas 4 etapas monitoradas	109
Figura 65 – Box plots das concentrações de ortofosfato em cada ponto nas 4 etapas monitoradas	111
Figura 66 – Variação da concentração de ortofosfato, no EH e SV, nas 4 etapas monitoradas	112
Figura 67 – Box plots das eficiências de remoção de ortofosfato para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas	113
Figura 68 – Box plots das eficiências de remoção global de ortofosfato, nas 4 etapas monitoradas	114
Figura 69 – Foto tirada do SAC SFH no dia 10/06/2016, 1º dia de operação	120
Figura 70 - Foto tirada do SAC SFH no dia 12/07/2016, 33º dia de operação	121
Figura 71 - Foto tirada do SAC SFH no dia 26/07/2016, 46º dia de operação	121
Figura 72 - Foto tirada do SAC SFH no dia 25/08/2016, 76º dia de operação	122
Figura 73 - Foto tirada do SAC SFH no dia 20/09/2016, 102º dia de operação	122
Figura 74 - Foto tirada do SAC SFH no dia 14/10/2016, 126º dia de operação	123
Figura 75 - Foto tirada do SAC SFH no dia 20/12/2016, 193º dia de operação	123
Figura 76 - Foto tirada do SAC SFV no dia 10/06/2016, 1º dia de operação	124
Figura 77 - Foto tirada do SAC SFV no dia 26/07/2016, 46º dia de operação	124
Figura 78 - Foto tirada do SAC SFV no dia 06/09/2016, 60º dia de operação	125
Figura 79 - Foto tirada do SAC SFV no dia 20/09/2016, 102º dia de operação	125
Figura 80 - Foto tirada do SAC SFV no dia 14/10/2016, 126º dia de operação	126
Figura 81 - Foto tirada do SAC SFV no dia 20/12/2016, 193º dia de operação	126

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais fontes dos componentes da água cinza	8
Tabela 2 - Funções ecológicas das áreas alagadas	13
Tabela 3 - Vantagens e desvantagens dos SACs subsuperficiais de fluxo vertical e horizontal.....	17
Tabela 4 - Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas de acordo com seu modo de vida e exemplos	18
Tabela 5 - Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos SACs	22
Tabela 6 - Característica da mistura utilizada como efluente	31
Tabela 7 - Valores de TDH, vazões e TAH utilizados em cada etapa para o SAC SFH.....	41
Tabela 8 - Vazões do SAC SFV e de recirculação utilizadas em cada etapa e seus respectivos tempos de pulso.....	42
Tabela 9 – Métodos analíticos e equipamentos utilizados para as análises	44
Tabela 10 - Média, desvio padrão e mediana das temperaturas dos efluentes em cada ponto e da temperatura ambiente.....	49
Tabela 11 – Média, desvio padrão e mediana das temperaturas dos efluentes, nas diferentes etapas.....	49
Tabela 12 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de pH em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	51
Tabela 13 - Média, desvio padrão e mediana da alcalinidade total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	54
Tabela 14 - Média, desvio padrão e mediana da alcalinidade parcial em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	56
Tabela 15 - Média, desvio padrão e mediana dos ácidos voláteis em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	57
Tabela 16 – Média, desvio padrão e mediana da relação Al/AP em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas.	59
Tabela 17 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de condutividade elétrica em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	60
Tabela 18 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de oxigênio dissolvido em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	63

Tabela 19 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de oxigênio dissolvido em cada ponto.....	64
Tabela 20 - Média, desvio padrão e mediana das concentrações de DQO total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	67
Tabela 21 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de DQO total para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	69
Tabela 22 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de DQO total, nas 4 etapas monitoradas	70
Tabela 23 - Média, desvio padrão e mediana das concentrações de DBO em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	72
Tabela 24 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de DBO para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	74
Tabela 25 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de DBO, nas 4 etapas monitoradas	76
Tabela 26 - Teste de Mann-Whitney para a DBO.....	76
Tabela 27 – Média, desvio padrão e mediana da relação DBO/DQO em cada ponto	77
Tabela 28 – Média, desvio padrão e mediana da relação CO/CTot em cada ponto	78
Tabela 29 – Média, desvio padrão e mediana da concentração de CO em cada ponto, nas etapas monitoradas	79
Tabela 30 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de CO em cada SAC, nas etapas monitoradas	80
Tabela 31 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de CO, nas etapas monitoradas.....	81
Tabela 32 – Concentração de <i>E. coli</i> , em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	82
Tabela 33 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de <i>E. coli</i> em cada ponto.....	83
Tabela 34 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção em log de <i>E. coli</i> para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	84
Tabela 35 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de <i>E. coli</i> para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	85
Tabela 36 – Teste de Mann-Whitney para eficiência de remoção de <i>E. coli</i> , comparando as 4 etapas monitoradas	85

Tabela 37 – Concentrações de CT em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento	87
Tabela 38 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de CT em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	87
Tabela 39 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento.....	88
Tabela 40 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento	89
Tabela 41 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de N total em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	92
Tabela 42 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de N total em cada ponto, nas etapas monitoradas.....	93
Tabela 43 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de N total nas etapas monitoradas.....	94
Tabela 44 – Teste de Mann-Whitney para as eficiências globais de remoção de N total, comparando as etapas monitoradas	95
Tabela 45 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de N amoniacal em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	97
Tabela 46 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de N amoniacal para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas	99
Tabela 47 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de N amoniacal em cada ponto.....	100
Tabela 48 – Teste de Mann-Whitney para comparar as eficiências de remoção de N amoniacal em cada etapa.....	100
Tabela 49 – Médias, desvio padrão e medianas das concentrações de nitrito em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	102
Tabela 50 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de nitrato em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	104
Tabela 51 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de P total em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas	107
Tabela 52 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de P total para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas	108

Tabela 53 – Média, desvio padrão e medianas das eficiências globais de remoção de P total, nas 4 etapas monitoradas	109
Tabela 54 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de ortofosfato em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas.....	111
Tabela 55 – Média, desvio padrão, mediana das eficiências de remoção de ortofosfato para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas	113
Tabela 56 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de ortofosfato, nas 4 etapas monitoradas	114
Tabela 57 – Teste de Mann-Whitney para comparar as eficiências globais de remoção de ortofosfato em cada etapa	114
Tabela 58 - Resumo da caracterização físico-química, microbiológica e de nutrientes do efluente de cada ponto de amostragem	116
Tabela 59 - Resumo das eficiências de remoção em cada SAC e das eficiências de remoção globais	117
Tabela 60 - Lista de amostras suspeitas de estarem contaminadas com algum(uns) analito(s) avaliado no método.....	118
Tabela 61 – Amostras previamente triadas para a presença de NOR, OFLO, ou ambas, mas que tiveram resultados inferiores ao Limite de Detecção (LD) do método	119
Tabela 62 – Amostras com confirmação da presença de analitos contaminantes e suas respectivas concentrações	119

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

μS	Microsiemens
Al	alcalinidade intermediária
AP	alcalinidade parcial
APHA	American Public Health Association
CaCO_3	carbonato de cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CI	carbono inorgânico
CIP	Ciprofloxacino
cm	Centímetro
CO	carbono orgânico
CO_3^{2-}	Carbonato
CT	coliformes totais
CTot	carbono total
d	Dia
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DNA	ácido desoxirribonucleico
DQO	demanda química de oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
EH	efluente da entrada do SAC SFH
ENRO	Enrofloxacino
EPA	Environmental Protection Agency
ETA	estação de tratamento de água
ETE	estação de tratamento de esgoto
EV	efluente da entrada do SAC SFV
FQ	Fluoroquinolona
H^+	íon hidrogênio
HCO_3	Bicarbonato
IT	Instrução Técnica
L	Litro
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas
LC/MS-MS	cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas sequencial
LD	Limite de Detecção
log	unidade logarítmica na base 10
LPB	Laboratório de Processos Biológicos
m	Metro
mg	Miligrama
min	Minuto
mL	Mililitro
N	Nitrogênio
N_2	nitrogênio gasoso
N_2O	óxido nitroso
NH_3	amônia livre

NH ₄ ⁺	amônia ionizada
NIOO/KNAW	Netherlands Institute of Ecology
NO	óxido nítrico
Nº	Número
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NOR	Norfloxacino
NTK	nitrogênio total Kjeldahl
OD	oxigênio dissolvido
OFLO	Ofloxacino
OH ⁻	Hidróxido
P	Fósforo
PAST	Paleontological Statistics
PEF	Perfloxacino
pH	potencial hidrogeniônico
PVC	policloreto de vinila
Q1	primeiro quartil
Q3	terceiro quartil
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SAC	sistema de alagados construídos
SCE	Sulfacetamida
SDIZ	Sulfadiazina
SDMX	Sulfadimetoxina
SFH	subsuperficial de fluxo horizontal
SFV	subsuperficial de fluxo vertical
SH	efluente da saída do SAC SFH
SMER	Sulfamerazina
SMTX	Sulfametaxazol
SMZ	Sulfametazina
SPE	extração em fase sólida
SS	sólidos em suspensão
ST	sólidos totais
STF	sólidos totais fixos
STV	sólidos totais voláteis
SV	efluente da saída do SAC SFV
T	Temperatura
TAH	taxa de aplicação hidráulica
TDH	tempo de detenção hidráulico
TMP	Trimetoprim
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFC	unidade formadora de colônia
USP	Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3.1 Esgoto Sanitário.....	5
3.1.1 Água Cinza.....	8
3.1.2 Água Negra.....	9
3.2 Tratamento centralizado e tratamento descentralizado.....	11
3.3 Alagados Naturais.....	12
3.4 Alagados Construídos.....	14
3.4.1 Tipos de escoamento para alagados construídos.....	15
3.4.2 Vegetação.....	17
3.4.3 Meio Suporte.....	19
3.4.4 Pré Tratamento.....	20
3.4.5 Remoção de Poluentes.....	21
3.4.6 Remoção de Nutrientes.....	22
3.4.7 Remoção de Micropoluentes.....	23
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
4.1 Caracterização da Área de Estudo.....	29
4.2 Caracterização do Efluente de Estudo.....	29
4.3 Sistema de Tratamento.....	31
4.3.1 Alagado Construído Subsuperficial de Fluxo Horizontal.....	32
4.3.2 Alagado Construído Subsuperficial de Fluxo Vertical.....	33
4.4 Meio Suporte.....	34
4.5 Vegetação.....	36
4.6 Mistema de Alimentação e Drenagem.....	38
4.7 Vazões e Tempos de Detenção Hidráulico.....	41
4.8 Monitoramento do Afluente e do Efluente.....	42
4.8.1 Quantificação dos Antibióticos.....	46
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	48
5.1 Temperatura.....	48
5.2 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis.....	50
5.3 Condutividade Elétrica.....	59

5.4 Oxigênio Dissolvido	62
5.5 Matéria Orgânica	66
5.5.1 DQO.....	66
5.5.2 DBO	71
5.5.3 Carbono Orgânico.....	77
5.6 Microrganismos	82
5.6.1 <i>Escherichia coli</i>	82
5.6.2 Coliformes Totais	86
5.7 Nutrientes	90
5.7.1 Nitrogênio Total.....	91
5.7.2 Nitrogênio Amoniacal.....	96
5.7.3 Nitrito	101
5.7.4 Nitrato	103
5.7.5 Fósforo Total.....	106
5.7.6 Ortofosfato	110
5.8 Resumo dos resultados: caracterização físico-química e microbiológica e eficiências de remoção de poluentes	116
5.9 Antibióticos	117
5.10 Desenvolvimento da Vegetação	120
6 CONCLUSÕES.....	128
7 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	130
REFERÊNCIAS	131

1 INTRODUÇÃO

O conjunto de atividades humanas cada vez mais diversificado, juntamente com o crescimento populacional acelerado, tem ocasionado frequente degradação da qualidade da água, além dos problemas associados à escassez desse recurso natural em determinadas regiões do planeta.

De acordo com o Instituto Trata Brasil (2015), a atual carência nos serviços de saneamento ambiental pode levar à diminuição do rendimento escolar de crianças, pois diarreias constantes podem ocasionar a desidratação das mesmas podendo comprometer sua capacidade de aprendizado. Nessa fase de desenvolvimento da criança também há o desenvolvimento da atividade cerebral, e por isso, as crianças devem ter sua saúde preservada. Com acesso ao saneamento básico, as crianças podem aumentar em até 20% no seu rendimento escolar.

No Brasil, 49,8% da população total têm acesso à coleta de esgoto e, dessa parcela coletada, 70,9% recebem tratamento, o que significa que mais de cem milhões de brasileiros não têm acesso a esse serviço (SNIS, 2014). Dessa forma, o lançamento de esgotos sanitário *in natura* ou que não receberam tratamento adequado, prejudica os usos múltiplos dos recursos hídricos, bem como reduz a qualidade final da água tratada nas estações de tratamento de água (ETAs) convencionais.

Uma alternativa interessante para o manejo dos efluentes sanitários é a segregação dos fluxos do efluente sanitário, quando seu tratamento visa principalmente o reúso do esgoto tratado ou a recuperação de nutrientes presentes no mesmo. Essa segregação pode ser feita entre a água negra, composta principalmente por fezes e urina, e água cinza, composta por águas de banho, cozinha e lavanderia (SOUSA, 2013; TERVAHAUTA et al., 2013).

As águas negras, por serem compostas apenas por urina, fezes e uma quantidade de água de descarga, são efluentes que contém elevadas concentrações de matéria orgânica, patógenos, nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), também de micropoluentes, como os antibióticos, estes por sua vez, encontrados em baixas concentrações, mas podem causar um desequilíbrio no ecossistema (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

Sem tratamento adequado, grande carga desses nutrientes é lançada nos corpos hídricos. O excesso de nutrientes pode levar ao desequilíbrio ecológico causando o crescimento excessivo de plantas e levando à degradação da qualidade da água, inclusive causando a eutrofização dos corpos hídricos (EPA, 2000). Uma forma de reuso desse efluente caso o tratamento não atinja a remoção de nutrientes necessária para o lançamento no corpo d'água, seria o reuso na agricultura, respeitando os critérios mínimos para essa utilização.

Além dos nutrientes, esses efluentes podem conter concentrações de poluentes emergentes como os antibióticos, por exemplo, que são muito utilizados na medicina humana e veterinária para tratar diversos tipos de doenças, ou até mesmo para ajudar no desenvolvimento e crescimento de animais. A utilização da vasta gama de antibióticos é um motivo de preocupação, pois após a sua ingestão, são excretados no meio, propiciando o surgimento de bactérias mais resistentes nos mananciais, dificultando sua remoção, além dos efeitos que estes podem causar à saúde humana.

Apesar de existir inúmeros sistemas de tratamento conhecidos, uma estação de tratamento centralizada nem sempre é viável economicamente. Devem-se buscar alternativas de tratamento eficientes, autônomas e economicamente viáveis como os tratamentos descentralizados. Estes sistemas normalmente são utilizados em comunidades com baixa densidade populacional, onde os efluentes são tratados no próprio local de geração apresentando um gerenciamento simples e facilidade de construção, além de possuir custos menores com as tubulações.

O reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) pode ser utilizado como um tratamento atraente para esse tipo de efluente, devido às condições favoráveis que temos no Brasil, como o clima por exemplo. Os processos de tratamento anaeróbio, incluindo o reator UASB, necessitam de um pós tratamento, pois eles visam principalmente a remoção de matéria orgânica.

Entre as soluções mais atrativas para o pós tratamento do reator UASB, se encontram os tratamentos que simulam os fenômenos que ocorrem espontaneamente na natureza, como os sistemas de alagados construídos (SACs). Estes sistemas produzem efluentes de boa qualidade e ao mesmo tempo apresentam baixos custos de investimento, operação e manutenção. É uma opção de tratamento reconhecida e recomendada tendo demonstrado eficiência na remoção de matéria orgânica, transformação e assimilação de nutrientes, além de reter ou

eliminar substâncias tóxicas, que de outra maneira seriam lançadas sem tratamento algum no meio ambiente (ARIAS e BRIX, 2003).

A eficiência desse tratamento se deve à ação dos microrganismos, que estão aderidos às plantas inseridas no meio e interagindo com o substrato. Dessa maneira, há a liberação de oxigênio pelas raízes das plantas degradando a matéria orgânica presente e fixando os nutrientes (UCKER e ALMEIDA, 2013).

Com base no exposto, foi desenvolvido um estudo que visa à avaliação da remoção de material orgânico, nutrientes e microrganismos de água negra simulada pré tratada por reator UASB mesofílico, por SACs subsuperficial de fluxo horizontal (SFH) seguido por subsuperficial de fluxo vertical (SFV), em diferentes taxas de aplicação hidráulica (TAH).

2 OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho é a avaliação do desempenho e comportamento de um SAC híbrido, composto por uma SAC SFH seguido por um SAC SFV, como pós tratamento de efluente proveniente de reator UASB, utilizando leito com brita, pedrisco e areia, plantados com Biri, visando a aplicação do sistema no tratamento descentralizado de água negra simulada. Para tanto foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- i. Avaliação da capacidade dos SACs para remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos, diante do uso de um efluente concentrado;
- ii. Avaliação da influência das taxas de aplicação hidráulica para a remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos;
- iii. Comparação, em termos de eficiência de remoção, entre o SAC SFH e o SAC SFV;
- iv. Avaliação da presença de antibióticos no efluente estudado, em cada ponto de amostragem;
- v. Avaliação da adaptação após o transplante das mudas de Biri, quanto ao crescimento inicial e ao seu desenvolvimento;
- vi. Avaliação da qualidade do efluente final tratado quanto ao atendimento da legislação ambiental brasileira, em relação ao lançamento de efluentes em corpos d'água, e quanto ao seu potencial em reúso agrícola.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 ESGOTO SANITÁRIO

A palavra esgoto é usada para caracterizar os despejos derivados das diversas formas de utilização e origem das águas, tais como as de utilização doméstica, industrial, comercial, de áreas agrícolas, de utilidades públicas, de infiltração, pluviais, de superfície, e outros efluentes sanitários (JORDÃO e PESSÔA, 2009).

As características do esgoto sanitário podem variar quantitativamente e qualitativamente, conforme os usos o qual a água foi submetida. Os usos e a forma com que foram exercidos variam em função dos hábitos de higiene da população, da situação social, econômica e cultural, do clima da região, entre outros (VON SPERLING, 2005). Por outro lado, segundo Metcalf e Eddy (1991), podem variar também ao longo do tempo, o que torna sua caracterização mais complexa. A quantidade diária de esgoto sanitário produzido pode ser bastante variável de uma comunidade para outra, ou até mesmo dentro de uma mesma comunidade (BRAGA et al., 2005).

O esgoto sanitário é composto principalmente por despejos domésticos, uma parcela de água pluvial e água de infiltração, e uma porção de despejos industriais com características bem definidas (METCALF e EDDY, 2016). Caso não ocorra uma contribuição significativa de despejos industriais, o esgoto sanitário é composto, aproximadamente, de 99,9% de líquido e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos, bem como microrganismos (VON SPERLING, 2007).

A quantidade de substâncias que compõem o esgoto sanitário é elevada. Assim, para caracterização do mesmo, é necessário utilizar parâmetros físicos, químicos e biológicos, cujos valores traduzem seu potencial poluidor e, conseqüentemente permitem dimensionar e medir o grau de eficiência das estações de tratamento de esgotos (BRAGA et al., 2005).

A matéria orgânica presente nos esgotos é a principal causadora da poluição nos corpos hídricos, pois aumenta o consumo de oxigênio dissolvido (OD) pelos microrganismos, utilizando nos seus processos metabólicos e na estabilização da matéria orgânica (METCALF e EDDY, 2003).

Em certas condições os nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, quando descarregadas no meio aquático, podem acarretar na eutrofização de lagos e represas e quando descarregados no solo em excesso, podem ocasionar a poluição das águas subterrâneas (METCALF e EDDY, 2016). A forma predominante de nitrogênio pode indicar o estágio de poluição o qual o curso d'água de se encontra. Caso for uma poluição recente, terá nitrogênio orgânico ou amônia e caso for antiga, terá nitrato e reduzidas concentrações de nitrito (VON SPERLING, 2007).

Inúmeros organismos vivos também estão presentes no esgoto sanitário como bactérias, vermes, vírus e protozoários, que, na maioria das vezes, são de origem humana. Alguns possuem suma importância na decomposição da matéria orgânica e no tratamento de águas residuárias, e outros consideradas patogênicos, são causadores de doenças (BRAGA et al., 2005).

É essencial que se faça a disposição adequada dos esgotos tanto para proteger a saúde pública, evitando a contaminação da água e epidemias, quanto para preservação do meio ambiente (BRAGA et al., 2005).

Segundo o levantamento feito pelo SNIS (Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento) em 2014, no Brasil apenas 49,8% da população têm acesso à coleta de esgoto e, dessa parcela coletada, somente 70,9% recebe tratamento. Dessa forma, o lançamento de esgotos sanitários, *in natura* ou que não receberam tratamento adequado, prejudica os usos múltiplos dos recursos hídricos, bem como reduz a qualidade da água que chega nas ETAs, aumentando a quantidade de produtos químicos a serem utilizados.

Uma abordagem interessante, quando se visa principalmente o reúso do efluente tratado ou a recuperação de nutrientes e energia, é a separação na fonte das parcelas contribuintes do esgoto sanitário, com tratamento específico para cada parcela. Essa segregação pode ser feita entre dois fluxos principais considerando o nível de poluição (diluição e concentração de contaminantes), o fluxo concentrado de água negra (fezes e urina) e o fluxo menos concentrado de água cinza originados das atividades de lavagem, tais como lavanderia, chuveiro, banheira e cozinha (SOUSA, 2013; TERVAHAUTA et al., 2013). E ainda, pode-se separar também, a água de chuva como apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Separação de efluente doméstico

Fonte: Adaptado de De Graaff (2010).

As fezes e urina não somente contém metade da concentração de carbono orgânico (CO) dissolvido e a maior fração de nutrientes dos esgotos sanitários, mas também a maior concentração de patógenos e micro poluentes, como medicamentos e os desreguladores endócrinos, produzidos em um volume muito pequeno. Ou seja, as águas negras são diretamente contaminadas por excrementos humanos e, portanto, representam uma ameaça à saúde pública. Por ser um efluente concentrado num volume muito pequeno, ele permite um melhor controle e limita os efeitos ambientais negativos se tratado separadamente (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

A água cinza contém apenas 10% do nitrito e nitrato contido na água negra, sua separação permite que haja uma carga menor de organismos patogênicos na água cinza, e a matéria orgânica dessas águas se decompõem mais rapidamente do que na água negra, por essas razões, sua separação permite ainda que a água cinza se torne um potencial recurso para reutilização, principalmente para irrigação, descarga de vasos sanitários e uso em lavanderia, resultando na conservação dos recursos hídricos e possibilitando melhorias na qualidade da água para usos no abastecimento público (NSW HEALTH, 2000).

3.1.1 Água Cinza

A água cinza é a água residuária proveniente da lavanderia, chuveiros, banheiras, lavatórios, pias de cozinha, tanques e máquinas de lavar roupas, sem a entrada de efluentes do vaso sanitário ou mictórios (OTTOON e STENSTROM, 2003; NSW HEALTH, 2000). Ela contém, normalmente, compostos derivados de produtos utilizados para limpeza e lavagem do corpo e banho (JEFFERSON et al., 2000). Suas características dependem da qualidade da água de abastecimento do município, do tipo de redes de distribuição e das atividades ocorridas em cada residência. Os compostos também variam de fonte para fonte, dependendo do estilo de vida, faixa etária, classe social e costumes locais (ERIKSSON et al., 2002).

Embora sua concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) seja semelhante à do esgoto sanitário, pois sua maior parte é derivada dos produtos químicos utilizados nas residências, a concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) possui valores mais baixos, uma vez que a urina e fezes não estão presentes. Além disso, também há uma deficiência de macro nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Ambos os valores relativamente baixos de matéria orgânica biodegradável e o desequilíbrio de nutrientes, limitam a efetividade de um tratamento biológico (JEFFERSON et al., 2000).

A Tabela 1 apresenta as principais fontes dos componentes da água cinza.

Tabela 1 - Principais fontes dos componentes da água cinza

Componente	Fonte
Nitrogênio	Alimentos processados na cozinha
Fósforo	Detergentes e sabões contendo fosfato
Matéria Orgânica	Resíduos de alimentos, óleos e gorduras, resíduos corporais
Matéria Inorgânica	Produtos químicos e detergentes utilizados na limpeza
Cloretos	Dissolução de sais como cloreto de sódio
Óleos e graxas	Óleos e gorduras utilizados no preparo de alimento, resíduos presentes no corpo e nas roupas, oriundos da transpiração humana
Enxofre	Sabões, detergentes e decomposição da matéria orgânica
Patógenos	Limpeza das mãos após o uso do banheiro, lavagem de roupas, alimentos contaminados com material fecal ou o próprio banho

Fonte: Adaptado de Begosso (2009).

Como a água cinza representa grande parte do fluxo total do esgoto sanitário, em torno de 68%, e possui um baixo potencial de poluição, sua reutilização pode resultar na conservação e otimização dos recursos hídricos, na economia de água potável e de energia elétrica. Seu reuso não potável pode ser utilizado nas

residências, principalmente, para irrigação de gramado e jardins, na descarga de vasos sanitários e no uso em lavanderias, no entanto, é necessário avaliar sua viabilidade técnica, aceitabilidade social, sustentabilidade e saúde pública (AL-JAYYOUSI, 2003; NSW HEALTH, 2000).

Vários tipos de tratamentos podem ser utilizados para tratar a água cinza como a sedimentação, flotação, digestão anaeróbia em tanques sépticos, desinfecção, entre outros (NSW HEALTH, 2000).

Begosso (2009) utilizou um sistema híbrido compacto de SACs para o tratamento da água cinza em uma residência com 9 pessoas. O sistema era composto por: caixa de gordura, tanque de sedimentação e SACs SFH seguido por SFV, este último aplicado intermitentemente. Os resultados se mostraram muito promissores, pois a remoção de turbidez, sólidos em suspensão (SS), DQO e DBO, alcançaram, em média, níveis acima de 90%, obtendo para turbidez e DBO remoção de 98%.

