

UNIVERSIDADE DE SANTA CRUZ DO SUL - UNISC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL
MESTRADO ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GESTÃO E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

Gustavo Stolzenberg Colares

SISTEMA COMBINADO DE REATORES ANAERÓBIOS COM
***WETLANDS* CONSTRUÍDOS + OZONIZAÇÃO PARA O TRATAMENTO**
E REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Santa Cruz do Sul
2018

Gustavo Stolzenberg Colares

**SISTEMA COMBINADO DE REATORES ANAERÓBIOS COM
WETLANDS CONSTRUÍDOS + OZONIZAÇÃO PARA O TRATAMENTO
E REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Dr. Ênio Leandro Machado

Santa Cruz do Sul

2018

Gustavo Stolzenberg Colares

**SISTEMA COMBINADO DE REATORES ANAERÓBIOS COM
WETLANDS CONSTRUÍDOS + OZONIZAÇÃO PARA O TRATAMENTO
E REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Dr. Érico Kunde Corrêa
Universidade Federal de Pelotas

Dr^a. Delmira Beatriz Wolff
Universidade Federal de Santa Maria

Dr^a. Pâmela Andréa Mantey dos Santos
Universidade de Santa Cruz do Sul

Dr. Ênio Leandro Machado
Universidade de Santa Cruz do Sul
Orientador

SANTA CRUZ DO SUL
2018

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por estar sempre ao meu lado me protegendo e ajudando nessa jornada.

Muita gratidão à minha base, minha família: os meus pais, Vilnei e Luciani, minha irmã Be e minha vó Enilda, por sempre me darem todo o apoio, carinho e amor que me sustentaram para chegar onde cheguei. Sempre que precisei estiveram comigo me dando todo o suporte e acreditando em mim.

A minha namorada Sabrina, por todo o carinho, companheirismo e sempre me dando forças para continuar.

Ao meu orientador prof. Ênio, uma pessoa muito especial e cativante que sempre me ajudou, passando diversos ensinamentos e mantendo sempre suas exemplares humildade, paciência e bom humor durante todo o mestrado.

Aos professores da banca examinadora, Dr. Érico, Dr.^a Delmira e Dr.^a Pâmela, por todo o apoio, todas as contribuições e indicações de melhoria para o presente trabalho.

Aos colegas e professores que pude conhecer no PPGTA pela amizade, e que sempre foram simpáticos, divertidos, parceiros e atenciosos, especialmente o Gleison, pela parceria, o João, o Ivan, o Felipe, a Carol, a Mari, a Dóris, o Ricardo, a Letícia, o Giovani, a Maiara, a Valéria e as professoras Lourdes e Adriane.

A todos os bolsistas e amigos do LATTAE e do Laboratório da Engenharia Ambiental, por todo o auxílio para a realização desse trabalho, em especial o Fagner, o Dudu, a Júlia, o Carlos, o Adrison, a Pri e a Valéria do Bloco 55.

A Universidade de Santa Cruz do Sul, por proporcionar o espaço rico em conhecimento e experiências e que oportunizaram a realização desse trabalho.

Muita gratidão a todos que participaram e me ajudaram direta ou indiretamente dessa jornada.
MUITO OBRIGADO!!

“Tudo flui... nenhum homem pode banhar-se no mesmo rio por duas vezes, porque nem o homem, nem a água do rio serão os mesmos”

(Heráclito)

RESUMO

No Brasil, o saneamento rural é atualmente um dos principais desafios para a universalização dos serviços de saneamento básico, principalmente na esfera de coleta e tratamento de efluentes domésticos, área ainda bastante deficiente. Esse aspecto, associado à crise ambiental em que a sociedade se encontra, têm promovido a busca por tecnologias de tratamento descentralizado, que sejam de baixo custo e ambientalmente sustentáveis. Nesse contexto, os *Wetlands* Construídos se destacam pela simplicidade de operação, e capacidade de recuperar nutrientes e promover o reuso de água. A seguinte pesquisa teve como objetivo desenvolver um sistema combinado em fluxo batelada e em escala semi piloto para o tratamento e reuso de águas residuárias, composto por reatores anaeróbios (RAs), WCs e posteriormente o emprego do processo de ozonização. Os RAs eram formados por 4 bombonas de PEAD de volume útil de 100 L cada (1 tanque sedimentador e 3 reatores), alimentados com efluente bruto bombeado do tanque equalizador da ETE da Universidade de Santa Cruz - Campus Santa Cruz do Sul/RS, com TDH total de 7 dias e recirculação semanal do efluente a uma taxa de $1\text{m}^3\text{h}^{-1}$ pelo período de uma hora durante 6 meses. Após os RAs, o efluente era encaminhado para alimentação de 3 WCs em série, compostos por 2 caixas de PEAD (W1 e W3) com volume de 200 L cada, e uma caixa de fibra compartimentada (W2), com 100 L, sendo o primeiro WC (W1) com fluxo livre flutuante (com um suporte de polietileno expandido), o segundo (W2) com fluxo alternado flutuante, e o último com fluxo subsuperficial vertical (W3), com a caixa preenchida com seixos (15 cm) e brita n. 2 e n. 3 (25 cm). As caixas foram vegetadas com diferentes combinações das macrófitas *Hymenachne grumosa*, *Pistia stratiotes*, *Spirodela* sp. e *Salvinia* sp. O TDH dos WCs foi de 7 dias para cada caixa (totalizando 21 dias), com as cargas volumétricas e as taxas de poluentes aplicadas monitoradas durante todo o período de estudo, conforme recomendações da literatura. No último trimestre de monitoramento, uma amostra do efluente tratado era coletada e ozonizada por borbulhamento em um reator de 1,4 L durante o período de uma hora com uma taxa de aplicação de $240\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ de O_3 . O sistema combinado desenvolvido foi monitorado durante um período de 10 meses, onde foi realizada a caracterização analítica de diversos parâmetros a cada etapa de tratamento, conforme padrões de emissão de efluentes e para reuso de água. A partir dos resultados verificados pode-se concluir que o sistema de saneamento proposto demonstrou-se eficiente na remoção de nutrientes, os 3 WCs para N (principalmente o W3) e apenas o W3 para P solúvel. O sistema demonstrou eficiência para remoção de matéria orgânica carbonácea, cor e turbidez (principalmente os RAs e o W1), assim como desinfecção e remoção de ecotoxicidade aguda, que era classificado como

medianamente tóxico e passou para ausência de toxicidade. Já a ozonização proporcionou significativa remoção de Cor (absorbância 420 nm) e o aumento do pH. Ao final do monitoramento, as concentrações médias dos poluentes obtidas respeitaram os padrões de emissão para efluentes domésticos preconizados pela legislação ambiental vigente (CONSEMA 355/2017) e possibilitando sua classificação como água de reuso classe 2 segundo a NBR 13969/97.

Palavras-chave: efluentes sanitários, tratamento descentralizado, saneamento rural, macrófitas, ozônio.

ABSTRACT

In Brazil, rural sanitation is nowadays one of the main challenges for the universal access to basic sanitation, primarily the collection and treatment of domestic wastewater, which still present lack of investments. This aspect, combined with the environmental crisis faced by today's society, are promoting the search for decentralized wastewater treatment technologies, with low costs and more environmentally sustainable. In this context, Constructed Wetlands (CWs) present an interesting technology with simple operation and that can promote the recycling of nutrients and water reuse. The present study's objective was to develop a combined system in batch flow and semi-pilot scale for treatment and reuse of wastewater, composed by anaerobic reactors (AR), Constructed Wetlands (CW), and lately ozonation,. The ARs consisted of 4 containers of HDPE and of 100 L each (1 sedimentation tank and 3bioreactors), fed with the campus of University of Santa Cruz (UNISC) wastewater, and with a HRT of 7 days. After the ARs, the wastewater was sent to the CWs, which were composed by 2 boxes of HDPE (W1 and W3), with 200 L each, and one fiber box (W2) with a 100 L volume. The first box (W1) had a floating macrophyte filter built with expanded polyethylene, as well as the second one (W2), but the W2 also had alternate flow (baffled) caused by vertical chicanes. The third and last CW (W3), was built using rocks (15 cm) and gravel n. 2 and n. 3 (25 cm). The CW were vegetated with different combinations of the *H. grumosa*, *P. Stratiotes*, *Spirodela* and *Salvinia* macrophytes.. The HRT of each CW was 7 days, and the pollutant loading rates were observed and compared to literature recommendations. During the last 3 months, the ozonation process was applied to the treated samples in a 1,4 L reactor, for 1 hour and by bubbling with 240 mg O₃ h⁻¹. The developed combined system was monitored for 10 months, in which several parameters related to the wastewater emission and water reuse standards were analysed, before and after each stage of treatment. From the obtained results, it was possible to verify that the system was efficient at nutrients removal (mostly the W3 for N and P), and as well for organic matter, color and turbidity (although the ARs and W1 were the most efficient). In addition, the system also demonstrated great result for removing pathogenic organisms acute toxicity, transforming the wastewater from moderately toxic to absence of toxicity. The ozonation, on the other hand, resulted mostly in color removal and pH increase. The average month results for each parameter were compared to and stayed below the Brazilian emissions standards of CONSEMA 355/2017 and the effluent could be classified as water class 2 for reuse according to the NBR 13969/97.

Keywords: sewage, decentralized treatment, rural sanitation, macrophytes, ozone.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Filtro de Macrófita Flutuante (FMF) comercializado pela empresa <i>Biohaven</i> | 28 |
| Figura 2 - Classificação das macrófitas utilizadas em WCs. | 35 |
| Figura 3: Principais funções das macrófitas em WCs. | 36 |
| Figura 4 - Desenho simplificado da ETE da UNISC. | 41 |
| Figura 5 - Fluxograma com principais etapas desenvolvidas..... | 42 |
| Figura 6 - Registro fotográfico dos locais de coleta das macrófitas <i>Pistia stratiotes</i> e <i>Spirodela sp.</i> em Porto Alegre/RS..... | 44 |
| Figura 7 - Ilustração simplificada do WC de fluxo alternado flutuante. | 45 |
| Figura 8 - Registro fotográfico do W1 com o sistema flutuante de EVA. | 46 |
| Figura 9 - Ilustração do FMF de EVA aplicado. | 47 |
| Figura 10 - Registro fotográfico do <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Livre Alternado Flutuante (W2)..... | 47 |
| Figura 11 - Desenho simplificado da caixa compartimentada W2..... | 48 |
| Figura 12 - <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Superficial Vertical (W3). | 48 |
| Figura 13- Ilustração da construção do WCFV com os materiais filtrantes aplicados. | 49 |
| Figura 14 - Fluxograma simplificado representando as principais etapas do sistema desenvolvido..... | 50 |
| Figura 15 - Unidade de ozonização em escala de bancada. | 51 |
| Figura 16 - Fluxograma da aplicação de O ₃ no efluente em tratamento. | 51 |
| Figura 17 - Registro fotográfico dos reatores anaeróbios..... | 53 |
| Figura 18 - Registro fotográfico do sistema flutuante de EVA (W1) após sofrer diversas deformações..... | 54 |
| Figura 19 - Novo sistema suporte para a <i>H. grumosa</i> desenvolvido..... | 55 |
| Figura 20 -Registros da fabricação do sistema suporte flutuante para o W1 e o mesmo após a adição das macrófitas..... | 55 |
| Figura 21 - Sistema de drenagem implementado no W1..... | 56 |
| Figura 22 - Registros fotográficos da primeira caixa antes da poda (a), logo após a mesma (b) e 2 semanas após a mesma. | 58 |
| Figura 23 - Sistema W3 antes da poda (a), logo após a poda (b), 2 semanas após a poda(c) e (d) 2 meses depois da poda | 58 |
| Figura 24 - Variações do Carbono Orgânico Total nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017. | 61 |

| | |
|--|----|
| Figura 25 - Variações de Carbono Inorgânico nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017. | 62 |
| Figura 26 - Variações de Carbono Total nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017. | 62 |
| Figura 27 - Valores médios de DBO ₅ verificados ao longo do monitoramento em cada unidade do sistema, nos meses entre agosto e novembro de 2017. | 63 |
| Figura 28 - Variações de P solúvel nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017. | 65 |
| Figura 29 - Variações de N-NH ₃ nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017. | 66 |
| Figura 30 - Variações do NT nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017. | 67 |
| Figura 31 - Variações da Turbidez nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017. | 70 |
| Figura 32 - Variações do pH nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017. | 71 |
| Figura 33 - Variações de Condutividade nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017. | 71 |
| Figura 34- Variações de STD nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017. | 72 |
| Figura 35 - Variações da Cor (absorbância) nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017. | 72 |
| Figura 36 - Variações de Cor aparente nas datas de amostragem ao longo da ozonização das amostras. | 75 |
| Figura 37 - Variações de pH nas datas de amostragem ao longo da ozonização das amostras. | 75 |
| Figura 38 - Registros Fotográficos das amostras antes e após a ozonização. | 77 |
| Figura 39 - Variações de cor (420 nm) do sistema combinado durante o período de aplicação da ozonização (setembro-novembro/17). | 77 |
| Figura 40 - Registros Fotográficos das amostras bruta (B) após os WCs (W3) e após a ozonização (O3). | 78 |
| Figura 41 - Variações no monitoramento do sistema radicular da <i>H. grumosa</i> | 81 |
| Figura 42 - Registros fotográficos da <i>H. grumosa</i> no FMF do W1 em novembro/17. | 82 |
| Figura 43 - Variações no monitoramento do sistema radicular da <i>P. stratiotes</i> | 83 |
| Figura 44 - Registro fotográfico de uma alface d'água removida do W1 em novembro/17. | 84 |
| Figura 45 - Proposta geral de sistema para reuso das águas residuárias residências com sistema UASB+WCs+O ₃ | 86 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Padrões de emissões e eficiências mínimas para efluentes sanitários de acordo com a faixa de vazão no RS. | 18 |
| Tabela 2 - Macrófitas flutuantes e principais mecanismo de remoção de nutrientes | 27 |
| Tabela 3 - Recomendações da literatura para projeto e operação de WCs..... | 31 |
| Tabela 4 - Padrões de qualidade para águas de reuso de acordo com a classe..... | 37 |
| Tabela 5 - Resumo dos parâmetros analisados e métodos aplicados. | 43 |
| Tabela 6 - Resultado da biomassa gerada pela poda e da massa seca. | 57 |
| Tabela 7 - Taxas de aplicação de poluentes nos WCs e respectivos valores indicados pela literatura..... | 59 |
| Tabela 8 - Caracterização do efluente bruto a ser tratado em relação as médias de literatura e padrões de emissão para efluentes domésticos..... | 60 |
| Tabela 9 - Eficiências de cada uma das etapas dos sistemas combinados sucessivamente..... | 79 |
| Tabela 10 - Valores médios verificados ao longo do monitoramento para o efluente bruto, o efluente após WCs e após ozonização em comparação aos padrões de emissão e limites estabelecidos para reuso. | 85 |

LISTA DE ABREVIATURAS

| | |
|---------|--|
| CE(I) | Concentração Efetiva Inicial Mediana |
| CI | Carbono Inorgânico |
| CONSEMA | Conselho Estadual do Meio Ambiente |
| COT | Carbono Orgânico Total |
| CT | Carbono Total |
| DBO | Demanda bioquímica de oxigênio |
| DQO | Demanda química de oxigênio |
| EVA | Acetato Vinilo de Etileno |
| EPA | <i>Environmental Protection Agency</i> |
| FMF | Filtro de Macrófita Flutuante |
| OD | Oxigênio Dissolvido |
| NBR | Norma Brasileira |
| NMP | Número Mais Provável |
| PEAD | Polietileno de Alta Densidade |
| PNSB | Política Nacional de Saneamento Básico |
| POA | Processo Oxidativo Avançado |
| SST | Sólidos Suspensos Totais |
| STD | Sólidos Totais Dissolvidos |
| TDH | Tempo de Detenção Hidráulico |
| UASB | Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo |
| UFC | Unidades Formadoras de Colônias |
| UV | Ultravioleta |
| WC | <i>Wetland</i> Construído |
| WCFL | <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Livre |
| WCFLF | <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Livre Flutuante |
| WCFLAF | <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Livre Alternado Flutuante |
| WCFSSH | <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal |
| WCFV | <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical |
| WHO | <i>World Health Organization</i> |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 14 |
| 2 OBJETIVOS..... | 16 |
| 2.1 Objetivo geral..... | 16 |
| 2.2 Objetivos específicos..... | 16 |
| 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 17 |
| 3.1 Efluentes Líquidos..... | 17 |
| 3.1.1 Esgotos sanitários: principais poluentes e impactos ambientais envolvidos..... | 17 |
| 3.1.2 Matéria orgânica presente em efluentes líquidos..... | 18 |
| 3.1.3 Nutrientes presentes em efluentes líquidos..... | 19 |
| 3.1.4 Organismos patogênicos e toxicidade em esgotos urbanos..... | 20 |
| 3.1.5 Cenário atual do saneamento básico no Brasil..... | 21 |
| 3.2 <i>Wetlands</i> Construídos..... | 22 |
| 3.2.1 Classificação e experiências com <i>Wetlands</i> Construídos..... | 23 |
| 3.2.2 <i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Superficial..... | 24 |
| 3.2.3 <i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Subsuperficial..... | 28 |
| 3.2.4 <i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Subsuperficial Horizontal..... | 29 |
| 3.2.5 <i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Subsuperficial Vertical..... | 29 |
| 3.2.6 <i>Wetlands</i> Construídos Híbridos..... | 32 |
| 3.2.7 Manutenção de sistemas de <i>Wetlands</i> Construídos e fenologia de macrófitas..... | 33 |
| 3.3 Sistemas combinados visando o reuso de águas residuárias..... | 36 |
| 4 METODOLOGIA..... | 41 |
| 4.1 Local de estudo da unidade de tratamento..... | 41 |
| 4.2 Caracterizações analíticas..... | 42 |
| 4.3 Fenologia..... | 44 |
| 4.4 Unidade integrada WCFLF + WCFLAF+ WCFV+ O ₃ | 45 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 53 |
| 5.1 Construção e aspectos de operação do sistema combinado..... | 53 |
| 5.1.1 Reatores anaeróbios com recirculação..... | 53 |
| 5.1.2 <i>Wetlands</i> Construídos Híbridos..... | 54 |
| 5.2 Manutenção do sistema de <i>Wetlands</i> Construídos, biomassa gerada e comprimento das raízes..... | 56 |
| 5.3 Taxas de aplicação (cargas de poluentes)..... | 58 |
| 5.4 Caracterizações analíticas..... | 59 |

| | |
|---|-----|
| 5.4.1 Caracterização analítica do passivo ambiental a ser tratado..... | 59 |
| 5.5 Caracterização analítica da qualidade do efluente após cada etapa do tratamento desenvolvido..... | 60 |
| 5.5.1 Matéria orgânica carbonácea..... | 61 |
| 5.3.2 Nutrientes (nitrogênio e fósforo)..... | 64 |
| 5.3.3 Parâmetros físico-químicos..... | 69 |
| 5.4 Ensaio com ozonização..... | 74 |
| 5.5 Outros aspectos monitorados e considerações gerais..... | 81 |
| 7 CONCLUSÕES..... | 87 |
| 8 REFERÊNCIAS..... | 89 |
| 8 APÊNDICES..... | 99 |
| Apêndice A: Registros fotográficos realizados durante e após os ensaios de ozonização. | 99 |
| Apêndice B: Variações de Condutividade, STD e Turbidez ao longo do processo de ozonização com extração de alíquotas em intervalos de 10 minutos. | 100 |
| 9 ANEXOS..... | 101 |
| Anexo A: Variações com médias mensais dos fatores climáticos temperatura, velocidade do vento e precipitação no campus da Universidade de Santa Cruz do Sul, durante o monitoramento do projeto em estudo. | 101 |

1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água bem como a sua qualidade são hoje algumas das principais preocupações da crise ambiental em que a sociedade se encontra. Nas últimas décadas, o elevado crescimento populacional associado com o acelerado processo de urbanização e industrialização ao redor do planeta acarretaram diversos problemas ambientais e sociais, principalmente em países em desenvolvimento (PARKINSON e TAYLER, 2003). Dentre os recursos naturais, destaca-se a água, uma vez que a mesma é fundamental para atividades básicas de subsistência, industriais e agrícolas.

A utilização de águas contaminadas ainda é atualmente a principal causa de doenças e até mesmo mortes em seres humanos. Além disso, a quantidade de água doce disponível *per capita* vem diminuindo nos últimos anos, e estima-se que pelo ano de 2025 cerca de 1,8 bilhões de pessoas estarão vivendo em zonas de escassez de água (*United Nations Environmental Program* - UNEP, 2006). A maioria das pessoas vivendo em condições inadequadas de saneamento básico encontra-se em zonas rurais. Investir em saneamento básico implica em melhorias na saúde pública, qualidade de vida e diversos benefícios econômicos e ambientais (*World Health Organization* - WHO, 2014).

Nesse contexto, diversas tecnologias surgiram e têm sido pesquisadas nas últimas décadas visando prevenir a poluição das águas bem como promover o seu reuso quando possível. Segundo Martinetti et al. (2007), são necessárias estruturas alternativas para o tratamento de efluentes antes considerados como soluções na maioria dos casos (fossas negras na zonas rurais e estações centralizadas em zonas urbanas). Essas tecnologias para o saneamento descentralizado devem ser de fácil construção e manutenção, combinando qualidade ambiental, qualidade de vida para a população e uso racional dos recursos naturais, buscando-se, dessa forma, mais sustentabilidade.

Em relação ao tratamento descentralizado de efluentes urbanos, os tanques sépticos são atualmente a tecnologia mais aplicada no Brasil e no mundo, devido a sua capacidade de remoção de sólidos sedimentáveis e digestão da matéria orgânica, combinados ainda com baixo custo e fácil manutenção (MASSOUD et al., 2009). Contudo, esses sistemas carecem de algum pós tratamento que promova a remoção de nutrientes e patógenos (SEZERINO et al., 2012).

O Brasil é um país que apresenta uma fração considerável de comunidades de baixo e médio porte (VON SPERLING, 2016), nas quais se torna interessante em termos de custo benefício o tratamento descentralizado dos efluentes urbanos. Essas tecnologias devem ser de

baixo custo e preparadas para receber variações e picos na vazão de efluentes, sem comprometer sua eficiência no tratamento (HOFFMAN et al., 2004).

Nesse contexto, os *Wetlands* Construídos (WCs) são sistemas de tratamento de efluentes com baixos custos de operação e manutenção (KADLEC e WALLACE, 2009). Essa tecnologia já é bastante aplicada em diversos países europeus, tais como Alemanha, Áustria, França e Grécia, principalmente em suas respectivas zonas rurais (WECF, 2010). Esses aspectos destacam os WCs como uma interessante alternativa para ser investigada visando a evolução do processo para mitigar e sanar esse cenário nacional deficiente de coleta e tratamento de esgotos sanitários e efluentes industriais, principalmente quando empregado após um tratamento primário.

Os *Wetlands* Construídos são aplicados com diversas configurações, avaliando-se parâmetros como: tipos de substrato, diferentes macrófitas, presença e altura da lâmina d'água, tempos de detenção hidráulica, manutenção do sistema (podas), alimentação contínua ou em batelada, entre outros. De forma geral, as macrófitas são de suma importância nesses sistemas, contribuindo para remoção de nutrientes, sólidos sedimentáveis, facilitam a degradação aeróbia da matéria orgânica, promovem maior área superficial para crescimento de biofilme, previnem a colmatação do substrato, e desempenham ainda outros aspectos fundamentais para o tratamento de efluentes (REHMANN et al., 2017),

Frente a crise hídrica observada em diversos estados brasileiros e países, tecnologias visando o reuso local de águas residuárias tem se tornado bastante atrativas, principalmente visando-se fins não potáveis para água, reduzindo dessa forma a demanda por água potável, economizando energia e diminuindo a quantidade de efluentes a ser descartada (MILLER, 2006). Nesse contexto, diversos processos combinados de tratamento e desinfecção de águas residuárias vêm sendo pesquisados, pois permitem o reuso local do efluente para diversas finalidades, tais como irrigação agrícola e de jardins, limpeza de pisos e veículos, lavagem de roupas, usos ornamentais (chafariz e lagos) e até mesmo aplicado à construção civil (FAGUNDES e SCHERER, 2009).

Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi de desenvolver e avaliar um sistema combinado de *Wetlands* Construídos de Fluxo Híbrido integrado com reatores anaeróbios e ozonização visando o tratamento e reuso de efluentes urbanos gerados em um campus universitário.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Desenvolver um sistema combinado de reatores anaeróbios e *Wetlands* construídos de fluxos alternados para o tratamento de águas residuárias visando a redução da carga poluente e o reuso não potável da água.

2.2 Objetivos específicos

- Elaborar um sistema de operação simples, pouca manutenção e eficiente para o saneamento de águas residuárias;
- Montar um sistema suporte de filtro de macrófitas flutuante (FMF) de alta durabilidade e sem comprometer o crescimento do sistema radicular das macrófitas;
- Preparar unidade de *Wetlands* Construídos com configurações de fluxos alternados visando a remoção de carga orgânica e nutrientes de esgotos pós tratamento por reatores anaeróbios, reduzindo dessa forma o potencial eutrofizante de águas residuárias;
- Aplicar e avaliar a combinação de diferentes macrófitas flutuantes buscando maior eficiência na remoção de poluentes bem como a cobertura da superfície da água nas unidades de fluxo superficial para prevenir a proliferação de algas e mosquitos;
- Avaliar a eficiência do sistema combinado implementado a partir da caracterização dos parâmetros de controle, considerando interferências ambientais como condições climáticas e alterações de carga poluente;
- Empregar o processo de ozonização no efluente tratado e caracterizar o mesmo para seu possível reuso não potável, conforme a legislação vigente.
- Avaliar a capacidade de detoxificação do sistema de WCs e após a ozonização através de ensaios de ecotoxicidade aguda.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Efluentes Líquidos

3.1.1 Esgotos sanitários: principais poluentes e impactos ambientais envolvidos

A legislação responsável atualmente pelos padrões de emissão de efluentes sanitários em nível nacional é a Resolução do CONAMA 430/2011 e define esgotos sanitários como: "denominação genérica para despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, as quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos" (BRASIL, 2011).

Já em nível estadual, no Rio Grande do Sul, os padrões de emissão de diversos parâmetros de esgotos sanitários em águas superficiais são estabelecidos pela Resolução do CONSEMA 355/2017, que revisa e atualiza a CONSEMA 128/2006. A mesma define efluentes líquidos sanitários (ou domésticos conforme a CONSEMA 128) como: "despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas" (CONSEMA, 2017).

Conforme a resolução, no que tange apenas os efluentes sanitários são fixados os valores de padrões de emissão para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Coliformes Termotolerantes (ou *Escherichia coli*), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃) e Fósforo Total (P total), de acordo com faixas de vazão para o efluente (Tabela 1). Em alguns casos, esses valores podem ainda ser substituídos por valores de eficiência mínima de remoção obtidos após tratamento.

Tabela 1 - Padrões de emissões e eficiências mínimas para efluentes sanitários de acordo com a faixa de vazão no RS.

| Faixa de Vazão de Efluente (m ³ .d ⁻¹) | DBO ₅ (mg.L ⁻¹) | DQO (mg.L ⁻¹) | SST (mg.L ⁻¹) | Coliformes Ter. | | N-NH ₃ (mg.L ⁻¹) | P total | |
|---|--|---------------------------|---------------------------|-------------------|-----|---|-----------------------|------------|
| | | | | NMP/100 mL* | Ef | | (mg.L ⁻¹) | Eficiência |
| 1 Q < 200 | 120 | 330 | 140 | - | - | 20 | 4 | 75% |
| 2 200 ≤ Q ≤ 500 | 100 | 300 | 100 | 1x10 ⁶ | 90% | 20 | 4 | 75% |
| 3 500 ≤ Q < 1000 | 80 | 260 | 80 | 1x10 ⁵ | 95% | 20 | 4 | 75% |
| 4 1000 ≤ Q < 2000 | 70 | 200 | 70 | 1x10 ⁵ | 95% | 20 | 3 | 75% |
| 5 2000 ≤ Q < 10000 | 60 | 180 | 60 | 1x10 ⁴ | 95% | 20 | 2 | 75% |
| 6 10000 ≤ Q | 40 | 150 | 50 | 1x10 ³ | 95% | 20 | 1 | 75% |

Fonte: Adaptado de CONSEMA, 2017. *Número Mais Provável (NMP)/100 mL.

Esgotos sanitários (ou domésticos) podem ser definidos também como os esgotos provenientes de residências, bem como de instalações comerciais, institucionais e públicas. Sua composição consiste principalmente de: excreta humana, águas de banho, processamento de alimentos e de manutenção pessoais e domésticos, podendo apresentar também pequenas concentrações de diversas substâncias orgânicas e inorgânicas. Dentre os constituintes dos esgotos sanitários, destacam-se alguns devido a sua importância: os sólidos suspensos, que se não tratados podem acarretar acumulação de lodo e condições anaeróbias nos ambientes onde o esgoto é depositado; matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos (METCALF e EDDY, 2016).

3.1.2 Matéria orgânica presente em efluentes líquidos

Os componentes orgânicos, compostos principalmente por proteínas, carboidratos e gorduras, são medidos normalmente pela DBO e pela DQO do efluente. Quando lançados sem tratamento ao ambiente, tendem a causar, devido à estabilização biológica, a escassez de oxigênio dissolvido e dessa forma o desenvolvimento de condições sépticas (METCALF e EDDY, 2016).

A estabilização da matéria orgânica ocorre preferencialmente por processos aeróbios, i.e., os microrganismos utilizam o oxigênio dissolvido para oxidar esses materiais através de seus processos metabólicos. A relação de DBO e DQO é um importante indicativo da biodegradabilidade de um efluente, a qual indicará a possibilidade de utilização de um tratamento biológico. Quando a relação DQO/DBO₅ < 2,5 conclui-se que o tratamento biológico é bastante recomendado. Existem atualmente duas classes de métodos para caracterizar a matéria orgânica de esgotos: os métodos indiretos, os quais baseiam-se na

medição do consumo de oxigênio (DBO e DQO); os métodos diretos, em contrapartida, que consistem na medição direta do Carbono Orgânico Total (COT) presente no esgoto (VON SPERLING, 2005).

3.1.3 Nutrientes presentes em efluentes líquidos

Os nutrientes (representados principalmente por nitrogênio e fósforo) quando lançados em corpos hídricos em grandes quantidades possuem elevado potencial de causar a proliferação de espécies aquáticas indesejáveis (METCALF e EDDY, 2016), acarretando um processo denominado eutrofização.

A eutrofização é hoje uma das principais fragilidades para os corpos hídricos lênticos no Brasil, causando diversos prejuízos ambientais, econômicos e sociais. É definida, segunda a CONAMA 359/05, como: "produção orgânica excessiva em um determinado corpo hídrico, em função da elevação da concentração de nutrientes nas águas, principalmente nitrogênio e fósforo" (BRASIL, 2005).

São vários os malefícios acarretados pelo processo de eutrofização em um corpo hídrico. Nesse sentido, pode resultar problemas estéticos e recreacionais, reduzindo-se por exemplo a balneabilidade e o turismo (mosquitos e insetos, odores desagradáveis, mortandade de peixes); condições anaeróbicas no fundo da água (assim como no corpo hídrico como um todo), devido ao consumo de oxigênio para degradar matéria orgânica e algas, criando condições redutoras (ferro, manganês e fosfato se encontram na forma solúvel, e o gás sulfídrico pode causar toxicidade e odores indesejáveis); maior dificuldade e aumento nos gastos para abastecimento da água; dificuldade de navegação e diminuição do volume do corpo hídrico devido ao assoreamento (VON SPERLING, 2005).

Apesar de ser um processo natural, a ação antropogênica pode ser responsável pelo aceleração e por potencializar drasticamente os efeitos da eutrofização. É um problema que afeta lagos e reservatórios do mundo inteiro. Não somente, alguns gêneros de cianobactérias quando submetidas a determinadas condições ambientais podem produzir toxinas até mesmo fatais para seres humanos e animais (FIGUEIREDO et al., 2007).

O fósforo é um elemento que pode estar presente em esgotos sanitários na forma inorgânica e orgânica. O primeiro grupo, composto por polifosfatos e ortofosfatos, tem origem em detergentes e outros produtos químicos de uso doméstico. Já o fósforo na forma orgânica (ligado a compostos orgânicos) tem origem fisiológica. Enquanto os ortofosfatos estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, os polifosfatos, por serem moléculas mais complexas, devem passar pela hidrólise para converter-se em ortofosfatos, um

processo que pode ocorrer no próprio sistema de coleta, porém de forma lenta. Outra classificação bastante popular separa o fósforo em dois grupos: fósforo solúvel (predominantemente inorgânico, com uma pequena fração de fósforo ligado a matéria orgânica solúvel) e fósforo particulado, quando ligado a matéria orgânica particulada de esgotos (VON SPERLING, 2005).

Os principais fatores que influenciam a remoção de fósforo através de tratamentos biológicos são: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (microrganismos acumuladores de fósforo são aeróbios facultativos), e presença de nitratos na zona anaeróbia, uma vez que as bactérias passam a utilizar o nitrato como acceptor de elétrons, deixando de promover a biodesfostatação e passando a realizar a desnitrificação (BRASIL, 2010).

3.1.4 Organismos patogênicos e toxicidade em esgotos urbanos

Nos esgotos sanitários estão presentes diversos grupos de microrganismos, os quais desempenham diversas funções, fundamentais para o tratamento de esgotos através de transformações bioquímicas. Entretanto, alguns podem causar diversos problemas à saúde pública, sendo estes denominados patógenos. Estes microrganismos podem ser bactérias, vírus, protozoários ou helmintos. As principais doenças transmitidas via *feco-oral* e sintomas apresentados são diarreias (como cólera e giardíase), febre tifoide, leptospirose, amebíase, hepatite infecciosa e ascaridíase. Além dos poluentes e dos microrganismos citados, existem ainda diversos outros parâmetros que devem ser monitorados nos esgotos, tais como temperatura, cor, odor, turbidez, sólidos dissolvidos, pH, alcalinidade, cloretos, óleos e graxas (VON SPERLING, 2005).

O não tratamento desses poluentes pode acarretar diversos danos ao meio ambiente e colocar em risco a vida de seres humanos, da fauna e da flora. Podem estar presentes em esgotos não tratados também poluentes prioritários, tais como compostos que apresentam carcinogenicidade, mutagenicidade, teratogenicidade ou excessiva ecotoxicidade aguda. Compostos dissolvidos representados por cálcio, sódio, sulfato e outros constituintes inorgânicos, geralmente são adicionados à água de abastecimento, devendo ser removidos do esgoto quando visa-se o seu reuso (METCALF e EDDY, 2016).

Outro aspecto é importante dos esgotos está com a ecotoxicidade do mesmo. No estado do Rio Grande do Sul, a Resolução CONSEMA 129/2006 estabelecia os critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no estado, até 2016, quando a mesma foi revogada. A resolução denomina toxicidade como:

"propriedade potencial que uma amostra possui de provocar efeito adverso em consequência de sua interação com o organismo teste".

A toxicidade de um esgoto pode ser definida também como a medida do grau que um esgoto pode causar efeitos negativos à saúde humana e animal, a biota e ao ecossistema em geral (METCALF e EDDY, 2016).

Existem atualmente diferentes testes para avaliar a ecotoxicidade de substâncias presentes em amostras de água, efluentes e solos, através da submissão de microrganismos específicos a diferentes concentrações da amostra, e posteriormente avaliação e quantificação dos efeitos tóxicos produzidos. Enquanto análises químicas permitem apenas quantificar substâncias isoladas em uma amostra, os ensaios ecotoxicológicos permitem identificar a toxicidade da amostra como um todo, verificando os efeitos da combinação de diversas substâncias presentes. A análise ecotoxicológica avalia o tempo e os efeitos de uma amostra em uma espécie, podendo ser testes agudos ou crônicos, dependendo de sua duração e dos efeitos observados (SILVEIRA, 2016).

3.1.5 Cenário atual do saneamento básico no Brasil

No Brasil, a carência de sistemas de saneamento, principalmente no que tange a disposição inadequada de resíduos sólidos e efluentes líquidos, ainda é uma das principais causas de doenças em seres humanos e de degradação ambiental. Os tratamentos aplicados no esgotamento sanitário geralmente consistem em estações de tratamento de efluentes centralizadas, para onde esgotos coletados são encaminhados e tratados em um único local (FAGUNDES e SCHERER, 2009).

O Brasil, um país com território de dimensões continentais, possui em sua maioria comunidades de pequeno e médio porte, i.e., com até 100 mil habitantes, as quais representam cerca de 95% da totalidade dos municípios brasileiros, sendo que um quarto desses municípios possui menos 5 mil habitantes. De toda a população nacional, cerca de metade possui o seu esgoto conectado a uma rede de esgoto, e do esgoto coletado aproximadamente 70% é atualmente tratado. Considerando todo o volume gerado no país, aproximadamente apenas 40% é atualmente tratado (VON SPERLING, 2016).

Em regiões de baixa densidade populacional, o tratamento descentralizado (*onsite*) representa uma alternativa mais interessante em termos de custo benefício do que de sistemas centralizados. Além disso, o tratamento descentralizado pode permitir ainda o reuso das águas residuárias para diversas finalidades (MASSOUD et al., 2009).

As estações de tratamentos descentralizados são uma alternativa interessante no Brasil para residências, bairros e condomínios de 5 a 200 habitantes, bem como estações que atendam bairros de centros urbanos e pequenos vilarejos com 200 a 10.000 habitantes. Os sistemas devem preferencialmente ser de baixo custo de implantação e operação e contar com resistência. Sobretudo, os mesmos devem apresentar robustez, i.e., capacidade de absorver variações de carga no sistema, uma vez que essas variações são comuns em tratamentos descentralizados, onde é observada alta variabilidade de vazão. Nesse sentido, sistemas pouco flexíveis podem apresentar uma redução na eficiência no tratamento devido aos picos de vazão ao longo do dia e da semana (HOFFMAN et al., 2004).

Atualmente, os sistemas mais utilizados no Brasil e internacionalmente para o tratamento primário de esgotos sanitários são os tanques sépticos, uma tecnologia simples, de baixíssimo custo de implantação e facilidade de operação e manutenção. Os mesmos apresentam elevada capacidade de remover a maioria dos sólidos sedimentáveis e atuam como um reator anaeróbio, promovendo a digestão de uma fração da matéria orgânica presente (MASSOUD et al., 2009).

Entretanto, apesar da eficiência de remoção de sólidos sedimentáveis e DBO_5 , os tanques sépticos necessitam de algum sistema de pós tratamento integrado, visando principalmente a melhoria da qualidade do efluente através da remoção de nutrientes presentes (nitrogênio e fósforo) e de organismos patogênicos, uma vez que os tanques sépticos não são aptos para remove-los satisfatoriamente (SEZERINO et al., 2012). Nesse contexto, os *Wetlands* Construídos (WCs) se apresentam como interessantes ferramentas para a remoção de nutrientes e para o polimento no tratamento de efluentes sanitários, principalmente em regiões rurais e de baixa densidade populacional.

3.2 *Wetlands* Construídos

Dentre as opções para o tratamento de esgotos sanitários, existem atualmente diversas tecnologias disponíveis para aplicação, tais como lagoas de tratamento, reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), lodos ativados, tanques sépticos, biofiltros, entre outros (VON SPERLING, 2016). Nesse contexto, os *Wetlands* Construídos, também denominados de Alagados Construídos, Banhados Construídos ou "Jardins Filtrantes", podem ser definidos como sistemas de engenharia projetados e construídos para utilizar processos naturais envolvidos com vegetação de banhados, solos, e as comunidades microbianas presentes para auxiliar no tratamento de águas residuárias de forma controlada e visando potencializar os

mecanismos naturais de remoção de poluentes disponíveis (VYMAZAL, 2010). Esses sistemas podem ser classificados considerando diferentes aspectos de construção e operação.

3.2.1 Classificação e experiências com *Wetlands* Construídos

Os WCs podem ser definidos como filtros biológicos, e diferem dos sistemas mais convencionais de tratamento de esgotos devido a utilização de vegetação já adaptada as condições saturadas (ou quase saturadas) desses ambientes. Esses sistemas se difundiram pelo mundo inteiro em virtude de sua eficiência associada a sua simplicidade, uma vez que comumente não é requisitada nenhuma adição de produtos químicos (tais como coagulantes) bem como o de fornecimento de energia. Além disso, os WCs são bastante acessíveis em termos de construção e manutenção, aplicando-se materiais de baixo custo e geralmente disponíveis localmente. Esses fatores tornam os sistemas de WCs excepcionalmente interessantes para utilização em países em desenvolvimento. Atualmente, vários desses países em desenvolvimento já vem utilizando WCs como tecnologia de tratamento para seus esgotos sanitários, tais como China, México, Egito, Turquia, Peru, Colômbia e Índia (WALLACE e KNIGHT, 2006).

No cenário nacional, a utilização de WCs ampliou-se na década de 1990. Entretanto, foi a partir dos anos 2000 que o uso dessas tecnologias intensificou-se. Essas experiências foram difundidas por todo o território brasileiro, entretanto, sob diferentes configurações de fluxo, forma, com aplicação de diversos materiais filtrantes e diferentes macrófitas (SEZERINO et al., 2015).

Os WCs possuem a capacidade de remoção de patógenos de águas residuárias através da combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. No caso dos fatores físicos, destacam-se a filtração mecânica e a sedimentação. Em relação a remoção química, os principais fatores são: oxidação, radiação ultravioleta (UV), exposição a biocidas produzidos e excretados por algumas plantas e adsorção com a matéria orgânica. Já o último grupo, dos fatores biológicos, representa a antibiose, predação por nematoides, protistas e zooplâncton, ataques de bactérias e vírus líticos e declínio natural da população (VYMAZAL et al., 1998).

Quando o sistema de tratamento de esgoto adotado recebe o tratamento de diversas residências, o fluxo apresentado é quase constante, com alguns picos atenuados em algumas horas do dia. Entretanto, para tratamentos descentralizado de uma ou poucas residências, o fluxo ocorre na forma de pulsos (ou semi batelada) ao longo do dia, principalmente nos horários entre 6:00 e 9:00h, 12:00 e 14:00h, e a maior vazão sendo normalmente no horário entre 17:00 e 20:00 (KADLEK e WALLACE, 2006). Nesse sentido, o sistema de WCs

descentralizado é bastante robusto e flexível, sendo capaz de receber variadas cargas ao longo do dia.

Os principais mecanismos de remoção de nutrientes em WCs são: transformação e absorção pela microbiota bacteriana, assimilação pela macrófita, adsorção no substrato e volatilização (STEWART et al., 2008).

No caso do nitrogênio, presente em esgotos principalmente na forma de amônia, a remoção ocorre tipicamente através dos processos de nitrificação (conversão em nitritos e nitratos sob condições aeróbicas pela bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente) e desnitrificação (conversão em nitrogênio elementar sob condições anóxicas). Nesse contexto, o tipo de WCs pode favorecer mais a nitrificação ou a desnitrificação, conforme fatores como a concentração de oxigênio fornecida (SEZERINO, 2002).

Em relação à remoção de fósforo de águas residuárias, destacam-se os processos de sedimentação e sorção nos WCs. Os materiais filtrantes utilizados no WCs possuem a capacidade de adsorver uma fração do fósforo presente no efluente, entretanto, essa habilidade possui um valor limite de adsorção, e se esse valor for ultrapassado, o sistema perde drasticamente a capacidade de remover fósforo (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Quanto as macrófitas, apenas uma pequena fração do fósforo presente no efluente é absorvida e incorporada à biomassa. Dessa forma, pode-se observar uma drástica redução na capacidade de remoção de fósforo em WCs após o primeiro ano de aplicação. SOUSA et al. (2004) observaram esse fato em seus estudos relativos a WCs, principalmente após o oitavo mês de operação, e justificaram esse fenômeno pela saturação do material filtrante. TREIN et al. (2015) também observaram elevadas remoções de fósforo em seus sistemas de WCs e concluíram que essa eficiência foi proporcionada pela adsorção química ao material filtrante presente.