3.1.2 Água Negra

Segundo Kujawa-Roeleveld e Zeeman (2006), a água negra é composta por urina e fezes com uma quantidade de água de lavagem (descarga de água). Somente as fezes e a urina representam apenas 1% do volume total de efluente doméstico de uma casa e a água negra contém metade da carga orgânica em efluentes domésticos e a maior fração de nitrogênio e fósforo, o que representa 38% DQO, 82% de nitrogênio e 68% de fósforo, além de conter patógenos e micro poluentes, como medicamentos e hormônios. Por essa razão, o tratamento separado da água negra e não em conjunto com a água cinza é mais lógico, permitindo um melhor controle e limitando os efeitos ambientais negativos. Segundo TERVAHAUTA et al. (2013), a separação do efluente doméstico na fonte, pode ser utilizado para aumentar a recuperação de nutrientes, melhorar a qualidade do efluente da água residuária e diminuir o consumo de energia operacional.

A água negra contém em média: 900 à 1500 mg/L de DQO, 300 à 600 mg/L de DBO, 100 à 300 mg/L de N total e 40 à 90 mg/L de P total (HENZE e LEDIN, 2001).

Quando as diferentes parcelas de efluentes domésticos são misturados, uma maior quantidade de água potável é utilizada para sua coleta (THIBODEAU et al., 2014). Isso leva a uma maior diluição da água negra, aumentando o volume de

efluente a ser tratado, armazenado e transportado (KUJAWA-ROELEVELD and ZEEMAN, 2006).

É por isso que banheiros a vácuo são preferenciais na recolha dessa água negra, pois utilizam apenas 0,7 a 1,0 L/descarga. Mas, atualmente existem tecnologias avançadas implementadas em aviões que necessitam ainda menos, em torno de 0,25 L/descarga (WENDLAND, 2008), enquanto que os sistemas convencionais podem chegar até 12 L/descarga (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006). Mas a implantação de banheiros a vácuo é de difícil aplicação no setor doméstico, devido ao seu alto custo de investimento e complexa manutenção.

Sistemas de saneamento a seco, como a compostagem, oferecem uma maneira de reciclar diretamente nutrientes e matéria orgânica das fezes e urina, mas são vulneráveis quando há muita água. Nos países em desenvolvimento, as fossas sépticas são amplamente utilizadas para tratamento em conjunto da urina e fezes, mas as águas podem penetrar no solo e poluir as águas superficiais e subterrâneas (DE GRAAFF, 2010). No entanto, é necessário escolher um tratamento que seja mais eficiente, na remoção e recuperação dos principais componentes da água negra e que se tenha o mínimo de impacto ambiental negativo possível.

De Graaff (2010) estudou a viabilidade do tratamento de águas negras concentradas por reator UASB, com TDH de 8,7 dias e à temperatura de 25 °C, obteve sucesso no tratamento desse efluente removendo 78% da DQO afluente e 93% dos SS.

A digestão anaeróbia é adequada para vários tipos de águas residuárias e a alta concentração de matéria orgânica e nutrientes da água negra faz do tratamento anaeróbio, com subsequente recuperação de nutrientes, uma opção de tratamento muito atrativa (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006). Na digestão anaeróbia há a presença de diferentes microrganismos que transformam os compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, como o metano e o gás carbônico, podendo ser utilizados para a recuperação de energia (CAMPOS et al., 1999).

Apesar do sucesso dos reatores anaeróbios, estes requerem pós-tratamento de seu efluente, a fim de promover o polimento da qualidade do mesmo, com vista a se alcançar o nível de qualidade exigido na região considerada. Inicialmente, a adoção de sistemas de pós-tratamento, principalmente aeróbios, tornou-se necessária (FORESTI et al., 2006).

Uma solução atrativa são os SACs, pois produzem efluentes de boa qualidade e ao mesmo tempo apresentam baixos custos de investimento, operação e manutenção. É uma opção de tratamento reconhecida e recomendada, tendo demonstrado eficiência na remoção de matéria orgânica, transformação e assimilação de nutrientes, além de reter ou eliminar substâncias tóxicas que de outra maneira seriam lançadas sem tratamento algum no meio ambiente (ARIAS e BRIX, 2003).

3.2 TRATAMENTO CENTRALIZADO E TRATAMENTO DESCENTRALIZADO

Os tratamentos centralizados se referem a sistemas de tratamento que não estão ligados a fonte principal da cidade, mas trabalham com o mesmo objetivo, ou seja, as casas possuem tubos de ligação ao sistema sendo localizadas longe do ponto de utilização, diferindo do tratamento descentralizado, o qual é realizado no local ou perto da fonte. Estes sistemas podem ser aplicados em várias escalas, como em nível de propriedade, geralmente operado pelo dono da casa, nível de *cluster*, por exemplo, em pequenas e médias empresas ou onde a propriedade é partilhada, ou em níveis distribuídos, onde o sistema pode atender um grande conjunto habitacional e é de propriedade de uma concessionária de água (Cook et al., 2009).

No tratamento descentralizado tratam-se volumes menores de águas residuais, geralmente a partir de habitações e empresas que estão localizadas relativamente próximas. Em muitos casos, os efluentes de várias casas são pré tratados no local por fossas sépticas individuais antes de serem transportados para a unidade descentralizada (EPA, 2009).

O recolhimento, a operação e a construção do tratamento centralizado das águas residuárias são caros, especialmente em áreas onde as famílias estão dispersas e em áreas com baixa densidade populacional. Os países em desenvolvimento, carecem de financiamento para a construção de instalações centralizadas e de conhecimento técnico para gerenciamento e operação. Como alternativa, o tratamento descentralizado emprega uma combinação de sistemas no local e/ou de *cluster*, que está ganhando mais atenção. Essa abordagem permite uma flexibilidade na gestão, podendo ser utilizadas tecnologias simples, bem como as complexas. O sistema descentralizado não é apenas uma solução de longo prazo

para as pequenas comunidades, mas é mais confiável e de um custo mais eficaz (MASSOUD et al., 2009).

O sistema descentralizado pode oferecer tanto saúde pública e proteção ambiental quanto o sistema centralizado. Assim como o sistema centralizado, o descentralizado também deve ser bem construído e conservado, além de ter um bom monitoramento para prevenir descargas adversas. Ele pode produzir uma qualidade de efluente igual ou melhor do que outras opções de tratamento, pois permite múltiplas fases de tratamento, podendo incluir o tratamento avançado e a desinfecção, ajudando a mitigar o risco da exposição humana às doenças (EPA, 2009). É evidente que, na maioria dos casos, a adoção de uma abordagem descentralizada em áreas densas e povoadas e com sistema de coleta de esgoto já existente, não seria uma alternativa viável para o tratamento, mas a sugestão seria apoiar a existência do sistema descentralizado, que vem se mostrando um recurso altamente realista, principalmente no caso de grandes blocos (hospitais, centros comerciais, aeroportos, escolas) e em áreas urbanas permitindo a recuperação e reutilização, especialmente para aquelas áreas que sofrem de escassez de água (LIBRALATO et al., 2012).

3.3 ALAGADOS NATURAIS

Os alagados naturais mais conhecidos como *wetlands*, em inglês, cuja tradução é terra úmida, são regiões saturadas ou inundadas durante o ano, parcial ou permanentemente, por fontes superficiais, como os pântanos, brejos, manguezais, várzeas, rios e lagos com pouca profundidade. Apenas as plantas hidrófitas, que são adaptadas às condições de saturação do solo presentes permanentemente ou por períodos de tempo prolongados, podem sobreviver e se desenvolver em tais áreas. O tipo do solo, a quantidade de matéria orgânica, a profundidade, o clima, a época e a duração da inundaço iro determinar os tipos de plantas que crescero nessa rea (CALIJURI e CUNHA, 2013; WELSCH et al., 1995; ZANELLA, 2008).

Para identificao de um alagado natural, Santiago et al. (2005) exige que se satisfaam uma ou mais dessas trs condies: ambiente capaz de suportar periodicamente ou predominantemente plantas hidrfitas, ter como substrato

dominante um solo predominantemente não drenado (inundado por tempo suficiente para limitar os tipos de plantas que ali irão crescer) e ter um substrato inorgânico como rochas e cascalho, que devem estar saturados durante o período de desenvolvimento das plantas.

As áreas alagadas possuem diversas funções ecológicas como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Funções ecológicas das áreas alagadas

Função	Descrição
Ciclagem de nutrientes	As áreas alagadas atuam como fontes ou sumidouros de nutrientes por meio de processos como mineralização e decomposição de formas de carbono, enxofre, nitrogênio e fósforo
Produção primária	Síntese de matéria orgânica por meio da fotossíntese ou quimiossíntese
Manutenção de biodiversidade	Os alagados constituem refúgio, habitat e local de reprodução de espécies da flora e da fauna
Regulação climática	As áreas alagadas são componentes importantes do ciclo hidrológico e contribuem para o fluxo de água entre os diferentes compartimentos da hidrosfera e atmosfera, o que influencia diretamente no clima
Controle do fluxo hidrológico	As áreas alagadas regulam a recarga e descarga de aquíferos, além de contribuir para a retenção de sedimentos, o armazenamento de água e o controle de enchentes nas bacias hidrográficas

Fonte: Adaptado de Calijuri e Cunha (2013).

Segundo Phillippi e Sezerino (2004), existem diversos tipos de áreas alagadas dependendo do ambiente em que estão inseridos, podendo ser identificados pelos tipos de plantas que ali se desenvolvem, tempo de inundação do local, e pelas condições de oxigenação determinadas pela saturação ou não do solo, influenciando a via bioquímica predominante no processo de degradação da matéria orgânica.

As propriedades dos alagados naturais às tornam únicas entre os principais ecossistemas da Terra. A abundância de água é importante para a maioria das formas de produtividade biológica e para as plantas que ali crescem, estão adaptadas para tirar proveito disso e ao mesmo tempo, superar a escassez periódica de água utilizando outros elementos químicos essenciais, como o oxigênio. Por essa razão, os alagados estão entre os ecossistemas mais biologicamente produtivos no planeta e são um excelente habitat para diversos animais, incluindo mamíferos, pássaros, répteis, anfíbios e peixes, sendo incomuns em outros ecossistemas (KADLEC e WALLACE, 2009).

Eles agregam uma rica diversidade de vida selvagem, pois servem como local de nidificação para as aves migratórias e como zonas de reprodução para peixes.

Aqueles localizados ao longo das costas, margens de rios e de lagos, servem como zona de estabilização das linhas de contorno, protegendo-as contra a ação da erosão. Elas são locais para recarga de aquífero e são “purificadoras” das áreas naturais, removendo poluentes e nutrientes pela alta taxa de crescimento da vegetação em águas eutróficas, e retendo os sólidos e metais pesados (KIVAISI, 2001).

Seu regime hidrológico é geralmente de fluxo lento, tanto em locais rasos ou em substratos saturados. Os fluxos lentos fornecem um maior tempo de contato entre a água e as superfícies dos substratos, e raízes de plantas que se encontram dentro desses alagados. Essa complexidade entre os materiais orgânicos e inorgânicos, e os diversos intercâmbios entre os gases, promovem uma comunidade diversificada de microrganismos que decompõem ou transformam uma vasta variedade de substâncias (DAVIS, 1995).

Os processos básicos que ocorrem naturalmente dentro dessas áreas são chamados de ciclos biogeoquímicos. Esses ciclos geralmente descrevem o estado físico, a forma química e os processos biológicos que afetam cada ponto desse ecossistema. Muitos desses processos são influenciados pelas populações microbianas aeróbias, anaeróbias e facultativas, determinados pelo nível de água presente no sistema, garantindo às áreas alagadas uma variedade de processos superior à de outros ecossistemas (WELSCH et al., 1995).

O uso intencional dos alagados naturais para tratamento de efluentes não é permitido, não se consegue dimensioná-lo e fazer um monitoramento correto, em razão dessas áreas se desenvolverem naturalmente e assim causar efeitos negativos à fauna e flora presentes. Portanto, tem sido estudado no mundo inteiro o SAC, a fim de se obter dados sobre dimensionamento, monitoramento e configurações necessárias para manter as características dos alagados naturais, e ao mesmo tempo poder tratar uma alta carga de efluente em um menor requisito de área.

3.4 ALAGADOS CONSTRUÍDOS

O SAC tem sido desenvolvido para enfatizar as características dos alagados naturais, como os fenômenos de autodepuração, utilizando seus princípios básicos e

aumentando a capacidade de remoção de vários tipos de compostos, que podem estar presentes nas águas residuárias pela sua alta atividade biológica (PAOLI, 2010).

A diferença entre os SACs e os alagados naturais é seu regime hidrológico, sendo controlado no primeiro caso; seu meio suporte, utilizado para melhorar a condutividade hidráulica nos SACs; e a diferente biodiversidade encontrada em ambos os sistemas (SALATI et al., 2009).

Eles têm sido utilizados como tratamento secundário de uma variedade de águas residuárias, incluindo efluente de escoamento urbano, municipais, industriais, agrícolas e drenagem ácida de minas (EPA, 2000).

Os SACs possuem custos totais significativamente mais baixos do que sistemas de tratamento convencionais, além disso, são de fácil operação, toleram flutuações nas concentrações de poluentes, podem ser implantados no próprio local onde os esgotos são gerados, fornecem proteção contra enchentes, facilitam a reutilização e reciclagem de água, e podem proporcionar oportunidades recreativas e educativas (ITRC, 2003).

Esses sistemas produzem efluentes de boa qualidade sendo uma opção reconhecida e recomendada. São eficazes na remoção de matéria orgânica, na transformação e assimilação de nutrientes e retém ou eliminam substâncias tóxicas que poderiam ser lançadas no meio ambiente sem tratamento algum (ARIAS e BRIX, 2003).

Segundo Toniato (2005), as condições de clima que predominam no Brasil podem beneficiar esse tipo de tratamento, pois a atividade microbiológica é aumentada pela alta temperatura média existente, e as maiores intensidades dos raios solares aumentam o desenvolvimento das plantas.

3.4.1 Tipos de escoamento para alagados construídos

Os SACs são classificados de acordo com o escoamento proporcionado às águas residuárias, podendo ser divididos em escoamento superficial e subsuperficial, sendo este último dividido ainda em escoamento vertical e horizontal (ORMONDE, 2012). Todos eles podendo ser operados com variações em seu dimensionamento, meio suporte e tipos de plantas, de acordo com suas necessidades de tratamento (PAOLI, 2010).

O SAC de escoamento superficial, consiste num reservatório que possui seu nível de água ou efluente controlado, construído diretamente no solo que irá servir como suporte para as raízes das plantas, quando estas não forem do tipo flutuantes, a água se encontra acima da superfície do solo, variando seu nível de centímetros a um metro, e a água flui através das folhas e caules das plantas. Sua aparência é semelhante ao dos alagados naturais e são apropriados para tratamentos secundários e terciários de efluentes sanitários. O ambiente nesse sistema é normalmente aeróbio na região próxima ao nível da água, tendendo a condições anóxicas e podendo chegar à anaerobiose de acordo com a profundidade existente. O biofilme bacteriano cresce na superfície das plantas, se tornando o principal mecanismo de remoção (ou transformação) dos poluentes e em geral, os sistemas de fluxo superficial possuem maior biodiversidade se comparado aos subsuperficiais (DORNELAS, 2008).

Existem semelhanças entre os sistemas de fluxo subsuperficial com o superficial quanto aos mecanismos de depuração e diferenças quanto sua forma e concepção (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). No subsuperficial, o efluente atravessa um meio poroso (meio suporte) existente, onde estão fixadas as raízes das plantas, com a água fluindo por de baixo da superfície do solo por meio de escoamentos horizontais ou verticais (LAUTENSCHLAGER, 2001). Devido à necessidade de utilização de um material de enchimento, esse sistema tem um custo mais elevado do que os de escoamento superficial (PAOLI, 2010).

Nos sistemas SFH, o efluente é distribuído por uma tubulação de entrada e escoamento lentamente em sentido horizontal através do meio suporte poroso até atingir a zona de saída (UN-HABITAT, 2008). Uma vez que o efluente não é exposto durante o processo de tratamento, o risco humano a exposição de organismos patógenos é minimizado (KADLEC e WALLACE, 2009).

Nos SACs SFV, o efluente é distribuído de forma homogênea na superfície do leito, infiltrando no sentido vertical pela ação da gravidade através do meio suporte onde as plantas estão fixadas. A coleta do efluente tratado é feita por um sistema de drenagem localizado ao fundo (DORNELAS, 2008). A alimentação normalmente é feita de forma intermitente, permitindo uma boa transferência de oxigênio à medida que o efluente percola no leito e, conseqüentemente, uma boa capacidade de nitrificação (UN-HABITAT, 2008).

Além das configurações de fluxo descritas, esses sistemas podem ainda ser combinados ou híbridos, sendo composto por várias células associadas em série, a fim de atender às necessidades de remoção desejadas. Assim, os processos de remoção não ocorrem dentro de uma só célula e sim, uma célula complementa à outra, podendo produzir um efluente com menor concentração de DBO, e com melhor eficiência nos processos de nitrificação e desnitrificação (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

O SAC SFH é eficiente na remoção de DBO e SS, mas não para a nitrificação devido à capacidade limitada de transferência de oxigênio. Como resultado, há um crescente interesse nos SACs SFV, pois eles possuem uma capacidade muito maior de transferência de oxigênio, embora também sejam limitados na remoção de sólidos, devido à problemas de colmatção. Deste modo, as vantagens de cada sistema podem ser combinados em um sistema híbrido (UN-HABITAT, 2008).

Na Tabela 3 estão apresentadas as vantagens e desvantagens dos SACs SFV e SFH.

Tabela 3 - Vantagens e desvantagens dos SACs subsuperficiais de fluxo vertical e horizontal

TIPO	VANTAGENS	DESvantagens
SAC SFV	Menor demanda de área.	Distância de fluxo curta
	Bom suprimento de oxigênio, boa nitrificação, melhores produtos orgânicos e hidráulica simples.	Pouca desnitrificação, maior demanda técnica, baixa remoção de nitrato.
	Purificação superior desde o início, melhor que o fluxo horizontal na mistura de oxigênio.	Perda do desempenho na remoção de fósforo.
SAC SFH	Longa distância de fluxo, gradientes de nutrientes pode ser estabelecida, eficiente na remoção de SS e orgânicos.	Alta demanda de área, problema de entupimento é observado, a transformação de enxofre pode afetar a nitrificação, perda no rendimento na remoção de fósforo.
	Possível nitrificação/desnitrificação, com ênfase no segundo processo de transformação do nitrogênio.	É necessário um cuidado para calcular a hidráulica necessária para o suprimento de oxigênio ideal, baixa oxidação de amônio.
	Formação de ácidos húmicos para remoção e nitrogênio e fósforo.	Possível presença de zonas mortas dificultando a passagem uniforme do efluente por todo o sistema.

Fonte: Adaptado de Saeed e Sun (2012).

3.4.2 Vegetação

Uma característica importante nesses sistemas é a utilização de macrófitas aquáticas que habitam áreas alagadas e ambientes aquáticos, principalmente regiões litorâneas de menor profundidade. As macrófitas aquáticas podem se

adaptar em diferentes condições ambientais e são divididas em cinco grupos ecológicos como apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas de acordo com seu modo de vida e exemplos

Macrófita aquática	Modo de vida	Exemplos
Emersas	Possuem raízes fixadas no sedimento e folhas para fora da água.	<i>Eleocharis sp.</i> e <i>Typha sp.</i>
Com folhas flutuantes	Possuem raízes fixadas no sedimento e folhas flutuando na superfície da água.	<i>Nymphaea sp.</i> e <i>Victoria sp.</i>
Submersas enraizadas	Possuem raízes fixadas no sedimento e crescem plenamente submersas na coluna de água. Seu desenvolvimento depende da disponibilidade de luz subaquática.	<i>Egeria sp.</i> e <i>Cabomba sp.</i>
Submersas livres	Flutuam submersas na água em locais com pequena turbulência.	<i>Utricularia sp.</i> e <i>Ceratophyllum sp.</i>
Flutuantes	Flutuam na superfície da água.	<i>Pistia sp.</i> e <i>Eichhornia sp.</i>

Fonte: Adaptado de Calijuri e Cunha (2013).

Devem-se escolher espécies que tolerem ambientes eutrofizados, tenham rápido crescimento, incorporem nutrientes, sejam de fácil manejo, sobrevivam com o sistema radicular com a retirada da parte aérea, sejam agradáveis esteticamente entre outras qualidades (MONTEIRO, 2009).

As plantas possuem a capacidade de estabilizar a superfície do filtro, prevenir a colmatção, remover nutrientes e compostos orgânicos através da absorção biológica e adsorção superficial, além de consumir o dióxido de carbono do meio liberando oxigênio e promovendo a aeração da rizosfera (ITRC, 2003; PHILLIPI e SEZERINO, 2004).

De acordo com NORTE et al. (2015) e CALIJURI e CUNHA (2013), as plantas também possuem a vantagem de servirem como nichos ecológicos, de promoverem uma diminuição da turbulência da água amortecendo sua velocidade e aumentando o depósito de material em suspensão, por isso são chamadas de “filtros naturais”, e de se integrarem ao embelezamento da paisagem natural de acordo com a escolha da vegetação a ser utilizada, tornando os SACs adequados para a construção em parques, áreas verdes, entre outras, permitindo a relação próxima entre pessoas. Espécies de plantas ornamentais podem ser utilizadas para tirar proveito dessa característica paisagística além de empreender tal tecnologia.

Ojoawo et al. (2015) utilizou a *Canna x generalis* em seu trabalho, tratando efluente doméstico por SAC SFH visando a remoção de nitrogênio e fósforo,

concluindo uma eficiência de 52% na remoção de nitrato, sendo muito significativa, pois foi 5 vezes maior que a absorção do fósforo, além de melhorar as características físicas como cor, turbidez e odor.

Konnerup et al. (2008), estudou o tratamento de efluente doméstico tropical com SACs plantados com *Canna x generalis* e *Heliconia psittacorum*, alcançando eficiência de remoção de DQO entre 42 e 83%.

Ormonde (2012), também avaliou o desempenho de SACs SFH, cada leito plantado com *Zea mais*, *Canna indica*, *Canna x generalis* e *Colocassia esculenta*, tratando efluente de lagoa de maturação, verificando que a *Canna indica* e a *Canna x generalis* obtiveram os melhores resultados com relação a adaptabilidade e ao bom desenvolvimento, pois não apresentaram amarelamento em suas folhas.

A *Canna x generalis* também foi utilizada por Zanella (2008), tratando efluentes de tanques sépticos por SACs SFH, formando uma inflorescência vistosa, aproveitando o efeito estético da planta para o tratamento e tendo ocorrência durante quase todo o ano (Figura 2).

Figura 2 – *Canna x generalis*

Fonte: Zanella (2008).

3.4.3 Meio suporte

Além das plantas, o meio suporte possui um papel fundamental nos processos de depuração da matéria orgânica contida nas águas residuárias, seu tipo e sua textura afetam a química, física e biologia dos processos de remoção dos compostos. Essa camada deve ser permeável para permitir boas condições de fluxo, deve dar sustentação necessária para as plantas se desenvolverem, deve possuir capacidade de filtração para remoção de poluentes, deve ser de fácil aquisição e

operação e deve ter uma área superficial adequada para o crescimento de biofilme e sorção de poluentes (MONTEIRO, 2009).

A escolha do meio suporte é muito importante para a longevidade do sistema, sendo priorizado o uso de mais de um material filtrante, pois a qualidade do efluente se altera ao longo do sistema necessitando de materiais mais adequados dependendo das finalidades do tratamento (MONTEIRO, 2009).

Atualmente há diversos tipos de materiais utilizados como meio suporte encontrado no comércio, tais como: areia, pedra brita, cascalho, pedriscos, entre outros, os quais possuem um alto custo devido ao grande volume utilizado para construção desses sistemas. Sendo assim, alternativas estão sendo estudadas no uso de materiais com menor valor comercial ou que sejam mais abundantes em determinadas regiões, tais como conchas, bambu picado, isopor reciclado, pneu picado, entre outros materiais que também podem se mostrar eficazes (AVELINO, 2012).

Por se tratarem de sistemas cujo tratamento do efluente é baseado no processo de filtração, são fundamentais o conhecimento das características dos materiais a serem utilizados para sua construção, como textura e porosidade, bem como o emprego de unidades de tratamento primário para remoção de sólidos grosseiros e gorduras, aumentando assim a sua eficiência e diminuindo a probabilidade de ocorrer o fenômeno de colmatção (PHILLIPI e SEZERINO, 2004).

3.4.4 Pré tratamento

As alternativas de tratamento primário mais utilizadas baseiam-se nos princípios de sedimentação e digestão das águas residuárias no seu estado bruto, geralmente são utilizados sistemas como tanques sépticos, lagoas de estabilização ou reatores anaeróbios. Esse pré tratamento é estritamente necessário tanto para o bom funcionamento do tratamento nos SACs, quanto para a não ocorrência de desconfortos odoríficos e estéticos (PHILLIPI e SEZERINO, 2004).

Os tanques sépticos geralmente são amplamente utilizados em comunidades rurais para remoção da maior parte dos sólidos em suspensão, por sedimentação e posterior digestão anaeróbia no fundo do tanque (VON SPERLING, 2005).

Muitos estudos tratando efluentes sanitários por SACs, utilizaram como pré tratamento os reatores UASB. Esses reatores estão sendo muito utilizados operando

em escala plena no Brasil, devido a seus baixos custos de implantação, operação e manutenção, requerem menor área de construção, toleram afluentes com alta carga orgânica e tem a possibilidade do uso energético do biogás (VAN HANDELL e LETTINGA, 1994; VON SPERLING, 2005; CHERNICHARO, 2006).

Costa (2013), estudou o SAC SFH, plantado com *Typha latifolia*, como pós tratamento de efluentes anaeróbios, especificamente por reator UASB (fase I) e reator UASB seguido por filtro biológico percolador aberto (fase II), e obteve-se ótimos resultados na remoção de DBO, DQO e SS. A fase I obteve maiores eficiências de remoção de DBO e SS, 70% e 82%, respectivamente, enquanto que a fase II foi mais eficiente na remoção de DQO (75%), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (21%) e P total (68%).

Raboni et al. (2014), estudou o uso do SAC SFH como pós tratamento de efluente de reator UASB em uma comunidade rural do nordeste do Brasil. A média de remoção alcançada pelo SAC foi de 74% de eficiência para DBO e 71,1% para DQO.

Na cidade de Viçosa - MG, Calijuri et al. (2009), avaliaram o SAC SFH precedido por reator UASB, alcançando eficiência média de remoção no SAC de 70%, 80% e 60% para SS, DBO e DQO, respectivamente. Removeu-se 2 a 4 unidades logarítmicas de *E. coli* e em relação aos nutrientes, obtiveram remoções muito variadas, de 25 a 79% de fósforo total, de 23 a 82% para amônia e de 22 a 67% para NTK.