As macrófitas empregadas tendem a desempenhar papel fundamental para a remoção de nitrogênio de águas residuárias, observado pela comparação de sistemas plantados e sem a presença das mesmas. Em contrapartida, as macrófitas podem não influenciar da mesma maneira a eficiência dos sistemas quanto a remoção de DBO e de fósforo, desempenhando um papel mais secundário (ZHANG et al., 2009).

3.2.2 Wetlands Construídos de Fluxo Superficial

A maioria dos *Wetlands* de ocorrência natural são de superfície livre, pois apresentam a exposição da água com a atmosfera (Environmental Protection Agency - EPA, 2000). Esses

sistemas podem ser ainda divididos de acordo com as macrófitas utilizadas, estas podendo ser flutuantes, emergentes, emersas e/ou com folhas flutuantes (SEZERINO et al., 2015).

Assim como as outras configurações de WCs, esses sistemas apresentam diferentes mecanismos físicos, químicos e biológicos (bem como a combinação dos mesmos) para remoção de poluentes. Nos *Wetlands* Construídos de Fluxo Livre (WCFL), a vegetação desenvolve um papel de suma importância, devido a sua capacidade de: reduzir a resuspensão de sólidos e favorecer a sedimentação; aumentar a área de superfície para crescimento e biofilme microbiano, potencializando o tratamento biológico e a interceptação de partículas; reduzir a proliferação de algas através do sombreamento; acarretar a floculação de pequenas partículas coloidais transformando-as em partículas maiores e mais facilmente sedimentáveis (WALLACE e KNIGHT, 2006).

Em relação ao oxigênio dissolvido, os sistemas de WCFL se assemelham aos sistemas de lagos de estabilização, uma vez que na região próxima à superfície encontra-se uma zona aeróbia, enquanto em maiores profundidades o ambiente tende a tornar-se mais anóxico (PAOLI, 2010) e podendo alcançar características anaeróbias a poucos milímetros abaixo da altura do material sedimentado (WALLACE e KNIGHT, 2006).

Os sistemas mais comuns de WCFL são os que utilizam macrófitas flutuantes com longas raízes, tais como os aguapés (*Eichornia crassipes*). A elevada extensão de suas raízes fornece uma grande área para promover o suporte de crescimento de microrganismos e favorece ainda o potencial de degradação de matéria orgânica bem como a nitrificação, pela difusão de oxigênio através do sistema radicular. Já os sistemas de *Wetlands* Construídos de Fluxo Livre Flutuante (WCFLF) baseados em lentilhas d'água (*Leminaceae*), as macrófitas, por serem menores e com raízes mais curtas, desempenham um papel menos determinante no tratamento do efluente. Entretanto, a cobertura densa da superfície por essas macrófitas impede a entrada de oxigênio por difusão e a incidência de raios solares, tornando o ambiente mais anóxico e potencialmente promovendo mais a desnitrificação (VYMAZAL et al., 1998).

Uma macrófita flutuante extremamente utilizada em WCFLs é a popularmente conhecida por alface d'água, a *Pistia stratiotes* (POTT e POTT, 2002). É uma macrófita flutuante nativa do continente sul-americano, porém foi disseminada por várias regiões e hoje é considerada uma planta daninha em reservatórios, devido a sua alta taxa de crescimento reprodutivo. Sua reprodução se dá através de estolhos, e apresenta elevada capacidade de fitorremediação de metais pesados, o que torna essa planta bastante interessante para remediação de áreas degradadas (RODRIGUES, 2016).

Já as macrófitas conhecidas por lentilha d'água (dos gêneros *Lemna* e *Spirodela*) são consideradas as menores plantas do mundo. Por se reproduzirem extremamente rápido, são

bastante aplicadas no tratamento de efluentes sanitários. A biomassa das macrófitas coletadas pode ser encaminhada para diversas finalidades, desde forragens para animais, adubo orgânico, produção de biogás e até mesmo alimentação humana, devido a alta concentração de proteínas (POTT e POTT, 2002). Essas pequenas macrófitas flutuantes podem ser utilizadas ainda visando a inibição da proliferação de vetores (mosquitos) bem como de algas (redução de incidência solar) através da cobertura da superfície da água (EPA, 2013).

Em contrapartida, a presença de macrófitas flutuantes (tais como lentilha e alface d'água) pode representar um obstáculo para a difusão de oxigênio atmosférico ao efluente (KADLEC e WALLACE, 2009). Enquanto áreas com elevadas densidades de vegetação promovem a filtração, a transformação e remoção de nutrientes e a sedimentação, áreas abertas e com profundidade superior são interessantes para eliminar organismos patogênicos, aumentar o tempo de detenção hidráulico do WC e ainda promover a oxigenação do efluente. As regiões vegetadas e de água aberta e profunda podem seguir uma proporção de área de 3:1, respectivamente (BENDORICCHIO et al., 2000). Dessa forma, nos sistemas de superfície livre, pode ser interessante manter zonas sem vegetação (superfícies abertas) alternadas com as zonas com macrófitas para possibilitar a reaeração do efluente.

Wallace e Knight (2006), apesar de indicarem a importância de zonas profundas (*deep water zones*) para o WCFL por promover a redistribuição do fluxo e minimizar curtos-circuitos, apresentam também possíveis fragilidades da aplicação dessas zonas, tais como a possível proliferação de mosquitos e algas, perda de área superficial disponível para crescimento de biofilme pela ausência de vegetação. Os autores concluíram ainda que análises comparativas entre sistemas de WCFL com e sem zonas profundas não demonstraram de forma geral melhoria na eficiência de tratamento para sólidos suspensos nem nitrogênio amoniacal.

Em relação a fósforo e nitrogênio, os WCFLs possuem capacidade de remoção satisfatórias quando são empregados tempos de detenção hidráulico (TDH) significativamente superiores aos convencionais. Uma configuração indicada para remoção de nutrientes é a alternância entre zonas de baixa e alta profundidade, promovendo dessa maneira regiões óxicas e anóxicas de forma alternada, com a presença de macrófitas submersas e/ou flutuantes/emersas (EPA, 2002). Assim como as macrófitas emersas, as macrófitas flutuantes apresentam diferentes mecanismos para remoção de poluentes. A Tabela 2 apresenta os principais mecanismos de algumas espécies flutuantes mais utilizadas nesses sistemas.

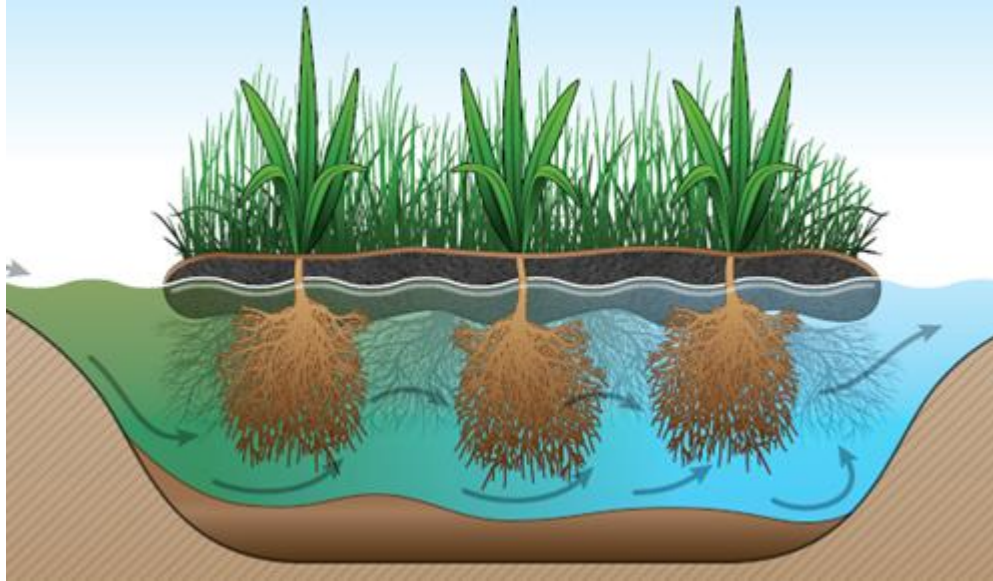
Tabela 2- Macrófitas flutuantes e principais mecanismo de remoção de nutrientes

| Macrófita | Principais mecanismos | Como ocorre |
|---|-------------------------------------|--|
| <i>Eichhornia crassipes</i> (Aguapé) | Absorção pelas raízes | Absorção direta de água juntamente com poluentes; Presença de grupos carboxílicos nas raízes induz trocas iônicas pela membrana celular e pode promover remoção de poluentes; Suporte para crescimento bacteriano que transforma nutrientes em compostos inorgânicos, os quais podem ser absorvidos pela planta. |
| | Absorção foliar | Pequenas quantidade de poluentes podem ser absorvidas através de células estomáticas e fendas nas cutículas; |
| <i>Pistia stratiotes</i> (Alface d'água) | Adsorção | Retenção de sólidos suspensos e bactérias; Promove crescimento e fungos e bactérias, que absorvem poluentes pela desequilíbrio iônico nas membranas celulares. |
| | Adsorção, quelação e trocas iônicas | Processos físico-químicos que ocorrem no sistema radicular. |
| | Precipitação | Precipitação de metais pesados induzida pelas raízes |
| <i>Lemna minor</i> (Lentilha d'água) | Rizofiltração | Filtragem da água pela passagem em raízes Na zona aeróbia: raízes oxidam matéria orgânica |
| | Combinação com bactérias | Na zona anóxica: bactérias anóxicas promovem nitrificação, desnitrificação, produzindo amônia e ortofosfatos, os quais podem ser absorvidos e usados como nutrientes pela macrófita. |

Fonte: Adaptado de RIZWANA et al., 2014.

Existe ainda um sistema de WCFL mais recente desenvolvido na Espanha, denominado Filtro de Macrófita Flutuante (FMF) ou de ilhas flutuantes (*Floating Islands*). Em suma, são sistemas de superfície que convertem macrófitas naturalmente emersas em macrófitas flutuantes através de um suporte que sustente e mantenha a macrófita sobre a superfície da água, enquanto suas raízes se mantém submergidas e em constante contato com o efluente (GONZALEZ et al., 2014). A Figura 1 apresenta um esquema uma ilustração desse sistema.

Figura 1 - Filtro de Macrófita Flutuante (FMF) comercializado pela empresa Biohaven.



Fonte: Adaptado de <http://www.idahohabitatworks.com/technology/>.

Dentre as principais vantagens desse tipo de sistema flutuante, quando comparados com sistemas de fluxo subsuperficiais e sistemas flutuantes tradicionais pode-se destacar: ausência de colmatção devido ao acúmulo de sedimentos, e portanto, sem perda de condutividade hidráulica com o passar do tempo; redução de gastos pela ausência de material suporte filtrante; manutenção menos frequente que nos sistemas com macrófitas flutuantes, uma vez que as plantas podem crescer até tamanhos superiores; maior contato do sistema radicular das macrófitas com o efluente, possibilitando maior área superficial para o crescimento bacteriano. De forma geral, quanto maior a fração da raiz submersa, mais eficiente será o sistema (GONZALEZ et al., 2014).

Outras importantes vantagens desses sistemas são a sua flexibilidade de aplicação, uma vez que podem ser aplicados em diversas profundidades e formatos de canais e possuem mobilidade. A maior superfície de contato das raízes nesses sistemas possibilita que mesmo áreas menores sejam mais eficientes em comparação ao sistemas tradicionais. Nesse sentido, os FMFs tendem a se tornar mais eficientes com o passar do tempo, em virtude do crescimento e maior desenvolvimento do sistema radicular (STEWART et al., 2008).

3.2.3 Wetlands Construídos de Fluxo Subsuperficial

Os *Wetlands* Construídos de Fluxo Subsuperficial são amplamente difundidos no mundo inteiro devido a vantagens na ausência de contato da água com a atmosfera. São os sistemas de WCs mais populares, devido a ausência de exposição direta do efluente com seres

humanos, reduzindo dessa forma os riscos envolvidos com contaminação. Não somente, quando bem dimensionados e operados, pode-se eliminar a ocorrência de larvas de mosquitos nesses sistemas (KADLEC e WALLACE, 2009).

3.2.4 *Wetlands* Construídos de Fluxo Subsuperficial Horizontal

Os *Wetlands* Construídos de Fluxo Subsuperficial com o fluxo horizontal (WCFSSH) são sistemas que consistem em um material suporte filtrante, composto geralmente de brita e/ou areia, combinado com a presença de macrófitas emersas (WALLACE e KNIGHT, 2006).

Nesses sistemas, o efluente percola lentamente através do material filtrante da zona de entrada do WC até a parte final do mesmo, no sentido horizontal e comumente pela ação da gravidade devido a declividade. Durante o processo, o efluente pode entrar em contato com regiões aeróbias (ao redor das raízes, pelo transporte da parte aérea para o sistema radicular e próximo a superfície), anóxicas e anaeróbias. Ao passar pela rizosfera, o efluente sofre depuração pelos processos físicos, químicos e principalmente pela degradação microbiológica (SEZERINO et al., 2015).

Em contrapartida, esses sistemas, principalmente quando utilizados com materiais de baixa granulometria para a filtragem (como areia), estão mais vulneráveis a colmatção, que pode acarretar em perda de condutividade hidráulica e em caminhos preferenciais pela superfície ou até transbordamento do efluente. A profundidade dos WCFSSH tipicamente se mantém entre 60 e 80 cm, para que o sistema radicular da macrófita penetre todo o material filtrante e promova o transporte de oxigênio da atmosfera para as raízes. Entretanto, estudos mais recentes têm demonstrado que nesses sistemas a maior parte do O₂ é consumido pelas próprias raízes e apenas uma porção pouco significativa fica disponível para a depuração dos poluentes (VYMAZAL, 2005).

3.2.5 *Wetlands* Construídos de Fluxo Subsuperficial Vertical

Os WCs de fluxo subsuperficial vertical (WCFSSV ou WCFV) são elaborados de forma que o efluente seja distribuído de forma mais uniforme pela superfície do material filtrante, e em quase sua totalidade apresentam fluxo descendente.

Esses sistemas podem ser classificados ainda de acordo com o fluxo do efluente. Geralmente o fluxo é aplicado de forma contínua, entretanto, existe uma variação no qual uma região do filtro permanece constantemente saturada, denominados *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical Saturado ou de Fundo Saturado, com a alimentação de forma intermitente.

Dessa forma, busca-se a presença de dois ambientes diferentes no WC: uma zona mais aeróbia, na camada superior do WC, e uma zona anóxica, na camada mais profunda do mesmo. Consequentemente, esses sistemas podem promover tanto a nitrificação quanto a desnitrificação, apresentando elevadas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e total. A altura da zona saturada pode ainda ser controlada para otimizar e dar preferência para o processo mais desejado (KIM et al., 2014).

O maior destaque desses sistemas em relação aos de fluxo horizontal é a sua elevada capacidade de nitrificação devido a concentração superior de oxigênio encontrada em relação aos WCFH, e portanto, de sua capacidade de tratar a amônia de efluentes. Na Europa, a configuração mais comum desses sistemas é através de pulsos (fluxo contínuo), enquanto na América do Norte emprega-se mais a configuração de fundo saturado (*fill and drain* ou *tidal flow*), que apresenta ciclos de inundação alternados com drenagem, e portanto um comportamento mais próximo de um fluxo em batelada (KADLEC e WALLACE, 2009).

Nesses sistemas, bem como nos WCFH, a remoção de fósforo (P) do efluente ocorre principalmente devido a adsorção ao material filtrante. A adsorção e retenção do fósforo a esses materiais depende principalmente das interações entre: diferenças de potencial de redox, pH, presença de ferro (Fe), cromo (Cr) e minerais de alumínio. Dessa forma, a remoção de fósforo por esses sistemas depende principalmente do material filtrante utilizado e pode ser extremamente variável, podendo alcançar valores superiores a 90% de remoção. Entretanto, é comum ser observada uma redução de eficiência de remoção de fósforo em WCs de Fluxo Subsuperficial, uma vez que o material filtrante vai perdendo sua capacidade de adsorção. A absorção de P pela planta e incorporação à biomassa pode ser considerada bastante baixa de forma geral nesses sistemas, da ordem de 5 a 10% da concentração inicial (VYMAZAL, 2002).

Todavia, apesar da capacidade de nitrificação nos WCFV, esses sistemas geralmente carecem em eficiência de remoção de Nitrogênio Total, decorrente da ausência de zonas anóxicas e anaeróbias que possam promover a desnitrificação. Nesse sentido, tornou-se popular a combinação de WCs de diferentes fluxos, i.e, WCs de fluxo vertical combinados com WCs de fluxo horizontal, e até mesmo WCs de Fluxo Livre. A Tabela 3 reúne as recomendações de alguns parâmetros de projeto da literatura para diferentes tipos de WCs. Pode-se observar que existem grandes variações para os parâmetros TDH e profundidade.

Tabela 3 - Recomendações da literatura para projeto e operação de WCs.

| Configuração WC | TDH | Profundidade | Referência |
|-------------------------|--|---|---|
| Superficial Livre | >3 d (para reduzir patógenos) | <0,6 m | Wallace e Knight (2006) |
| Superficial Livre | >5 d ou >10d p/ tratamentos mais efetivos | 0,25 - 0,4 m p/ o 1º e 3º compartimentos (emersas) e 0,75-1,5 m p/ o 2º (flutuantes) | Tousignant et al. (1999) |
| Superficial Livre | 0,5-3 d p/ remoção de pol. suspensos; 5-14 d p/ remoção de pol. solúveis | 0,1 - 0,5 m | Bendoricchio et al. (2000) |
| Superficial Livre | >6 d (<3 d nas zonas abertas para evitar algas) | 0,5 a 0,75m p/ zonas com p. flutuantes e emersas; 1,2-1,5m p/ zonas com p. submersas | EPA (2000) |
| Superficial Livre | 7-10 d | 0,1-0,6 m | Alberta Env. (2000) |
| Superficial Livre (FMF) | >5 d | >0,5 m (+0,2 m de segurança) | Gonzalez et al. (2014) |
| Horizontal | <12 d | <1,5 m | Sezerino et al. (2015) *experiências no Brasil |
| Horizontal | 2-4 d | 0,1-0,6 | Alberta Env. (2000) |
| Horizontal | - | 0,6-0,8 m | Vymazal (2005) |
| Horizontal | >6 d | depende da planta, p/ promover nitrificação h < h máximo da raízes (geralmente 0,3-0,6 m) | EPA (1993) |
| Vertical | >3 d (para reduzir patógenos) | 0,3 a 0,6 m | Wallace e Knight (2006) |
| Vertical | - | 0,5-0,6 m (mídia) e 0,4-0,5(água) | EPA (2000b) |
| Vertical | *8-12 pulsos/dia, com metade do volume de efluente recirculado por dia | 1,4m (1 m de mídia, 0,2 de drenagem e 0,2 de segurança) | Brix e Arias (2005) |

Fonte: Autores.

Alguns aspectos ambientais importantes para a eficiência de um WCFV são fatores climáticos tais como: precipitação, incidência solar, temperatura e velocidade do vento. Esse último parâmetro pode contribuir positivamente, através da movimentação das macrófitas que acarreta a abertura de novos canais para percolação do efluente, prevenindo-se a colmatação (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008), e pela aeração do efluente através da difusão de

oxigênio. Entretanto, o vento pode ser responsável também pela ressuspensão de materiais sedimentados (REHMANN, 2017). Esses fatores ambientais estão intimamente ligados com a evapotranspiração do sistema.

3.2.6 *Wetlands* Construídos Híbridos

A integração de *Wetlands* Construídos de diferentes fluxos tem sido bastante utilizada visando obter-se os benefícios de cada um dos tipos de WCs (vertical e horizontal) e assim aumentar a eficiência de remoção dos poluentes. Os mesmos são denominados sistemas híbridos ou sistemas combinados (LANZER e WOLFF, 2005).

A configuração mais comum de sistemas híbridos é de *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical seguido por uma de fluxo horizontal subsuperficial, no qual pode-se obter elevadas eficiências de remoção de nitrogênio, devido ao ambiente mais rico em oxigênio no primeiro estágio (fluxo vertical) promovendo a nitrificação, enquanto no segundo estágio tem-se um ambiente mais anaeróbio, favorecendo dessa forma a desnitrificação. Outra configuração alternativa é a de WCFSSH seguido por WCFV com recirculação, porém esta torna o sistema mais complexo e com necessidade de energia elétrica. Uma configuração mais recente nos sistemas híbridos é a aplicação ainda de um estágio de superfície livre em conjunto com os de fluxo subsuperficial (PAOLI, 2010).

Zhang et al. (2009) realizaram um estudo do cenário atual em relação aos tipos de WCs empregados na China e suas respectivas eficiências de remoção de poluentes de acordo com seu tipo, classificando-os em: de superfície livre (ou fluxo superficial), de fluxo subsuperficial horizontal, de fluxo subsuperficial vertical e por último sistemas híbridos. Ao final dos estudos, os autores concluíram que os sistemas híbridos, de uma forma geral se mostraram mais eficientes em termos de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST), DBO₅, DQO e P total em relação aos sistemas não híbridos.

Até o início da década de 1990, os sistemas híbridos de Fluxo Vertical + Fluxo Horizontal eram extremamente difundidos pela Europa. Entretanto, no meio da década, foi introduzido na Dinamarca uma configuração nova que recebeu bastante destaque: a configuração Fluxo Horizontal + Fluxo Vertical com recirculação entre os dois estágios, promovendo dessa forma elevadas remoções de amônia, NT e DBO. Nas últimas décadas, tem-se adicionado ainda um WC de fluxo superficial livre para um polimento final, promovendo principalmente a melhoria da qualidade da água em termos de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e patógenos. Porém, em alguns casos onde aplicou-se um WCFL como

último estágio do sistema tem-se o aumento da concentração de sólidos e do pH, possivelmente pela presença de fitoplâncton (VYMAZAL, 2005).

Conforme Masi e Martinuzzi (2007), a partir de seu estudo de WCs para os países da região do Mediterrâneo, a combinação Fluxo Vertical + Fluxo Horizontal combinado ainda com um WCFL tem se difundido e está se tornando cada vez mais comum. Quando um dos objetivos do tratamento é o reuso, uma das preocupação no projeto do sistema híbrido é reduzir a evapotranspiração no processo, e assim obter um maior volume de água a ser reaproveitado.

3.2.7 Manutenção de sistemas de *Wetlands* Construídos e fenologia de macrófitas

Segundo Álvarez e Bécares (2008), é de suma importância para obter-se adequada operação e eficiência dos WCs que seja realizada de forma sistêmica a manutenção do sistema, a qual inclui podas das macrófitas e retirada de detritos e materiais em decomposição. Não realizar essas atividades pode acarretar problemas como: redução do oxigênio dissolvido no efluente, dificultando a nitrificação; aumento da concentração de nutrientes devido à decomposição de plantas mortas; sombreamento dos WCs, o qual pode impedir a radiação solar de penetrar no efluente e dificultar a presença de algas e a fotólise, que é necessária para eliminar patógenos desintoxicar uma grande variedade de compostos orgânicos.

Quando visa-se a remoção de metais pesados, nutrientes e/ou outros compostos da água por meio de macrófitas flutuantes, é imprescindível a remoção periódica de uma fração das mudas, uma vez que esses poluentes se concentram nos tecidos das plantas e podem retornar ao meio através da decomposição das mesmas (PIEIDADE et al., 2008).

De uma forma geral, os principais mecanismos de remoção de fósforo em WCs estão ligados à adsorção e sedimentação desse nutriente no substrato. Entretanto, pode-se promover uma absorção maior de fósforo pelas macrófitas através da combinação de uma rotina de podas e remoção de detritos a um TDH superior a sete dias, podendo alcançar valores médios mais significantes que os encontrados na literatura, chegando a eficiência de remoção de fósforo na ordem de 20 a 30% por esse mecanismo. (KIM e GEARY, 2001).

A periodicidade das podas e da retirada de tecidos em decomposição dependem de diversos parâmetros, tais como fatores ambientais (principalmente condições climáticas), macrófitas utilizadas e características do efluente a ser tratado. Normalmente, as macrófitas tendem a crescer e se desenvolver mais durante a primavera e o verão, quando recomenda-se

fazer podas mais frequentes, e começam a perder mais folhas e galhos no início do outono até o final do inverno, contribuindo dessa forma para o aumento de matéria orgânica e nutrientes no sistema. Ao comparar dois sistemas de WCs, um com e outro sem podas, os autores concluíram que as podas influenciam positivamente o sistema, principalmente quando aplicadas cargas leves de poluentes (ALVARES e BECARES, 2008).

A manutenção de sistemas com lentilha d'água pela retirada de macrófitas flutuantes é relativamente simples, uma vez que é uma planta leve e flutuante. A mesma possui como vantagem a capacidade de metabolizar a amônia diretamente da água. Recomenda-se a combinação da lentilha d'água com outras macrófitas (preferencialmente submersas) para melhorar a qualidade do efluente, uma vez que a lentilha d'água ocupa somente a região mais superficial e possui raízes miúdas (RAN et al., 2004).

A alfaca d'água possui considerável capacidade de remoção de nutrientes de águas residuárias, devido a seu rápido crescimento e capacidade de assimilação dos mesmos. Entretanto, essas plantas são sensíveis a temperaturas inferiores ao congelamento da água, ficando sua utilização restrita a regiões tropicais e subtropicais, e a eficiência do sistema depende da manutenção das plantas que armazenaram os nutrientes, uma vez que a remoção de parte da biomassa é recomendada para ocorrer a cada 25 dias. A biomassa coletada pode ser compostada ou destinada para alimentação animal (VYMAZAL et al., 1998).

De uma forma geral, as macrófitas são fanerógamas, pertencendo ao grupo de plantas superiores vascularizadas. Normalmente, são classificadas em 3 grandes grupos, conforme sua posição em relação a superfície da água (THOMAZ e BINI, 2003):

a) **Submersas:** encontradas em áreas marginais de corpos hídricos e até zonas mais profundas. Podem estar fixas a sedimentos por meio de raízes (*Potamogeton*, *Egeria* e *Mayca*) ou livres acumulando-se próximo a superfície (*Utricularia* e *Ceratophyllum*). Essas plantas liberam o oxigênio produzido pela fotossíntese diretamente na água, promovendo a aeração da mesma;

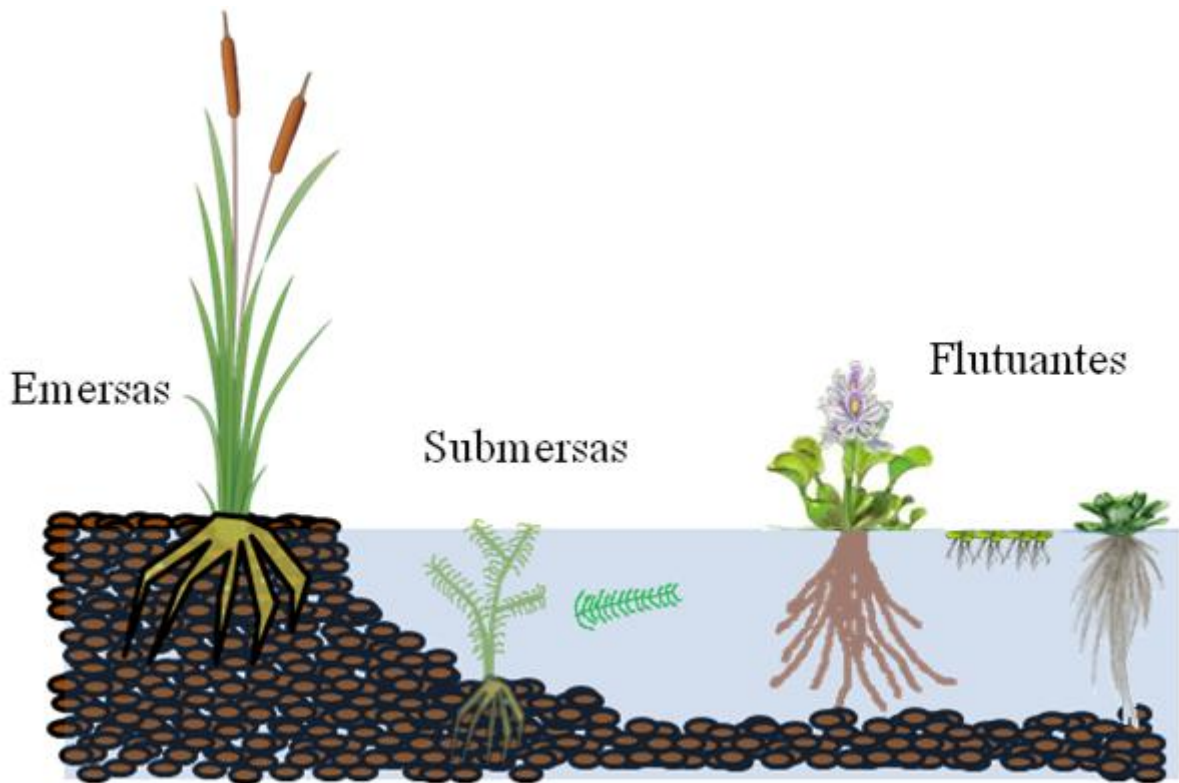
b) **Emergentes:** vegetais enraizados com flores e folhas flutuantes (*Nymphaea*, *Nymphoide* e *Vitoria amazonica*) ou emergindo de forma ereta (*Typha*, *Pontederia*, *Cyperus*, *Juncus*, *Eleocharis*). Diferentemente da submersas, esse grupo libera o oxigênio proveniente da fotossíntese para fora da água. Além disso, as espécies emergentes sombreiam o meio, dificultando o desenvolvimento de outros vegetais;

c) **Flutuantes:** comuns em lagos e reservatórios, podem cobrir extensas áreas da superfície, impedindo a penetração da luz solar e por conseguinte o desenvolvimento de vegetação submersa bem como de algas. Os gêneros mais comuns são: *Salvinia*, *Lemna*, *Azolla*, *Eichhornia* e *Pistia*.

A Figura 2 apresenta o posicionamento mais comum das macrófitas utilizadas em WCs, enquanto a Figura 3 apresenta as principais funções desempenhadas por cada uma das partes dessas macrófitas.

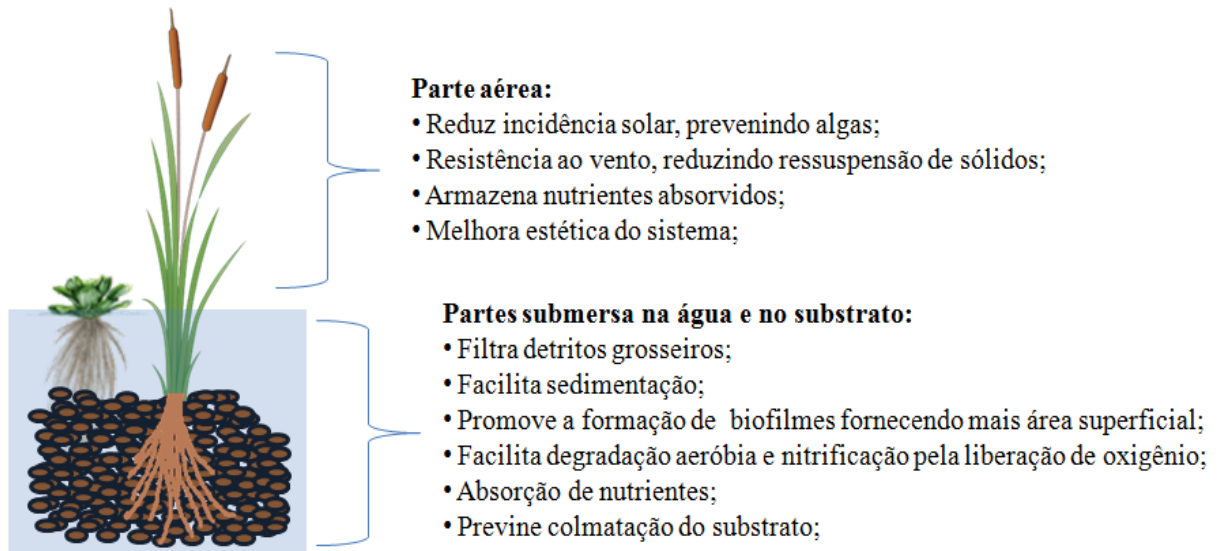
Existem diversos fatores que podem influenciar a produção primária de macrófitas, sendo por muitas vezes fatores limitantes. Dentre esses fatores, destacam-se: temperatura, radiação solar e disponibilidade de nutrientes, carbono e oxigênio dissolvido. Outros fatores importantes são a velocidade da água e a competição com outras espécies, que pode variar de acordo com as estações e disponibilidade de nutrientes (THOMAZ e BINI, 2003).

Figura 2 - Classificação das macrófitas utilizadas em WCs.



Fonte: Adaptado de VYMAZAL (2010) e REHMAN et al. (2017).

Figura 3: Principais funções das macrófitas em WCs.



Fonte: Adaptado de REHMAN et al. (2017).

3.3 Sistemas combinados visando o reúso de águas residuárias

O abastecimento de água potável tem se mostrado um desafio em diversas comunidades ao redor do mundo devido ao aumento da demanda e perda da qualidade desse recurso. Nesse contexto, o reúso de água se apresenta como uma ferramenta para criar novas fontes de água até mesmo de alta pureza. O reúso (também denominado reciclagem) de água tem aumentado em vários países, mesmo os que não apresentam historicamente escassez de água. Algumas vantagens dessa aplicação são: alternativa sustentável de abastecimento de água; tipicamente usa menos energia que o abastecimento tradicional; o uso da água tem um controle mais "local" e redução do volume de efluentes tratados a serem lançados em corpos hídricos (MILLER, 2006).

O Plano Nacional de Saneamento Básico estabelece diretrizes, metas e estratégias para orientações em nível geral buscando a expansão e a melhoria da qualidade dos serviços de saneamento no Brasil. Na esfera de prestação, regulação e fiscalização dos serviços de saneamento básico, visando uma gestão participativa e integrada e a universalização dos serviços, o plano resolve: "promover a racionalização e o reúso da água, inclusive da água de chuva e dos esgotos tratados, considerando as especificidades socioambientais e levando em conta a inovação e a modernização de processos tecnológicos e a utilização de práticas operacionais sustentáveis" (BRASIL - PNSB, 2013).

No Brasil, atualmente são definidas as classes e aplicações de reúso de água conforme a NBR 13969/1997. A norma define reúso de local como a reutilização do esgoto para fins

que não exijam potabilidade, mas que garantem segurança sanitária, podendo abranger usos bastante simples até a elevada remoção de poluentes para finalidades mais específicas. São estabelecidas quatro classes de reuso pela norma de acordo com a avaliação de alguns parâmetros, conforme Tabela 4:

Tabela 4 - Padrões de qualidade para águas de reuso de acordo com a classe.

| Classe | Turbidez | Col. Fec. (NMP/100 mL) | STD (mg/L) | pH | Cl Residual (mg/L) | O.D. (mg/L) | Principais Usos |
|--------|----------|---------------------------|---------------|-----|--------------------------|----------------|--|
| 1 | <5 | <200 | <200 | 6-8 | 0,5 - 1,5 | - | Contato direto com pessoas, como lavagem de carros e chafariz |
| 2 | <5 | <500 | - | - | >0,5 | - | Lavagem de pisos, calçadas, irrigação de jardins e manutenção de lagos |
| 3 | <10 | <500 | - | - | - | - | Descargas de vasos sanitários |
| 4 | - | <5000 | - | - | - | 2 | Reuso em pomares, cereais, forragens, pastagens e outros cultivos |

Fonte: NBR 13969/1997.

Diferentemente do Brasil, que ainda carece de legislação federal com padrões de emissão e normatização para o reuso de água, os Estados Unidos já possuem a sua regulamentação desde 1992, a qual vem sendo atualizada até a mais recente, de 2012. O guia apresenta os padrões conforme diferentes estados e para diferentes aplicações do reuso, como reuso urbano, reuso agrícola e alimentação das águas subterrâneas. Segundo o guia, alguns dos parâmetros que devem ser monitorados de acordo com a qualidade do reuso visado, são: DBO, SST, turbidez, nutrientes (P e N), indicadores bacteriológicos, patógenos, e vírus (EPA, 2012).

Quando o objetivo do tratamento da água residuária for o reuso da mesma é de suma importância que o processo de desinfecção adotado seja de elevada eficiência, principalmente quando existe possibilidade de contato direto durante o reuso da água com seres humanos. Na Califórnia, as tecnologias mais utilizadas para o reuso de água antes da alimentação das águas subterrâneas são: microfiltração, osmose reversa e radiação ultravioleta (UV). Já na Flórida, o processo de desinfecção de águas residuárias reutilizadas para irrigação agrícola se dá principalmente pela aplicação de cloro. É importante que o tratamento aplicado seja

compatível com o uso desejado para a água e portanto com contato de seres humanos com a mesma (MILLER, 2006).

Devido ao elevado grau de eficiência nos tratamentos de efluentes sanitários quando o reuso visa fins potáveis, conforme a escala do projeto, o tratamento pode tornar-se financeiramente inviável. Dessa forma é mais aplicado o reuso para fins não potáveis, tais como irrigação agrícola, rega de jardins, bacias de descarga, lavagem de pisos e veículos, lavagem de roupas, usos ornamentais e até mesmo construção civil (FAGUNDES e SCHERER, 2009).

Existem atualmente diversas tecnologias para a desinfecção de águas residuárias. A ação de desinfecção por um agente pode ser alcançada através de 5 principais mecanismos: danos causados a parede celular; alterações na permeabilidade da parede celular; modificações na natureza coloidal do protoplasma no interior das células; alteração no DNA ou no RNA dos organismos atacados e por último inibição da atividade enzimática no protoplasma. Atualmente, os agentes mais utilizados para essa finalidade são: cloro, ozônio e radiação UV (METCALF e EDDY, 2016).

A cloração é hoje o processo de desinfecção de águas residuárias mais utilizado no mundo inteiro (SILVA e DANIEL, 2015). Entretanto, a adição de cloro na água pode resultar na formação de subprodutos danosos a saúde pública e ao meio ambiente, tais como os trihalometanos, como por exemplo o clorofórmio. Recentemente, tem aumentado a preocupação com a possível ecotoxicidade dos agentes desinfetantes bem como dos subprodutos e de suas possíveis toxicidades. Dessa forma, devido aos parâmetros cada vez mais restritivos para emissão de efluentes associada às limitações da cloração, tem-se buscado tecnologias alternativas a esse processo, visando principalmente o reuso de águas residuárias (SILVA e DANIEL, 2015).

Os processos oxidativos avançados (POAs) fundamentam-se na geração e aplicação de radicais livres, principalmente o radical hidroxil ($\cdot\text{OH}$), o qual apresenta elevado poder de oxidação. Esse radical reage rapidamente com diversos compostos orgânicos, sendo capaz de promover, em poucos minutos, a degradação de compostos poluentes de variadas formas (FIORENZE et al., 2014). Segundo Wang et al. (2007), os oxidantes mais utilizados atualmente são ozônio e peróxido de hidrogênio (H_2O_2).

O ozônio é um agente extremamente oxidante que normalmente é capaz de inativar bactérias através da desintegração (lise) da parede celular das mesmas. Em relação à ação viricida, o ozônio é superior ao cloro. Diferentemente desse último, o ozônio apresenta ainda a vantagem de não aumentar a quantidade de sólidos dissolvidos, e não é afetado pela presença de amônia na água, porém pode sofrer alterações devido ao pH. Entretanto, o ozônio

também pode ser responsável por subprodutos tóxicos, como ácidos, aldeídos e compostos com bromo (METCALF e EDDY, 2016).

As moléculas de ozônio são extremamente instáveis em água. No primeiro momento, ocorre uma rápida redução na diminuição da concentração de O_3 na água. Em seguida, na segunda fase, a reação passa a ocorrer segundo uma cinética de primeira ordem. Todavia, o tempo de vida do ozônio na água pode variar de alguns segundos ou até horas, de acordo com a qualidade do meio em que se encontra, como o pH, o tipo e concentração de matéria orgânica presente e a alcalinidade da água (GUNTEN, 2003).

Dentre os diversos parâmetros que influenciam a estabilidade do ozônio, destaca-se o pH, uma vez que a decomposição do ozônio pode ser acelerada devido ao aumento de pH ou pela adição de peróxido de hidrogênio. A oxidação dos compostos pelo O_3 pode ocorrer de via ozonização, sendo uma reação direta predominante em meio ácido, ou pelo radical hidroxila, sendo uma reação indireta predominante em meios alcalinos, ou até mesmo pela combinação de ambos mecanismos (ALMEIDA et al., 2004).

A ozonização é uma interessante ferramenta para integrar-se com sistemas de WCs, uma vez que além de agente desinfetante, o O_3 pode acarretar a oxidação de compostos como fenóis, cianetos, metais pesados, nitratos, sólidos em suspensão e dessa forma promover a remoção de cor e turbidez (COSTA, 2007) e de matéria orgânica, bem como para aumentar a concentração de oxigênio dissolvido na água (MIRANDA et al., 2014).

Conforme Costa (2007), a ozonização de águas com a presença do íon brometo pode levar a oxidação do mesmo e a formação do íon bromato, um subproduto com alto potencial citotóxico e genotóxico. Outro subproduto que pode ser formado pela ozonização e bastante tóxico é o peróxido de hidrogênio. De forma geral, a formação desses subprodutos está ligada à eficiência de transferência do O_3 para o efluente, pelo tempo de contato, e principalmente pela quantidade de ozônio aplicado refletindo diretamente no ozônio residual.

Diversos autores têm estudado os efeitos de sistemas combinados de WCs e POAs. Tripathi e Tripathi (2011) avaliaram a eficiência de WCSLs em escala laboratorial com as macrófitas lentilha d'água (*Lemna minor*) e aguapé (*Eichornia crassipes*) associados com a ozonização para o tratamento de esgotos municipais na Índia. Os autores verificaram que o sistema combinado WCFL + O_3 foi eficiente para redução de turbidez, para o descolorimento e promoveu a desinfecção do efluente tratado, porém verificaram eficiências inferiores para carga orgânica e NT.

Horn et al. (2011) estudaram a combinação de WCs de fluxo horizontal subsuperficial e polimento com ozonização fotocatalítica em escala piloto para o tratamento de efluentes de um campus universitário da Universidade de Santa Cruz do Sul, no Brasil. O sistema

mostrou-se eficiente para redução de DQO e P total, porém não demonstrou o mesmo desempenho para N-NH₃ e para redução de toxicidade.

Miranda et al. (2014) também avaliaram um sistema combinado de WCs + O₃ para o tratamento de efluentes urbanos, em Bauru/SP. Foi verificado um aumento na concentração de oxigênio dissolvido e reduções na cor, turbidez e DQO. Segundo os autores, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* foram totalmente inativados após a ozonização.

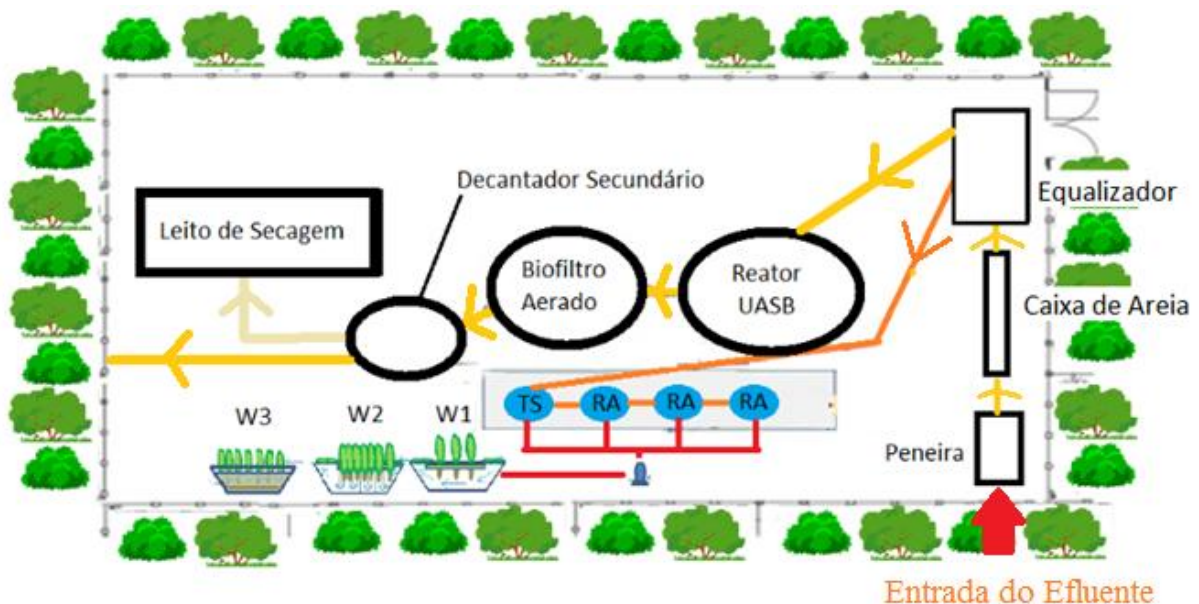
4 METODOLOGIA

4.1 Local de estudo da unidade de tratamento

O local de estudo no qual o sistema desenvolvido foi instalado e operado foi a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) do Campus da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), município de Santa Cruz do Sul - RS (Figura 4).