3.4.5 Remoção de Poluentes

A depuração das águas residuárias nos SACs dependem de uma variedade de processos e são promovidos por todos os elementos que constituem o meio, tanto em condições aeróbias quanto em anaeróbias. Apesar dos SACs, como visto anteriormente, poderem ser construídos com diferentes configurações e com finalidades distintas, eles possuem inúmeros mecanismos de remoção de poluentes ocorrendo simultaneamente (PHILLIPI e SEZERINO, 2004). Estes estão resumidos na Tabela 5.

Tabela 5 - Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos SACs

Constituintes do esgoto	Mecanismos de remoção
Sólidos em Suspensão	Sedimentação Filtração
Material orgânico solúvel	Degradação microbiológica aeróbia Degradação microbiológica anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação microbiana Absorção pela planta Adsorção Volatilização da amônia
Fósforo	Adsorção Absorção pela planta
Metais	Complexação Precipitação Absorção pela planta Oxidação/redução microbiana
Patogênicos	Sedimentação Filtração Predação

Fonte: Adaptado de Cooper et al. (1996), *apud* Phillipi e Sezerino (2004).

3.4.6 Remoção de Nutrientes

O fósforo é um macronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas e dos microrganismos. Suas moléculas são encontradas nos efluentes nas formas orgânica, como o fósforo presentes nas proteínas, lipídios e aminoácidos, e nas formas inorgânica, como ortofosfatos e polifosfatos (PHILLIPI E SEZERINO, 2004).

Para a remoção específica de fósforo nos SACs, o tipo do substrato e da vegetação pode ter uma interferência significativa. Os processos de remoção incluem a adsorção, precipitação química, assimilação pelos vegetais e pelo biofilme, formado tanto no substrato quanto na rizosfera (SOUSA et al., 2004).

Além do fósforo, os compostos nitrogenados estão entre os mais importantes nutrientes responsáveis pelo desenvolvimento e crescimento dos vegetais, sendo demandados concentrações superiores às requeridas para os demais nutrientes e, comparando com o fósforo, a remoção dos compostos nitrogenados é uma dificuldade adicional quando se trata do tratamento de efluentes, pois estão envolvidos variados processos (ZANELLA, 2008).

Dentro dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem dentro dos SACs, o nitrogênio é encontrado em diferentes formas e estados de oxidação, variando desde compostos orgânicos como uréia, aminoácidos, ácidos úricos, pirimidinas e purinas, até compostos inorgânicos como amônia livre (NH_3) e amônia ionizada (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e, por último, o nitrogênio na forma de gás (N_2) que vai ser liberado para atmosfera. Para a

transformação do nitrogênio nessas diferentes formas, vários processos físico-químicos e biológicos podem estar envolvidos (PHILLIPI e SEZERINO, 2004).

O excesso de nutrientes pode levar ao desequilíbrio ecológico causando o crescimento excessivo de plantas e animais, levando à degradação da qualidade da água, inclusive a eutrofização. Altas concentrações de amônia são tóxicas para os peixes e outros animais de vida aquática, nitrato e nitrito estão relacionados com a metemoglobinemia e efeitos carcinogênicos, além da diminuição da concentração de oxigênio dissolvido pelo nitrogênio amoniacal, devido às reações de nitrificação (EPA, 2000).

O mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico mais presente nos SACs, é a sequência dos processos de amonificação seguida pela nitrificação e desnitrificação. Resumidamente, o nitrogênio orgânico é transformado em amônia por meio da hidrólise e da degradação pelas bactérias; através das bactérias nitrificantes, a amônia é oxidada a nitrito e em seguida em nitrato utilizando o oxigênio como aceptor de elétrons; este, por fim, em ambientes anóxicos e anaeróbios é seguido de desnitrificação de nitratos e nitritos em nitrogênio gasoso, que é liberado para atmosfera. O oxigênio requerido para a nitrificação chega através das plantas e também pela convecção e difusão atmosférica, além de ser incorporado na biomassa das macrófitas, pois as mesmas requerem o nitrogênio. Outros mecanismos também estão presentes na remoção do nitrogênio orgânico, mas, em menor importância, como a volatilização e a adsorção (PHILLIPI e SEZERINO, 2004).

De acordo com Zanella (2008), os SACs SFV são mais empregados para a nitrificação, devido ao arraste de oxigênio da atmosfera pela aplicação intermitente do efluente. Já os SACs SFH, são mais utilizados para a desnitrificação, pois o substrato e as raízes das macrófitas permanecem saturados na maior parte do tempo, dificultando a entrada de oxigênio e propiciando ambientes anóxicos e/ou anaeróbios.

3.4.7 Remoção de micropoluentes

Ao longo das últimas décadas os micropoluentes orgânicos, tais como os resíduos farmacêuticos e os desreguladores endócrinos, têm sido detectados cada vez mais no meio ambiente. Dentre os micropoluentes, a presença de compostos

farmacêuticos está em grande destaque, pois indústrias químicas e farmacêuticas se desenvolveram de forma intensa, acarretando na descoberta de novos compostos químicos e produtos que auxiliam no cotidiano de milhares de pessoas. Com o desenvolvimento de pesquisas e tecnologias capazes de detectar frações de micropoluentes presentes nos corpos hídricos, foram possíveis constatar a ocorrência de desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos e possíveis impactos na saúde humana.

Esses fármacos, encontrados em concentrações de microgramas a nanogramas por litro, geralmente possuem propriedades específicas como: alta estabilidade química, biodegradabilidade, alta solubilidade em água e baixo coeficiente de sorção (ZWIENER, 2007).

Dentro do vasto grupo de produtos farmacêuticos, os antibióticos são de interesse especial devido ao seu potencial impacto sobre a propagação e manutenção da resistência antimicrobiana. Após o consumo desses produtos, o composto original inalterado e seus possíveis metabólitos humanos são descarregados no esgoto e, por conseguinte, entram no ambiente aquático após a eliminação incompleta do mesmo nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) (GOBEL et al., 2007).

O aumento da resistência bacteriana no ambiente pode prejudicar o tratamento de doenças, fazendo com que seja necessário o uso de antibióticos cada vez mais potentes e onerosos (RODRIGUES-SILVA, 2014).

Um exemplo de antibiótico muito utilizado são as sulfonamidas, agentes antimicrobianos sintéticos derivados da sulfanilamida, que são utilizados na aquicultura, criação de animais, e também como medicamentos humanos para tratar vários tipos de infecções causadas por bactérias e outros tipos de microrganismos (GARCÍA-GALAN et al., 2008).

Segundo GARCÍA-GALAN et al. (2011), as sulfonamidas são fracamente absorvidas pelo organismo, sendo excretadas em quantidades variáveis não metabolizadas principalmente pela urina e fezes. Elas são solúveis, altamente polares, seu coeficiente de adsorção é baixo e por isso são consideradas móveis e fracamente retidas no solo, e, portanto, altamente biodisponíveis e não bioacumuladas.

Algumas sulfonamidas tem potencial carcinogênico, com possíveis consequências graves em termos de saúde humana (LIN et al., 2013).

As fluoroquinolonas (FQs), são uma classe de antibióticos de amplo espectro comumente utilizados tanto em medicina humana quanto em veterinária, para o tratamento de uma variedade de infecções bacterianas (ROMA et al., 2011; BROWN, 1996). Elas atuam contra bactérias gram-negativas e gram-positivas, inibindo as principais enzimas bacterianas, tais como DNA girase e topoisomerase IV, que estão envolvidas no desenrolamento da hélice do DNA para divisão e transcrição da mesma (ROMA et al., 2011; XIONG et al., 2017). Ao bloquearem as ações dessas enzimas, que são essenciais para o crescimento e replicação das células bacterianas, impedem todos os processos subsequentes de sua ação, levando as células bacterianas à morte (FELLI, 2007).

De acordo com Paul et al. (2010), as FQs não são completamente metabolizadas pelo corpo humano, sendo excretadas até cerca de 90% em suas formas farmacologicamente ativas, descarregando cargas significativas nos esgotos domésticos.

Esses antibióticos são motivos de grande preocupação ambiental, pois não são facilmente degradados por microrganismos e prejudicam uma vasta gama de organismos, tais como bactérias, algas, crustáceos e invertebrados, mesmo a baixas concentrações (ROBINSON et al., 2005). Uma razão pela qual as FQs possuem uma degradação lenta, é a sua forte adsorção nos dejetos e no solo (MARENGO, 1997).

A ciprofloxacina, FQ de segunda geração e um dos fármacos mais prescritos do mundo, tem sido amplamente pesquisado, pois está sendo regularmente encontrada em águas residuárias a níveis de concentrações próximas das concentrações inibitórias mínimas para várias cepas bacterianas, podendo induzir a resistência bacteriana (ROMA et al., 2011).

A via dos produtos farmacêuticos veterinários para o meio ambiente é predominantemente através de dejetos aplicados no solo, e devido a suas propriedades específicas, são transportados para as águas subterrâneas, podendo chegar aos rios e até aos sistemas de esgoto através dos vazamentos (ZWIENER, 2007).

A Figura 3 apresenta as possíveis rotas dos fármacos no meio ambiente.

Figura 3 – Possíveis rotas dos fármacos no meio ambiente

Fonte: Adaptado de Bila e Dezotti (2003).

Existem tecnologias mais avançadas que possibilitariam a redução desses produtos farmacêuticos como a ozonização, processos oxidativos avançados ou utilização de membranas filtrantes (TERNES et al., 2003), no entanto, esses tratamentos ainda possuem um custo elevado comparado com os sistemas biológicos, e, deste modo, a utilização de SACs vem se popularizando como uma alternativa econômica e de baixo impacto para o tratamento visando a remoção desses compostos (ZHANG et al., 2011).

Tandon (2013), estudou a remoção de algumas FQs por 5 tipos de espécies de plantas mantidas em água residual municipal, com SACs, alcançando uma eficiência de remoção de até 64% na concentração efluente de ciprofloxacina. Como não foram feitos estudos em diferentes partes das plantas, não foi possível determinar se os antibióticos estavam sendo acumulados ou metabolizados, mas não houve nenhum efeito adverso ao crescimento ou morfologia das plantas. Os sistemas também foram eficientes na remoção de DBO, DQO, N amoniacal e fosfato, podendo então ser utilizados para tratar águas residuais contendo esse tipo de antibiótico.

Pelo fato da remoção desses contaminantes nos SACs envolverem uma série de interações físico-químicas e microbianas complexas, é difícil avaliar o mecanismo

de remoção primária para cada classe de contaminantes. Embora tenha havido uma extensa pesquisa de remoção de matéria orgânica utilizando SACs, relativamente poucos trabalhos foram utilizados para avaliar a eficiência destes na remoção de fármacos (HIJOSA-VALSERO et al., 2010).

Em efluentes municipais, os micropoluentes orgânicos se encontram em baixas concentrações, o que é um fator limitante para ser usado como substrato pelos microrganismos (ONESIOS et al., 2009). Imfeld et al. (2009), sugerem que os mecanismos de remoção dos produtos químicos orgânicos nos SACs podem ser classificados como processos destrutivos ou não destrutivos. Os não destrutivos indicam a transferência de contaminantes de um compartimento para outro sem a transformação dos compostos. Em contrapartida, os processos destrutivos referem-se àqueles em que os contaminantes são degradados ou transformados. Os possíveis processos de remoção são a degradação ou transformação dos compostos pelas bactérias aeróbias ou anaeróbias, adsorção no meio suporte ou nas raízes das plantas, absorção pelas plantas, precipitação química, fitovolatilização (conversão de um contaminante em uma forma volátil pelas plantas) e atividades co-metabólicas.

Pouco se sabe sobre o destino dos micropoluentes orgânicos dentro dos SACs. Em geral, os processos destrutivos ocorrem simultaneamente aos processos não destrutivos, assim, a compreensão dos mecanismos de remoção nos SACs permanece um grande desafio até hoje (DÍAZ, 2015).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo sobre a avaliação do desempenho dos SACs, tratando água negra simulada, atuando como pós tratamento de reator UASB, foi desenvolvido na ETE Monjolinho de São Carlos – SP, e as análises para o monitoramento foram realizadas no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) e no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP).

A princípio, a ideia seria utilizar a própria água negra como efluente, mas não foi possível a instalação de banheiros que utilizassem o mínimo de água possível para a obtenção de uma água negra concentrada em nutrientes. Sendo assim, decidiu-se utilizar uma mistura de esgoto sanitário e dejetos suínos, de maneira a atingir uma alta carga de material orgânico e nutrientes semelhante às águas negras.

Na Figura 4 está apresentado o fluxograma do sistema de tratamento que foi operado nas dependências da EESC-USP, sendo parte de um projeto em parceria com o Netherlands Institute of Ecology – NIOO/KNAW, Holanda.

Figura 4 - Fluxograma do sistema de tratamento operado na EESC – USP

Fonte: Autora (2017).

Cada sistema de tratamento apresentando na Figura 4 é estudado por outros autores onde, em conjunto, formamos o grupo de pesquisa desse projeto.

No sistema do NIOO-KNAW foi implementado uma coleta a vácuo de águas negras, um reator UASB termofílico, um fotobiorreator seguido por um sedimentador de algas, além de um pós tratamento por meio de SACs.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O esgoto sanitário foi proveniente da ETE Monjolinho, Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos - SP (SAAE), localizada na Estrada Municipal Cônego Washington José Pêra, s/n, no município. O efluente de suinocultura foi oriundo da granja Big Boar localizada na SP 215, Km 160, na área rural de São Carlos.

Na Figura 5 está apresentado o mapa da localização das áreas de estudo.

Figura 5 – Localização das áreas de estudo

Fonte: Google Earth

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE ESTUDO

O efluente empregado na pesquisa foi adquirido após o tratamento com o reator UASB mesofílico, operado em escala piloto. Afim de atingir uma alta carga de material orgânico e nutrientes, semelhante às águas negras, utilizou-se uma mistura de esgoto sanitário e dejetos suínos. Essa mistura era feita semanalmente utilizando 700 L de dejetos suínos e 900 L de esgoto sanitário e devido a variação semanal do

efluente de suinocultura, houve dificuldade na produção de uma água negra simulada sem variações de suas características.

O efluente era armazenado em um tanque de 1600L, e bombeava-se para o reator UASB em uma vazão de 213 L/dia.

O reator UASB funciona como tratamento secundário e possui uma capacidade de 640 L e TDH de 3 dias. A Tabela 6 apresenta as características da mistura, e a Figura 6 o reator UASB piloto.

Figura 6 – Reator UASB piloto utilizado como pré tratamento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 6 - Característica da mistura utilizada como efluente

Variável	Concentração média $\pm$ desvio padrão
pH	7,1 $\pm$ 0,16
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	10,8 $\pm$ 8,9
Alcalinidade parcial (mg/L)	569 $\pm$ 191,4
Alcalinidade total (mg/L)	827,5 $\pm$ 245,5
Ácidos voláteis (mg/L)	206,1 $\pm$ 117,6
Nitrogênio total (mg/L)	273,2 $\pm$ 77,6
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	174,6 $\pm$ 40,3
Fósforo total (mg/L)	33,2 $\pm$ 7,9
Fósforo inorgânico (mg/L)	24,7 $\pm$ 5
DBO ₅ (mg/L)	455,8 $\pm$ 303,8
DQO total (mg/L)	1215,7 $\pm$ 485,4
DQO filtrada (1,2 μ m) (mg/L)	461,4 $\pm$ 158,8
DQO solúvel (0,45 μ m) (mg/L)	348,3 $\pm$ 164,2
Razão DBO ₅ /DQO	0,48 $\pm$ 0,18
Sólidos totais (ST) (mg/L)	1393,8 $\pm$ 353
Sólidos totais fixos (STF) (mg/L)	710,5 $\pm$ 148,6
Sólidos totais voláteis (STV) (mg/L)	686,5 $\pm$ 267,3

As concentrações de DQO, DBO e de N total da água negra simulada apresentada na Tabela 6, condizem com as características médias exposta por Henze e Ledin (2001).

Como já mencionado, esse sistema de tratamento faz parte de um projeto de pesquisa mais amplo envolvendo outros autores. O reator UASB foi operado por Valdez (2016), e a mesma autora obteve concentração de *E. coli* e CT na água negra simulada de $1,5 \times 10^5$ UFC/100mL e $4,4 \times 10^5$ UFC/100mL, respectivamente.

4.3 SISTEMA DE TRATAMENTO

Após passar pelo reator UASB, instalou-se um tanque de equalização para armazenamento do efluente (Figura 7), o qual é bombeado para o SAC SFH seguido pelo SAC SFV com recirculação, em escala piloto.

Figura 7 – Tanque de equalização utilizado para armazenamento do efluente do reator UASB

Fonte: Autora (2017).

Foram utilizadas 3 bombas dosadoras do tipo diafragma, idênticas, para compor esse sistema: um para bombear o efluente do reator UASB para o SAC SFH, outro para bombear o efluente do SAC SFH para o SAC SFV e o último, para recircular parte do efluente do SAC SFV, retornando para ele mesmo.

As bombas utilizadas são da marca Prominent, modelo CNPB 0223PVT200G010, com potência de fluxo de 21,9 L/h e contrapressão de 1,5 bar.

4.3.1 Alagado Construído Subsuperficial de Fluxo Horizontal

O SAC SFH funciona como tratamento terciário e sua caixa foi fabricada com material de fibra de vidro com capacidade total de 0,6m³.

A caixa possui dimensões de 1,6 x 0,6 m, com profundidade de 0,6m na entrada do efluente e de 0,65m na saída do efluente, a fim de facilitar o fluxo de saída em razão dessa declividade longitudinal, e é chanfrada na parte inferior com ângulo de 60° no comprimento e ângulo de 30° na sua largura como apresentado na Figura 8.

Figura 8 - Corte do SAC SFH

Fonte: Autora (2017).

4.3.2 Alagado Construído Subsuperficial de Fluxo Vertical

O efluente do SAC SFH é encaminhado para o SAC SFV com recirculação, o qual também é considerado como tratamento terciário, pois, proporcionará um polimento final ao efluente da etapa anterior. O SAC SFH é ineficaz na remoção de nitrogênio, devido à baixa disponibilidade de oxigênio no leito. Desse modo, o SAC SFV com recirculação terá condições de oxigênio adequadas para que ocorra a nitrificação. A recirculação tem por objetivo aumentar a eficiência do SAC SFV, já que ele possui menor TDH, se comparado com o SAC SFH, devido ao seu menor volume. O aumento da eficiência deve-se ao retorno das bactérias, que estarão melhor adaptadas ao efluente, no SAC SFV, fazendo com que oxidem maior quantidade de matéria orgânica e tenham maiores taxas de nitrificação, além do efluente poder ser tratado novamente.

O material da caixa também é fabricado de fibra de vidro com capacidade total de 0,2m³.

A caixa possui dimensões de 0,5 x 0,5 m, com 0,8m de profundidade, sendo chanfrada na parte inferior com ângulo de 30° como apresentado na Figura 9.

Figura 9 - Corte do SAC SFV

Fonte: Autora (2017).

4.4 MEIO SUPORTE

Foi utilizado como material suporte no SAC SFH a brita nº 3, brita nº 1, pedrisco e areia e para o SAC SFV, foram utilizados os mesmos materiais sem a necessidade da brita nº 1. A distribuição dos materiais em cada SAC pode ser observada nas Figura 10 e Figura 11.

Figura 10 - Esquema representativo dos materiais utilizados como suporte no SAC SFH

Fonte: Autora (2017).

Figura 11 - Esquema representativo dos materiais utilizados como suporte no SAC SFV

Fonte: Autora (2017).

A colocação dos meios suportes no SAC SFH foi feita de forma manual, com a ajuda de um artefato feito com restos de madeira, para permitir a separação das camadas (Figura 12).

Figura 12 - Colocação dos substratos no SAC SFH

Fonte: Autora (2017).

Após o preenchimento com os meios suportes, é necessário calcular o volume útil dos sistemas para a obtenção das vazões necessárias para manutenção dos TDHs. O volume útil foi determinado preenchendo os sistemas com água, e esvaziando-os completamente calculando a quantidade exata de líquido que ali cabia.

O volume útil do SAC SFH foi de $0,130 \text{ m}^3$ e do SAC SFV para $0,08 \text{ m}^3$, aproximadamente. A porosidade foi calculada englobando todos os meios suportes, pois não foi realizado o cálculo de cada meio suporte antes de inseri-lo no meio, dessa forma, a porosidade do SAC SFH foi de 21,7% e do SAC SFV de 40%.

4.5 VEGETAÇÃO

Os dois SACs foram plantados com a espécie *Canna x generalis* (Figura 13), mais conhecido como Biri ou bananeira de jardim. Escolheu-se essa planta, pois além de atender as necessidades de sol e umidade exigidas, possui interesse ornamental, podendo aumentar a aceitação pela população através do paisagismo que ela pode oferecer. As mudas foram plantadas no dia 10/06/2016. No SAC SFH, foram plantados 15 mudas, com distanciamento de 25 a 30 cm entre elas (Figura 14

e

Figura 15) e no SAC SFV, foram plantados 4 mudas com 30 cm de distância (Figura 16 e Figura 17). Todas as mudas tinham em média uma altura de 30 cm quando foram plantadas.

Figura 13 - Mudas de *Canna x generalis* que foram plantadas nos SACs

Fonte: Autora (2017).

Figura 14 - Marcação feita no SAC SFH para plantar as mudas distanciadas corretamente

Fonte: Autora (2017).

Figura 15 - Mudas de *Canna x generalis* plantadas no SAC SFH

Fonte: Autora (2017).

Figura 16 - Marcação feita no SAC SFV para plantar as mudas distanciadas corretamente

Fonte: Autora (2017).

Figura 17 - Mudas de *Canna x generalis* plantadas no SAC SFV

Fonte: Autora (2017).

4.6 SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO E DRENAGEM

A distribuição do efluente na entrada do SAC SFH é feita através de uma tubulação de PVC (Policloreto de Vinila) perfurada e se dá no ponto central do comprimento do dispositivo de entrada, por meio de uma conexão em “T”, abrangendo toda a largura na entrada do SAC SFH, a fim de que a distribuição do efluente seja semelhante em todo meio suporte. Essa tubulação é instalada acima

da brita nº 3 como apresentado na Figura 18. Uma tubulação idêntica é utilizada para a coleta do efluente mas, é instalada na parte inferior do SAC e na direção contrária (Figura 19) e o efluente é armazenado em um reservatório de 100 L (R1 da Figura 22).

Figura 18 - Tubo de PVC perfurado utilizado para a distribuição do efluente na entrada do SAC SFH

Fonte: Autora (2017).

Figura 19 - Tubo de PVC perfurado utilizado para coleta do efluente no SAC SFH

Fonte: Autora (2017).

No SAC SFV, o efluente é distribuído na superfície por meio de um aspersor (Figura 20), e na saída foi utilizado uma tubulação de PVC perfurada localizada ao fundo do SAC (Figura 21). O efluente é coletado em um reservatório de 50 L (R2 da Figura 22), e aproximadamente 50% dele é recirculado.

Figura 20 - Aspersor utilizado para a distribuição do efluente na entrada do SAC SFV

Fonte: Autora (2017)

Figura 21 - Tubo de PVC perfurado utilizado para coleta do efluente na saída do SAC SFV

Fonte: Autora (2017).

Figura 22 – Foto dos SACs completo

Fonte: Autora (2017).

4.7 VAZÕES E TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICO

Foram utilizados 3 TDHs diferentes: 1,2 e 3 dias, começando com o TDH maior, de 3 dias, para adaptação das plantas. Ao passar das semanas, esse TDH foi diminuído, a fim de determinar o melhor TDH para as maiores eficiências alcançadas. A última etapa consistiu em retornar ao TDH inicial, com o propósito de avaliar se há diferença entre a primeira e última etapa, já que na primeira há o desenvolvimento das plantas, e com isso acredita-se que a remoção de determinados parâmetros deva ser maior, mas também há menor quantidade de biofilme no meio suporte.

São apresentados na Tabela 7 os valores de TDH previamente determinados para o SAC SFH, as vazões necessárias para sua manutenção e as taxas de aplicação hidráulica (TAH) em cada etapa do estudo.

Tabela 7 - Valores de TDH, vazões e TAH utilizados em cada etapa para o SAC SFH

Semana	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
TDH (dias)					3							2				1										3
Etapa					I							II				III										IV
Vazão (L/d)					43,3							65				130										43,3
TAH (L/m ² .d)					60							90				170										60

Os TDHs, as vazões e as TAHs estão relacionadas ao SAC SFH, pois não se tinha o controle das taxas de evaporação. Sendo assim, aproximadamente todo o efluente que saía do SAC SFH era encaminhado ao SAC SFV, e aproximadamente 50% do efluente de saída do SAC SFV era recirculado.

Como apresentado na Tabela 7, as etapas II e III foram monitoradas por menor tempo, ou seja, os poucos dados devido ao tempo de monitoramento podem afetar a estatística dos resultados.

A vazão de entrada do SAC SFV era intermitente e controlada por meio de um temporizador e incluía, além da vazão que saía do SAC SFH, a vazão de recirculação. Em todas as etapas do SAC SFV foram utilizados 12 pulsos por dia, e as vazões utilizadas estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Vazões do SAC SFV e de recirculação utilizadas em cada etapa e seus respectivos tempos de pulso

Etapa	I	II	III	IV
Tempo de pulso (min)	15	30	45	15
Q do SAC SFV (mL/min)	286	187	249	286
Q de recirculação (mL/min)	120	62	83	120

4.8 MONITORAMENTO DO AFLUENTE E DO EFLUENTE

Os SACs entraram em funcionamento no dia 10 de Junho de 2016 e seu monitoramento teve início no dia 21 de Junho até o dia 13 de Dezembro de 2016, sendo realizadas coletas, de amostras simples, todas as Terças-feiras, sem exceção, em torno das 8 horas da manhã, semanalmente.

Foram definidos 4 pontos de amostragem: EH (efluente da entrada do SAC SFH), SH (efluente da saída do SAC SFH), EV (efluente da entrada do SAC SFV) e SV (efluente da saída do SAC SFV) (Figura 23).

Figura 23 – Pontos de coleta

Fonte: Autora (2017).

Os procedimentos para coleta, armazenamento e preservação das amostras, tanto para as análises físico-químicas quanto para as análises microbiológicas, seguiram os procedimentos estabelecidos pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Os recipientes de coleta eram dispostos diretamente em cada ponto de amostragem e esperava-se acumular o efluente nos mesmos, não havendo coleta nos reservatórios de armazenamento.