A ETE tem capacidade de tratamento para $360\text{m}^3\text{d}^{-1}$ ou 18.000 pessoas. A estação opera através de tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), tanque equalizador, digestor anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), biofiltro percolador e decantador secundário seguido de leito de secagem para o lodo, sendo o Arroio Lajeado o corpo receptor dos efluentes. O efluente é composto por águas negras e cinzas principalmente de banheiros e mictórios com vazão média de $8\text{ m}^3\text{h}^{-1}$, porém nos horários de pico a vazão pode alcançar valores de 70 a $120\text{ m}^3\text{h}^{-1}$ (DUPONT, 2010).

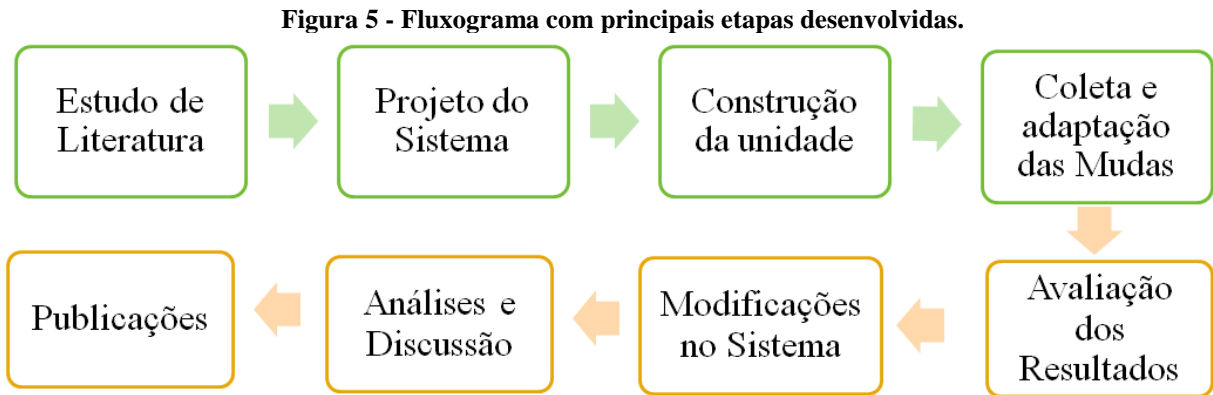
Figura 4 - Desenho simplificado da ETE da UNISC.



Fonte: Autores.

O estudo foi realizado durante o período de novembro de 2016 a dezembro de 2017. No primeiro mês do estudo (novembro/16), foi realizada a montagem do sistema integrado dos WCs, e nos 3 meses subsequentes (dezembro/16 a fevereiro/17), a adaptação das plantas ao sistema desenvolvido. Durante esse período, as macrófitas foram irrigadas inicialmente com água potável e com efluente diluído, com a concentração de efluente sendo aumentada

gradualmente. Posteriormente, de final de fevereiro a dezembro de 2017, foi realizado o monitoramento analítico do efluente após cada uma das etapas de tratamento. A Figura 5 apresenta um fluxograma com as principais etapas do presente estudo.



Fonte: Autores.

Paralelamente às análises, foram realizados estudos de literatura e modificações no sistema visando melhorias tanto acerca da eficiência de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), no aperfeiçoamento dos aspectos operacionais do sistema, bem como, de sua simplicidade e de sua vida útil.

4.2 Caracterizações analíticas

Durante um período de 11 meses, foram realizadas caracterizações analíticas de diversos parâmetros físicos, químicos, físico-químicos, biológicos, em relação a qualidade do efluente em tratamento bem como de outros aspectos. As coletas de amostras foram realizadas com periodicidade de 7 dias. Os pontos de coleta foram: efluente bruto do equalizador (B); efluente após reatores anaeróbios (RA); efluente após WCFLF (W1); efluente após WCFLAF (W2) e efluente após WCFV e portanto do sistema de WCs híbridos (W3). Posteriormente, no final do estudo, foi realizada a aplicação do processo de ozonização após o tratamento de WCs (W3-O₃), onde também foi verificado o comportamento de diversos parâmetros com diferentes taxas de aplicação de O₃.

Os parâmetros analisados em cada uma das etapas do tratamento aplicado foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Inorgânico (CI), Carbono Total (CT), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃), Nitrogênio Total (NT), Nitrito, Nitrato, Fósforo Solúvel (P solúvel), Condutividade, Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Potencial Hidrogeniônico (pH), Cor (Absorbância

420 nm), monitoramento do comprimento das raízes das macrófitas bem como da sua produção de biomassa. A Tabela 5 apresenta os parâmetros analisados e os respectivos métodos e frequência de análise de cada um deles:

Tabela 5 - Resumo dos parâmetros analisados e métodos aplicados.

| Parâmetro | Frequência | Período de amostragem | Método aplicado |
|-------------------------------|------------|-----------------------|-------------------------------------|
| DQODBO ₅ | Mensal | 08/17 a 12/17 | Titulação - Colorimétrico |
| Comprimento das raízes | Mensal | 06/17 a 12/17 | Medição com trena |
| DBO ₅ | Quinzenal | 08/17 a 12/17 | DBO após 5 dias à 20°C |
| Coliformes T./ <i>E. Coli</i> | Quinzenais | 07/17 | Placas Petrifilm 3M® |
| NT | Quinzenal | 03/17 a 12/17 | Shimadzu TOC-L |
| COT/CI/CT | Quinzenal | 03/17 a 12/17 | Shimadzu TOC-L |
| N-NH ₃ | Semanal | 03/17 a 12/17 | Destilação - Titulação |
| P solúvel | Semanal | 03/17 a 12/17 | Colorimétrico |
| Condutividade | Semanal | 02/17 a 12/17 | Eletroquímico |
| STD | Semanal | 02/17 a 12/17 | Eletroquímico |
| pH | Semanal | 02/17 a 12/17 | Potenciométrico |
| Cor | Semanal | 02/17 a 12/17 | Colorimétrico (420 nm) |
| Turbidez | Semanal | 02/17 a 12/17 | Método ótico |
| Ecotoxicidade | - | 11/17 | Toxicidade aguda com <i>Daphnia</i> |

Fonte: Autores.

Todas as amostras foram preservadas (quando necessário) e caracterizadas com os parâmetros anteriormente citados em acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* - APHA/AWWA (2012).

Os parâmetros de COT, CT, CI, e NT foram analisados no Núcleo Tecnológico de Oleoquímica e Biotecnologia da UNISC via contratação de serviços com possibilidade de acompanhamento dos mesmos. As análises das frações de carbono inorgânico e orgânico foram determinadas com o equipamento Shimadzu TOC-L com oxidação catalítica por combustão a 680 °C com injeção de ar seguido de detecção com infravermelho não dispersivo.

As determinações de *Escherichia coli* e coliformes totais foram realizadas no Laboratório de Análise de Tratamento de Água e Efluentes (LATTAE) da UNISC, sendo utilizado o protocolo Petrifilm 3M® para a determinação do resultado, parâmetros que tem por base a coloração e formação de gás das colônias de bactérias.

As análises de ecotoxicidade aguda foram realizadas pela Central Analítica da UNISC, através de ensaios com utilização de microrganismos da espécie *Daphnia magna* Straus,

conforme NBR 12713/2009. Foram ensaiadas as concentrações de efluentes de 6,25%; 12,5%; 25%; 50% e 100%, com duas réplicas por concentração.

4.3 Fenologia

No sistema de WCs, foram utilizadas diferentes macrófitas ao longo do desenvolvimento da pesquisa. As macrófitas da espécie *H. grumosa* já estavam presentes no local da pesquisa, sendo utilizadas em trabalhos anteriores. As mesmas foram coletadas no município de Vera Cruz/RS (HORN, 2011).

As macrófitas flutuantes, por sua vez, foram coletadas em diferentes localidades. As macrófitas das espécies *Pistia stratiotes* e *Spirodela* sp. foram coletadas de um açude artificial em uma praça no município de Porto Alegre/RS (Figura 6). Já as macrófitas *Salvinia* sp. foram coletadas em um arroio próximo a estrada no município de Pelotas/RS.

Figura 6 - Registro fotográfico dos locais de coleta das macrófitas *Pistia stratiotes* e *Spirodela* sp. em Porto Alegre/RS.



As caracterizações fenológicas do sistema integrado foram realizadas em acordo com os estudos de Damasceno (2010). A caracterização da biomassa de *H. grumosa* foi realizada a partir da poda a uma altura de 20 cm acima da superfície do meio suporte dos WCFV, em outubro de

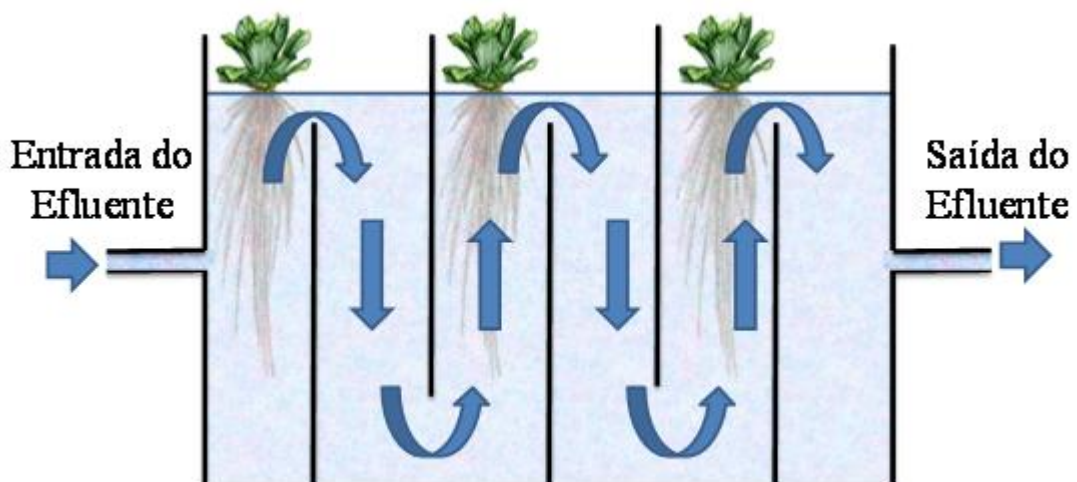
2017. Em laboratório, a biomassa úmida e seca foram determinadas em balança granatária, sendo a massa seca com secagem até peso constante em estufa com 100 °C.

4.4 Unidade integrada WCFLF + WCFLAF+ WCFV+ O₃

O primeiro estágio de tratamento foi composto por sistema de reatores anaeróbios (RAs), para onde o efluente bruto foi bombeado diretamente do tanque equalizador. Esse sistema foi formado por 4 bombonas (tambores) de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com volume total de 200 L cada, sendo a primeira bombona empregada como tanque sedimentador e as 3 subsequentes como reatores anaeróbios com recirculação. Os reatores tiveram a altura de drenagem do efluente elevada para cerca de 30 cm do fundo, devido a preocupação de prevenir-se o de carreamento de lodo dos reatores para os WCs. Portanto, reduziu-se o volume útil dos reatores para cerca de 100 L para cada bombona, totalizando 300 L das bombonas com mais 100 L do sedimentador.

Paralelamente, foi elaborado e construído o sistema de *Wetlands* Construídos. O mesmo foi formado por 3 caixas retangulares, sendo duas de PEAD com 200 L de volume total e dimensões de 0,92x0,55x0,40 m. A caixa do sistema de fluxo alternado era de fibra, com volume total de 100 L e, dimensões de 0,85 x 0,30 x 0,40 m. O sistema apresentou ainda chicanas no sentido vertical, as quais dividiram a caixa em 6 compartimentos por onde o efluente se deslocou com fluxo alternado (Figura 7).

Figura 7 - Ilustração simplificada do WC de fluxo alternado flutuante.



Fonte: Autores.

As caixas de WCs foram dispostas em um sistema suporte de metal na forma de escada, garantido assim a diferença de cota para a drenagem do efluente de uma caixa para outra pela

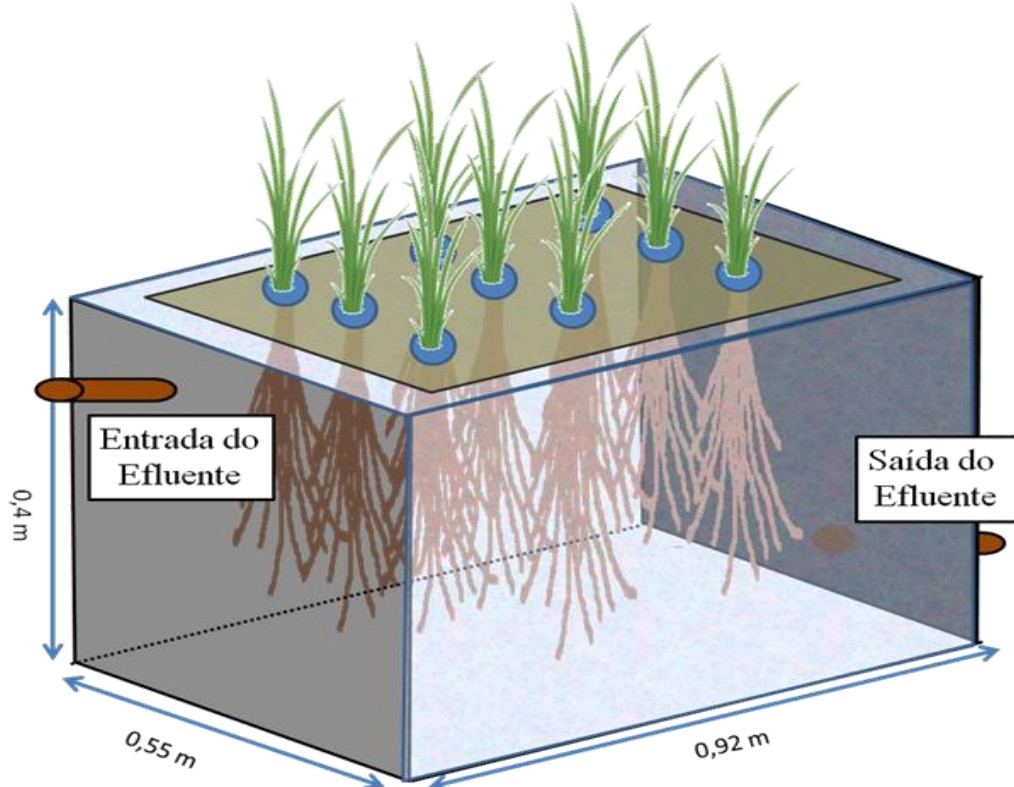
gravidade. A primeira caixa foi disposta a uma altura de 1,40 m em relação ao solo, a segunda a 0,75 m e a última a 0,10 m do chão. Em um primeiro momento, as configurações das 3 caixas foram:

- **W1 - Wetland Construído de Fluxo Livre Flutuante (WCFLF):** sistema com volume total de 200 L, sem material filtrante e composto por um sistema suporte flutuante de acetato vinilo de etileno (EVA) para a macrófita *H. grumosa*, em conjunto com as macrófitas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Spirodela* sp (Figura 8 e 9).

Figura 8 - Registro fotográfico do W1 com o sistema flutuante de EVA.



Figura 9 - Ilustração do FMF de EVA aplicado.



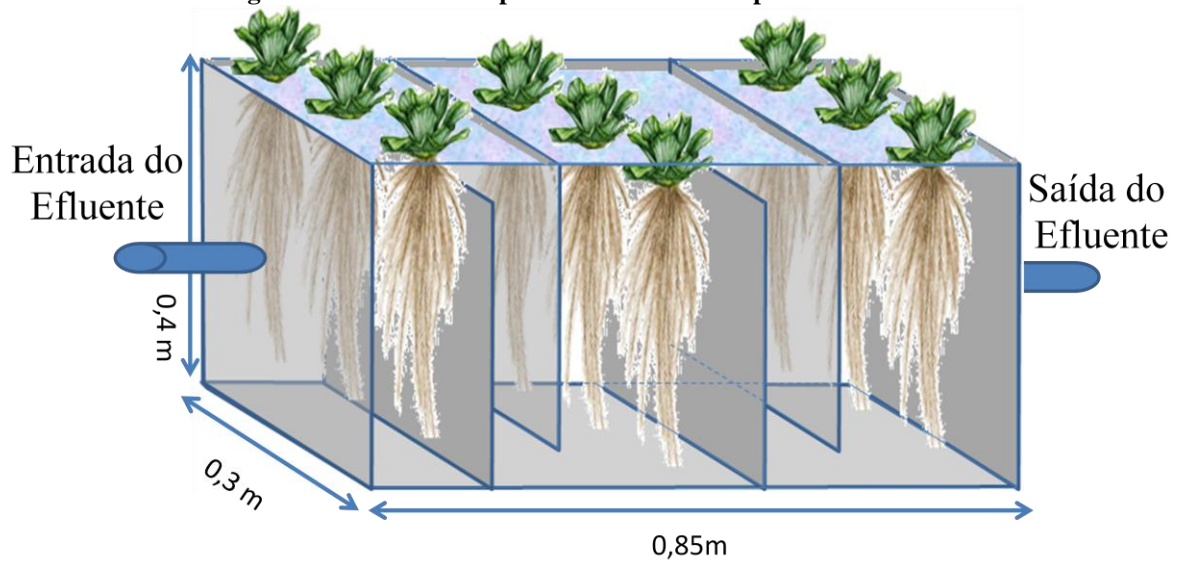
Fonte: Autores.

- **W2 - Wetland construído de Fluxo Livre Alternado Flutuante (WCFLAF)**: sistema com volume total de 100 L, sem material filtrante e compartimentado com chicanas na vertical, garantindo dessa forma o fluxo alternado. Inicialmente vegetado com macrófitas flutuantes das espécies *Pistia satriotes* e *Spirodela sp.* As Figuras 10 e 11 apresentam a configuração inicial desse sistema após a introdução das macrófitas e passadas algumas semanas. Pode-se observar a predominância no desenvolvimento da macrófita *P. satriotes* em relação à *Spirodela* (Figura 10).

Figura 10 - Registro fotográfico do Wetland Construído de Fluxo Livre Alternado Flutuante (W2).



Figura 11 - Desenho simplificado da caixa compartimentada W2.



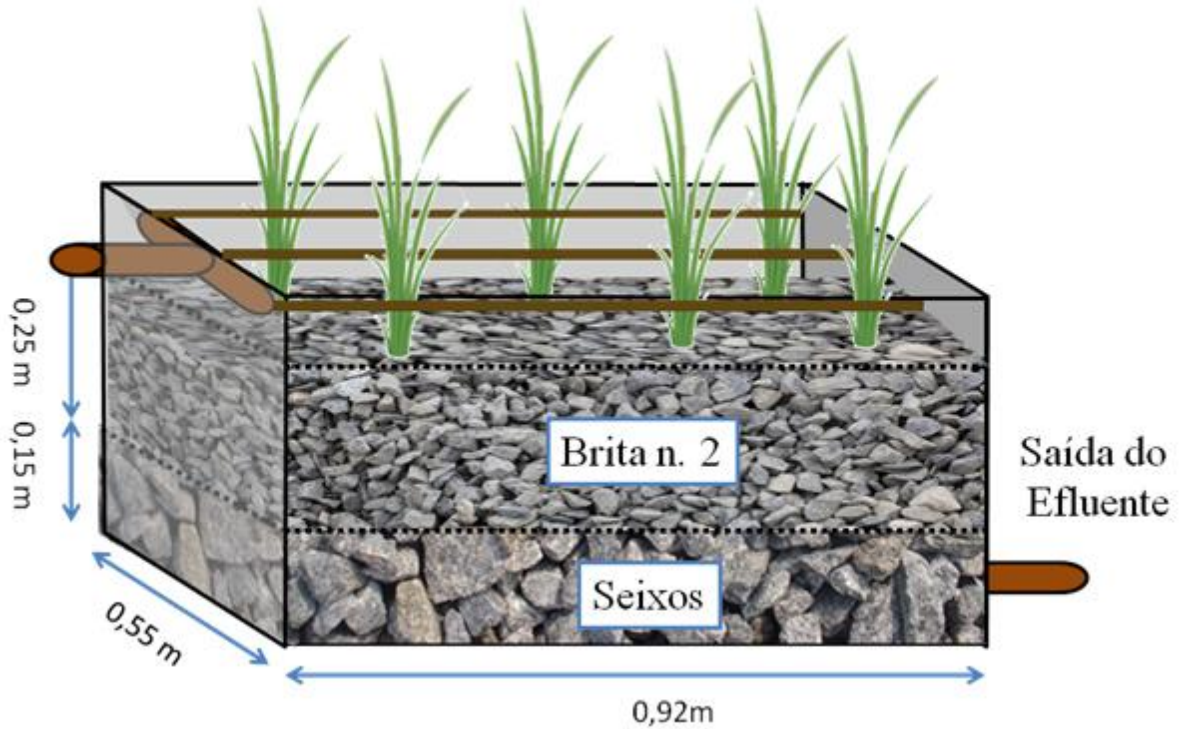
Fonte: Autores.

- **W3 - Wetland Construído de Fluxo Vertical (WCFV):** sistema com volume total de 200 L, preenchido com 15 cm de altura de cascalho no fundo (para drenagem) e 25 cm de brita número 2, totalizando 40 cm de material filtrante (Figuras 12 e 13). A alimentação e dispersão do efluente se dava através de 3 tubos de PVC (20 mm) combinados no formato de um garfo e perfurados, visando a distribuição de forma homogênea por toda a superfície da caixa, através de fluxo vertical e pela força da gravidade.