As determinações das variáveis físico-químicas também foram baseadas nos métodos estabelecidos pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), com exceção da alcalinidade, a qual seguiu-se a metodologia de Dilallo e Albertson (1961) modificado por Ripley et al. (1986), dos ácidos voláteis, realizado segundo Dilallo e Albertson (1961), e dos antibióticos, sendo realizados de acordo com Lima Gomes et al. (2015). Todas as variáveis estudadas foram monitoradas semanalmente. Na Tabela 9 estão apresentados os métodos analíticos e os equipamentos empregados.

Tabela 9 – Métodos analíticos e equipamentos utilizados para as análises

Variável	Método e equipamentos
pH	Potenciométrico pH meter - Denver Instrument
Temperatura ambiente e do efluente	Termômetro de mercúrio
Condutividade elétrica	Potenciométrico
Oxigênio dissolvido	Método de Winkler
Alcalinidade Parcial	Potenciométrico com ácido sulfúrico até pH 5,75. Método titulométrico
Alcalinidade Total	Potenciométrico com ácido sulfúrico até pH 4,3. Método titulométrico
Ácidos voláteis	Método Kapp, titulação com ácido sulfúrico do pH 5,0 ao 4,0
DQO total	Colorimétrico em refluxo fechado (5220D)
DBO_{5,20}	Barométrico
Carbono total, carbono inorgânico e carbono orgânico	Método da combustão a alta temperatura 5310B
Fósforo total	Colorimétrico. Espectrofotômetro DR 5000; comprimento de onda 880nm.
Ortofosfato	Colorimétrico. Espectrofotômetro DR 5000; comprimento de onda 880nm.
Nitrogênio total	Análise por Injeção em Fluxo (FIA). Espectrofotômetro Fenton 600S; comprimento de onda 535nm. (4500 NH3 B)
Nitrogênio amoniacal	Análise por Injeção em Fluxo (FIA). Espectrofotômetro Fenton 600S; comprimento de onda 660nm. (4500 NH3 B)
Nitrito	Análise por Injeção em Fluxo (FIA). Espectrofotômetro Fenton 600S; comprimento de onda 535nm. (4500 NH3 B)
Nitrato	Análise por Injeção em Fluxo (FIA). Espectrofotômetro Fenton 600S; comprimento de onda 535nm. (4500 NH3 B)
<i>E. coli</i>	Membranas filtrantes (meio de cultura Chromocult®)
Coliformes totais	Membranas filtrantes (meio de cultura Chromocult®)
Antibióticos	SPE-LC-MS/MS

O método para extração dos analitos de interesse utilizou a extração em fase sólida (SPE) na modalidade *online*, ou seja, com acoplamento de colunas e diretamente associada à análise por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas sequencial (LC-MS/MS). Os analitos foram extraídos da matriz utilizando a fase de extração Oasis HLB (Waters) e após uma etapa inicial de carregamento e limpeza da amostra, os analitos de interesse foram transferidos e separados em uma coluna analítica com fase C18, a qual precede a detecção e identificação por espectrometria de massas sequencial no modo de monitoramento de reações selecionadas (SRM) (LIMA GOMES et al., 2015).

A partir dos resultados obtidos, o cálculo das eficiências de remoção de *E. coli* e coliformes totais (CT) é determinado de acordo com a Equação 1, e as eficiências de remoção dos parâmetros: DQO, DBO, CO, P total, ortofosfato, N total e N amoniacal foram realizadas a partir da Equação 2.

$$\log de remoção = -\log\left(\frac{N}{N_0}\right) \quad 1)$$

N – Amostra efluente tratada (UFC/100mL)

N₀ – Amostra afluenta (UFC/100mL)

$$E = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i}\right) * 100 \quad 2)$$

E – Eficiência (%)

C_i – Concentração inicial (mg/L)

C_f – Concentração final (mg/L)

Nestes cálculos, não foi levado em consideração a perdas com a evapotranspiração.

Os resultados foram avaliados estatisticamente com auxílio do software PAST (Paleontological Statistics) e do software Excel® 2013.

A interpretação dos dados foi feita analisando os box plots de cada parâmetro, juntamente com a utilização da estatística descritiva básica (média aritmética, média geométrica, mediana e desvio padrão).

Somente para os parâmetros CT e *E. coli* utilizou-se a média geométrica evitando, dessa forma, possíveis distorções ocasionadas pela média aritmética, pois os valores desse parâmetro possuem uma faixa bem ampla de variação, não sofrendo tanta influência de valores extremos (VON SPERLLING, 2007).

Serão apresentados box plots das concentrações e box plots das eficiências de remoção, se necessário.

O esqueleto do box plot consiste em uma caixa que se estende desde o primeiro quartil (Q1) até o terceiro quartil (Q3) e uma marca na mediana. Também possui uma linha vertical que se estende desde o Q1 até o valor mínimo dos dados (limite inferior) e do Q3 até o valor máximo (limite superior) (DAWSON, 2011). Os valores afastados desses limites são considerados os valores extremos dos dados

analisados, chamados de *outliers*, e estão representados de 2 maneiras: bolinha (°), significando um valor de 1,5 até 3 vezes o valor do limite, e o asterisco (*), o qual indica um valor maior que 3 vezes o valor do limite. No presente trabalho, esses *outliers* podem indicar algum erro de análise ou alguma anormalidade do efluente na semana estudada.

Para comparar a eficiência com relação à concepção característica, foram utilizados o teste de Kruskal-Wallis e o teste de Mann-Whitney, a fim de verificar se há diferenças significativas nas medianas dos parâmetros analisados com intervalo de confiança de 95%, assim, quando o valor de *p* era menor que 0,05 foi considerado que havia diferença significativa entre as variáveis.

Os dois são testes não paramétricos mas, o teste de Kruskal-Wallis compara 3 ou mais amostras independentes, e indica se há diferença entre pelo menos dois deles. Já o teste de Mann-Whitney, compara apenas dois grupos de amostras testando a igualdade de suas medianas (Miller e Miller, 2010).

4.8.1 Quantificação dos antibióticos

Os antibióticos estão em crescente utilização na medicina humana e veterinária, tanto para tratar vários tipos de doenças, como para melhorar o desenvolvimento de animais e reduzir os custos de produção. O trabalho foi previsto com uma etapa exploratória inicial que visou avaliar a presença de antibióticos no efluente bruto utilizado, tendo por objetivo auxiliar na definição dos objetivos iniciais do trabalho.

As análises dos antibióticos foram feitas pela pós-doutoranda Inês Noriko Tomita no LPB – EESC – USP, de acordo com o método descrito por Lima Gomes et al. 2015.

Antes de começar a operação com os SACs, em uma etapa preliminar, coletou-se semanalmente amostras, durante 2 meses, do efluente bruto e do efluente da saída do reator UASB, a fim de verificar a presença de antibióticos. Visto que havia a presença de antibióticos, após a partida dos SACs, foram coletados semanalmente amostras dos efluentes dos quatro pontos de amostragem (EH, SH, EV e SV). Essas amostras foram congeladas e, ao final da operação com os SACs, foram encaminhadas para análise.

Os antibióticos analisados foram os mesmos utilizados por Lima Gomes et al. (2015): Sulfametazina (SMZ), Sulfametaxazol (SMTX), Sulfamerazina (SMER),

Sulfadiazina (SDIZ), Sulfacetamida (SCE), Sulfadimetoxina (SDMX), Trimetoprim (TMP), Norfloxacin (NOR), Ofloxacin (OFLO), Ciprofloxacin (CIP), Perfloxacin (PEF) e Enrofloxacin (ENRO).

Realizou-se uma triagem dos antibióticos, apenas injetando a amostra no sistema LC-MS/MS, e para os antibióticos que apresentaram picos, foram realizadas adições de concentrações padrões no ponto baixo, médio e alto. As amostras não fortificadas e aquelas adicionadas de padrão, foram injetadas no método e submetidas a análise para confirmação da presença do analito e sua confirmação.

Os antibióticos foram analisados através de curvas analíticas (concentração x intensidade) e tratamentos estatísticos dos dados fornecidos pelas análises cromatográficas, abrangendo as alturas e áreas dos picos das curvas e suas respectivas concentrações esperadas.

Analisando as curvas e os dados dos analitos triados, tem-se a confirmação da presença em níveis detectáveis ou quantificáveis, após a análise das adições padrão.

É de grande importância a remoção desses antibióticos no efluente, pois os mesmos aumentam a resistência bacteriana, dificultando cada vez mais a remoção de bactérias e o tratamento de doenças, fazendo com que seja utilizado cada vez mais antibióticos mais fortes.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 TEMPERATURA

A temperatura é uma variável de grande importância a ser analisada, pois ela está relacionada ao metabolismo dos microrganismos. Quanto maior a temperatura, maior o consumo de matéria orgânica e assimilação de nutrientes pelas bactérias, e, conseqüentemente, maior será o consumo de oxigênio dissolvido no efluente. É um parâmetro físico muito importante na seleção das espécies, pois a temperatura interna dos microrganismos é controlada pela temperatura ambiente externa.

Além de aumentar as taxas das reações microbiológicas, o aumento da temperatura também aumenta as taxas das reações físicas e químicas, diminui a solubilidade dos gases e aumenta a taxa de transferência desses gases (VON SPERLING, 2005).

A variação da temperatura ambiente e da temperatura do efluente em cada ponto de amostragem está apresentada na Figura 24, e suas respectivas média, desvios padrões e medianas apresentadas na Tabela 10.

Figura 24 – Box plot das temperaturas do efluente em cada ponto e da temperatura ambiente

Fonte: Autora (2017).

Tabela 10 - Média, desvio padrão e mediana das temperaturas dos efluentes em cada ponto e da temperatura ambiente

	EH	SH	EV	SV	Tambiente
Média	18,9	19,1	18,6	19,1	19,1
Desvio padrão	4,1	3,4	4,2	3,9	3,7
Mediana	19,5	19,5	19	19,5	19,5

Todas as unidades estão em °C

As temperaturas médias, tanto das amostras quanto da temperatura ambiente, foram muito próximas.

Aplicando-se o teste de Kruskal-Wallis, aos dados referentes às temperaturas do efluente em cada ponto de amostragem e à temperatura ambiente, não houve diferenças significativas entre as temperaturas, pois o valor de p é maior do que 0,05.

A Figura 25 apresenta a variação semanal da temperatura ambiente e da temperatura em cada ponto de amostragem nas 4 etapas monitoradas e a Tabela 11 apresenta sua média, desvio padrão e mediana.

Figura 25 – Variação semanal da temperatura em cada etapa

Fonte: Autora (2017).

Tabela 11 – Média, desvio padrão e mediana das temperaturas dos efluentes, nas diferentes etapas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	15,1	18,5	20,9	22,3
Desvio padrão	2,6	3,3	2,6	1,6
Mediana	15,3	18,5	22,5	22,5

Todas as unidades estão em °C

Realizando o teste de Kruskal-Wallis, há diferença significativa entre as temperaturas comparando as quatro etapas. É possível observar, como apresentado na Tabela 11, que as médias das temperaturas do efluente tendeu a aumentar a cada etapa estudada, em média 2,4 °C. Entre a primeira e a 15ª semana de operação, a estação do ano vigente era inverno e no restante das semanas estudadas, a estação era primavera, justificando esse aumento da temperatura.

A temperatura ambiente mínima de 10°C foi observada na quinta semana de operação, e a temperatura nos pontos de amostragem variou entre 10 e 11°C, apenas. A máxima temperatura ambiente ocorreu na 26ª semana de operação com 24°C, e a temperatura máxima nos pontos de amostragem variou de 24 a 25°C nessa semana.

Esse aumento da temperatura, a cada etapa estudada, influenciou no aumento das eficiências de remoção de DQO, DBO, N total, N amoniacal e de CO, como será apresentado mais adiante, pois comparando as etapas I e IV, com o mesmo TDH, a etapa IV, operado com maior temperatura, foi mais eficiente em razão do aumento das reações químicas, físicas e microbiológicas.

A oscilação da temperatura nos pontos de amostragem foi na maioria das semanas, menor que a da temperatura ambiente (Figura 25), isso segundo Monteiro (2009), deve-se ao fato da menor condução de calor pela água, sendo favorável às bactérias, pois elas se adaptarão às condições ótimas de temperatura, possibilitando um melhor desenvolvimento e consumo de substrato pelas mesmas.

5.2 PH, ALCALINIDADE E ÁCIDOS VOLÁTEIS

O pH é um parâmetro que exerce influência no comportamento dos SACs, pois direciona muitas reações e processos que ocorrem, incluindo o processo de volatilização da amônia, transformações biológicas, solubilidade de gases e sólidos, partição de ácidos e bases e a capacidade de trocas catiônicas (PAOLI, 2010).

Os valores de pH se mantiveram, durante todo o tempo de acompanhamento do sistema, entre 6,5 a 8,1. Os valores obtidos podem ser visualizados na Figura 26, e a média, desvio padrão e mediana do efluente de cada ponto de amostragem, na Tabela 12.

Figura 26 – Box plots dos valores de pH em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 12 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de pH em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa 1				Etapa 2			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	7,8	7,6	7,7	7,6	7,8	7,4	7,5	7,5
Desvio padrão	0,2	0,2	0,3	0,3	0,0	0,2	0,1	0,1
Mediana	7,8	7,6	7,8	7,6	7,8	7,4	7,5	7,6

	Etapa 3				Etapa 4			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	7,8	7,4	7,5	7,4	7,8	7,2	7,2	7,0
Desvio padrão	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,3	0,2	0,4
Mediana	7,8	7,4	7,5	7,4	7,8	7,0	7,3	6,9

Aplicando o teste de Kruskal-Wallis comparando as 4 etapas, verificou-se que apenas na etapa I não houve diferenças significativas entre os pHs de cada ponto de amostragem. E, então, seguiu-se para o teste de Mann-Whitney pareado, concluindo que para as etapas II, III e IV as diferenças entre as medianas ocorreram entre o ponto de amostragem EH com todos os outros pontos.

Essa diferença ocorreu porque o pH do ponto EH é maior que o pH dos outros pontos, com exceção da etapa I no qual essa diferença não foi observada estatisticamente. Os SACs de escoamento subsuperficial, tendem a levar os valores de pH próximos a neutralidade durante a passagem do efluente pelo leito (TONIATO, 2005).

Nota-se também que no SAC SFH, é onde há uma maior diminuição desse parâmetro se comparado ao SAC SFV, em consequência, possivelmente, da decomposição anaeróbia de material orgânico, onde há a participação de bactérias acidogênicas, que transformam a matéria orgânica em ácidos orgânicos, hidrogênio e gás carbônico, propiciando uma diminuição no pH. Também ocorreu amonificação e a nitrificação nesse SAC, mesmo que em menores taxas, havendo a liberação de H^+ no meio. Mesmo devido a entrada do efluente não ser intermitente no SAC SFH, ele não é totalmente anaeróbio. As macrófitas liberam certa quantidade de OD para o meio, além de haver alguma transferência pela atmosfera. Assim, nesse SAC, o efluente passa tanto por zonas aeróbias quanto por zonas anóxicas, ocorrendo esses dois processos, de decomposição anaeróbia e nitrificação.

Já no SAC SFV, há maior concentração de OD (ver item 5.4), devido a entrada intermitente do efluente e da recirculação, ocorrendo, o processo de nitrificação, mas a decomposição da matéria orgânica acontece de forma aeróbia, não liberando ácidos.

Zanella (2008), comparando SACs SFH plantados com espécies ornamentais e não plantados, utilizando brita como meio suporte, observou que a brita no leito não plantado, funciona como suporte praticamente inerte, já nos leitos plantados houve uma redução nos valores de pH, concluindo que a vegetação exerce um papel na diminuição do pH.

Os SACs foram operados sempre com valores próximos à neutralidade, não influenciando negativamente nos processos com um todo, pois a maioria dos processos químicos e biológicos que ocorrem são favoráveis dentro dessa faixa de pH. O crescimento radicular das macrófitas é afetado com valores de pH menores

que 4,0 e maiores que 9,0 (ZANELLA, 2008), o que não é o caso deste trabalho. Operando com o pH mais elevado, a amônia pode se tornar tóxica para o biofilme (VIEIRA, 2013) e com valores próximos à neutralidade, há o crescimento e síntese de diversas bactérias, como por exemplo as bactérias metanogênicas, que possuem um crescimento ótimo em meios com valores de pH entre 6,6 e 7,4 (MENDONÇA, 2015).

A alcalinidade é responsável por controlar a estabilidade do sistema em relação as variações do pH.

No esgoto, a alcalinidade se deve à presença de bicarbonatos [HCO_3^-], carbonatos [CO_3^{2-}] e de hidróxidos [OH^-], advindos de alguns elementos como o potássio, magnésio, cálcio, sódio e amônia (METCALF e EDDY, 2016).

A Figura 27 e a Tabela 13 apresentam a variação e a média, desvio padrão e mediana, respectivamente, da alcalinidade total em cada ponto de amostragem, nas 4 etapas monitoradas.

Figura 27 – Box plots da alcalinidade total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 13 - Média, desvio padrão e mediana da alcalinidade total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	924	900	839	759	1078	1024	976	928
Desvio padrão	132	149	176	176	170	105	106	132
Mediana	963	870	810	710	1085	1011	955	912

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	962	961	970	937	949	720	575	352
Desvio padrão	50	39	35	50	291	216	206	120
Mediana	963	987	974	940	944	699	575	308

Todas as unidades estão em mg de CaCO_3/L

O teste de Kruskal-Wallis mostrou que apenas na etapa IV houve diferença entre os dados de alcalinidade total de cada ponto de amostragem. Mesmo não tendo diferenças significativas nas outras etapas, como apresentado na Tabela 13, também houve uma diminuição nas médias da alcalinidade total.

A redução da alcalinidade pode ser explicada por vários fatores. Uma delas é a diminuição do pH, uma vez que na diminuição do pH há o consumo de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do sistema (MOHARRAM et al., 2015).

As bactérias acetogênicas geram uma grande quantidade de H_2 durante a oxidação dos ácidos orgânicos, fazendo com que possa haver o consumo da alcalinidade para a neutralização dessa acidez (CHERNICHARO, 1997).

Outro motivo que pode ter influenciado nesse consumo é a mineralização da amônia (amonificação), ocorrida em condições aeróbias como resultado da acumulação de nitrato e íons H^+ (IWA, 2001). De acordo com Cooper et al. (1996), há um consumo no meio líquido de 7,14 mg de CaCO_3 por mg de N amoniacal oxidado. No presente trabalho reduziu-se globalmente uma média de 39,6 mg/L de N amoniacal (item 5.7.2), o que consumiria 283 mg de CaCO_3/L , mas foram consumidos no sistema global uma média de 269 mg de CaCO_3/L , quantidade essa menor que o valor que seria consumido somente com a amonificação, pois também ocorreu o processo de desnitrificação, este por sua vez em menores taxas, o qual aumenta a alcalinidade.

O fato dos SACs terem apresentado uma diminuição significativa de alcalinidade total na etapa IV, pode ser justificado pela maior nitrificação (item 5.7.4) onde, para essa mesma etapa, há maior acúmulo de nitrato no sistema. A alcalinidade parcial (AP) é praticamente equivalente à alcalinidade a bicarbonato e se refere aos ácidos fracos como o bicarbonato, borato, silicato e fosfato. A variação da alcalinidade parcial em cada ponto de amostragem está apresentada na Figura 28 e a média, desvio padrão e mediana estão apresentadas na Tabela 14.

Figura 28 – Box plots da alcalinidade parcial em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 14 - Média, desvio padrão e mediana da alcalinidade parcial em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	707	674	639	583	835	762	739	711
Desvio padrão	118	119	147	128	144	78	87	99
Mediana	752	666	618	547	847	762	722	692

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	734	700	721	692	684	502	402	222
Desvio padrão	40	27	25	35	195	167	150	70
Mediana	720	715	718	701	701	477	416	208

Todas as unidades estão em mg de CaCO_3/L

Assim como para a alcalinidade total, foram encontradas diferenças significativas entre os efluentes dos pontos de amostragem, apenas na etapa IV, para a alcalinidade parcial.

A alcalinidade parcial também sofreu uma redução ao passar pelos SACs, devido a influência dos mesmos fatores já descritos, como o pH, a produção de ácidos e o processo de amonificação e nitrificação.

Os valores de alcalinidade, tanto parcial quanto total, apresentaram boa relação com a demanda de alcalinidade requerida para a oxidação da amônia. Como já mencionado, para a concentração de amônia oxidada no sistema, seria necessário um consumo de aproximadamente 283 mg de CaCO_3/L , e como os valores das alcalinidades estão bem acima dos valores requeridos, os dados de alcalinidade dos SACs podem ser utilizados para controlar o processo de nitrificação sem a necessidade de adição de quaisquer produtos químicos para a correção da alcalinidade, já que a mesma se encontra controlada.

Os ácidos voláteis são mais utilizados para o controle de reatores anaeróbios, pois nestes reatores o acúmulo de ácidos pode indicar um desequilíbrio entre a fermentação e a metanogênese no processo de decomposição anaeróbia. Os ácidos voláteis se referem principalmente aos ácidos acético, propiônico e butírico (DILALLO e ALBERTSON, 1961) e é equivalente à alcalinidade intermediária (AI).

A Figura 29 apresenta a variação dos ácidos voláteis em cada ponto de amostragem e a Tabela 15 suas médias, desvios padrões e medianas, nas 4 etapas monitoradas.

Figura 29 – Box plots dos ácidos voláteis em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 15 - Média, desvio padrão e mediana dos ácidos voláteis em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	79,0	79,4	72,3	68,1	74,7	94,4	75,5	75,4
Desvio padrão	35,9	18,8	13,6	19,4	21,3	7,1	14,4	6,5
Mediana	67,2	80,4	72,5	66,5	71,2	92,4	69,5	73,9

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	74,7	98,5	89,6	90,7	107,2	94,9	71,1	50,3
Desvio padrão	19,8	7,5	9,9	13,1	47,5	19,9	31,2	22,7
Mediana	74,6	97,8	89,8	94,3	105,8	95,3	59,2	51,0

Todas as unidades estão em mg/L

Houve diferenças significativas apenas na etapa IV de monitoramento, diminuindo gradativamente os ácidos voláteis. Somente para esta etapa houve um decaimento significativo de alcalinidade total e parcial, e também ocorreu a maior diminuição nos valores de pH. Portanto, pode ter ocorrido o acúmulo de outros tipos de ácidos, já que os voláteis sofreram uma redução.

Nas etapas I, II e III houve uma ligeira produção de ácidos no SAC SFH, podendo ter relação com a diminuição do pH e da alcalinidade nessas etapas.

Ripley et al. (1986) declara que valores da proporção entre Al/AP maiores que 0,3, indicam a ocorrência de distúrbios entre a produção e o consumo de ácidos. Esses distúrbios podem ocasionar a liberação de maus odores e o abaixamento no pH. A variação da relação Al/AP em cada ponto de amostragem está apresentada na Figura 30.

Fonte: Autora (2017).

Os valores da relação entre Al/AP se mantiveram, quase que na totalidade, menores que 0,3, e apenas na 26ª semana esse valor foi de 0,47 para o efluente do ponto de amostragem SV, pois a média da alcalinidade parcial do SV na etapa IV diminuiu significativamente. Como esse valor foi elevado em apenas uma das semanas, os SACs foram considerados estáveis. A Tabela 16 apresenta a média, desvio padrão e mediana da relação Al/AP em cada ponto de amostragem, nas 4 etapas monitoradas.

Tabela 16 – Média, desvio padrão e mediana da relação AI/AP em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas.

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Desvio padrão	0,05	0,03	0,03	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01
Mediana	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
Desvio padrão	0,02	0,01	0,01	0,02	0,05	0,05	0,06	0,12
Mediana	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2

Não há diferença significativa entre a relação AI/AP em nenhuma das etapas estudadas. As médias dos valores dessa relação se mantiveram entre 0,1 e 0,2, não apresentando riscos de possíveis distúrbios na produção e consumo de ácidos pela digestão anaeróbia de material orgânico.

5.3 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A condutividade elétrica também é um parâmetro importante a ser monitorado, pois representa uma medida indireta na concentração de poluentes no efluente. Ela representa a concentração de íons e também é utilizada indiretamente para medição de sólidos dissolvidos totais e concentração de sais (METCALF e EDDY, 2016). Segundo os mesmos autores, a variação da condutividade deve-se às modificações nas quantidades de íons dentro dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Nos SACs, a condutividade elétrica influencia diretamente no desenvolvimento e crescimento da vegetação (ZANELLA, 2008), interferindo no seu metabolismo e alterando a quantidade de água e nutrientes absorvidos pelas mesmas.

A Figura 31 apresenta a variação da condutividade elétrica em cada ponto de amostragem e a Tabela 17 suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 31 – Box plots dos valores de condutividade em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 17 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de condutividade elétrica em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	2115	2041	1918	1828	2845	2792	2680	2534
Desvio padrão	230	198	176	168	362	267	287	292
Mediana	2118	2021	1947	1848	2800	2733	2614	2443

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	2661	2682	2616	2562	2356	1771	1504	1095
Desvio padrão	185	183	160	149	736	515	495	458
Mediana	2580	2632	2619	2551	2300	1657	1470	953

Todas as unidades estão em $\mu\text{S/cm}$

A análise estatística pelo teste de Kruskal-Wallis indicou que existe diferença entre as condutividades das etapas I e IV, comparando os 4 pontos. Essa diferença

é explicada em razão dos valores do EH serem estatisticamente maiores que os valores do SV, como apresentado na Figura 32, e essa diferença é maior nas etapas I e IV, em consequência de seu maior TDH.

Fonte: Autora (2017).

Os valores de condutividade no ponto EH variaram de 1338,1 a 3523 $\mu\text{S/cm}$ e no SV de 574 a 2939 $\mu\text{S/cm}$, havendo uma redução média de 23%.

As concentrações ideais de sais dependem da espécie a ser utilizada no sistema. Quanto maior a quantidade de sais presente em uma solução, maior sua condutividade elétrica, possuindo relações diretas na capacidade de crescimento das plantas, pois as mesmas utilizam cátions e ânions no seu metabolismo (ZANELLA, 2008). Segundo o mesmo autor, essa redução da condutividade pode indicar que o fenômeno de evapotranspiração não influenciou na concentração de sais no efluente, pois com o aumento da evapotranspiração haveria o aumento da concentração de sais e, conseqüentemente a elevação da condutividade elétrica.

A salinidade presente no efluente é um dos fatores mais importantes para verificar se o mesmo se adequa as condições de reuso para irrigação (METCALF e EDDY, 2016).

A Instrução Técnica (IT) N° 32, elaborada em 2006 pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) do estado de São Paulo, dá critérios para a aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura, e, para efluentes com condutividade elétrica entre 750 a 2900 $\mu\text{S/cm}$, só podem ser reutilizados em solos onde a espécie cultivada tolere altas concentrações de sais e o mesmo deve ser bem drenado. Neste trabalho, as médias da condutividade em todos os pontos de amostragem e em todas as etapas,

como apresentado na Tabela 17, não ultrapassaram a máxima exigida para reutilização nesses tipos de solos.

5.4 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Uma das grandes preocupações em se utilizar o reator UASB como tratamento de efluentes, é que o mesmo, sendo anaeróbio, ocasionará a ausência de oxigênio dissolvido no efluente tratado. Os SACs vem em seguida para suprir essa necessidade de oxigênio, através da vegetação nele existente, o que é um fato ainda estudado, não ocorrendo um consenso entre os autores se essa vegetação influencia ou não na liberação de oxigênio para o efluente.

Os box plots da variação de OD nos SACs estão apresentados na Figura 33 e as médias, desvios padrões e medianas em cada ponto de amostragem estão apresentados na Tabela 18.

Figura 33 – Box plots dos valores de oxigênio dissolvido em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 18 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de oxigênio dissolvido em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,5	1,0	1,9	1,0	0,0	0,7	1,9	1,6
Desvio padrão	0,5	0,6	0,2	0,5	0,0	0,4	0,4	0,2
Mediana	0,6	1,0	2,0	0,9	0,0	0,8	1,8	1,6

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,1	0,5	1,6	1,2	0,5	1,1	2,4	1,6
Desvio padrão	0,3	0,4	0,3	0,3	0,7	0,7	0,7	0,5
Mediana	0,0	0,3	1,4	1,3	0,3	1,0	2,4	1,7

Todas as unidades estão em mg/L

Há diferenças significativas, entre o OD dos efluentes em cada ponto, em todas as etapas de monitoramento realizando o teste de Kruskal-Wallis.

A Figura 34 apresenta a variação global de OD em cada ponto de amostragem e a Tabela 19, suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 34 – Box plots dos dados de oxigênio dissolvido em cada ponto

Fonte: Autora (2017).

Tabela 19 - Média, desvio padrão e mediana dos valores de oxigênio dissolvido em cada ponto

	EH	SH	EV	SV
Média	0,4	0,9	2,0	1,4
Desvio padrão	0,5	0,6	0,6	0,5
Mediana	0,0	0,7	2,0	1,4

Todas as unidades estão em mg/L

O resultado obtido pelo teste de Kruskal-Wallis indicou um valor de $p < 0,05$ e de Mann-Whitney uma diferença significativa entre todos os pares de pontos. Pode-se observar que para o SAC SFH, há um aumento significativo na concentração de OD. Essa concentração pode ser aumentada devido a melhora na qualidade do efluente, a liberação do mesmo pelas raízes das plantas, a difusão pela atmosfera e das características da hidráulica existente. Como esse SAC possui menor disponibilidade de OD e menor transformação da amônia em nitrito e nitrato (ver item 5.7.3 e 5.7.4), o consumo de O_2 por bactérias aeróbias é muito reduzido em relação a liberação de OD.

Já em relação ao SAC SFV, houve uma diminuição de OD, podendo ser explicada pelo consumo do mesmo no meio líquido pelas bactérias aeróbias a fim de

oxidar compostos inorgânicos contendo nitrogênio e transformando-os em nitrito e nitrato (processo de nitrificação). A transformação da amônia em nitrito e nitrato nesse SAC é mais elevada (itens 5.7.3 e 5.7.4). Nesse SAC o efluente é bombeado intermitentemente, garantido uma maior difusão e convecção do oxigênio para dentro do sistema, sendo assim, mesmo a concentração de OD não aumentando comparando o SV com o EV, ele ainda é maior do que as concentrações no SAC SFH.

A maior concentração média de OD foi constatada no ponto EV, devido, possivelmente, à entrada do efluente de recirculação e do fluxo intermitente.

As análises de OD começaram a partir da 4ª semana de operação e comparando o sistema global, houve em média um aumento de apenas 1 mg/L do EH para o SV, e apenas nas 6ª, 16ª e 19ª semanas, esse aumento não foi observado (Figura 35).

As concentrações de OD no SAC SFH variaram de 0 à 2,2 mg/L, enquanto que no SAC SFV as concentrações variaram de 0,3 à 4,1 mg/L. Esse aumento nas concentrações de OD foi essencial para o processo de nitrificação, principalmente no SAC SFV, já que de acordo com Hidaka et al. (2002), a concentração de OD ideal para que esse processo ocorra é acima de 2 mg/L. Sendo assim, como pode ser confirmado pelos itens 5.7.2, 5.7.3 e 5.7.4, nos dois SACs ocorreu o processo de nitrificação, em menores taxas no SAC SFH, o qual obteve concentrações inferiores de OD e consequentemente menor oxidação do N amoniacal em nitrito e nitrato.

Os SACs são ambientes predominantemente redutores, onde o consumo de OD nesses sistemas pelos microrganismos é imediato e, por essa razão, se torna um parâmetro de difícil avaliação (NIVALA, et al., 2012). Já era de se esperar as baixas concentrações encontradas, pois o OD é utilizado primeiramente como aceptor de elétrons, em virtude de sua alta quantidade de energia, quando o mesmo se encontra disponibilizado no meio (VON SPERLING, 1996).

Apesar dos baixos valores de concentração, o OD foi essencial para a melhora da qualidade do efluente, reduzindo as concentrações de nutrientes, matéria orgânica e microrganismos, não inibindo o processo de nitrificação e oxidação da matéria orgânica.

Fonte: Autora (2017).

5.5 MATÉRIA ORGÂNICA

Os parâmetros relacionados a matéria orgânica utilizadas neste estudo foram a DQO, DBO e o carbono orgânico total (CO).

A DQO e a DBO são relativos às amostras que não foram filtradas, enquanto que as análises de CO foram realizadas filtrando o efluente com filtro com porosidade de 0,45 μm , restando apenas a parcela dissolvida.

O teste de DQO mede indiretamente além a fração orgânica, a fração inorgânica reduzida, dessa forma, para avaliar mais precisamente a matéria orgânica nos efluentes, é aconselhável o uso da concentração de CO afim de evitar conclusões errôneas a respeito da biodegradabilidade do efluente (AQUINO et al., 2006).

5.5.1 DQO

A DQO é um parâmetro globalmente utilizado para medição do conteúdo orgânicos de águas residuárias, principalmente em estações de tratamento de efluentes. Embora a resolução CONAMA 430/11 não estabeleça padrões de lançamento para DQO, algumas legislações estaduais estabelecem seus limites máximos permitidos.

A variação das concentrações de DQO em cada ponto de amostragem está apresentada na Figura 36, e suas médias, desvios padrões e medianas estão apresentadas na Tabela 20.

Figura 36 – Box plots das concentrações de DQO total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 20 - Média, desvio padrão e mediana das concentrações de DQO total em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	254,3	87,9	79,0	65,7	290,2	160,0	123,3	101,0
Desvio padrão	80,3	22,6	24,4	17,1	58,0	18,3	19,5	6,4
Mediana	239,0	88,1	73,5	66,1	279,6	154,3	123,7	99,6

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	359,5	115,4	114,3	95,0	271,5	92,8	77,1	56,3
Desvio padrão	153,6	45,3	41,9	9,6	132,8	30,1	22,3	11,1
Mediana	361,6	104,5	106,1	97,2	242,3	88,4	75,4	58,8

Todas as unidades estão em mg/L

Houve diferenças significativas nas concentrações de DQO em todas as etapas estudadas, ou seja, há diferença entre as concentrações de DQO encontradas em cada ponto.

A concentração de DQO no EH variou de 112 à 601 mg/L e no SV de 30,5 a 109,9 mg/L. Essa variação no EH ocorreu devido a variação semanal da água negra simulada.

As médias mínimas de concentração de DQO no SV, foram encontradas nas etapas I e IV, com 65,7 mg/L e 56,3 mg/L, respectivamente, porém, nessas etapas, as concentrações médias do EH foram menores.

As eficiências de remoção de DQO total do SAC SFH e do SAC SFV, nas 4 etapas monitoradas, estão apresentadas por box plots na Figura 37, e sua média, desvio padrão e mediana apresentadas na Tabela 21.

Figura 37 – Box plots das eficiências de remoção de DQO total para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 21 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de DQO total para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	Horiz	Vert	Horiz	Vert	Horiz	Vert	Horiz	Vert
Média	62,8	19,4	43,4	16,9	64,7	11,1	59,4	25,0
Desvio padrão	16,0	22,0	11,4	10,9	14,2	20,6	18,8	9,8
Mediana	65,5	11,0	41,0	21,1	62,6	1,4	59,4	24,7

Todas as eficiências estão em %

O teste de Mann-Whitney, utilizado para comparar as eficiências do SAC SFH com o SAC SFV, mostrou que em todas as etapas houve diferença significativa. Esse fato deve-se a eficiência do SAC SFH ser maior que a do SAC SFV em todas as etapas, dado que na entrada do primeiro SAC, há maior quantidade de matéria orgânica assimilável pelas bactérias, sendo substrato para as bactérias decompositoras que se desenvolvem em maiores quantidades. Essa biomassa bacteriana decompositora pode ser menor no SAC SFV, pela diminuição da taxa de crescimento das mesmas em virtude da quantidade de substrato.

Von Dreifus (2012), utilizou 3 SACs SFH, para tratar esgoto de um departamento e uma residência estudantil da universidade, composto no total de 387 pessoas, previamente tratados por sistema preliminar e decantador primário. Um dos sistemas utilizados possuía a mesma configuração de meio suporte utilizado no presente trabalho, operado com um TDH de 3,8 dias e plantado com capim *Vertiver*. Como resultado, obteve-se eficiência de remoção de DQO de 67,9% no período de férias e 87% no período de aula da universidade. Para o mesmo sistema de tratamento de Von Dreifus (2012), Avelino (2012) implantou 3 SACs SFV em série das SFH, também plantadas com capim *Vertiver*. Para o SAC SFV com as mesmas configurações de meio suporte apresentado neste trabalho, conseguiu-se uma remoção de apenas 21,9% de DQO.

Para o presente trabalho, porém plantados com *Canna x generalis* e em uma escala menor, a eficiência de remoção de DQO do SAC SFH variou de 28 a 87%, enquanto que no SAC SFV a variação foi de 0 a 55%. A maior eficiência do SAC SFH, pode ser explicada pelo maior TDH utilizado no mesmo e pela maior concentração de DQO na entrada, como já explicado.

A Figura 38 apresenta os box plots das eficiências globais do sistema em cada etapa, ou seja, comparando a entrada do SAC SFH com a saída do SAC SFV, e a Tabela 22, suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 38 – Box plots das eficiências globais remoção de DQO total, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 22 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de DQO total, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	72,8	64,1	70,2	74,2
Desvio padrão	8,3	8,3	10,2	12,8
Mediana	73,4	65,2	73,1	74,2

Todas as eficiências estão em %

Realizando a análise estatística de Kruskal-Wallis, não foi encontrado diferenças significativas entre as eficiências nas diferentes etapas, ou seja, não houve diferença nas eficiências variando o TDH.

Sarmento (2010), avaliou a influência do TDH na remoção de poluentes de água residuária de suinocultura, por SACs SFV cilíndricos. Utilizando TDH de 1, 2, 3 e 4 dias, a maior eficiência foi alcançada operando com a espécie *Cyperus sp.* e com TDH de 3 dias, o maior TDH utilizado no presente trabalho. A eficiência média de remoção de DQO nessas condições (TDH de 3 dias) foi de 69,1 %, sendo superiores às obtidas com TDH de 2 dias (54,4%) e 1 dia (46,5%), remoções estas menores do que as encontradas pelos SACs estudados neste experimento, pois os SACs deste são híbridos.

Mesmo alguns autores apontando a influência do TDH na remoção de DQO, no presente trabalho não houve diferença estatística, constatando a possibilidade de operar o sistema com TDH de 1 dia, tratando maior volume de efluente em menor período de tempo, obtendo a eficiência de 70,2% de remoção de DQO.

Estudando um SAC híbrido, com o mesmo perfil deste trabalho (utilizando efluente pré tratado por tratamento anaeróbico e passando por SAC SFH seguido por SAC SFV) mas, utilizando apenas efluente doméstico e a espécie *Phragmites australis* como vegetação, Selma et al. (2015), estudou a eficiência desse tratamento no período de inverno e verão sem recirculação, e aplicando um fluxo intermitente de 100% e 200% de recirculação. Esses autores alcançaram remoções de DQO variando de 66 a 98%. A médias máximas de remoção de DQO, com relação a variação da estação, ocorreu no verão (89%), e variando a taxa de recirculação, a eficiência média máxima foi de 92% de remoção de DQO recirculando 200% do efluente. Comparando com este experimento, onde a eficiência global variou de 53 a 91,6%, os autores alcançaram uma eficiência maior, pois recircularam maior porcentagem de efluente do que neste trabalho, que foi recirculado em torno de 50%.

5.5.2 DBO

A DBO é outro parâmetro bastante utilizado para expressar a matéria orgânica presente no efluente, e segundo Metcalf e Eddy (2016), esse teste apenas representa a concentração de oxigênio necessário para oxidar a matéria carbonácea contida em uma amostra.

O valor máximo permitido para lançamento de efluente de sistemas de tratamento de esgoto sanitário direto no corpo receptor, de acordo com a resolução CONAMA 430/11 é de no máximo 120 mg/L.

Os box plots das concentrações de DBO em cada ponto de amostragem estão apresentados na Figura 39, e suas médias, desvios padrões e medianas apresentados na Tabela 23.

Figura 39 – Box plots da concentração de DBO em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 23 - Média, desvio padrão e mediana das concentrações de DBO em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	89,2	63,3	68,3	27,2	95,3	49,5	58,8	30,3
Desvio padrão	85,8	36,2	20,5	25,7	19,7	15,9	20,1	3,9
Mediana	74,0	82,5	77,0	25,0	88,0	53,0	63,0	29,5

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	140,4	66,0	56,6	31,8	83,0	49,9	25,9	5,6
Desvio padrão	77,5	12,6	21,7	11,3	21,5	18,8	11,7	6,4
Mediana	116,0	68,0	69,0	37,0	74,5	50,0	24,5	3,5

Todas as unidades estão em mg/L

A análise estatística de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa em todas as etapas analisadas.

As concentrações na entrada do SAC, ponto de amostragem EH, variaram de 7,2 a 306 mg/L e na saída, SV, a concentração máxima foi de 67 mg/L, atendendo a máxima exigida pela legislação brasileira, CONAMA 430/11 (120 mg/L).

A Figura 40 apresenta a variação da concentração de DBO nos pontos de amostragem EH e SV.

Figura 40 - Variação temporal na concentração de DBO

Fonte: Autora (2017).

Norte et al. (2015), explicam que as raízes e o caule da vegetação abrigam numerosas e variadas bactérias contribuindo para a redução da DBO.

Assumpção (2010), estudou o desempenho de leitos cultivados com efluente pré tratado por tanque séptico e filtro anaeróbico, utilizando brita nº 2 como substrato e a espécie *Typha* sp.. A eficiência média alcançada antes do plantio das mudas foi de apenas 15,76%, enquanto que após o plantio esse valor foi de 66,15 %, concluindo que a vegetação tem um papel importante na remoção de DBO.

A variação das eficiências de remoção de DBO em cada SAC está apresentada na Figura 41 e, suas médias, desvios padrões e medianas apresentadas na Tabela 24.

Figura 41 – Box plots das eficiências de remoção de DBO para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 24 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de DBO para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	32,3	60,3	44,8	41,8	46,4	41,5	39,2	73,6
Desvio padrão	37,9	39,1	23,1	28,8	21,7	22,7	27,2	28,7
Mediana	19,2	70,0	39,0	51,0	47,9	49,3	45,0	83,7

Todas as eficiências estão em %

Realizando a análise estatística Mann-Whitney, na etapa I e IV houve diferença entre a eficiência dos dois SACs, sendo que o SAC SFV foi mais eficiente.

Como apresentado na Figura 41 e na Tabela 24, nota-se que para os TDHs menores, nas etapas II e III, o SAC SFH foi ligeiramente mais eficiente, já nas etapas I e IV ocorreu o inverso. Verifica-se no item 5.7.2, que para a eficiência de

remoção do nitrogênio amoniacal, comparando os dois SACs ocorreu o mesmo, podendo ter certa ligação, pois na nitrificação há um consumo de oxigênio dissolvido, a chamada DBO de segundo estágio. Portanto, nas etapas em que houve maior eficiência de remoção da amônia, também houve maior eficiência de remoção de DBO.

Zhang et al. (2014), realizou uma revisão de SACs recentes nos países em desenvolvimento e a média da eficiência de remoção de DBO dos subsuperficiais de fluxo horizontal foi de 75,1% e dos subsuperficiais de fluxo vertical de 89,29%, sendo a eficiência do subsuperficial de fluxo vertical maior do que os de fluxo horizontal.

Além da nitrificação, a remoção de DBO também se deve a ação dos microrganismos em consumir os compostos orgânicos biodegradáveis, mas como visto no item 5.5.1, a maior eficiência em todas as etapas se deu no SAC SFH, pois é onde se encontra maior concentração de matéria orgânica. Sendo assim, o processo de nitrificação supostamente provocou grande influência na remoção de DBO.

Os box plots das eficiências globais de remoção de DBO estão apresentadas na Figura 42, e suas médias, desvios padrões e medianas apresentadas na Tabela 25.

Figura 42 – Box plots das eficiências globais remoção de DBO, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 25 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de DBO, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	57,0	67,2	72,6	92,6
Desvio padrão	47,9	7,7	15,2	8,5
Mediana	81,7	64,3	66,4	95,6

Todas as eficiências estão em %

Realizando o teste de Kruskal-Wallis, não há diferença estatística na eficiência global de DBO, comparando as 4 etapas, ou seja, não há diferença significativa em mais de 2 pares de etapas analisados. De acordo com o teste de Mann-Witney, apresentado na Tabela 26, os únicos pares com diferença significativa são entre a etapa IV comparada com as etapas II e III. Observa-se que a etapa IV possui uma mediana e média de remoção maiores que esses pontos mas, não se pode afirmar que foi em razão do maior TDH utilizado, pois na etapa I o valor médio da eficiência global ficou abaixo dos valores das etapas II e III. Supostamente a DBO sofreu grande influência da temperatura e do biofilme aderido às plantas e ao meio suporte, pois nas etapas III e IV, houve maior eficiência de remoção de DBO, devido ao aumento do metabolismo das bactérias e a maior quantidade e melhor adaptação do biofilme aderido.

Tabela 26 - Teste de Mann-Whitney para a DBO

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Etapa I		0,485	0,5922	0,4694
Etapa II	0,485		0,7133	0,01379
Etapa III	0,5922	0,7133		0,01041
Etapa IV	0,4694	0,01379	0,01041	

As eficiências médias de remoção de DBO global variaram de 57% a 92,6% nas diferentes etapas estudadas, sendo muito eficientes se comparado ao estudo de Ormonde (2012), que avaliou a eficiência de SACs SFH tratando efluente de lagoa de maturação e plantados com diferentes plantas, alcançando uma média de remoção de 44,3 a 50,9%. Ressalta-se entretanto, que os SACs estudados neste trabalho são híbridos e por isso alcançaram uma eficiência global mais elevada. Comparando só com o SAC SFH, o presente trabalho obteve médias de remoção variando de 39,2 a 55,2%, resultando em valores similares ao de Ormonde (2012).

No SAC SFV as médias de remoção variaram de 41,5 a 73,6%, enquanto que Stefanakis e Tsihrintzis (2009), alcançaram uma eficiência de remoção média de

71,1% estudando 10 tipos de alagados construídos subsuperficial vertical com diferentes substratos e plantas, tratando efluente municipal simulado.

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), se a relação DBO/DQO do efluente for maior do que 0,5, ele é considerado facilmente biodegradável, e se for menor que 0,3, pode haver presença de compostos tóxicos. A Tabela 27 apresenta a média, desvio padrão e mediana da relação DBO/DQO deste trabalho.

Tabela 27 – Média, desvio padrão e mediana da relação DBO/DQO em cada ponto

	EH	SH	EV	SV
Média	0,4	0,6	0,6	0,3
Desvio padrão	0,2	0,4	0,3	0,3
Mediana	0,3	0,4	0,5	0,3

As médias da relação DBO/DQO de cada ponto situaram-se entre 0,3 e 0,6, sendo considerado biodegradável e possivelmente não apresentando componentes tóxicos. A tendência típica é que essa relação diminua à medida que o efluente percorre as etapas de tratamento.

5.5.3 Carbono orgânico

As análises de carbono começaram a ser realizadas somente a partir da 11ª semana de operação, metade da etapa II. O carbono, assim como o nitrogênio, é requerido usualmente em grandes quantidades, podendo ser muito importante para selecionar espécies predominantes (CHERNICHARO, 1997).

O CO é uma medida direta de material orgânico e o teste para sua obtenção mede todo o carbono liberado na forma de CO₂. Ele é utilizado como fonte de carbono por organismos heterotróficos, para seu metabolismo e reprodução, sendo muito importante no processo de degradação de matéria orgânica (PAOLI, 2010). Também deve estar disponível no meio, pois é fonte de energia para as bactérias desnitrificantes heterotróficas (COOPER et al., 1996).

Na Figura 43 estão apresentadas as concentrações de carbono total (CTot), carbono inorgânico (CI) e carbono orgânico (CO) no ponto de amostragem EH. As médias das concentrações de CTot, CI e CO são, respectivamente, de 224,1 mg/L, 183,5 mg/L e 40,6 mg/L.

Figura 43 - Variação da concentração de carbono no ponto de amostragem EH

Fonte: Autora (2017).

Em todas as etapas apresentadas, as concentrações de CI foram mais elevadas do que as concentrações de CO. Como o efluente passa primeiramente pelo reator UASB, boa parte da matéria orgânica já é removida, restando maior concentração de compostos inorgânicos do que orgânicos.

O CO pode indicar características de poluição em um efluente e o teste para sua obtenção vem sendo muito utilizado, pois requer um tempo de apenas 5 a 10 minutos para o resultado (METCALF e EDDY, 2016).

A Tabela 28 apresenta as médias, desvios padrões e medianas da relação CO/CTot, em cada ponto de amostragem.

Tabela 28 – Média, desvio padrão e mediana da relação CO/CTot em cada ponto

	EH	SH	EV	SV
Média	0,17	0,14	0,13	0,17
Desvio padrão	0,08	0,09	0,09	0,12
Mediana	0,16	0,12	0,10	0,14

Como apresentado na Tabela 28, a relação CO/CTot mostra que menos de 20% do CTot presente no efluente é composto por CO, possivelmente sendo justificado pela maior fração biodegradável do efluente ser removido pela unidade de tratamento à montante dos SACs (reator UASB). Já para o CTot e CI, as concentrações são mais elevadas supostamente devido ao desprendimento dos SS e a mineralização do efluente.

A Figura 44 apresenta os box plots das concentrações de CO em cada ponto de amostragem, nas 4 etapas monitoradas e a Tabela 29, suas respectivas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 44 – Box plots das concentrações de CO em cada ponto, nas etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 29 – Média, desvio padrão e mediana da concentração de CO em cada ponto, nas etapas monitoradas

	Etapa II				Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	69,2	67,4	55,8	59,4	30,0	22,2	19,5	17,0	37,3	16,8	12,9	14,1
Desvio padrão	22,3	16,0	10,8	20,3	9,7	4,4	5,2	7,7	31,5	11,7	6,8	8,3
Mediana	73,9	61,6	49,9	55,7	31,2	21,9	17,6	17,5	22,3	15,1	11,4	12,9

Todas as unidades estão em mg/L

O teste de Kruskal-Wallis, não pareado, não indicou diferença significativa entre as concentrações de nenhuma etapa. Apenas na etapa IV, analisando as concentrações pareadas pelo teste de Mann-Whitney, verificou-se que há diferença entre o EH comparado com EV e SV, pois a concentração do EH se mostrou significativamente maior do que esses pontos. Essa diferença ocorreu possivelmente devido a utilização de menor TDH, onde as bactérias estão com tempo de contato suficiente para mineralizar maior quantidade de matérias orgânica.

A variação das eficiências de remoção de CO em cada SAC estão apresentadas na Figura 45 e as médias, desvios padrões e medianas apresentadas na Tabela 30.

Figura 45 – Box plots das eficiências de remoção de CO em cada SAC, nas etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 30 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de CO em cada SAC, nas etapas monitoradas

	Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	9,8	5,4	25,0	15,2	43,2	12,6
Desvio padrão	13,7	9,4	22,5	32,6	28,5	32,0
Mediana	3,8	0,0	23,0	0,0	40,3	0,0

Todas as eficiências estão em %

Apenas na etapa IV há diferença significativa entre o SAC SFH e o SFV, sendo o primeiro mais eficiente. Assim como para a DQO, o SAC SFH tem maior eficiência devido a maior quantidade de microrganismos decompositores de matéria orgânica nesse SAC, em consequência de maior quantidade de substrato assimilável pelas bactérias.

Os box plots das eficiências globais de remoção de CO em cada etapa estão apresentados na Figura 46 e a Tabela 31, apresenta suas as médias, desvios padrões e medianas.

Figura 46 – Box plots das eficiências globais de remoção de CO nas etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 31 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de CO, nas etapas monitoradas

	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	17,6	38,0	52,8
Desvio padrão	23,47	27,64	29,64
Mediana	8,6	31,6	52,7

Todas as eficiências estão em %

Não há diferença significativa entre as eficiências de remoção global nas diferentes etapas. Apesar do teste estatístico não revelar diferenças significativas, a eficiência de remoção global obteve maior média na etapa IV. Não há como comprovar que essa maior eficiência foi devido ao maior TDH utilizado, pois na etapa III, onde foi utilizado menor TDH, a eficiência ainda foi melhor do que a etapa II, provavelmente devido ao aumento de temperatura. Na etapa III, a temperatura média foi de aproximadamente 2,5 °C maior do que na etapa II.

Barreto (2016), alcançou uma média de remoção de 65% de CO utilizando SAC SFH plantado com *Typha latifolia*, preenchido com escória de alto forno, utilizando TDH teórico médio de 1,9 dias e concentração média afluyente de 25 mg/L de CO, concentração essa menor do que a utilizada no presente trabalho.