Figura 12 - Wetland Construído de Fluxo Superficial Vertical (W3).



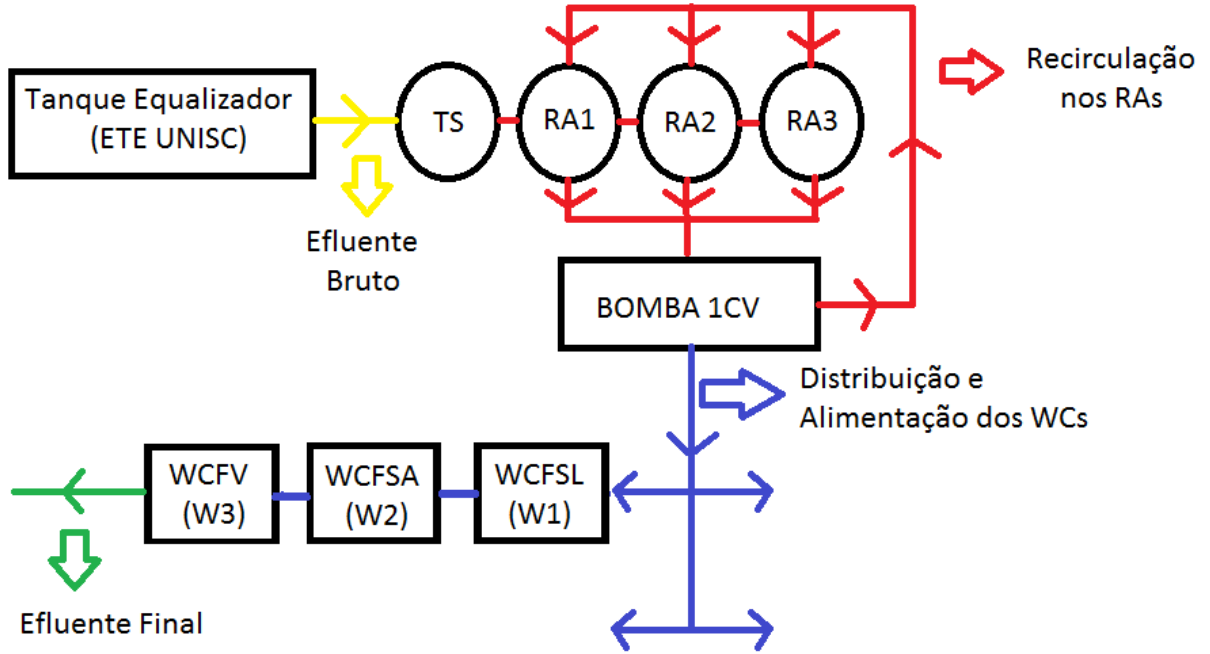
Figura 13- Ilustração da construção do WCFV com os materiais filtrantes aplicados.



Fonte: Autores.

A alimentação dos sistemas ocorreu com periodicidade semanal. No caso das caixas W2 e W3, respectivamente, o carregamento de ambas foi feita simultaneamente, de forma sequencial, i.e., enquanto o efluente da primeira caixa (W1) era drenado para o W2, o efluente desta era drenado para a W3, enquanto este último foi descartado de volta para a entrada da ETE. O excesso de efluente armazenado na W1, devido à diferença de volume da W1 e W2, foi descartado de volta à entrada da ETE. Após a primeira caixa ser alimentada com o efluente proveniente dos reatores anaeróbios (RAs), através de uma bomba centrífuga de 1 CV, devido a diferença de cota entre os dois sistemas. Por último, os RAs foram alimentados com o efluente drenado diretamente do tanque equalizador da ETE. A Figura 14 apresenta fluxograma simplificado das principais etapas do sistema desenvolvido no presente estudo.

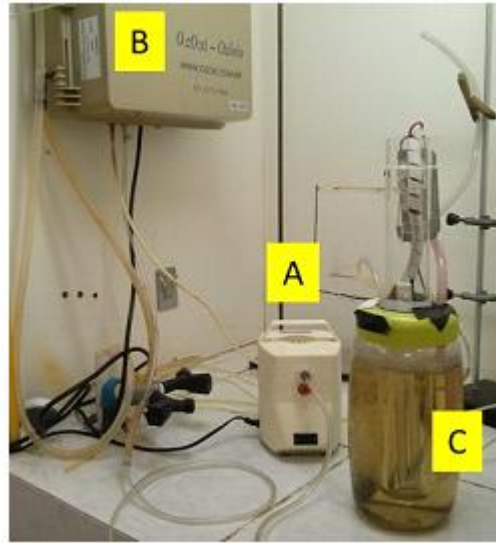
Figura 14 - Fluxograma simplificado representando as principais etapas do sistema desenvolvido.



Fonte: Autor.

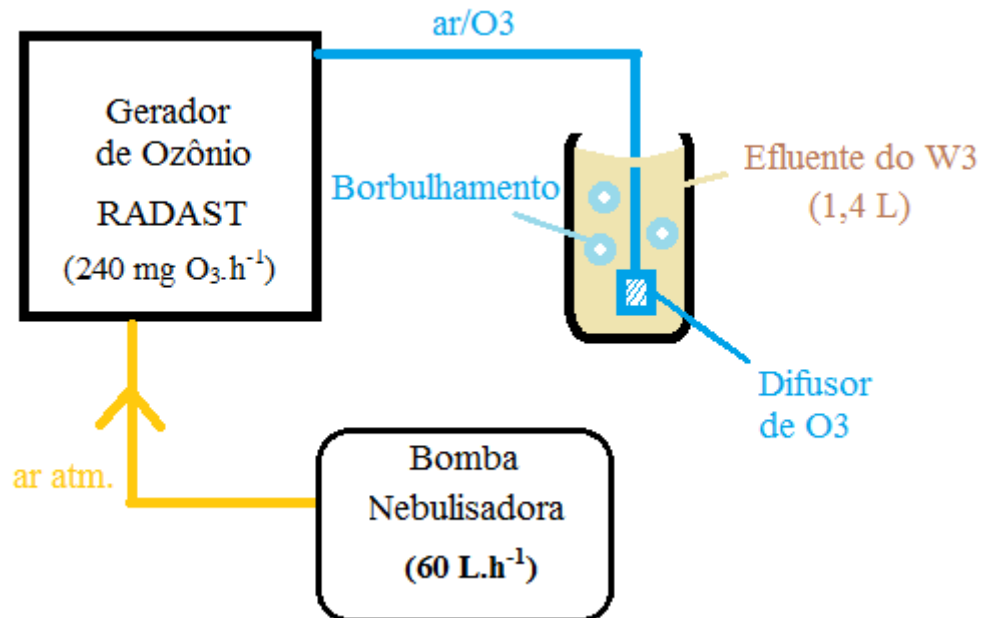
A unidade de ozonização aplicada foi constituída a partir de um sistema gerador RADAST, com capacidade de geração de até 2 g.h^{-1} de O_3 , desde que com oxigênio puro sendo usado como gás de alimentação. Neste caso, os ensaios que foram realizados com a aplicação de ar atmosférico como gás de alimentação, sem secagem prévia, e com seletor de voltagem em 20% da capacidade total geradora, tendo $240 \text{ mg O}_3.\text{h}^{-1}$ como a taxa de geração de ozônio para reator de difusão de Ar/O_3 com 1,4 L de volume útil. Foi empregada também uma pedra porosa na ponta da mangueira de borbulhamento para melhor reduzir o tamanho e dispersão das bolhas na amostra de efluente (Figura 15).

Figura 15 - Unidade de ozonização em escala de bancada. A - Bomba Nebulizadora (60 L.h^{-1}); B – Gerador de O_3 OZOxi – RADAST; C - Reator de Ozonização de 1,4 L de Volume Útil.



Os ensaios de tratamento foram durante o período de 1 hora, sendo monitorados a cada 10 minutos os parâmetros Cor ($\lambda = 420 \text{ nm}$), Turbidez, Condutividade, STD e pH através da retirada de alíquotas utilizando-se uma seringa. Após o término do ensaio (passados 60 minutos), foram realizadas as demais análises com a amostra ozonizada. A Figura 16 apresenta um desenho simplificado do procedimento de ozonização.

Figura 16 - Fluxograma da aplicação de O_3 no efluente em tratamento.



Fonte: Autores.

Os procedimentos de ozonização tiveram as taxas de aplicação de O_3 caracterizadas analiticamente com uso do método espectrofotométrico de Flamm (1977). Foram executados

ensaios para determinação da vazão de ar aplicada no sistema pelo método do bolhometro, através de três medições com pressão constante de bomba. Também se avaliou as taxas de transferência gás líquido com água, através da determinação de ozônio (O_3) gerado a partir do reator. Primeiramente foi feita uma curva padrão de Iodo para determinar as concentrações de O_3 gerado. Para medir a geração de ozônio do reator foi utilizado um kitassato posterior ao gerador do ozônio com a solução de ácido bórico (H_3BO_3) 0,1 M e iodeto de potássio 5% m/v, com a duração variando entre 10-20 segundos de tempo de contato. Essa solução absorve o O_3 oxidando o íon iodeto (I^-) a iodo (I_2), reduzindo o O_3 a oxigênio (O_2) e formando então o íon triiodeto. A concentração do íon triiodeto é determinada a partir da leitura da solução em um espectrofotômetro a 420 nm.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Construção e aspectos de operação do sistema combinado

5.1.1 Reatores anaeróbios com recirculação

A alimentação dos RAs era realizada através do bombeamento direto do efluente do equalizador da ETE da universidade para as bombonas. O TDH dos 3 reatores anaeróbios somados com o tanque sedimentador foi de 7 dias. O tempo de alimentação dos reatores anaeróbios foi de em média 10 minutos, a uma taxa de efluentes brutos de $30 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$.

Durante os 6 primeiros meses do estudo, foi realizada a recirculação do efluente nos reatores anaeróbios no terceiro dia de digestão anaeróbia, a uma taxa de $1 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ durante o período de uma hora. A passagem do efluente de uma bombona para outra durante a recirculação era realizada através de mangueiras plásticas flexíveis e tubos PVC de 20 mm e pela força da gravidade, devido a uma diferença de cota entre as bombonas, enquanto o efluente era drenado ao fundo e bombeado por cima através de uma bomba centrípeta de 1 CV e retornava às bombonas por uma abertura nas tampas das mesmas. A Figura 17 apresenta os reatores anaeróbios e o tanque sedimentador.

Figura 17 - Registro fotográfico dos reatores anaeróbios..



Fonte: Autores.

5.1.2 Wetlands Construídos Híbridos

O sistema de WCs foi formado por 3 caixas retangulares, sendo duas de PEAD com dimensões de 0,92x0,55x0,40 m (W1 e W3) e a caixa intermediária de fibra com dimensões 0,90x0,30x0,45 m (W2). Em um primeiro momento, a primeira caixa foi vegetada com 9 mudas de *H. grumosa*, com uma densidade de 32 mudas.m⁻², conforme recomendação de HORN (2011), em combinação com mudas de *P. stratiotes*. A segunda caixa (W2) foi vegetada também com *P. stratiotes* em conjunto com *Spirodela* sp., ambas aplicadas visando-se a cobertura total da superfície da água. Já a terceira caixa de mudas (W3) foi vegetada somente com mudas de *H. grumosa*, e com uma densidade de 24 mudas.m⁻².

Na primeira caixa (W1), o WCFLF foi elaborado e desenvolvido com um sistema suporte flutuante com EVA e cones vazados para fixação das mudas emersas. Entretanto, com o decorrer do projeto, o acelerado crescimento das macrófitas e, portanto, aumento do peso das mesmas associado ainda a ação de fotodegradação da radiação solar comprometeram o suporte de EVA, causando diversas deformações ao mesmo, e inviabilizando seu uso. A Figura 18 apresenta um registro do sistema após sofrer deformações, no mês de maio de 2017.

Figura 18 - Registro fotográfico do sistema flutuante de EVA (W1) após sofrer diversas deformações.



Nesse momento, o desafio foi elaborar um sistema flutuante diferente do de EVA, que fosse simples, resistente e que não obstruísse o crescimento radicular das macrófitas. O sistema com EVA foi substituído então por um sistema de polietileno expandido (flutuadores de piscina

do tipo espaguete). Os flutuadores foram perfurados e nos furos foram encaixados tubetes cônicos abertos nas extremidades, onde mudas de *H. grumosa* era encaixadas e fixadas com brita número 2, de forma que o caule e as folhas ficassem para fora da água enquanto o sistema radicular permanecia submerso. As Figuras 19 e 20 apresentam registros dos novo sistema flutuante desenvolvido.

Figura 19 - Novo sistema suporte para a *H. grumosa* desenvolvido.

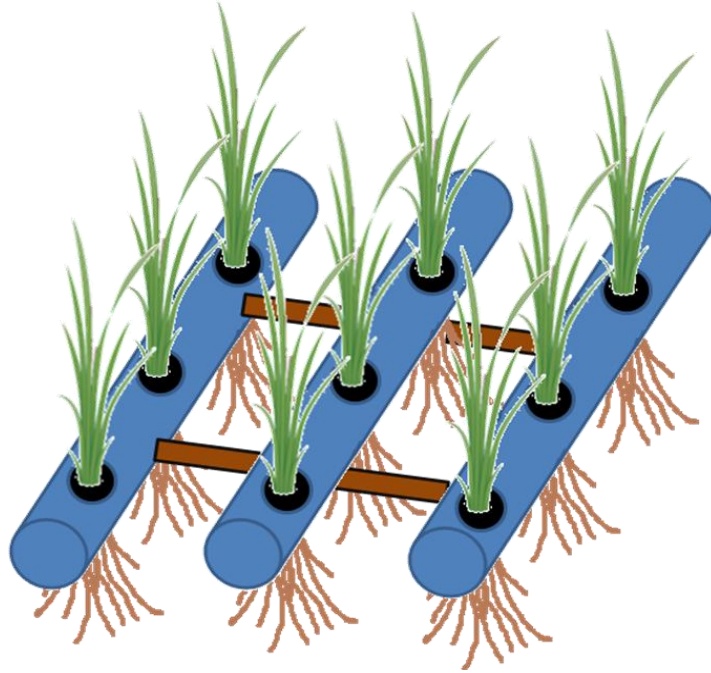


Figura 20 -Registros da fabricação do sistema suporte flutuante para o W1 e o mesmo após a adição das macrófitas.



Posteriormente, em junho, aumentou-se a quantidade de mudas na primeira caixa pela adição de outro sistema flutuante semelhante ao presente, porém vegetado com 6 macrófitas de *H. grumosa*. Outra importante modificação na primeira caixa foi a adição de um

mecanismo visando a melhor dispersão dos poluentes pela caixa durante a alimentação (e dessa forma reduzir-se zonas mortas) bem como o aumento da área e da altura de drenagem, buscando-se minimizar a quantidade de sólidos sedimentados que seria carregada para a segunda caixa (W2). Ambos os sistemas consistiram de tubos com diâmetro de 20 mm perfurados e implementados no tubo de alimentação (entrada) e de drenagem do efluente (saída) da W1, respectivamente. A Figura 21 apresenta registro fotográfico de um dos mecanismos adicionados.

Figura 21 - Sistema de drenagem implementado no W1.



5.2 Manutenção do sistema de *Wetlands* Construídos, biomassa gerada e comprimento das raízes.

Foram realizadas duas podas nas macrófitas *H. grumosa*, a primeira uma semana antes do início das coletas de amostras para caracterização analítica (fevereiro/2017), e a segunda quando observado o pendoamento nas macrófitas (outubro/2017). Foram realizadas as podas das unidades W1 e W3, até que as macrófitas apresentassem uma altura de aproximadamente 22 cm. As macrófitas *H. grumosa* atingiram uma altura de até 1,8 m durante o período de crescimento estudado.

Toda a biomassa resultante desse período foi coletada e encaminhada para pesagem. Após, uma amostra da mesma foi disposta em uma estufa onde permaneceu à temperatura de 100°C até que fosse observada massa constante, visando definir-se o percentual de umidade presente. A Tabela 6 apresenta os resultados verificados em relação a biomassa gerada:

Tabela 6 - Resultado da biomassa gerada pela poda e da massa seca.

| Ponto de coleta | Quantidade |
|-----------------|-----------------------|
| Massa W1 (kg) | 0,368 |
| Massa W3 (kg) | 8,02 |
| Massa úmida (g) | $2,65 \times 10^{-2}$ |
| Massa seca (g) | $5,51 \times 10^{-3}$ |
| Umidade (%) | 79,2 |

Pode-se verificar que a biomassa úmida gerada na última caixa (W3) ao longo dos 9 meses (fevereiro a outubro) foi bastante superior quando comparada a biomassa gerada na primeira caixa (W1). No W3, considerando-se a área da caixa de 0,51 m², verificou-se uma geração de aproximadamente 1,75 kg.m²mês⁻¹, enquanto a W1 apresentou uma produção de apenas 0,07 kg.m²mês⁻¹ para o mesmo período.

Zerwes (2013) avaliou a geração de biomassa de *H. grumosa* em uma unidade piloto de WCs em uma residência rural através da poda também no período de pendoamento e cortou as macrófitas a 20 cm da superfície do leito. O autor obteve resultados semelhantes aos encontrados no presente estudo, como a diferença entre a massa seca e a úmida (umidade) de 65%. Entretanto, a biomassa gerada foi bastante inferior, uma vez que os 2 WCs possuíam 5 m² de área superficial cada e foram coletados 67 kg de massa úmida durante 11 meses, i.e., cerca de 0,61 kg.m²mês⁻¹. Um dos fatores que pode justificar essa diferença de cargas e portanto de nutrientes disponíveis para as plantas em cada um dos trabalhos.

Já Horn (2011), que também avaliou a geração de biomassa da macrófita *H. grumosa* em WCs do mesmo campus universitário, encontrou valores em média superiores aos encontrados por Zerwes (2013) para cada uma das WCs: 3,7; 12,5 e 4,7 kg durante apenas 6 meses. Portanto, a autora verificou geração de biomassa na ordem de 0,9; 4,16 e 1,57 kg.m²mês⁻¹. Um fator que pode justificar a maior produção de biomassa é de que a poda foi realizada em um intervalo de tempo menor que o do presente trabalho e o de Zerwes (2013).

Outro aspecto que destacou-se foi o acelerado desenvolvimento das macrófitas após as podas, principalmente no W3. As Figuras 22 e 23 apresentam registros fotográficos do W1 e W3 antes e após a poda, respectivamente.

Figura 22 - Registros fotográficos da primeira caixa antes da poda (a), logo após a mesma (b) e 2 semanas após a mesma.

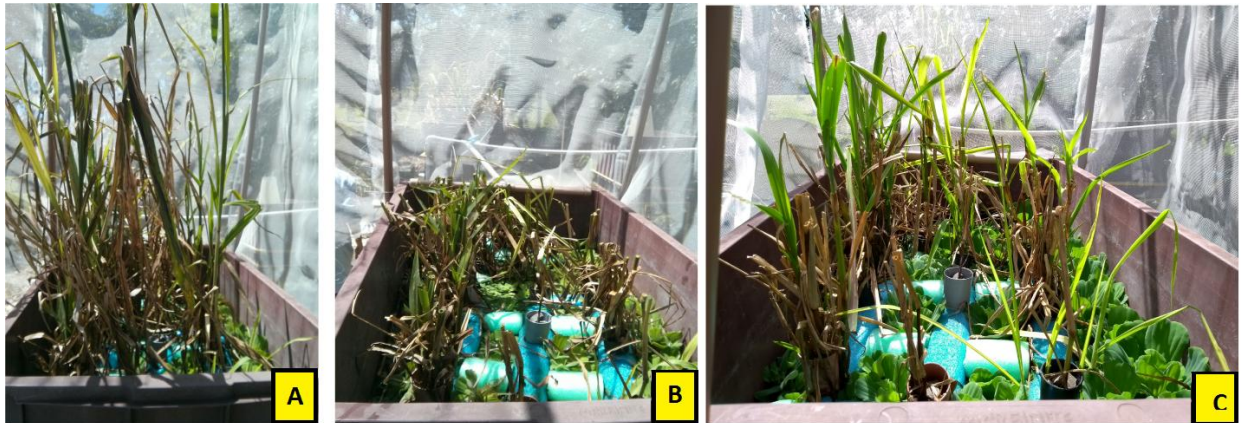
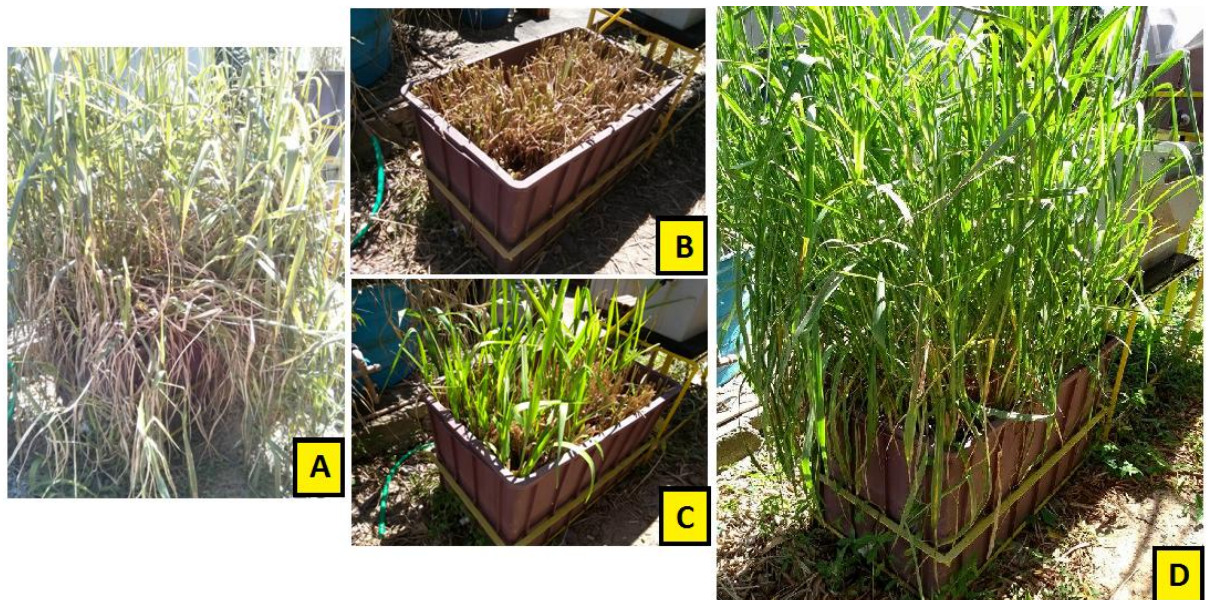


Figura 23 - Sistema W3 antes da poda (a), logo após a poda (b), 2 semanas após a poda(c) e (d) 2 meses depois da poda



5.3 Taxas de aplicação (cargas de poluentes)

Durante o período de realização do estudo, foram monitoradas também as taxas de aplicação de diferentes poluentes em cada um dos WCs, conforme Tabela 7, a qual compara as cargas de efluentes com os valores recomendados pela literatura. O primeiro grupo de colunas (Fase 1) apresenta os resultados do monitoramento nos primeiros meses. Contudo, a partir de maio, o W1 passou a ser alimentado semanalmente com o dobro de volume de efluentes, para que o volume útil da caixa fosse trocado semanalmente e para que seu TDH também fosse de 7 dias. O efluente que sobrava da W1 na alimentação das caixas seguinte retornava para a ETE.

Tabela 7 - Taxas de aplicação de poluentes nos WCs e respectivos valores indicados pela literatura.

| Carga | Fase 1 (fev - abril/17) | | | Fase 2 (maio - dez/17) | | | Recomendação* | |
|---|-------------------------|------|------|------------------------|------|------|---------------|-----------|
| | W1 | W2 | W3 | W1 | W2 | W3 | WCSL | WCFV |
| Sistema | | | | | | | | |
| Volume aplicado (L.d ⁻¹) | 10,8 | 10,8 | 10,8 | 21,7 | 14,5 | 14,5 | - | - |
| NT (g.m ⁻² .d ⁻¹) | 2,22 | 1,39 | 0,44 | 5,5 | 5,64 | 1,61 | 1,5 (NTK) | 1,0 (NTK) |
| N-NH ₃ (g.m ⁻² .d ⁻¹) | 1,85 | 1,35 | 0,36 | 4,20 | 4,43 | 1,19 | - | - |
| Psolúvel (g.m ⁻² .d ⁻¹) | 0,09 | 0,16 | 0,07 | 0,22 | 0,27 | 0,12 | 0,1 (Ptotal) | - |
| COT (g.m ² .d ⁻¹) | 0,43 | 0,34 | 0,18 | 1,50 | 1,14 | 0,36 | - | - |
| DBO (g.m ² .d ⁻¹) | 2,40 | 2,75 | 2,99 | 4,80 | 3,69 | 4,00 | 6 | 8 |

*Wallace e Knight (2006).

5.4 Caracterizações analíticas

O monitoramento da qualidade do efluente foi realizado durante o período de 11 meses (de fevereiro a dezembro de 2017), com diversas análises sendo realizadas com periodicidade semanal, quinzenal ou mensal, de acordo com a variabilidade dos resultados e dos recursos disponíveis. Foi realizada a caracterização do efluente em 5 pontos: efluente bruto (B), pós reatores anaeróbios (RA), pós o primeiro WC (W1), pós o segundo WC (W2) e o efluente tratado, pós terceiro WC (W3). Posteriormente foram efetuados ainda ensaios com amostras do efluente tratado passando pelo processo de ozonização.

5.4.1 Caracterização analítica do passivo ambiental a ser tratado.

Uma vez que o efluente utilizado na pesquisa era bombeado diretamente do equalizador da ETE do campus universitário, suas características são de um esgoto sem tratamento, ou chamado bruto. A coleta e análise do efluente bruto da ETE da UNISC era realizada com frequência mensal.

A Tabela 8 apresenta um resumo da caracterização analítica do efluente bruto em estudo, e os respectivos padrões de emissão (quando existentes) para efluentes sanitários segundo a resolução CONSEMA 355/2017 do Rio Grande do Sul (para geradores com vazão inferior a 200 m³.d⁻¹) e pela resolução CONAMA 357/2005, que classifica os corpos hídricos de acordo com sua qualidade ambiental (considerando um corpo hídrico classe 1).

Tabela 8 - Caracterização do efluente bruto a ser tratado em relação as médias de literatura e padrões de emissão para efluentes domésticos.

| Parâmetro | Qualidade Média | | | |
|---|------------------------|-----------|---|-----------------|
| | Efluente Bruto | Esperada* | CONSEMA 355/17 | CONAMA 357/2005 |
| DBO ₅ (mg.L ⁻¹) | 192 ± 66 | 200 - 500 | 120,00 | - |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 1631 | 400 - 800 | 330,00 | - |
| COT (mg.L ⁻¹) | 140 ± 49,9 | - | - | - |
| C total (mg.L ⁻¹) | 224 ± 23,7 | - | - | - |
| N-NH ₃ (mg.L ⁻¹) | 82 ± 9,8 | 20 - 40 | 20,00 | - |
| NT (mg.L ⁻¹) | 92 ± 18 | 35 - 70 | - | - |
| P total (mg.L ⁻¹) | 3,9 ± 0,57 | 5 - 25 | 4,00 | - |
| pH | 7,3 ± 0,21 | 6,7 - 7,5 | 6 a 9 | - |
| Cor (λ=420nm) | 0,97 ± 0,4 | - | Não conferir mudança ao corpo receptor | - |
| Turbidez (NTU) | 423 ± 183 | - | | 40 |
| Coliformes T. | 1,0x10 ⁹ ** | - | 1,0x10 ⁶ | 2500 |
| STD (mg.L ⁻¹) | 506 ± 54,2 | 500 - 900 | - | 500 |
| Ecotoxicidade Aguda | 61,56%*** | - | - | - |

*Von Sperling (2005); **Quantidade de coliformes presentes na amostra coletada após os reatores anaeróbios. *** Classificado como medianamento tóxico (LOBO et al., 2006).

A partir dos resultados verificados, pode-se observar que o efluente caracterizado se assemelha em alguns aspectos aos valores médios esperados para o efluente sanitário doméstico (Tabela 8), e que diversos parâmetros verificados estão acima dos padrões de emissão estabelecidos pela legislação ambiental vigente. Destacam-se a alta concentração de matéria orgânica e coliformes termotolerantes presentes no efluente, bem como seu elevado potencial de eutrofização, devido a concentração de nutrientes.

5.5 Caracterização analítica da qualidade do efluente após cada etapa do tratamento desenvolvido

A coleta das amostras era realizada no mesmo dia que a alimentação dos sistemas, i.e., com uma frequência semanal. Foram realizadas a coleta e análise de amostras em 4 pontos diferentes, após cada uma das etapas da unidade de tratamento proposta. Nesse contexto, foram executadas análises para verificar a qualidade do efluente em tratamento sob diferentes aspectos, analisando diversos parâmetros, divididos em grupos: matéria carbonácea (DBO₅, DQO, COT,

CI e CT); nutrientes (N-NH₃, NT e P solúvel); parâmetros físico químicos (pH, Turbidez, Cor (λ :420nm), Condutividade, STD); e por último componentes microbiológicos e ecotoxicidade (Coliforme termotolerantes, *E. Coli* e ecotoxicidade aguda).

5.5.1 Matéria orgânica carbonácea

Em relações à matéria carbonácea presente, foram realizadas análises por métodos diretos (COT, CI e CT) e indiretos (DBO e DQO) para monitorar o sistema. As Figuras 24, 25, 26 e 27 apresentam os resultados verificados.

Figura 24 - Variações do Carbono Orgânico Total nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017.

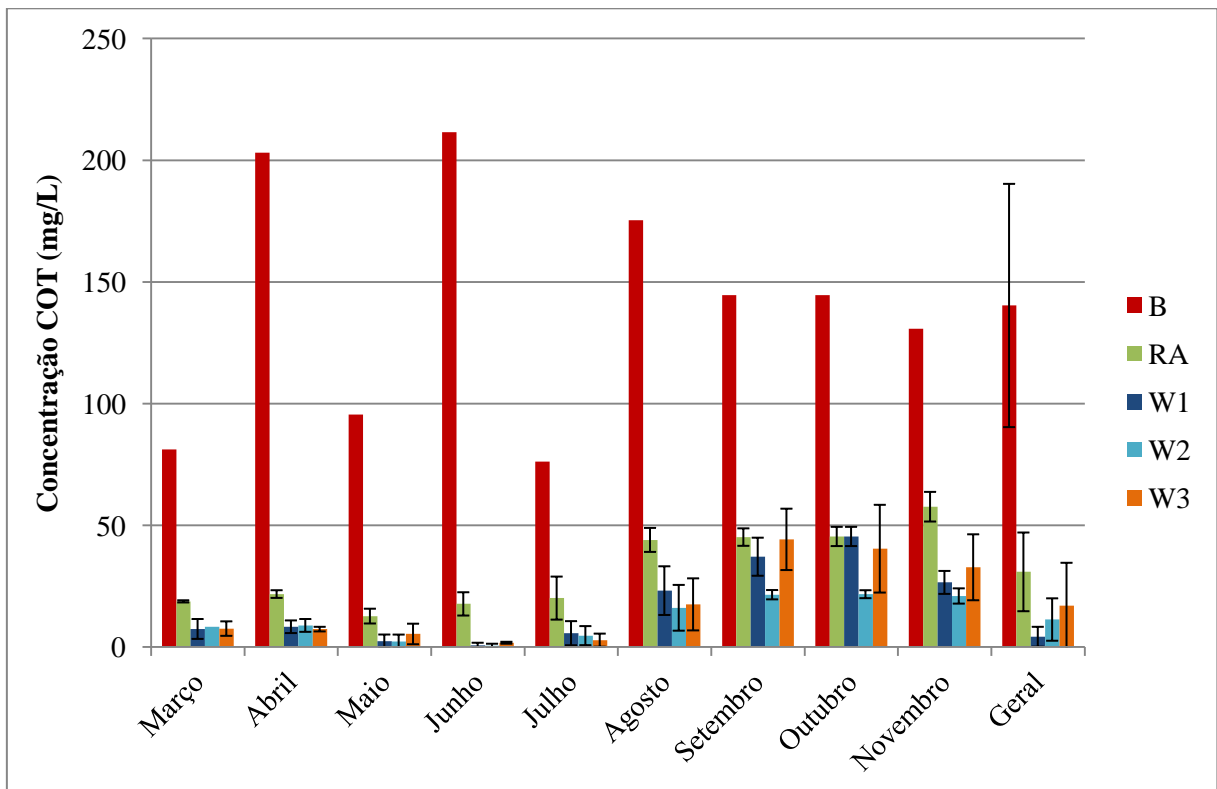


Figura 25 - Variações de Carbono Inorgânico nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017.

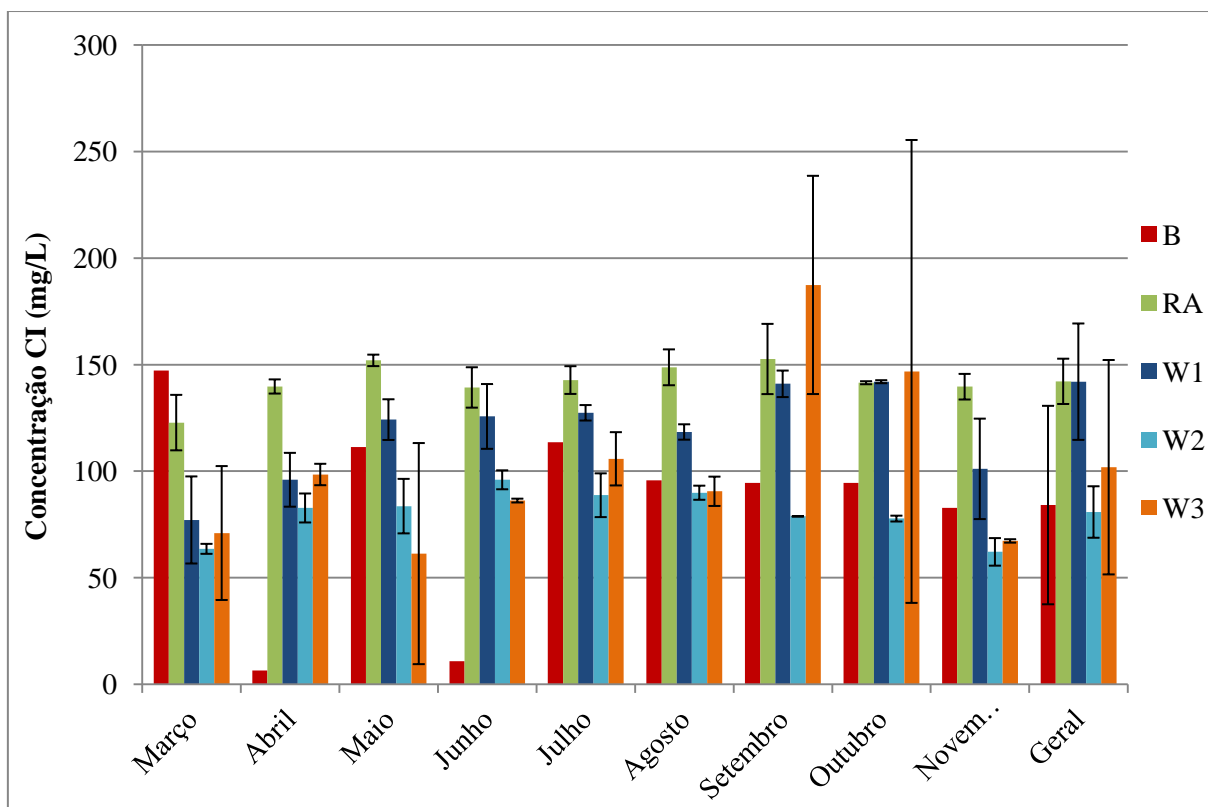
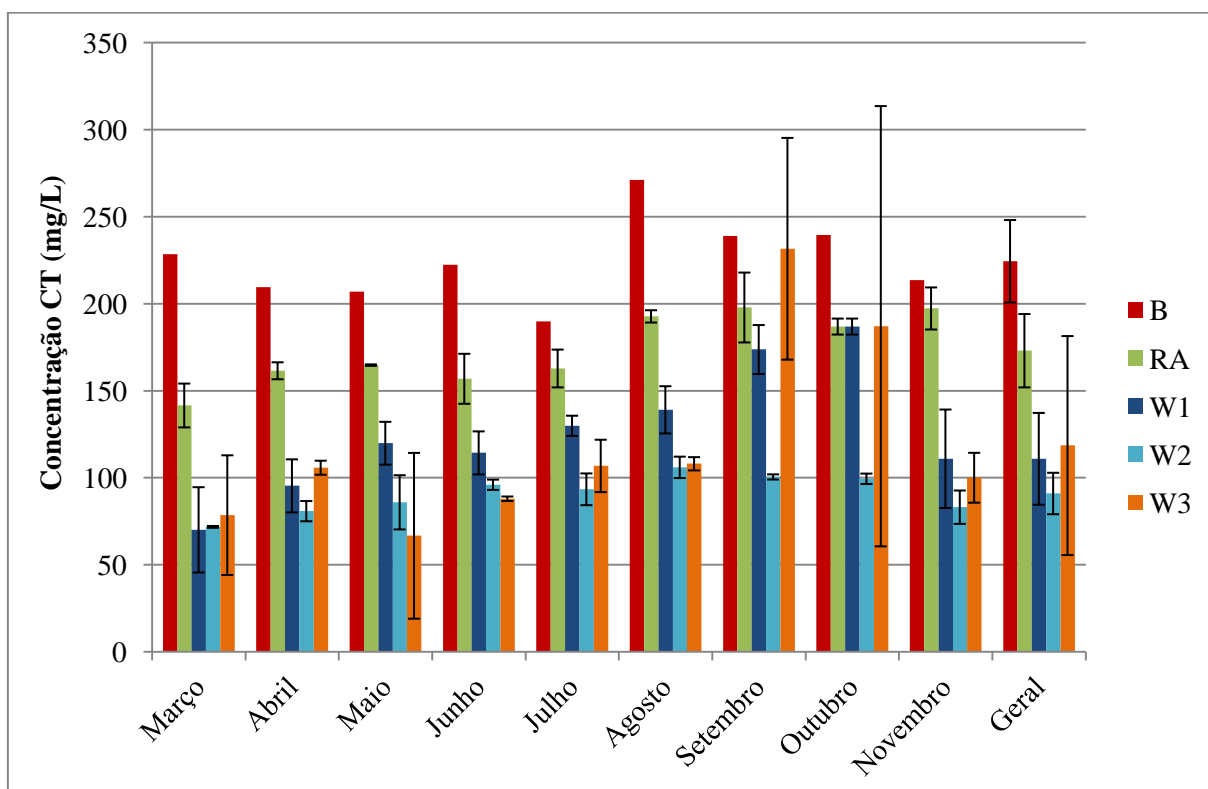


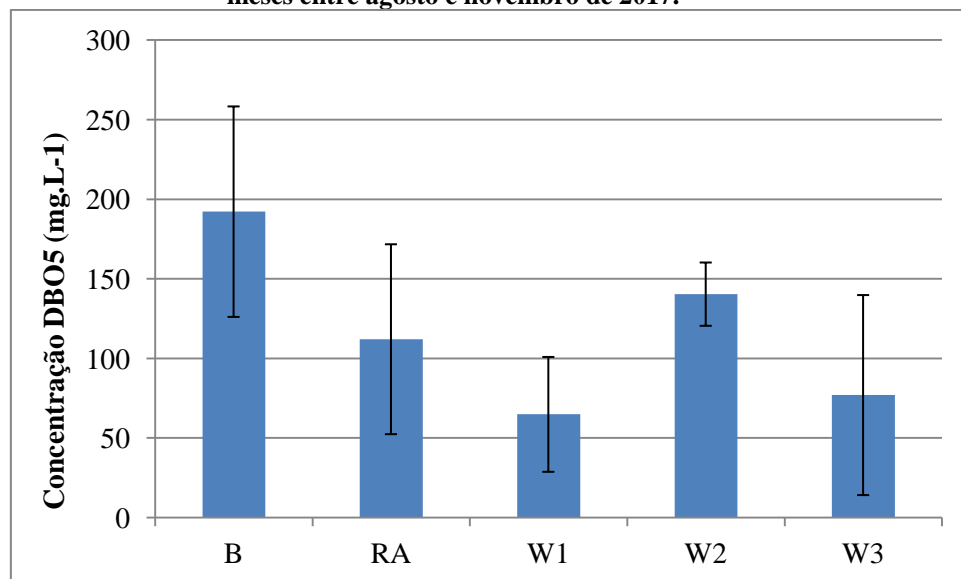
Figura 26 - Variações de Carbono Total nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017.



Os RAs foram a etapa do tratamento que possibilitou maior redução de COT, devido a digestão anaeróbia da matéria orgânica, alcançando eficiência média de 78%. Porém, é interessante destacar que os mesmos apresentaram uma redução na eficiência desse parâmetro a partir do mês de agosto/17, o que coincide com o fim da realização da recirculação semanal nos reatores. Esses resultados já eram esperados, uma vez que fossas sépticas (que atuam como bioreatores anaeróbios) também tendem a ser eficientes na remoção de sólidos totais e da carga orgânica, porém carecem na remoção de nutrientes (SEZERINO et al., 2007).

É interessante destacar que após a poda das macrófitas realizada no final de outubro, foi possível verificar uma redução nas concentrações de matéria carbonácea (COT, CI e CT) nos sistemas W1 e W3, resultado provavelmente do crescimento acelerado das plantas após a poda, e pela remoção de galhos e folhas secos que poderiam estar em processo de decomposição e contribuindo para o aumento da carga orgânica no efluente. Esse crescimento acelerado pode ser associado ao desbalanço entre a parte aérea e o sistema radicular das macrófitas.

Figura 27 - Valores médios de DBO₅ verificados ao longo do monitoramento em cada unidade do sistema, nos meses entre agosto e novembro de 2017.



No que tange DBO₅ (Figura 27), o sistema como um todo alcançou eficiência média de 60%. Semelhante ao COT, os RA anaeróbios foram a etapa que o melhor desempenho este parâmetro, com eficiência média de 59%. Em seguida, o W1 demonstrou o segundo melhor desempenho, com redução média de 42% de DBO₅. Entretanto, é possível observar também um aumento na concentração desse parâmetro após o W2. Esse aumento pode-se ser associado a carência de manutenção das macrófitas flutuantes presentes no sistema, as quais quando mortas tendiam a afundar e a entrar em decomposição dentro da caixa, promovendo dessa forma o aumento da carga orgânica no efluente.

Gonzalez et al. (2014) verificaram valores superiores de remoção de DBO_5 em seu sistema com FMF. Os autores encontraram eficiência média de 81% para esse parâmetro, e de 66% para DQO.