5.6 MICRORGANISMOS

5.6.1 *Escherichia coli*

As *E. coli* são organismos encontrados especificamente nos intestinos e nas fezes de animais de sangue quente e de humanos. Se encontrado em água potável indica um alto risco de organismos patogênicos estarem presentes, e causarem doenças (METCALF e EDDY, 2016). Os valores das concentrações encontrados em cada ponto de amostragem, nas 4 etapas monitoradas, estão apresentados na Tabela 32, e a média, desvio padrão e mediana de cada ponto de amostragem estão apresentadas na Tabela 33.

Tabela 32 – Concentração de *E. coli*, em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

Etapas	Semana	EH	SH	EV	SV
I	1	1,53E+06	1,00E+05	1,00E+05	1,00E+05
	2	5,97E+05	1,89E+04	1,63E+04	8,00E+03
	3	1,08E+05	3,83E+03	1,35E+04	2,50E+03
	4	7,03E+04	4,35E+03	5,45E+03	5,00E+02
	5	2,70E+05	1,62E+04	1,26E+04	2,00E+03
	6	1,42E+05	1,14E+04	6,60E+03	9,00E+02
	7	7,55E+04	7,98E+03	6,83E+03	8,00E+03
	8	3,05E+05	1,91E+04	8,80E+03	1,00E+02
II	9	7,28E+04	1,60E+04	1,11E+04	3,60E+03
	10	1,00E+05	3,50E+03	1,50E+04	1,40E+03
	11	1,20E+05	1,00E+04	4,00E+03	2,10E+03
	12	8,00E+04	1,30E+04	3,30E+03	3,00E+02
III	13	5,00E+04	4,00E+04	3,00E+04	5,00E+04
	14	9,50E+05	8,00E+04	1,40E+05	9,00E+04
	15	2,10E+05	1,00E+04	1,10E+05	2,00E+04
	16	5,00E+04	1,50E+04	2,00E+04	1,20E+04
	17	2,00E+04	2,00E+04	1,10E+04	9,00E+03
IV	18	6,00E+04	1,00E+04	3,50E+05	4,30E+05
	19	1,31E+06	9,00E+04	2,00E+05	2,00E+04
	20	1,60E+05	4,00E+03	4,00E+03	4,00E+04
	21	1,00E+05	2,00E+03	8,00E+02	9,00E+02
	22	3,00E+04	1,00E+03	4,00E+02	1,00E+02
	23	2,00E+04	3,00E+03	2,00E+02	5,00E+02
	24	3,00E+04	7,00E+03	5,00E+04	2,00E+02
	25	4,00E+04	1,00E+02	2,00E+03	2,00E+03

Todas as concentrações estão em UFC/100mL

Tabela 33 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de *E. coli* em cada ponto

	EH	SH	EV	SV
Média	1,16E+05	9,09E+03	1,14E+04	3,78E+03
Desvio padrão	4,07E+05	2,78E+04	8,14E+04	8,72E+04
Mediana	1,00E+05	1,00E+04	1,11E+04	2,50E+03

Todas as concentrações estão em UFC/100mL

As eficiências de remoção de *E. coli* no SAC SFH e no SAC SFV, relativas a cada TDH, são apresentadas em box plots na Figura 47 e sua média, desvio padrão e mediana apresentadas na Tabela 34.

Figura 47 – Box plots das eficiências de remoção de *E. coli* para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 34 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção em log de *E. coli* para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	1,2	0,5	1,1	0,8	0,8	0,3	1,3	0,3
Desvio padrão	0,5	0,4	0,7	0,5	0,7	0,4	0,6	0,4
Mediana	1,2	0,7	1,1	0,8	1,1	0,2	1,3	0,0

Todas as eficiências estão unidades logarítmicas

Apenas nas etapas I e IV houve diferenças significativas e, em todas as etapas, as médias de remoção no SAC SFH foi maior do que no SAC SFV.

Observa-se que ambos os sistemas apresentam baixa remoção de *E. coli*, a média de remoção em log, nas diferentes etapas, para o SAC SFH e SAC SFV foi de 1,1 e 0,5, respectivamente.

A concentração média encontrada na entrada do EH foi de $1,2 \times 10^5$ UFC/100mL, alcançando até 1×10^2 UFC/100mL no SV, reduzindo globalmente em média de 1,5 log.

A concentração média encontrada no efluente final (SV) foi de $3,8 \times 10^3$ UFC/100 mL e, de acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989), para a reutilização de efluente na irrigação, a concentração de Coliformes Fecais deve ser menor ou igual à 10^3 NMP/100mL, necessitando neste caso, de um processo de desinfecção caso esse efluente seja utilizado para esse fim.

A Figura 48 apresenta as eficiências globais de remoção de *E. coli* em cada etapa estudada e a Tabela 35 suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 48 – Box plots das eficiências globais de remoção de *E. coli* para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

Tabela 35 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de *E. coli* para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	2,0	1,8	0,6	1,5
Desvio padrão	0,8	0,5	0,4	0,8
Mediana	2,0	1,8	0,6	1,7

Todas as eficiências estão em unidades logarítmicas

Não há diferença na remoção de *E. coli* global, comparando as 4 etapas a partir do teste de Kruskal-Wallis. Como esse teste leva em consideração somente se há diferença entre mais de 2 etapas, realizou-se o teste de Mann-Whitney em que pode-se observar, como apresentado na Tabela 36, que a etapa III difere das etapas I e II.

Tabela 36 – Teste de Mann-Whitney para eficiência de remoção de *E. coli*, comparando as 4 etapas monitoradas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Etapa I		0,9323	0,01041	0,4309
Etapa II	0,9323		0,01996	0,6711
Etapa III	0,01041	0,01996		0,07857
Etapa IV	0,4309	0,6711	0,07857	

Na etapa III houve a menor média de remoção de *E. coli* (0,6 log), provavelmente devido ao seu menor TDH, de 1 dia, e ao seu menor tempo exposto ao sol do que nos outros TDHs. A maior média ocorreu na primeira etapa com decaimento de 2 log, apenas.

Segundo Monteiro (2009), a introdução de novas bactérias podem explicar as baixas remoções alcançadas, devido aos animais homeotérmicos que visitam a área, como pássaros e roedores. Também pode ter ocorrido a proliferação de bactérias nos reservatórios dos efluentes de saída (R1 e R2), pois não eram realizadas a limpeza dos mesmos.

A remoção de *E. coli*, no estudo de Zanella (2008), foi em torno de 1 log de decaimento, valor abaixo do desejável. O mesmo autor aponta que os tanques vegetados tiveram maior eficiência de remoção desse parâmetro do que os tanques não vegetados, e que não houve diferença na remoção quanto ao tipo de meio suporte utilizado.

Abidi et al. (2009), avaliou dois sistemas híbridos, o sistema I consistiu em um SAC SFV seguido por um SAC SFH, e o sistema II em um SAC SFH seguido por um SAC SFV, plantados com *Phragmites australis* e *Typha*, e com TAH de 52 L/m².d e 86 L/m².d para os sistemas I e II, respectivamente, alcançando em média, para os dois sistemas, uma remoção de 2,1 unidades logaritmicas.

Sezerino et al. (2005), estudando um SAC SFH como pós tratamento de efluente de lagoas, alcançou a máxima remoção encontrada em trabalhos nacionais, de 5,5 log mas, utilizando TDH de 10 e 20 dias.

De acordo com Paoli (2010), a duração da interação entre o efluente e a biota possui um papel importante para remoção no interior dos SACs.

No caso desse estudo, somente quando foi utilizado o TDH de 1 dia houve diferença significativa, no entanto, tanto com o TDH de 2 e 3 dias tiveram, significativamente, a mesma eficiência de remoção, sugerindo a utilização de um TDH de 2 dias, podendo ser tratado maior quantidade de efluente por dia, ou podendo ser utilizado um sistema de menor volume. As eficiências de remoção de *E. coli* do presente trabalho foi maior do que a alcançada por Zanella (2008) e equivalente ao de Abidi et al. (2009), operando com TDH e TAH aproximados, dessa forma, as eficiências de remoção alcançadas estão de acordo com as encontradas na literatura. Sezerino et al. (2005) alcançou maiores eficiências, pois trabalhou com TDHs muito elevados, o que não seria viável, pois necessitaria de uma área muito maior para implantação do SAC.

5.6.2 Coliformes totais

O grupo de bactérias de coliformes totais (CT) são encontrados no sistema digestivo de animais de sangue quente, no solo, nas plantas e nas águas superficiais (KOOTEN, 2015; METCALF e EDDY, 2016). Se encontrados na água potável, indicam que a contaminação por organismos patogênicos possivelmente está presente (METCALF e EDDY, 2016). As concentrações de CT em cada ponto de amostragem e em cada etapa monitorada estão apresentadas na Tabela 37 e a média, desvio padrão e mediana de cada ponto está apresentada na Tabela 38.

Tabela 37 – Concentrações de CT em cada ponto, nas 4 etapas de monitoramento

Etapas	Semana	EH	SH	EV	SV
I	1	3,62E+06	2,00E+05	1,00E+05	2,00E+05
	2	9,83E+05	3,10E+04	4,49E+04	3,90E+04
	3	1,73E+05	1,68E+04	5,76E+04	3,13E+04
	4	1,59E+05	1,12E+04	1,17E+05	3,80E+03
	5	3,71E+05	2,92E+04	2,82E+04	1,16E+04
	6	2,94E+05	2,42E+04	7,37E+04	1,50E+04
	7	9,63E+04	5,10E+04	1,20E+04	1,07E+05
	8	3,75E+05	6,51E+04	9,95E+03	4,10E+03
II	9	1,29E+05	2,75E+04	1,70E+04	8,40E+04
	10	1,50E+05	4,90E+03	2,00E+05	1,00E+04
	11	1,70E+05	5,50E+04	2,76E+06	4,60E+05
	12	1,10E+05	4,00E+04	4,30E+05	1,90E+05
III	13	2,50E+05	2,40E+05	1,30E+05	5,50E+05
	14	1,41E+06	1,30E+05	3,20E+05	2,70E+05
	15	3,00E+06	1,00E+04	6,50E+05	3,50E+05
	16	1,90E+05	3,00E+04	5,50E+05	5,90E+05
	17	2,40E+05	2,20E+05	8,00E+05	4,50E+05
IV	18	4,80E+05	3,20E+05	9,50E+05	1,05E+06
	19	1,54E+06	2,30E+05	5,80E+05	2,10E+05
	20	2,40E+05	3,60E+04	3,60E+04	1,60E+05
	21	4,10E+06	4,20E+05	4,60E+05	1,20E+05
	22	2,30E+05	1,10E+04	1,45E+06	1,00E+05
	23	2,20E+05	2,20E+04	4,50E+04	5,30E+04
	24	4,30E+06	1,00E+05	1,40E+06	2,20E+05
	25	2,40E+06	3,20E+04	2,80E+05	2,00E+05

Todas as concentrações estão em UFC/100mL

Tabela 38 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de CT em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

	EH	SH	EV	SV
Média	4,53E+05	4,86E+04	1,73E+05	9,86E+04
Desvio padrão	1,35E+06	1,12E+05	6,35E+05	2,45E+05
Mediana	2,50E+05	3,60E+04	2,00E+05	1,60E+05

Todas as concentrações estão em UFC/100mL

As eficiências de remoção de CT para cada SAC estão apresentadas por box plots na Figura 49, e suas médias, desvios padrões e medianas apresentadas na Tabela 39.

Figura 49 – Box plots das eficiências de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 39 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	1,0	0,4	0,8	0,6	0,9	0,1	1,1	0,4
Desvio padrão	0,4	0,5	0,5	0,6	1,0	0,1	0,5	0,4
Mediana	1,1	0,3	0,6	0,6	0,8	0,1	1,0	0,3

Todas as eficiências estão em unidades logarítmicas

Houve diferenças significativas entre os SACs nas etapas I e IV. Em todas as etapas, a média de remoção do SAC SFH foram superiores às do SAC SFV. O decaimento médio de coliformes totais no primeiro SAC foi de 1 log enquanto que no SAC SFV foi de apenas 0,4 log, remoções estas similares em relação a *E. coli*.

A Figura 50 apresenta os box plots das eficiências globais de remoção de CT para cada SAC, e a Tabela 40 suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 50 – Box plots das eficiências globais de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

Fonte: Autora (2017).

Tabela 40 - Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de CT para cada SAC, nas 4 etapas de monitoramento

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	1,2	0,3	0,3	0,7
Desvio padrão	0,6	0,6	0,5	0,6
Mediana	1,3	0,1	0,0	0,7

Todas as eficiências estão em unidades logarítmicas

Pelo teste de Kruskal–Wallis, há diferenças significativas das remoções globais nas diferentes etapas. A média de remoção das etapas I e IV se mostrou maiores do que nas etapas II e III devido ao maior TDH utilizado.

Ferreira (2013), encontrou uma média de remoção de apenas 0,5 log, tratando efluente sanitário de reator UASB com SACs SFH, utilizando um TDH de 2 dias.

Os resultados obtidos por Pelissari et al. (2011), também revelaram uma baixa remoção de CT em um SAC SFV, reduzindo uma média de 0,6 log.

Essas baixas remoções também são explicadas pelos mesmos fatores das baixas remoções de *E. coli*. A concentração média encontrada no efluente final (SV) dos SACs foi de $9,86 \times 10^4$. As legislações brasileiras sobre reúso ainda são muito

brandas, sendo assim, dependendo da utilização que se dará ao efluente após o tratamento, pode ser necessário um processo de desinfecção.

No caso da reutilização para irrigação de frutas e hortaliças, seria necessário um processo de desinfecção, pois a máxima concentração de CT permitida é de 10^3 NMP/100mL.

5.7 NUTRIENTES

O nitrogênio é um elemento importante dentro do ciclo biogeoquímico dos SACs. Ele ocorre em diferentes estados de oxidação e em numerosos processos biológicos e físico-químicos e em diversas formas (IWA, 2001).

Os principais mecanismos de remoção do nitrogênio, como já apresentados na Tabela 5 são: amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação, volatilização da amônia, absorção pela planta e adsorção.

O mais relevante mecanismo de remoção nos SACs é a sequência dos processos de nitrificação e desnitrificação.

O nitrogênio se converte em amônia (amonificação) (Equação 3), por hidrólise realizada por bactérias heterotróficas e por seguinte tem-se a nitrificação, onde a amônia se transforma em nitrito (nitritação) (Equação 4) e o nitrito em nitrato (nitratação) (Equação 5), por bactérias nitrificantes em zonas aeróbias.

Como visto no item 5.2, o pH e a alcalinidade tiveram uma ligeira diminuição ao longo do tempo, o que pode ser explicada pelas equações de nitrificação apresentadas. Para a produção de 1 mol de NH_4^+ , consome-se 1 mol de do íon H^+ e como resultado da acumulação de nitrato no sistema, o consumo de 1 mol de NH_4^+ libera 2 mols de H^+ , ocorrendo o acúmulo de H^+ . A alcalinidade é gasta pelo meio a fim de neutralizar esse ácido produzido através do consumo de íons bicarbonato

(Equação 6). Também pode-se verificar que há o consumo de oxigênio dissolvido para produção de nitrito e nitrato.

A oxidação de 1 mg de nitrogênio amoniacal requer a utilização de aproximadamente 4,3 mg de O₂ e de 8,64 mg de HCO₃⁻ (COOPER et al., 1996).

6)

A desnitrificação ocorre em condições anóxicas a anaeróbias, na presença de carbono orgânico, por bactérias desnitrificantes heterotróficas e está apresentada na Equação 7.

7)

Nessas reações, de nitrificação, a alcalinidade é produzida e, normalmente, o pH é aumentado. Diferente da nitrificação, há menos preocupação com o fato do pH poder influenciar na desnitrificação. Nas faixas de pH entre 7 e 8, não tem sido encontrado nenhum efeito sobre as taxas de desnitrificação (METCALF e EDDY, 2016).

Cooper et al. (1996) aponta que a presença de OD é um parâmetro crítico no processo de desnitrificação.

5.7.1 Nitrogênio total

No sistema de tratamento de efluentes pode ocorrer diversas transformações do nitrogênio, não implicando, necessariamente, em sua remoção. Essa remoção só irá ocorrer se houver a desnitrificação ou o desprendimento da amônia para atmosfera.

A princípio tem-se a absorção no nitrogênio pelas plantas mas, este pode retornar ao meio devido a morte e decomposição de seus tecidos.

A Figura 51 apresenta as concentrações de N total em cada ponto de amostragem, nas 4 etapas monitoradas e a Tabela 41 suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 51 – Box plots das concentrações de N total em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 41 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de N total em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	226,6	200,2	149,9	125,0	186,1	198,7	221,6	186,0
Desvio padrão	55,0	21,5	23,8	30,2	54,0	67,8	84,1	37,7
Mediana	241,6	198,1	149,8	129,8	184,6	196,9	196,2	176,0

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	210,8	190,0	193,4	189,4	232,9	229,4	139,5	119,3
Desvio padrão	61,8	44,5	32,5	44,4	102,9	102,5	65,9	60,0
Mediana	200,0	206,9	177,3	193,1	181,5	191,3	107,4	91,4

Todas as eficiências concentrações estão em mg/L

Houve diferença significativa entre as concentrações dos efluentes nas etapas I e IV, onde as concentrações tenderam a diminuir ao passar pelos SACs.

A concentração média de N total no efluente tratado final foi de 145 mg/L, com menores médias nas etapas I e IV, com 125 mg/L e 119,3 mg/L (Tabela 41), respectivamente.

As eficiências de remoção de N total em cada SAC estão apresentadas por box plots na Figura 52 e suas médias, desvios padrões e medianas na Tabela 42.

Figura 52 – Box plots das eficiências de remoção de N total em cada SAC, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 42 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de N total em cada ponto, nas etapas monitoradas

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	14,3	17,4	2,3	13,1	12,6	9,4	6,8	15,1
Desvio padrão	12,1	13,0	4,5	14,3	14,7	10,0	9,6	11,1
Mediana	16,9	19,6	0,0	10,5	6,1	7,5	4,3	14,4

Todas as eficiências estão em %

A análise estatística não indicou diferença significativa entre o SAC SFH e o SAC SFV, em nenhuma das etapas.

Exceto para a etapa III, em todas as outras etapas a eficiência do SAC SFV foi maior do que o SAC SFH, devido a maior concentração de OD no segundo.

Diversos indícios apontam que no SAC SFH, o principal mecanismo de remoção do nitrogênio é a nitrificação seguida de desnitrificação, mesmo sem uma fonte relevante que forneça oxigênio para a nitrificação.

A Figura 53 apresenta os box plots das eficiências globais de remoção de N total nas 4 etapas monitoradas e a Tabela 43 apresenta suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 53 – Box plots das eficiências globais de remoção de N total nas etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 43 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de N total nas etapas monitoradas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	40,3	4,9	10,9	49,8
Desvio padrão	24,1	9,9	14,7	2,7
Mediana	47,3	0,0	4,5	47,7

Todas as eficiências estão %

Realizando o teste de Kruskal-Wallis existe diferença significativa comparando todas as etapas e pelo teste de Mann-Whitney, como apresentado na Tabela 44, verifica-se que entre as etapas I e IV e as etapas II e III, as eficiências de N total são significativamente iguais.

Tabela 44 – Teste de Mann-Whitney para as eficiências globais de remoção de N total, comparando as etapas monitoradas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Etapa I		0.02848	0.04455	0.7363
Etapa II	0.02848		0.5023	0.008022
Etapa III	0.04455	0.5023		0.004257
Etapa IV	0.7363	0.008022	0.004257	

As etapas I e IV tiveram melhores eficiências em razão do seu maior TDH e provavelmente, a eficiência da etapa IV foi pouco maior, pois a temperatura foi, em média, 7,2 °C maior que na etapa I. Como já mencionado, a temperatura acelera os processos de reações químicas e o metabolismo dos microrganismos. Pode-se observar que mesmo diminuindo o TDH da etapa II para a etapa III, a última ainda obteve maiores eficiências se comparado à primeira, devido possivelmente, a esse mesmo fator.

A eficiência média de remoção de N total foi de 40,3% e 49,8% nas etapas I e IV, respectivamente, operando com concentração média afluenta (EH) de 219 mg/L.

Costa et al. (2011), tratando efluente com concentrações de N total de 34 mg/L por SAC SFH com TDH de 1,1 dia, alcançou eficiências de remoção de 6% para o não plantado e de 12% para o SAC plantado com *Typha latifolia*, resultados estes semelhantes a do presente trabalho, onde, com TDH de 1 e 2 dias, alcançou-se uma média de eficiência de remoção global de 10,9% e 4,9%, respectivamente.

Utilizando um SAC SFH seguido por um SAC superficial de fluxo horizontal, Barros et al. (2008), obteve 52% de eficiência de remoção de N total tratando efluente de uma comunidade rural, operando com TDH de aproximadamente 5 dias e afluenta com concentração média de 55 mg/L de N total.

Mendonça (2015), utilizando um SAC SFV seguido por um SAC SFH, ambos com fluxo contínuo e plantados com capim Vetiver, e operando com TDH total de 2,8 dias, atingiu uma média de remoção de N total de 40%.

Avaliando algumas referências estudadas, os resultados obtidos quanto as remoções de N total deste trabalho foram superiores, quando foi utilizado um TDH de 3 dias, e por se tratar de um efluente concentrado em nutrientes, o sistema se mostrou eficiente, apontando como um ótimo sistema de tratamento a ser utilizado em locais descentralizados. Recentemente o Governo do Estado de São Paulo publicou a resolução conjunta SES/SMA/SSRH N° 01 de 28 de Junho de 2017

estabelecendo o controle da qualidade da água de reúso não potável mas, não atribui diretrizes quanto a quantidade de nutrientes. Tendo em vista uma concentração média elevada no efluente final tratado (145 mg/L), a utilização desse efluente para reuso agrícola é promissora.

5.7.2 Nitrogênio amoniacal

A amônia, por ser mais reduzida energeticamente, é a principal fonte assimilada pelas plantas, além do nitrato, porém, o último, em menor quantidade (KADLEC e KNGHT, 1996).

Um importante mecanismo de remoção da amônia é a sua volatilização, ou seja, sua liberação para atmosfera. No meio líquido, a amônia se encontra de acordo com a reação de equilíbrio apresentada na Equação 8.

8)

A amônia livre (NH_3), é susceptível a remoção e, com o aumento do pH, o equilíbrio tende a se deslocar para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . Em 20°C e com pH em torno da neutralidade, praticamente toda amônia está na forma ionizada (NH_4^+). (VON SPERLING, 2007). Dessa forma, no presente trabalho, como pH é em torno da neutralidade e a temperatura média é de 19°C, a eficiência de remoção da amônia pelo processo de volatilização não é de grande relevância.

Já o pH ótimo para que ocorra o processo de amonificação, é entre 6,5-8,5 (IWA, 2001), sendo favorável às condições deste trabalho.

Os box plots das concentrações de N amoniacal estão apresentados na Figura 54 e suas médias, desvios padrões e medianas na Tabela 45.

Figura 54 – Box plots das concentrações de N amoniacal em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 45 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de N amoniacal em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	145,4	127,9	101,8	76,3	70,8	77,9	71,6	74,8
Desvio padrão	37,3	50,0	10,3	13,4	52,7	53,5	41,2	38,9
Mediana	159,7	136,8	100,0	78,8	50,6	57,2	56,3	62,6

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	100,8	85,2	114,0	115,9	132,9	137,3	98,3	70,3
Desvio padrão	43,3	20,4	47,0	48,6	55,0	40,4	27,7	27,5
Mediana	73,4	87,6	104,2	104,9	149,7	125,9	98,5	69,5

Todas as concentrações estão em mg/L

Há diferenças significativas apenas nas concentrações das etapas I e IV. Nas etapas II e III, o efluente final (SV) se comparado ao efluente de entrada (EH), teve um aumento e esse maior valor de N amoniacal encontrado pode ser associado ao processo de amonificação ocorrido e o menor consumo de amônia pelas bactérias nitrificantes, ocorrendo o acúmulo da amônia no meio. Com TDH menor, as bactérias nitrificantes possivelmente não estão em contato suficiente para a completa nitrificação nessas etapas.

A Figura 55 apresenta os box plots das eficiências de remoção de N amoniacal no SAC SFH e no SAC SFV, nas 4 etapas monitoradas e a Tabela 46 apresenta suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 55 – Box plots das eficiências de remoção de N amoniacal para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 46 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de N amoniacal para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	16,9	25,4	0,0	0,2	13,4	7,5	10,7	31,0
Desvio padrão	28,6	7,9	0,0	0,4	18,0	15,0	14,4	18,1
Mediana	0,4	22,7	0,0	0,0	8,4	1,4	1,5	29,4

Todas as eficiências estão em %

Há diferença significativa entre as eficiências dos dois SACs nas etapas I e IV. Nessas etapas, a eficiência do SAC SFV se mostrou mais elevada devido principalmente a maior nitrificação nesse SAC. Como já dito, o SAC SFV funciona intermitentemente e com recirculação, fazendo com que haja uma maior entrada de oxigênio no sistema, favorecendo esse processo. E quando operado com menor TDH, o mesmo não foi eficiente.

Como apresentado no item 5.4 e 5.5.3, o SAC SFH possui menor concentração de oxigênio e maior concentração de carbono orgânico se comparado ao SAC SFV. As bactérias nitrificantes autotróficas possuem um crescimento mais lento não podendo competir com os microrganismos heterótrofos em ambiente onde há maior concentração de carbono orgânico (BARRETO, 2016). Dessa forma, as concentrações de oxigênio e de carbono orgânico interferem no processo de nitrificação.

As eficiências globais de remoção de N amoniacal estão apresentadas na Figura 56 e suas médias, desvios padrões e medianas na Tabela 47.

Figura 56 – Box plots das eficiências globais de remoção de N amoniacal em cada ponto

Fonte: Autora (2017).

Tabela 47 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de N amoniacal em cada ponto

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	43,7	2,8	8,5	44,6
Desvio padrão	18,8	5,5	15,5	25,7
Mediana	52,1	0,0	0,0	52,4

Todas as eficiências estão em %

Há diferença significativa entre as 4 etapas estudadas não havendo diferença apenas comparando as etapas I e IV e as etapas II e III, como apresentado na Tabela 48.

Tabela 48 – Teste de Mann-Whitney para comparar as eficiências de remoção de N amoniacal em cada etapa

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Etapa I		0.006622	0.01094	0.7363
Etapa II	0.006622		0.771	0.0246
Etapa III	0.01094	0.771		0.02598
Etapa IV	0.7363	0.0246	0.02598	

As etapas I e IV tiveram maior diferença significativa, sendo influenciado, possivelmente, pelo maior TDH e nitrificação ocorridos. Como já comentado, também há influencia pela absorção pela vegetação e pelo desprendimento da amônia para a atmosfera, mas estes, com menor relevância.

A concentração média no efluente final foi de 81,9 mg/L, não se enquadrando no padrão de lançamento de efluentes (CONAMA 430/2011), para a amônia, que é de 20 mg/L. Mesmo não se enquadrando na legislação brasileira, os resultados sugeriram uma boa eficiência de remoção de N amoniacal, pois o efluente estudado (água negra simulada) possui uma elevada concentração desse nutriente, apresentando uma média de 121,5 mg/L de N amoniacal no ponto de amostragem EH.

Paoli (2010), estudou o comportamento de SACs SFH alimentados com esgoto doméstico, um plantado com Taboa e outro não plantado, utilizando um TDH de 1,2 dias. Como resultado, obteve-se eficiência média de remoção de N amoniacal de 15% no SAC plantado e de 7% no não plantado.

Mendonça (2015) avaliou um SAC híbrido composto por um SAC SFV seguido por um SAC SFH, cultivados com capim Vetiver. O TDH utilizado no

primeiro SAC foi de 1,8 dias e no segundo de 1 dia, alcançando eficiência média de remoção de N amoniacal de 23%.

El-Hamouri (2007), utilizando 3 SACs SFH paralelos com TDH de 13 horas, conseguiu médias de eficiências de remoção de N amoniacal de 5 a 9%, sendo a unidade não plantada a menos eficiente. El-Khateb e El-Gohary (2003), também utilizando um SAC SFH mas, com TDH de 5 dias e plantado com *Typha latifolia*, alcançou eficiência de remoção média de 27% para N amoniacal.

As eficiências de remoção de N amoniacal encontradas na literatura também se mostraram mais elevadas em SACs SFV e com maiores TDHs. Os autores que utilizaram TDHs menores que 2 dias, alcançaram eficiências de remoção maiores do que as encontradas no presente trabalho, se comparado com os mesmos TDHs, já os que utilizaram TDHs maiores, obtiveram menores eficiências do que a alcançada com TDH de 3 dias deste experimento (43,7%). Dessa forma, os resultados propuseram que os SACs do atual trabalho são eficientes na remoção de N amoniacal, quando operados com o TDH de 3 dias.

5.7.3 Nitrito

Em um sistema de tratamento de esgoto, há a necessidade da oxidação do nitrito para a remoção de nitrogênio total, evitando dessa forma, que altas concentrações de nitrogênio cheguem ao corpo receptor e provoque o processo de eutrofização ou caso o efluente for utilizado para reúso, faz-se necessário o seu devido controle (METCALF e EDDY, 2016).

Na Figura 57 estão apresentadas as concentrações de nitrito e na Tabela 49, sua média, desvio padrão e mediana em cada ponto de amostragem nas 4 etapas monitoradas.

Figura 57 – Box plots das concentrações de nitrito em cada ponto nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 49 – Médias, desvio padrão e medianas das concentrações de nitrito em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,0	0,0	3,1	4,2	0,0	0,0	0,1	0,4
Desvio padrão	0,0	0,0	1,3	2,5	0,0	0,0	0,1	0,4
Mediana	0,0	0,0	3,3	4,8	0,0	0,0	0,2	0,5

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
Desvio padrão	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0
Mediana	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Todas as concentrações estão em mg/L

Apenas há diferença significativa entre as concentrações de nitrito da etapa I. A Figura 58, apresenta a variação da concentração de nitrito na entrada (EH) e na saída (SV) do SAC, como um sistema global.

Figura 58 – Variação das concentrações de nitrito, no EH e no SV, nas 4 etapas monitoradas

Em todas as etapas, as concentrações de nitrito no SAC SFH foram nulas, supostamente, devido a menor nitrificação nesse sistema, podendo ser confirmado pela concentração muito baixa de nitrato nesse mesmo SAC, ou seja, também não está havendo a transformação de nitrito a nitrato e pela menor eficiência de remoção de amônia e nitrogênio total, também nesse mesmo SAC, com excessão à etapa III, o qual a eficiência desses dois compostos foi maior no SAC SFV, provavelmente em virtude de outros fatores de remoção, como já mencionado. Houve um aumento nas concentrações de nitrito aos passar pelo SAC SFV apenas até a 11ª semana de operação. A taxa de aumento mais acentuada se deu na metade da etapa I, onde há um acúmulo de, aproximadamente 7 mg/L, e onde a taxa de nitratação é menos intensa.

5.7.4 Nitrato

Assim como o nitrito, o nitrato também deve ser reduzido a nitrogênio gasoso (desnitrificação), devido à necessidade de remoção do nitrogênio do efluente (METCALF e EDDY, 2016) e este, por sua vez, também é passível de ser assimilado pelas macrófitas (KADLEC e KNIGHT, 1996). Altas concentrações de nitrato na água potável, podem desencadear doenças em recém nascidos, como a metemoglobinemia, mais conhecida como a síndrome do bebê azul (VON SPERLING, 2007).

As concentrações de nitrato em cada ponto de amostragem estão apresentadas na Figura 59 e suas médias, desvios padrões e medianas apresentadas na Tabela 50.

Figura 59 – Box plots das concentrações de nitrato em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 50 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de nitrato em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,0	0,3	4,6	8,6	0,0	0,4	4,9	8,7
Desvio padrão	0,0	0,4	4,1	8,7	0,0	0,5	4,5	7,8
Mediana	0,0	0,2	4,7	8,4	0,0	0,4	4,0	8,3

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	3,1	12,2
Desvio padrão	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	4,4	9,7
Mediana	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	11,3

Todas as concentrações estão em mg/L

Apenas na etapa III não há diferença significativa. No restante das etapas houve diferença, aumentando a concentração de nitrato ao passar pelos SACs, em menor relevância no SAC SFH, devido sua menor nitrificação.

As concentrações de nitrato no EH são nulos e a média da concentração no ponto de amostragem SV é de 8 mg/L, alcançando o valor máximo de 27,8 mg/L na 26ª semana de operação.

A Figura 60 apresenta a variação da concentração global de nitrato no EH e no SV podendo ser observado que não há uma estabilidade entre a produção e consumo desse parâmetro. Ao mesmo tempo que está ocorrendo a nitratação, também pode estar ocorrendo a absorção de nitrato pelas plantas e o processo de desnitrificação.

Figura 60 – Variação da concentração de nitrato, nos pontos EH e SV, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

No SAC SFV, as concentrações de nitrato são, na maioria das semanas estudadas, maiores que as concentrações de nitrito, podendo ser justificado pela taxa de crescimento mais elevada de bactérias nitrificantes, do gênero *nitrobacter*, em relação ao crescimento das bactérias do gênero *nitrossomonas* (VON SPERLING, 1997).

No trabalho de Mendonça (2015) as médias no efluente final das concentrações de nitrito também foram menores em relação às de nitrato, obtendo valores médios de 0,19 mg/L de nitrito e de 1,09 mg/L de nitrato, valores estes a baixo aos obtidos no presente trabalho, possivelmente devido à menor desnitrificação ocorrido. O efluente de recirculação deveria retornar ao SAC SFH, onde haveria condições anóxicas favoráveis ao processo de desnitrificação e assim transformar o nitrato em N gasoso.

5.7.5 Fósforo total

O fósforo é um importante nutriente responsável pelo crescimento de microrganismos, que estabilizam a matéria orgânica, e de algas, mas este último, em certas condições, podem ocasionar a eutrofização de lagos e de reservatórios (VON SPERLING, 2007). A remoção de fósforo pode acontecer tanto incorporando aos microrganismos, de forma biológica, ou mediante o uso de produtos químicos, como sais de ferro e de alumínio (METCALF e EDDY, 2016). Também, segundo Mendonça (2015), pode ocorrer a complexação, a adsorção e a absorção pelas plantas.

A Figura 61 apresenta as concentrações de P total em cada ponto de amostragem e a Tabela 51 suas respectivas médias, desvios padrões e medianas, nas 4 etapas monitoradas.

Figura 61 – Box plots das concentrações de P total em cada ponto nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 51 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de P total em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I				Etapa II			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	28,0	16,0	14,0	10,0	32,2	26,8	24,6	21,7
Desvio padrão	3,3	4,1	5,0	4,6	2,1	4,9	4,9	4,5
Mediana	27,4	17,6	14,6	10,8	31,7	27,5	25,5	22,1

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	30,0	29,3	27,8	27,4	24,6	20,3	17,5	9,5
Desvio padrão	2,7	2,2	2,1	1,4	5,1	3,9	5,9	5,0
Mediana	30,8	28,6	27,2	27,0	26,0	20,7	16,3	7,4

Todas as concentrações estão em mg/L

Somente na etapa III não há diferença significativa. Quanto maior o TDH utilizado, menor a concentração média de fósforo total no SV e maior sua variação dentro dos SACs (Figura 62). Na etapa III, onde se utilizou o menor TDH, houve maior concentração média de fósforo total no SV, de 27,4 mg/L. Já nas etapas I e IV, com TDH de 3 dias, a concentração média teve um decaimento significativo com 10,0 e 9,5 mg/L no SV, respectivamente. A variação da concentração média na etapa II também foi significativa porém, a concentração média no SV foi de 21,7 mg/L.

Figura 62 – Variação temporal das concentrações de P total, no EH e no SV, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

A Figura 63 apresenta a variação das eficiências de remoção de P total em cada SAC nas 4 etapas monitoradas e a Tabela 52 suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 63 – Box plots das eficiências de remoção de P total para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 52 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências de remoção de P total para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	42,7	30,1	16,6	11,5	3,7	2,9	20,0	44,6
Desvio padrão	18,4	15,4	13,6	4,5	5,0	6,0	17,2	24,9
Mediana	47,7	24,9	14,0	10,3	1,7	0,0	20,1	45,3

Todas as eficiências estão em %

Somente na etapa IV há diferenças significativas entre a remoção de fósforo total do SAC SFH comparado ao SAC SFV, onde o primeiro obteve uma média inferior à do segundo.

A remoção de fósforo nos SACs se deve à absorção do ortofosfato pelas plantas, a adsorção nos substratos e a sedimentação junto com as partículas de

sólidos (Vymazal, 1998). Sendo assim, não há como apontar o melhor tipo de SAC para a remoção desse parâmetro. No caso deste trabalho, apenas na etapa I a eficiência do SAC SFH foi maior do que a do SAC SFV.

As eficiências globais de remoção de P total estão apresentadas na Figura 64 e suas médias, desvios padrões e medianas na Tabela 53.

Figura 64 – Box plots das eficiências globais de remoção de P total, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 53 – Média, desvio padrão e medianas das eficiências globais de remoção de P total, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	63,3	32,4	8,5	61,2
Desvio padrão	18,4	13,7	7,3	17,1
Mediana	64,0	33,7	7,4	58,0

Todas as eficiências estão em %

Há diferença significativa nas diferentes etapas estudadas e pelo teste de Mann-Whitney constatou-se que não há diferença apenas entre as etapas I e IV, como o esperado, pois foi onde ocorreram as maiores médias de remoção global de fósforo total, de 63,3 e 61,2 %, respectivamente.

Barros et al. (2008), relatam em seu trabalho a eficiência de 38% de remoção de fósforo total, utilizando um SAC híbrido composto por um SAC SFH seguido por um SAC superficial horizontal, tratando efluente de uma comunidade rural. Os mesmos autores utilizaram um TDH em torno de 5 dias no entanto, a concentração

afluente de fósforo total era de 3,76 mg/L, valor abaixo do utilizado no presente trabalho.

Outra pesquisa realizada por El-Hamouri et al. (2007), também alcançou valores inferiores aos do presente trabalho, removendo apenas 15% de fósforo total em um SAC SFH, utilizando efluente de reator UASB e um TDH de 13 horas. No mesmo trabalho, a concentração na entrada do SAC foi de 11 mg/L.

Singh et al. (2009), utilizando efluente com concentração de fósforo total de 28,4 mg/L, similar à do presente trabalho, obteve remoção de 27% e 0%, no SAC SFH e no SAC de SFV, respectivamente. Os SACs desses autores eram híbridos e o TDH do SAC SFH era de 24,2 horas e do SAC SFV era de 29,7 horas.

Esses estudos apontam que o TDH e a concentração afluente influenciam nas eficiências de remoção alcançada pelos SACs e que, para este trabalho, operando com altas concentrações afluentes de fósforo total (média de 28 mg/L) e TDH de 3 dias, revelou-se um sistema com ótimo potencial para remoção de fósforo, e uma ótima alternativa de sistema descentralizado a ser avaliada diante dos sistemas usualmente utilizados em áreas rurais, como o tanque séptico por exemplo, que possui uma eficiência de remoção de P total menor do que 35% (VON SPERLING, 2007).

5.7.6 Ortofosfato

A maior parte do fósforo dos efluentes está sob forma de fosfato, tanto orgânico, como inorgânico (ortofosfato) e particulado (polifosfato) (Von Sperling, 2005).

Durante a decomposição da matéria orgânica, pode-se disponibilizar ortofosfatos solúveis e os polifosfatos que, após a sua hidrólise, também podem ser convertidos à ortofosfatos. O ortofosfato é a principal forma de fósforo presente em um efluente orgânico, submetido ao tratamento secundário e com ótimas condições de estabilização (LOURES et al., 2006).

A Figura 65 apresenta os box plots das concentrações de ortofosfato em cada ponto de amostragem e a Tabela 54 suas respectivas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 65 – Box plots das concentrações de ortofosfato em cada ponto nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 54 – Média, desvio padrão e mediana das concentrações de ortofosfato em cada ponto, nas 4 etapas monitoradas

	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	26,0	15,0	12,0	9,0	31,2	26,1	22,9	20,6
Desvio padrão	2,8	3,7	4,0	3,6	1,8	4,5	5,5	4,6
Mediana	26,2	17,4	11,4	9,0	30,9	26,8	22,5	20,4

	Etapa III				Etapa IV			
	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Média	27,6	27,6	27,0	26,2	20,6	18,2	13,5	7,5
Desvio padrão	1,57	1,82	1,30	0,54	8,89	7,25	7,07	5,19
Mediana	28,2	26,8	27,1	26,0	24,3	19,4	12,3	6,3

Todas as concentrações estão em mg/L

Apenas na Etapa III as concentrações de ortofosfato em cada ponto de amostragem foram significativamente iguais. O valor mínimo no SV foi alcançado nas etapas I e IV com 3,2 e 1,4 mg/L de ortofosfato, respectivamente, as quais tinham um TDH maior. Já nas etapas II e III, o valor da concentração de ortofosfato, no SV, variou de 16,4 a 25,2 mg/L e de 25,5 a 27 mg/L, respectivamente (Figura 66).

Figura 66 – Variação da concentração de ortofosfato, no EH e SV, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

As eficiências de remoção de ortofosfato do SAC SFH e do SAC SFV, nas 4 etapas monitoradas estão apresentadas na Figura 67 por meio de box plots e suas médias, desvios padrões e medianas na Tabela 55.

Figura 67 – Box plots das eficiências de remoção de ortofosfato para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 55 – Média, desvio padrão, mediana das eficiências de remoção de ortofosfato para cada SAC, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV	
	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV	SFH	SFV
Média	38,6	23,4	16,1	9,9	1,8	3,4	15,8	45,6
Desvio padrão	19,0	8,2	13,5	1,8	3,4	4,7	17,2	20,6
Mediana	40,6	21,4	14,0	9,4	0,0	0,7	14,3	48,1

Todas as eficiências estão em %

Pelo teste de Mann-Whitney, apenas na etapa IV há diferença significativa entre o tratamento do SAC SFH e o SAC SFV, sendo o último mais eficiente para essa etapa.

A Figura 68 apresenta os box plots das eficiências de remoção global de ortofosfato dos SACs e a Tabela 56 suas médias, desvios padrões e medianas.

Figura 68 – Box plots das eficiências de remoção global de ortofosfato, nas 4 etapas monitoradas

Fonte: Autora (2017).

Tabela 56 – Média, desvio padrão e mediana das eficiências globais de remoção de ortofosfato, nas 4 etapas monitoradas

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Média	62,8	33,8	5,4	62,8
Desvio padrão	17,6	15,5	5,6	15,8
Mediana	67,4	36,9	4,5	58,9

Todas as eficiências estão em %

Pelo teste de Kruskal-Wallis, há diferenças significativas na remoção global comparando todas as etapas, assim seguiu-se para o teste de Mann-Whitney (Tabela 57) encontrando que apenas entre as etapas I e IV não há diferenças, ou seja, essas etapas foram as mais eficientes (eficiência de 62,8%) por possuir o mesmo TDH de 3 dias.

Tabela 57 – Teste de Mann-Whitney para comparar as eficiências globais de remoção de ortofosfato em cada etapa

	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
Etapa I		0,03724	0,00332	0,7363
Etapa II	0,03724		0,01945	0,02186
Etapa III	0,00332	0,01945		0,00426
Etapa IV	0,7363	0,02186	0,00426	

As eficiências globais máximas foram encontradas na primeira e última semana de operação com remoção de 87,5 e 88,9%, respectivamente.

Os resultados obtidos para ortofosfato foram semelhantes aos obtidos para fósforo total, devido também aos mesmos mecanismos de remoção.

Pochaska et al. (2007) estudaram a eficiência de SACs SFV intermitentes, preenchidos com areia ou areia e dolomita, operando com TDH de 1,5 e 3 dias e plantados com *Phragmites australis*. Esses autores alcançaram a eficiência de 39% a 64% de remoção de ortofosfato os quais recebiam efluente municipal simulado contendo 8 mg/L de ortofosfato. Já no presente estudo, alcançou-se uma média global total de 47,3% utilizando efluente mais concentrado, aproximadamente 25 mg/L de ortofosfato.

Mendonça (2015) avaliou um SAC SFV seguido por um SAC SFH, tratando esgoto doméstico proveniente de um tanque séptico, com TDH de 1,1 e 2,8 dias, dependendo da vazão a ser aplicada. Os SACs eram plantados com capim Vetiver e preenchidos com brita nº 2 e nº 1. A eficiência média global de remoção de ortofosfato foi de 52%.

Dois SACs SFH em escala real foram estudados por Olijnyk et al. (2007), utilizando efluente sanitário advindo de tanque séptico, preenchidos com areia grossa e plantados com espécies presentes na região estudada, de Santa Catarina, alcançando eficiências inferiores às estudadas no presente trabalho, de 40% e 42% de remoção.

Andrade (2012), também obteve eficiências pouco abaixo das obtidas neste experimento. O mesmo autor avaliou o desempenho de dois SACs SFV piloto, um livre e outro afogado, utilizando esgoto sintético como efluente, brita e areia como meio suporte e a espécie *Canna x generalis* como vegetação, atingindo remoção de 46% e 41% para os SACs livre e afogado, respectivamente.

Dessa forma, o desempenho dos SACs do presente trabalho foi superior aos resultados obtidos pelos autores citados, principalmente utilizando o TDH de 3 dias, o qual foi mais eficiente (62,8%), e por utilizar um efluente concentrado, mostrou-se uma ótima alternativa de sistema de tratamento descentralizado em comparação aos sistemas convencionais, os quais não possuem o objetivo de remover frações de fósforo do seu efluente.

5.8 RESUMO DOS RESULTADOS: CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE POLUENTES

O resumo dos resultados da caracterização físico-química, microbiológica e de nutrientes do efluente de cada ponto de amostragem está apresentado na Tabela 58 e o resumo das eficiências de remoção de cada SAC e das eficiências globais está apresentado na Tabela 59.

Tabela 58 - Resumo da caracterização físico-química, microbiológica e de nutrientes do efluente de cada ponto de amostragem

Parâmetros	Unidades	Etapa I				Etapa II				Etapa III				Etapa IV			
		EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV	EH	SH	EV	SV
Temperatura	°C	14,8	16,0	14,1	15,3	18,9	18,4	18,4	18,3	21,1	20,8	20,9	20,8	22,3	22,0	22,2	22,8
OD	mg/L	0,6	1,0	1,9	1,0	0,0	0,7	1,9	1,6	0,1	0,5	1,6	1,2	0,5	1,1	2,4	1,6
pH	*	7,8	7,6	7,7	7,6	7,8	7,4	7,5	7,5	7,8	7,4	7,5	7,4	7,8	7,2	7,2	7
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	924	900	839	759	1078	1024	976	928	962	961	970	937	949	720	575	352
DQO	mg/L	254	88	79	66	290	160	123	101	360	115	114	95	272	93	77	56
DBO	mg/L	89	63	68	27	95	50	59	30	140	66	57	32	83	50	26	6
CO	mg/L	**	**	**	**	69	67	56	59	30	22	19	17	37	17	13	14
N total	mg/L	227	200	150	125	186	199	222	186	211	190	193	189	233	229	140	119
N amoniacal	mg/L	145	128	102	76	71	78	72	75	101	85	114	116	133	137	98	70
Nitrito	mg/L	0,0	0,0	3,1	4,2	0,0	0,0	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
Nitrato	mg/L	0,0	0,3	4,6	8,6	0,0	0,4	4,9	8,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	3,1	12,2
P total	mg/L	28	16	14	10	32	27	25	22	30	29	28	27	25	20	18	10
Ortofosfato	mg/L	26	15	12	9	31	26	23	21	28	28	27	26	21	18	13	8
<i>E. coli</i>	UFC/100 ml	4,0E+05	2,3E+04	2,3E+04	1,7E+04	9,3E+04	1,1E+04	8,3E+03	1,9E+03	2,6E+05	3,3E+04	6,2E+04	3,6E+04	2,2E+05	1,5E+04	7,6E+04	6,2E+04
CT	UFC/100 ml	8,1E+05	5,2E+04	6,2E+04	5,8E+04	1,4E+05	3,2E+04	8,5E+05	1,9E+05	1,0E+06	1,3E+05	4,9E+05	4,4E+05	1,7E+06	1,5E+05	6,5E+05	2,6E+05

* Adimensional

** Dados não analisados

Tabela 59 - Resumo das eficiências de remoção em cada SAC e das eficiências de remoção globais

Parâmetro	Etapa I		Etapa II		Etapa III		Etapa IV		Eficiência global
	SAC SFH	SAC SFV	SAC SFH	SAC SFV	SAC SFH	SAC SFV	SAC SFH	SAC SFV	
DQO	63	19	43	17	65	11	59	25	71
	73		64		70		74		
DBO	53	65	45	42	55	42	39	74	73
	62		67		73		93		
CO	*	*	10	5	25	15	43	13	41
		*	18		38		53		
N total	12	24	21	8	12	20	7	16	32
	36		24		26		50		
N amoniacal	17	27	0	0	13	8	13	35	31
	44		0		9		47		
P total	43	30	17	12	4	3	20	45	47
	63		32		9		61		
P-PO₄	39	23	16	10	2	3	16	46	47
	63		34		5		63		
<i>E. coli</i>	1,2	0,5	1,1	0,8	0,8	0,3	1,3	0,3	1,5
	2,0		1,8		0,6		1,5		
CT	1,0	0,4	0,8	0,6	0,9	0,1	1,1	0,4	0,7
	1,2		0,3		0,3		0,7		

* Dados não analisados

Todas as eficiências estão em %, exceto *E. coli* e CT (log).

5.9 ANTIBIÓTICOS

Na primeira análise, antes da partida dos SACs, os antibióticos que tiveram sua detecção mais confiável e estavam em maiores concentrações, foram o CIP e o ENRO. Visto que havia a presença de antibióticos, tanto no efluente bruto quanto no efluente da saída do reator UASB, objetivou-se analisar a eficiência de remoção de antibióticos nos SACs.

Após a triagem de todas as amostras, do efluente de cada ponto de amostragem dos SACs, apenas 23 delas apresentaram picos para algumas sulfonamidas e fluoroquinolonas, em pelo menos duas transições de MS/MS, sendo então tratadas como amostras “suspeitas” de estarem contaminadas por alguns

desses compostos. A Tabela 60 apresenta a lista de amostras suspeitas de estarem contaminadas com algum(uns) analito(s) avaliado (s) no método.

Tabela 60 - Lista de amostras suspeitas de estarem contaminadas com algum(uns) analito(s) avaliado no método

Nº da amostra	Ponto de amostragem	Semana	Analito(s)
5	EH	1	SMZ e CIP
1	EH	2	CIP
9	EH	3	SMZ, CIP e NOR
13	EH	4	SMZ e CIP
20	EH	6	NOR
26	EH	8	NOR
29	EH	9	SMZ, CIP e TMP
33	EH	10	SDIZ e NOR
37	EH	12	NOR
45	EH	13	TMP
49	EH	14	CIP
41	EH	15	SMZ, SDIZ, CIP e NOR
42	SH	15	SMZ
53	EH	16	SMZ e CIP
55	EV	16	SMZ
57	EH	17	SDIZ, CIP e NOR
61	EH	18	CIP
62	SH	18	SMER e SMZ
69	EH	21	SMZ, CIP e NOR
73	EH	22	NOR
85	EH	25	SMZ
89	EH	26	OFLO
90	SH	26	NOR

Em apenas 3 amostras, das 23 suspeitas de contaminação, não foram do efluente do ponto de amostragem EH. Indicando, dessa forma, que possivelmente o afluente dos SACs possui alguma concentração de antibióticos. Após a adição de padrão nas amostras da Tabela 60, as mesmas foram quantificadas para confirmar a presença do analito.

A Tabela 61 apresenta as amostras que tiveram um pequeno sinal analítico para NOR e OFLO, porém, todos esses sinais, quando submetidos à análise quantitativa, indicaram valores de concentração inferiores ao do limite de detecção, como mencionado por Lima Gomes et al. (2015). Portanto, não há segurança estatística para relatar que essas amostras estavam positivamente contaminadas por NOR e OFLO.

Os demais analitos triados e que não estão presentes na Tabela 62, também não tiveram suas presenças confirmadas em níveis detectáveis ou quantificáveis, após a análise das adições de padrão. No entanto, a Tabela 62 apresenta as amostras com confirmação da presença de analitos contaminantes e suas respectivas concentrações.

Tabela 61 – Amostras previamente triadas para a presença de NOR, OFLO, ou ambas, mas que tiveram resultados inferiores ao Limite de Detecção (LD) do método

Nº da amostra	Analito
9	NOR
20	NOR
26	NOR
33	NOR
37	NOR
41	NOR
57	NOR
69	NOR
73	NOR
89	OFLO
90	NOR

Tabela 62 – Amostras com confirmação da presença de analitos contaminantes e suas respectivas concentrações

Nº da amostra	Ponto de amostragem	Semana	Analito	Concentração (ng/L)
1	EH	2	CIP	136,6
5	EH	1	CIP	109
9	EH	3	CIP	208,4
13	EH	4	CIP	473,1
29	EH	9	CIP	700,1
41	EH	15	CIP	526,7
49	EH	14	CIP	604,9
53	EH	16	CIP	594,1
57	EH	17	CIP	596,2
61	EH	18	CIP	496,6
69	EH	21	CIP	419,7

Apenas 11 amostras tiveram a presença de analitos confirmados, e destes, todos eram do efluente do ponto de amostragem EH. O único antibiótico confirmado foi o ciprofloxacino, com média de concentração de 442,6 ng/L, encontrado no ponto de amostragem EH. Sua concentração variou de 109,0 ng/L à 700,1 ng/L. Essa variação na concentração ocorreu devido à variação semanal da água negra simulada.

Como houve a confirmação da presença de apenas 11 amostras contaminadas com antibióticos, das 104 analisadas, o objetivo de avaliar a eficiência dos SACs na remoção de antibióticos foi suspenso, pois não haviam dados suficientes. No entanto, como não houve confirmação nos outros pontos de amostragem, supostamente há algum mecanismo de remoção ocorrendo, tornando os SACs, um potencial para experimentos futuros sobre remoção de antibióticos, evitando, dessa forma, o aumento da resistência bacteriana e possíveis distúrbios na saúde humana.

5.10 DESENVOLVIMENTO DA VEGETAÇÃO

A evolução das plantas foi acompanhada através de registros fotográficos de cada um dos SACs, realizados periodicamente.

Da Figura 69 à Figura 75, estão apresentadas as fotos do desenvolvimento da vegetação no SAC SFH, e da Figura 76 à Figura 81 do SAC SFV, com indicação da data e tempo de operação dos SACs.

Figura 69 – Foto tirada do SAC SFH no dia 10/06/2016, 1º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 70 - Foto tirada do SAC SFH no dia 12/07/2016, 33º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 71 - Foto tirada do SAC SFH no dia 26/07/2016, 46º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 72 - Foto tirada do SAC SFH no dia 25/08/2016, 76º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 73 - Foto tirada do SAC SFH no dia 20/09/2016, 102º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 74 - Foto tirada do SAC SFH no dia 14/10/2016, 126º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 75 - Foto tirada do SAC SFH no dia 20/12/2016, 193º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 76 - Foto tirada do SAC SFV no dia 10/06/2016, 1º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 77 - Foto tirada do SAC SFV no dia 26/07/2016, 46º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 78 - Foto tirada do SAC SFV no dia 06/09/2016, 60º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 79 - Foto tirada do SAC SFV no dia 20/09/2016, 102º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 80 - Foto tirada do SAC SFV no dia 14/10/2016, 126º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Figura 81 - Foto tirada do SAC SFV no dia 20/12/2016, 193º dia de operação

Fonte: Autora (2017).

Pode-se observar que na Figura 74 e na Figura 80 as folhagens das plantas estão danificadas, devido à chuva de granizo que ocorreu no dia 12/10/2016.

Nota-se que na Figura 75, mais de 2 meses após a chuva de granizo ocorrida, o SAC SFH encontra-se reconstituído, com as folhagens vistosas, já na Figura 81, as folhagens do SAC SFV ainda se encontram pouco danificadas, em fase de reconstituição.

Foi observado, até o último dia de operação, que sempre havia a produção de novos brotos de Biri e a poda das plantas foi realizada apenas retirando as folhagens mais velhas, já secas, e mantendo as mais novas.

O Biri se mostrou uma planta com ótimo desenvolvimento para ser utilizado em efluentes concentrados, apresentando folhagens vistosas ao longo do processo de operação e com alto poder paisagístico devido as flores que ali afloram.

6 CONCLUSÕES

- As mudas de Biri tiveram uma ótima adaptabilidade ao efluente concentrado e às condições ambientais, não ocorrendo a morte de nenhuma das mudas. Sua utilização foi considerada viável ao sistema de tratamento, com bom potencial para o pós tratamento de água negra, além de tirar proveito do seu efeito estético e paisagístico;
- A temperatura média de todos os efluentes dos 4 pontos de amostragem foi de, aproximadamente, 19°C. A cada etapa estudada a temperatura aumentou em média de 2,4°C, em razão do estudo ser operado entre o inverno e a primavera.
- Os valores de pH situaram-se próximos à neutralidade, entre 6,5 a 8,1. O pH tendeu a diminuir a medida que o efluente passava pelos SACs, e essa diminuição foi mais elevada no SAC SFH. A alcalinidade total e parcial também tendeu a diminuir, podendo ser consequência da diminuição do pH, do consumo de alcalinidade para a amonificação e pelo seu consumo para a neutralização de ácidos. A preservação desses elevados valores de alcalinidade, juntamente com as faixas neutras de pH operados, indica uma boa capacidade de tamponamento dos SACs;
- O SAC SFH trabalhou com faixas de OD menores do que no SAC SFV, o que já era esperado, pois o ultimo possui aplicação intermitente de efluente e recirculação. Esses valores foram suficientes para que ocorresse o processo de nitrificação e desnitrificação parciais, e para a mineralização do material orgânico;
- Por se tratar de um efluente concentrado, os SACs apresentaram boas condições de biodegradabilidade e remoção de nutrientes. Mas, o efluente final do sistema ainda continuou com altas concentrações de nutrientes, representando uma ótima fonte a ser utilizado como fertilizante agrícola, e caso se utilize para esse fim, um processo de desinfecção será necessário;
- O SAC SFH foi significativamente mais eficiente para remoção de DQO, CO e microrganismos, enquanto o SAC SFV, foi mais eficiente na remoção de N amoniacal e DBO. Para os outros parâmetros, não houve diferenças

significativas entre as eficiências de remoção em cada SAC, por essa razão, a utilização de um sistema híbrido é aconselhável, pois um sistema complementa o outro;

- As eficiências de remoção de nutrientes e CT apresentaram tendência de melhoria com a diminuição da TAH;
- O único antibiótico com presença confirmada foi o ciprofloxacino, encontrado apenas no efluente do ponto de amostragem EH. A média da concentração de ciprofloxacino encontrado foi de 442,6 ng/L e, como não houve confirmação de analitos nos outros pontos de amostragem, supostamente há algum mecanismo de remoção ocorrendo nos SACs, se tornando um potencial para experimentos futuros sobre remoção de antibióticos;
- A resolução CONAMA 430/2011 não estabelece padrões de lançamento de efluentes para a maioria dos parâmetros analisados neste trabalho. A qualidade do efluente tratado final permite o atendimento a essa legislação quanto ao pH, estando entre 5 e 9, a temperatura, menor que 40 °C, e a concentração de DBO, com máxima permitida de 120 mg/L. A concentração de N amoniacal foi o único parâmetro em desacordo com essa resolução, pois a máxima permitida para lançamento no corpo receptor é de 20 mg/L. Segundo a IT n° 32 (CETESB, 2008), para o parâmetro da condutividade elétrica, esse efluente pode ser reutilizado para irrigação em solos bem drenados e que tolerem altas concentrações de sais e caso o efluente for utilizado para esse fim, um processo de desinfecção será necessário, pois a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989) permite uma máxima concentração de Coliformes Fecais menor ou igual à 10^3 NMP/100mL. De acordo com a resolução conjunta SES/SMS/SSRH de 28/06/2017, esse efluente também pode ser reutilizado como uso com restrição severa e neste caso, um processo de desinfecção será necessário;
- Por fim, foi possível constatar o bom potencial dos SACs para o tratamento de água negra, colocando-a como uma ótima alternativa para o tratamento de um efluente concentrado, oferecendo subsídios para planos de saneamento básico, principalmente em áreas descentralizadas.

7 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

- Recomenda-se a utilização da recirculação para o SAC SFH, e não para o SAC SFV, pois dessa forma haveria maior possibilidade de desnitrificação após a nitrificação, diminuindo o acúmulo de nitrato no efluente final e aumentando a eficiência de remoção de N total no sistema;
- Avaliar a biomassa vegetal produzida, a fim de averiguar a assimilação de nutrientes pela vegetação, assim como comparar as eficiências de um sistema controle (sem vegetação);
- Avaliar a influência das taxas de evapotranspiração do sistema na qualidade do efluente tratado;
- Foi constatada melhora na eficiência de remoção de coliformes totais e de nutrientes com a utilização de um TDH mais elevado, dessa forma recomenda-se o prosseguimento da utilização de maiores TDHs para investigar a real capacidade do sistema;
- Avaliar o desempenho do sistema de tratamento, quanto aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, considerando um maior período de operação e monitoramento dos SACs.

REFERÊNCIAS

- 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, p. 370-377, 2009.
- AL-JAYYOUSI, O. R. **Greywater reuse: towards sustainable water management**. *Desalination*, v. 156, n. 1-3, p. 181–192, ago. 2003.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd ed. Washington, DC, 2012.
- ARIAS, C. A.; BRIX, H. **Humedales artificiales para el tratamiento de águas residuales**. *Revista Ciência e Engenharia Neogranadina*, Bogotá, Colombia, v. 13, p. 17-24, 2003.
- ANDRADE, H.H.B. **Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (wetlands construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético**. Dissertação (mestrado), 87p., Curitiba, 2012.
- ASSUMPÇÃO, J.G. **Desempenho do leito cultivado no tratamento de efluentes gerado em uma instituição de ensino**. Dissertação (mestrado) – Universidade de Taubaté, 2010.
- AVELINO, M. C. G. S. **Construção de um sistema de alagados construídos e o comportamento dos parâmetros físico-químicos e biológicos da fase de maturação dos leitos de fluxo vertical**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2012.
- BARRETO, A.B **Contribuição da zona de raízes em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal para tratamento de efluentes sanitários**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- BARROS P.; RUÍZ I.; SOTO M. **Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community**. *Ecological Engineering* v. 33, p. 142–149, 2008.
- BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 43 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009
- BILA, D.M.; DEZOTTI, M. **Fármacos no meio ambiente**. *Quím. Nova*. V. 26, No. 4, p. 523-530, 2003.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável**. 2ª ed. 318 p. São Paulo, 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução do CONAMA Nº 430 em 13 de maio de 2011.
- BRASIL. Governo do Estado de São Paulo. Resolução conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01 de 28 de Junho de 2017.

BROWN, S.A. **Fluoroquinolones in animal health.** J. vet. Pharmacol. Therap. 19, 1-14, 1996.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Viçosa, v. 14, n. 1, p. 421-430, 2009

CALIJURI, M.C e CUNHA, D.G.F. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão.** 1ed. 832 p. Rio de Janeiro. Elsevier, 2013.

CAMPOS, J. R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo.** PROSAB. José Roberto Campos (coord.). Rio de Janeiro, 1999.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Instrução Técnica Nº 32. **Aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura.** São Paulo. 11p. 2006.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. L5.214: **Coliformes Totais: Determinação pela Técnica de Membrana Filtrante.** São Paulo. 30p. 2007.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios.** 2ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v. 5, n. 1, p. 73–92, fev. 2006.

COOK, S.; TJANDRAATMADJA, G.; HO, A.; SHARMA, A. **Definition of decentralised systems in the south east Queensland context.** Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 12, 2009.

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

COSTA, J.F.; PAOLI, A.C.; VON SPERLING, M. **Desempenho de wetlands de fluxo horizontal subsuperficial vegetadas e não vegetadas atuando como pós-tratamento de efluente sanitário de reator UASB.** In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2011.

COSTA, J. F. **Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando com pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador.** 193p. Tese (doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

DAVIS, L. A. **Handbook of Constructed Wetlands.** A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region. Vol. 1. USEPA Region III with USDA, 1995.

DAWSON, R. **How significant is a boxplot outlier?** Journal of Statistics Education, Vol. 19, N.2, 2011.

DE GRAAFF, M. S. **Resource Recovery from Black Water**. 192p. Tese (doutorado) - Wageningen University, Wageningen, Noth Lands. 2010.

DÍAZ, O. C. **Behavior of selected organic micropollutants in horizontal subsurface-flow constructed wetlands operating at high organic load**. 151p. Tese (doutorado) - Centro de Ciências da Engenharia da Universidade Martin Luther Halle - Wittenberg, 2015.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O.E. **Volatile Acids by direct titration**. Journal Water Pollution Control Federation, v. 33, nº 4, p. 356-365, 1961.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 101p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

EL-HAMOURI, B.; NAZIH, J.; LAHJOUJ, J. **Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions**. Desalination. v. 215, p. 153–158, 2007.

EPA (Environmental Protection Agency). **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. 165p. Cincinnati, Ohio, 2000.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **Nutrient Control Desing Manual**. State of technology review report. EPA/600/R-09/012, 2009.

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

FELLI, V. M.A. **Quinolonas Antibacterianas**. São Paulo: Faculdade de Ciências Farmaceuticas, USP, 15p., 2007.

FERREIRA, L. S. **Avaliação de desempenho de wetlands construídos para o tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ete Vog Ville**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2013.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges**. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 5, n. 1, p. 3–19, 2006.

GARCÍA-GALÁN, M. J.; GARRIDO, T.; FRAILE, J.; GINEBRED, A.; DIAZ-CRUZ, M. S.; BARCELO, D. **Application of fully automated online solid phase extraction-liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry for the determination of sulfonamides and their acetylated metabolites in groundwater**. Analytical and Bioanalytical Chemistry, v. 399, n. 2, p. 795–806, 9 jan. 2011.

GARCÍA-GALÁN, M. J.; SILVIA DÍAZ-CRUZ, M.; BARCELÓ, D. **Identification and determination of metabolites and degradation products of sulfonamide antibiotics**. TrAC - Trends in Analytical Chemistry, v. 27, n. 11, p. 1008–1022, 2008.

GÖBEL, A.; MCARDELL, C.S; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; GIGER W. **Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies**. Science of the Total Environment, v. 372, n. 2-3, p. 361–371, 2007.

HENZE, M.; LEDIN, A. **Types, characteristics and quantities of classic, combined wastewaters**. In: Lens, P., Zeeman, G., Lettinga, G. (Eds.), Decentralised Sanitation and

Reuse IWA Publishing, UK, p. 57–72, 2001.

HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. **Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks**. Water Science and Technology, v. 45, n. 12, p. 181-188, 2002.

HIJOSA-VALSERO, M.; MATAMOROS, V.; SIDRACH-CARDONA, R.; MARTIN-VILLACORTA, J.; BECARES, E.; BAYONA, J. M. **Comprehensive assessment of the design configuration of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters**. Water Research, v. 44, n. 12, p. 3669–3678, jun. 2010.

IMFELD, G.; BRAECKEVELT, M.; KUSCHK, P.; RICHNOW, H. H. **Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands**. Chemosphere, v. 74, n. 3, p. 349–362, jan. 2009.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Universalização do acesso ao saneamento básico no Brasil pode reduzir até 6,8% do atraso escolar**. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/universalizacao-do-acesso-ao-saneamento-basico-no-brasil-pode-reduzir-ate-6-8-do-atraso-escolar>>. Acesso em: 10 Jun. 2015.

ITRC (The Interstate Technology & Regulatory Council). **Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands**. 128p. Dezembro, 2003.

IWA – Specialist group on use of macrophytes in water pollution control. **Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation**. IWA publishing, London, 2001.

JEFFERSON, B. et al. **Technologies for domestic wastewater recycling**. Urban Water, v. 1, n. 4, p. 285–292, dez. 2000.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 941p. 5ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment wetlands**. 1000p. 2ª edição. Taylor & Frances group, 2009.

KIVAIISI, A. K. **The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review**. Ecological Engineering, v. 16, n. 4, p. 545–560, fev. 2001.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. **Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia**. Ecological Engineering, v.35, p. 248-257, abr. 2008.

KUJAWA-ROELEVELD, K.; ZEEMAN, G. **Anaerobic Treatment in Decentralised and Source-Separation-Based Sanitation Concepts**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v. 5, n. 1, p. 115–139, fev. 2006.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. 90p. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo, 2001.

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

LIMA GOMES, P.C.F.; TOMITA, I.N.; SANTOS-NETO, A.J.; ZAIAT, M. **Rapid determination of 12 antibiotics and caffeine in sewage and bioreactor effluente by online column-switching liquid chromatography/tandem mass spectrometry.** Anal Bioanal Chem, p. 8787-8801, out. 2015.

LIN, T.; CHEN, Y.; CHEN, W. **Impact of toxicological properties of sulfonamides on the growth of zebrafish embryos in the water.** Environmental Toxicology and Pharmacology, v. 36, n. 3, p. 1068–1076, nov. 2013.

LOURES, A.P.S.; SOARES, A.A; MATOS,A.T.; CECON, P.R; PEREIRA, O.G. **Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, n.3, p.706-714, 2006.

MARENGO, J.R.; KOK, R.A.; O BRIEN, G.K.; VELAGALETI, R.R.; STAMM, J.L. **Aerobic degradation of 14C- sarafloxacin hydrochloride in soil.** Environmental Toxicology and Chemistry, 16, p. 462-471, 1997.

MARTINEZ, M.; McDERMOTT, P.; WALKER, R. **Pharmacology of the fluoroquinolones: a perspective for the use in domestic animals.** Veterinary Journal, v.172, p. 10-28, 2006.

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

MENDONÇA, A.A.J. **Avaliação de um Sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida.** Dissertação (mestrado). São Paulo, 2015.

METCALF, L. e EDDY, H.P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** 5ª edição. Tradução: Ivanildo Hespanhol, Jose Carlos Mierzwa. Bookman. 2016.

METCALF, L. e EDDY, H.P. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse.** 1334p. 3ª edição. New York, McGraw - Hill Book, 1991.

METCALF, L. e EDDY, H.P. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse.** 1815p. 4ª edição. New York, McGraw - Hill Book, 2003.

MILLER, J.N; MILLER, J.C. **Statistics and chemometrics for analytical chemistry.** 278 p. 6ª edição. 2010.

MOHARRAM, M. A.; ABDELHALIM, H. S. e ROZAIK, E. H. **Anaerobic up flow fluidized bed reactor performance as a primary treatment unit in domestic wastewater treatment.** Housing and Building National Research Center, 2015.

MONTEIRO, R.C.M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável.** 84p. Dissertação (mestrado) - Univeridade de São Paulo, São Paulo, 2009.

NIVALA, J.; HEADLEY, T.; WALLACE, S.; BERNHARD, K.; BRIK, H.; AFFERDEN, M.; MULLER, R. A. **Comparative analysis of constructed wetlands: The design and**

construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. Ecological Engineering – 2472, p. 17, 2013.

NORTE, A. C. C.; ZANELLA, L.; ALVES, W. C. **Espécies vegetais com potencial ornamental para utilização em wetlands construídos.** 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos, Curitiba-PR, 2015.

NSW Health. **Greywater Reuse in Sewered Single Domestic Premises.** 19p. NSW Department of Health, Sydney, 2000.

OJOAWO, S.O.; UDAYAKUMAR, G.; NAIK, P. **Phytoremediation of phosphorus and nitrogen with Canna x Generalis reeds in domestic wastewater through NMAMIT constructed wetland.** Aquatic Procedia 4, 349-356 p., 2015.

OLIJNYK, D.P.; SEZERINO, P.H.; FENELON, F.R.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L.S. **Sistemas de tratamento de esgoto por zonas de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no estado de Santa Catarina.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2007.

ONESIOS, K. M.; YU, J. T.; BOUWER, E. J. **Biodegradation and removal of pharmaceuticals and personal care products in treatment systems: a review.** Biodegradation, v. 20, n. 4, p. 441–466, 28 jul. 2009.

ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de ‘wetlands’ construídos no pós-tratamento de efluente de lago de maturação.** 89p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

OTTOSON, J.; STENSTRÖM, T. A. **Faecal contamination of greywater and associated microbial risks.** Water Research, v. 37, n. 3, p. 645–655, 2003.

PAOLI, A.C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.** 148p. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

PAPICH, M.G.; RIVIERE, J.E. **Fluorquinolone antimicrobial drug.** In: ADAMS, R.H. **Veterinary pharmacology and therapeutics.** 8 ed. Oxford, Wiley-Blackwell, 2001.

PAUL, T.; DODD, M.C.; STRATHMANN, T.J. **Photolyc and photocatalytic decomposition of aqueous ciprofloxacin: Tranformation products and residual antibacterial activity.** Water research v. 44, p. 3121-3132, 2010.

PELISSARI, C.; FURTADO, F.C.D.; SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; PHILIPPI, L.S. **Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (Wetlands Construídos) empregados no tratamento complementar de efluente de tanque séptico: Início de operação.** 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental. Porto Alegre. 8p. 2011.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** 1ª Ed. Editora do Autor, Florianópolis, 144p., 2004.

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

RABONI, M.; GAVASCI, R.; URBINI, G. **UASB followed by Sub-Surface Horizontal Flow hytodepuration for the Treatment of the Sewage Generated by a Small Rural Community**. Sustainability, v. 6, n. 10, p. 6998–7012, 9 out. 2014.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. **Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength wastes**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 58, p. 406-411, 1986.

ROBINSON, A.; BELDEN, J.B.; LYDY, M.J. **Toxicity of fluoroquinolone antibiotics to aquatic organisms**. Environmental Toxicology and Chemistry 24, p. 423–430, 2005.

RODRIGUES-SILVA, C.; MANIERO, M.G.; PERES, M.S.; GUIMARÃES, J.R. **Ocorrência e degradação de quinolonas por processos oxidativos avançados**. Quim. Nova, v. 37, No. 5, p. 868-885, 2014.

ROMA, M.; WELLER, M.; WENTZELL, S. **Removal of ciprofloxacin from water using adsorption, UV photolysis and UV/H₂O₂ degradation**. Worcester Polytechnic Institute, Worcester, MA, 2011.

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

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Instituto Terramax – Consultoria e Projetos Ambientais LTDA, Piracicaba-SP, 23p. 2009.

SANTIAGO, F. A; CALIJURI, M. L; LUÍS, P. G. **Potencial para a utilização de sistemas de wetlands no tratamento de águas residuárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil**. Natureza & Desenvolvimento, v. 1, n. 1, p. 29-39, 2005.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 166p. 2006.

SINGH, S.; HABERL, R.; MOOG,O.; SHRESTHA, R.R.; SHRESTHA, P.; SHRESTHA, R. **Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal – A model for DEWATS**. Ecological Engineering v. 35, p. 654–660, 2009.

SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento). **Diagnóstico dos Serviços de água e esgoto - 2014**. Brasília. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2014.

SOUSA, G.P.G. **Phosphorus and nitrogen removal from digested black water using chlorella sorokiniana in a flat-pannel photobioreactor: batch and continuous mode evaluation**. 83p. Dissertação (mestrado) - Universidade Politécnica de Valência, Universidade de Valência, 2013.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. V.; LIMA, E. P. C; HENRIQUE, I. N. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, Nº 4, p. 285-290, 2004.

STEFANAKIS, A.I.; TSIHRINTZIS, V.A. **Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters.** Desalination 248, p. 753-770, 2009.

TANDON, S.A.; KUMAR, R.; BAJWA, R.K.; YADAV, S.A. **Pytoremediation of fluoroquinolone group of antibiotics from waste water.** V. 5, No. 12A, p. 21-27, 2013.

TERNES, T. A.; STUBER, J.; HERRMANN, N.; McDOWELL, D.; RIED, A.; KAMPMANN, M.; TEISER, B. **Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater?** Water Research, v. 37, n. 8, p. 1976–1982, abr. 2003.

TERVAHAUTA, T.; HOANG, T.; HERNANDEZ, L.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. **Prospects of Source-Separation-Based Sanitation Concepts: A Model-Based Study.** Water, v. 5, n. 3, p. 1006–1035, 8 jul. 2013.

THIBODEAU, C.; MONETTE, F.; GLAUS, M. **Comparison of development scenarios of a black water source-separation sanitation system using life cycle assessment and environmental life cycle costing.** Resources, Conservation and Recycling, v. 92, p. 38–54, 2014.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – Estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.** 95p. Dissertação (mestrado), Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2005.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A. **Utilização do capim vetiver na remoção de nutrientes do esgoto doméstico.** Revista eletrônica de gestão e tecnologias ambientais (GESTA). V.1, n.2, p. 267-275, 2013.

UN-HABITAT (United Nations Human Settlements Programme). **Constructed Wetlands manual.** UN-HABITAT water for Asian cities programme Nepal, Kathmandu, 90p, 2008.

VALDEZ, F. Q. **Ocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operando com esgoto sanitário e águas negras simuladas.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto. Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande, Brasil: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VIEIRA, P.C. **Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB.** Tese (doutorado). Escola de engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 2013.

VON DREIFUS, T. **Tratamento de águas residuárias por alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando vetiver (*Chrysopon zizanoides* L.): avaliação e desempenho de três leitos distintos.** Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2012.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos.** 2ª ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 211 p. Belo Horizonte, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Vol. 1, 3ª ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA: Editora UFMG. 452p. Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, M. **Reatores anaeróbios**. Vol.5, 2ª ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2007.

VON SPERLING, M. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. Vol. 1. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, IWA publishing London, 2007.

VYMAZAL, J; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Springer Science. v.14, 561p, 2008.

WELSCH, J. W.; SMART, D. L.; BOYER, J. N; MINKIN, P.; SMITH, H. C.; McCANDLESS, T. L. **Forested wetlands functions, benefits, and the use of best management practices**, Radnor, 63p., 1995.

WENDLAND, C. **Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse**. 121p. Tese (doutorado) - Technischen Universität Hamburg-Harburg 2008.

WHO (World Health Organization). **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Report of a WHO Scientific Group. Geneva, 1989.

XIONG, J.; KURADE, M.B.; KIM, J.R.; ROH, H.; JEON, B. **Ciprofloxacin toxicity and its co-metabolic removal by a freshwater microalga *Chlamydomonas mexicana***. Journal of Hazardous Materials 323, p. 212-219, 2017.

Xu, W. H., Zhu, X. B., Wang, X. T. **Review on the residues and pharmacokinetics of antibacterial agents in fish and shrimp**. Mar. Sci. 28 (9), 62–65, 2004.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 189p. Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M.; SADREDDINI, S.; ZHU, J.; TUAN, N. A. **Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands**. Ecological Engineering, v. 37, n. 3, p. 460–464, 2011.

ZWIENER, C. **Occurrence and analysis of pharmaceuticals and their transformation products in drinking water treatment**. Anal Bioanal Chem 387:1159–1162.