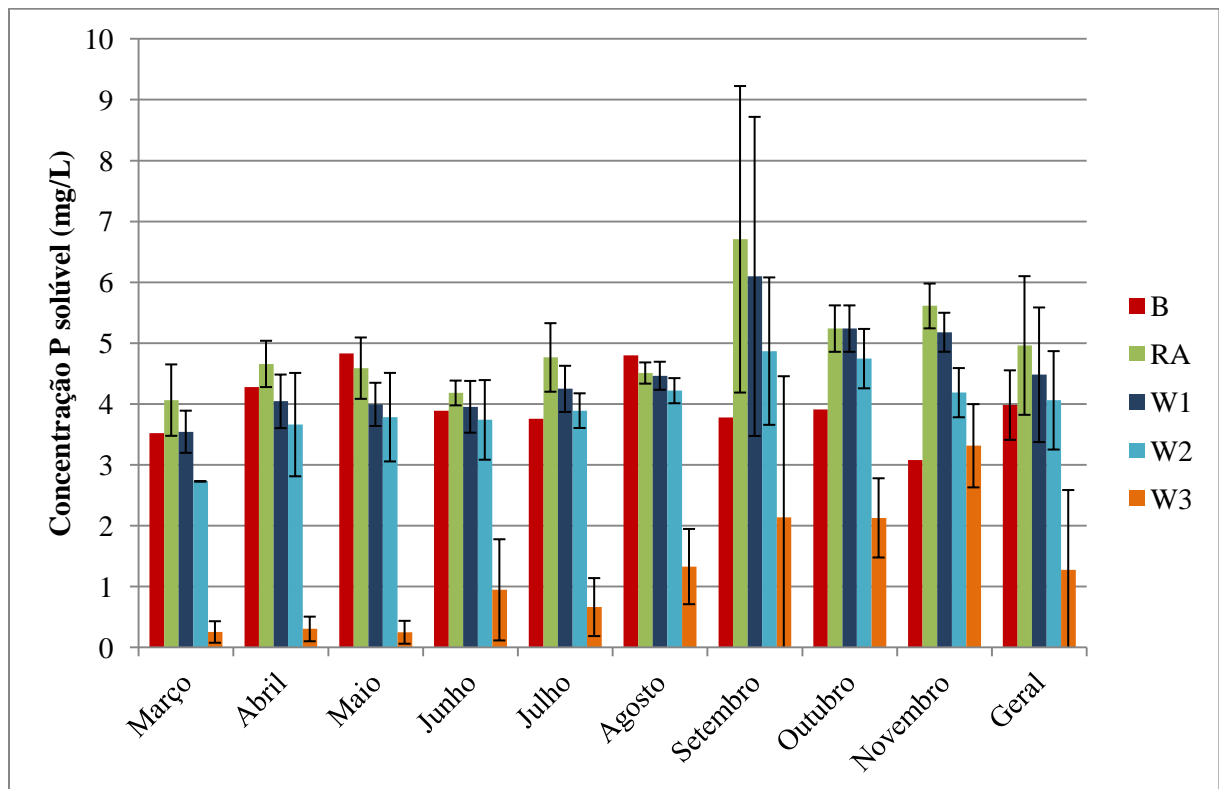
Segundo Zhang et al. (2009), os WCFV aplicados na China estudados apresentam eficiência média de 82,9% para DBO_5 , ficando acima dos valores encontrados pelo presente trabalho. O mesmo foi verificado nos WCs operados nos países do mediterrâneo, a degradação a remoção de matéria orgânica (DBO e DQO) para sistemas híbridos foi de 86 a 99%, enquanto para WCFV foi de 52-95% e para WCFL de 11-63% (MASI e MARTINUZZI, 2007).

Um aspecto que pode ter influenciado a eficiência do sistema desenvolvido no presente estudo é o regime em batelada adotado. WCs de fluxo contínuo, principalmente os com fluxo vertical, tendem a apresentar concentrações maiores de oxigênio dissolvido, o que pode promover a digestão aeróbia da matéria orgânica e consequente sua mais acelerada degradação. A presença de O_2 no efluente, seja por difusão atmosférica ou pela liberação pelo sistema radicular das macrófitas, acarreta numa melhoria do sistema para degradação da matéria orgânica (REHMAN et al., 2017).

5.3.2 Nutrientes (nitrogênio e fósforo)

Durante o monitoramento do sistema de saneamento proposto, foram analisados os seguintes nutrientes: N-NH_3 , NT e P solúvel. As Figuras 28, 29, e 30 apresentam as médias mensais para fósforo solúvel e nitrogênio verificados em cada um das unidades de tratamento.

Figura 28 - Variações de P solúvel nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017.



Os resultados verificados em relação a fósforo estão conforme a literatura referente, uma vez que o principal mecanismo de remoção de WCs é a adsorção ao substrato (VYMAZAL, 2007; YU et al., 2015); e no sistema em estudo o WC construído que apresentou a maior eficiência foi o W3, o único que conta com material filtrante (brita e seixos). TREIN et al. (2015), ao estudarem dois sistemas do tipo WCFV, verificaram eficiências de remoção de ortofosfato de 61% e também justificaram essa remoção pela adsorção química com o substrato.

É importante destacar que a remoção de P solúvel pelo sistema não ocorreu de forma uniforme ao longo do monitoramento, uma vez que a partir do oitavo mês de operação o sistema teve sua eficiência reduzida drasticamente. No primeiro trimestre de monitoramento, o sistema apresentou eficiência média de 93,6%, enquanto nos últimos 3 meses a eficiência média para P solúvel foi de apenas 29,6%.

Sousa et al. (2004), ao monitorarem seus WCs também observaram perda de eficiência dos WCs na remoção de P, e concluíram que o substrato do sistema tende a saturar e perder a capacidade de remoção de fósforo em média a partir do oitavo mês de operação. Em seu trabalho, os autores observaram remoção médias de 82% e 90% no primeiro ano para P total, decaindo para valores médios bastante inferiores nos anos seguintes.

Nesse momento de saturação, pode-se substituir uma fração do substrato ou adicionar-se compostos para promover a precipitação química. Esse fenômeno também foi observado no sistema em estudo, principalmente com a queda de eficiência a partir do mês de novembro/17.

No mês de setembro, foi possível observar uma variação muito grande em uma das semanas do monitoramento em relação as demais semanas. Nessa específica semana, ocorreu um evento climático bastante atípico, com uma precipitação intensa e ventos intensos, o que pode ter acarretado a liberação de fósforo que estava armazenado no substrato.

Já a remoção de fósforo solúvel nos sistemas de WCs de superfície livre, ocorre principalmente pela sedimentação e incorporação à biomassa das macrófitas. Contudo, apenas uma pequena fração do fósforo é eliminada por esses microrganismos. Portanto, esses sistemas tendem a apresentar baixas remoções desse nutriente, uma vez que em média apenas 5 a 10% do P total é absorvido pelas macrófitas (VYMAZAL, 2002).

Apesar de importantes, Vymazal (2007) afirma que em WCs as médias de remoção de fósforo apresenta valores médios entre 40 e 60%, e que as podas de macrófitas emergentes contruibem pouco para a remoção dess e nutriente. Entretanto, o autor indica também que em sistemas com macrófitas flutuantes, pode-se obter elevadas remoções de N pela manutenção do sistema através da retirada periódica de uma fração das macrófitas da superfície, devido a incorporação de N a biomassa das macrófitas.

Figura 29 - Variações de N-NH₃ nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017.

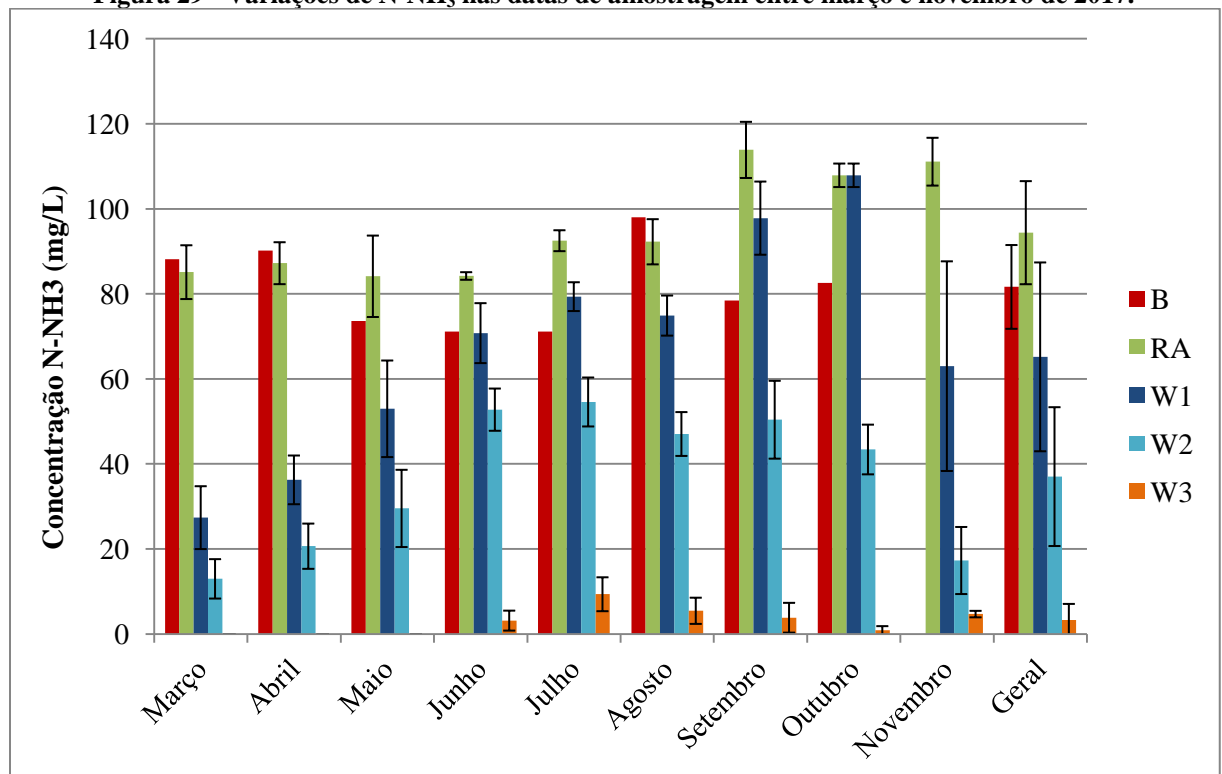
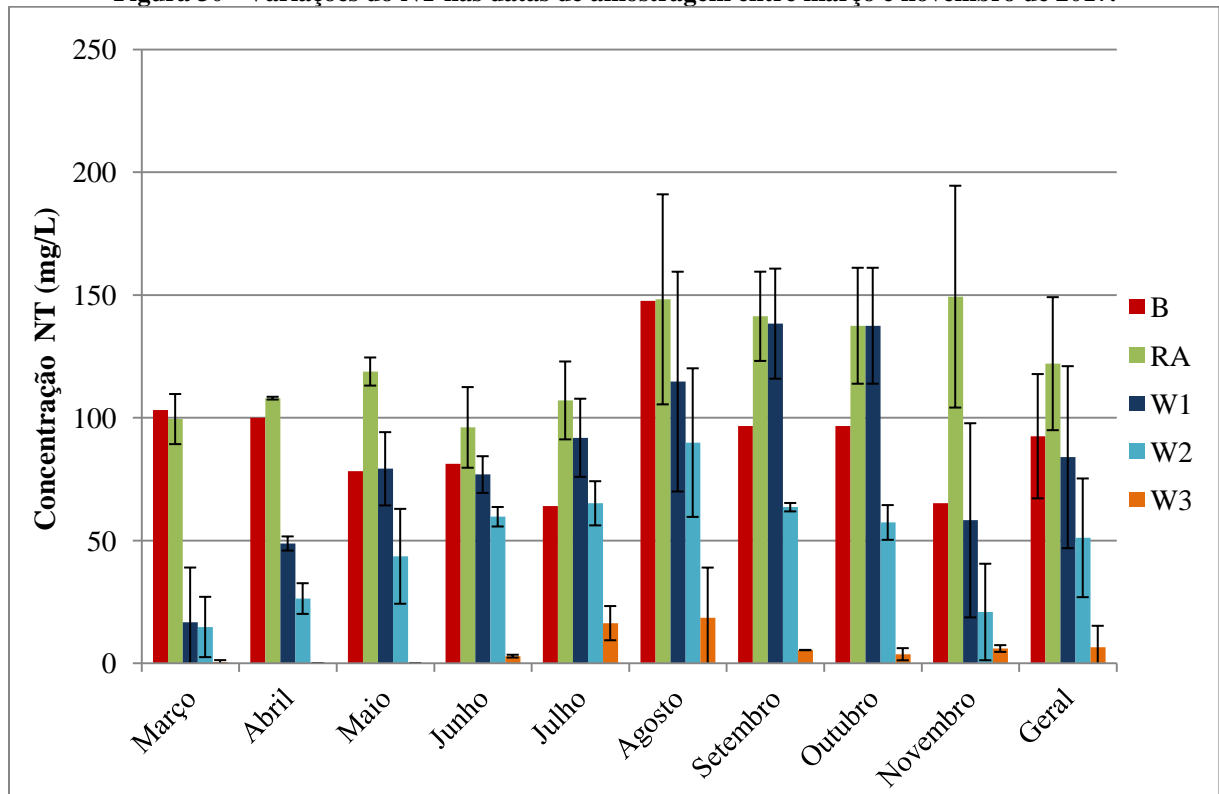


Figura 30 - Variações do NT nas datas de amostragem entre março e novembro de 2017.



O comportamento em relação a remoção de amônia e de nitrogênio total no sistema W3 (WCFV), foi acima do esperado, em média de 91,2% e 88,16% respectivamente. Esses resultados apresentaram-se superiores as médias dos sistemas de WCs verificados na China também com fluxo vertical, onde foram encontrados valores médios de 56,17% para N-NH₃ e 56,09% para NT (ZHANG et al., 2009).

Masi e Martinuzzi (2007), verificaram médias de remoção também elevadas para N-NH₃, na ordem de 78-99% em WCFVs construídos na região do mediterrâneo. Já para os sistemas híbridos, os autores encontram bastante variações nas eficiências de remoção de NT, com valores médios entre 43 e 89%.

Entretanto, um fator que pode ter contribuído diretamente para os índices verificados é o fluxo em batelada adotado no sistema estudado. De uma forma geral, os WCFVs, que geralmente são de fluxo contínuo, promovendo a nitrificação e portanto elevada remoção de amônia, porém apresentam resultados insatisfatórios em relação a NT, devido a presença de oxigênio (KADLEC e WALLACE, 2009).

Já no sistema em estudo, um WCFV com fundo saturado, promove-se a presença de duas zonas distintas em relação ao O₂: uma região mais óxica na camada mais superior e próximo às

raízes e uma região mais anóxica ou até anaeróbia na região mais profunda. Segundo Thullen et al. (2002), a combinação dessas duas regiões (óxicas e anóxicas) faz-se necessária para que um sistema seja eficiente na remoção de nitrogênio.

A presença dessas duas regiões simultaneamente promoveu interessantes resultados tanto para conversão da amônia em nitritos e nitratos e posteriormente para a desnitrificação e a volatilização do nitrogênio molecular, o que possibilitou o W3 promover tanto a nitrificação quanto a desnitrificação no efluente, uma vez que o oxigênio é necessário para o processo de nitrificação, a transformação de nitrogênio através oxidação da amônia (N-NH_3) para nitrito (NO_2^-) e posteriormente para nitrato (NO_3^-), nessa forma ficando disponível para incorporação pelas macrófitas. Já a desnitrificação consiste na redução de nitrato até N_2 , e só ocorre em condições anóxicas (SEZERINO, 2002).

Kim et al. (2014) também verificaram em seus experimentos que seu WCFV de fundo saturado também foi eficiente para remoção de NT (70,9%) e de NTK (97,2%), afirmando que a remoção de N-NH_3 é facilmente explicada pela região mais óxica na camada superior do WC. Já zona saturada do mesmo possibilitou a ocorrência de desnitrificação através da presença de uma zona mais anóxica, devido a permanência (TDH) do efluente no WC de 7 dias.

De outra forma, os sistemas W1 e W2 não apresentaram resultados tão satisfatórios no que tange o nitrogênio. O W1 apresentou eficiências de remoção de 31% para N-NH_3 e 33% para NT, enquanto o W2 apresentou 43% e 38% respectivamente. Uma justificativa para os resultados verificados é de que as cargas aplicadas de NT e N-NH_3 nas duas primeiras caixas são bastante superiores quando comparadas a recomendação da literatura, que é de $1,5 \text{ mg.m}^{-2}\text{d}^{-1}$ NTK para WCFL e $1,0 \text{ mg.m}^{-2}\text{d}^{-1}$ para um WCFV, segundo Kadlek e Knight (2006) enquanto a taxa de aplicação para o W3 foram inferiores ($0,12$ e $1,19 \text{ mg.m}^{-2}\text{d}^{-1}$ para N-NH_3 e NT respectivamente).

Assim como o P solúvel, foi verificado que a eficiência de tratamento do N-NH_3 , principalmente no W1, não ocorreu de forma uniforme ao longo do monitoramento. As taxas de remoção nesse sistema foram reduzindo-se nos primeiros meses, porém em novembro, a concentração de N-NH_3 diminuiu drasticamente. Dois aspectos podem estar relacionados a esse fenômeno: a crescente sedimentação de lodo na caixa, e dessa forma criação de uma zona mais anóxica ou até mesmo anaeróbia, associado ainda a falta de manutenção do sistema, uma vez que após a poda em outubro o sistema apresentou uma eficiência superior aos meses anteriores.

Apesar das eficiências de W1 e W2 para esse dois parâmetros serem inferiores as verificadas pelo W3, esses sistemas também mostraram capacidade de remoção tanto de N-NH_3 quanto de NT, o que indica a presença de uma região com maior concentração de O_2 (na superfície e próximo as raízes) e mais anóxica ou anaeróbia próximo do fundo. Stewart et al.

(2008) também verificaram em seus estudos que sistemas de FMF (ou *floating islands*) podem promover tanto a nitrificação quanto a desnitrificação de acordo com a configuração, devido à presença de raízes para adesão de biofilme microbiano e da presença de regiões óxicas e anóxicas.

Gonzalez et al. (2014) , ao estudarem um sistemas com FMF na operando na Espanha, verificaram remoções médias de nitrogênio bastante próximas as encontradas no presente trabalho, na ordem de 35,7%. Já para P total, os autores verificaram eficiência média de 27,1%, resultado provavelmente da sedimentação de uma parcela do fósforo e pela absorção pelas macrófitas, uma vez que nesses sistemas não ocorre a adsorção de P no substrato devido à ausência do mesmo.

Em relação a poda realizada no final de outubro, pode-se identificar uma melhoria na eficiência de remoção tanto de N-NH₃ e de NT nas semanas subsequentes (novembro), possivelmente pela incorporação à biomassa da macrófita devido ao seu acelerado crescimento nas caixas com poda.

Já em relação a influência da poda e da remoção de P sóluvel, não foram verificadas reduções nas concentrações, uma vez que o principal mecanismo de remoção foi a adsorção ao substrato, que já apresentava sinais de saturação a partir do oitavo mês de monitoramento, fenômeno também observado por diversos outros autores.

Kim e Geary (2001) observaram em seus sistemas que as podas só influenciam a remoção de P em WC cuja carga desse nutriente seja baixa, e que apenas 10% do P removido era incorporado aos tecidos das macrófitas, enquanto em média 90% ficava armazenado no substrato.

Alvarez e Bécares (2008) avaliaram dois sistemas idênticos de WC com fluxo horizontal superficial, vegetados com *Typha latifolia* e recebendo as mesmas cargas de efluentes, porém apenas um dos sistemas com a realização de podas. Os autores também verificaram melhorias significativas nas eficiências de remoção de alguns parâmetros analisados, tais como na carga orgânica (DBO e DQO total e solúvel) e de sólidos suspensos totais do sistema que sofreu podas em comparação ao segundo.

5.3.3 Parâmetros físico-químicos

Em relação aos parâmetros físico-químicos, foram monitorados durante o período de 10 meses 10 meses: pH, STD, Condutividade e Cor (absorbância a 420 nm). As Figuras 31, 32, 33,

34 e 35 apresentam as médias mensais verificadas para cada um desses parâmetros em cada uma das unidades de tratamento.

Figura 31 - Variações da Turbidez nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017.

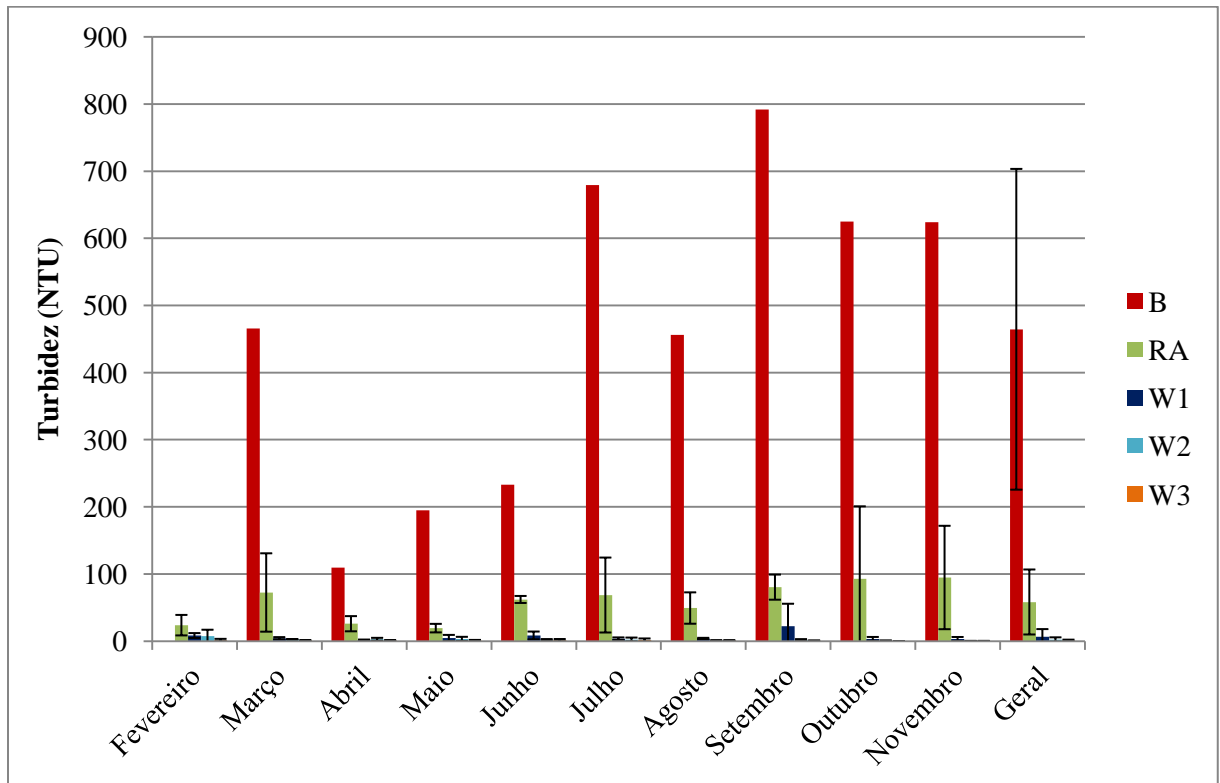


Figura 32 - Variações do pH nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017.

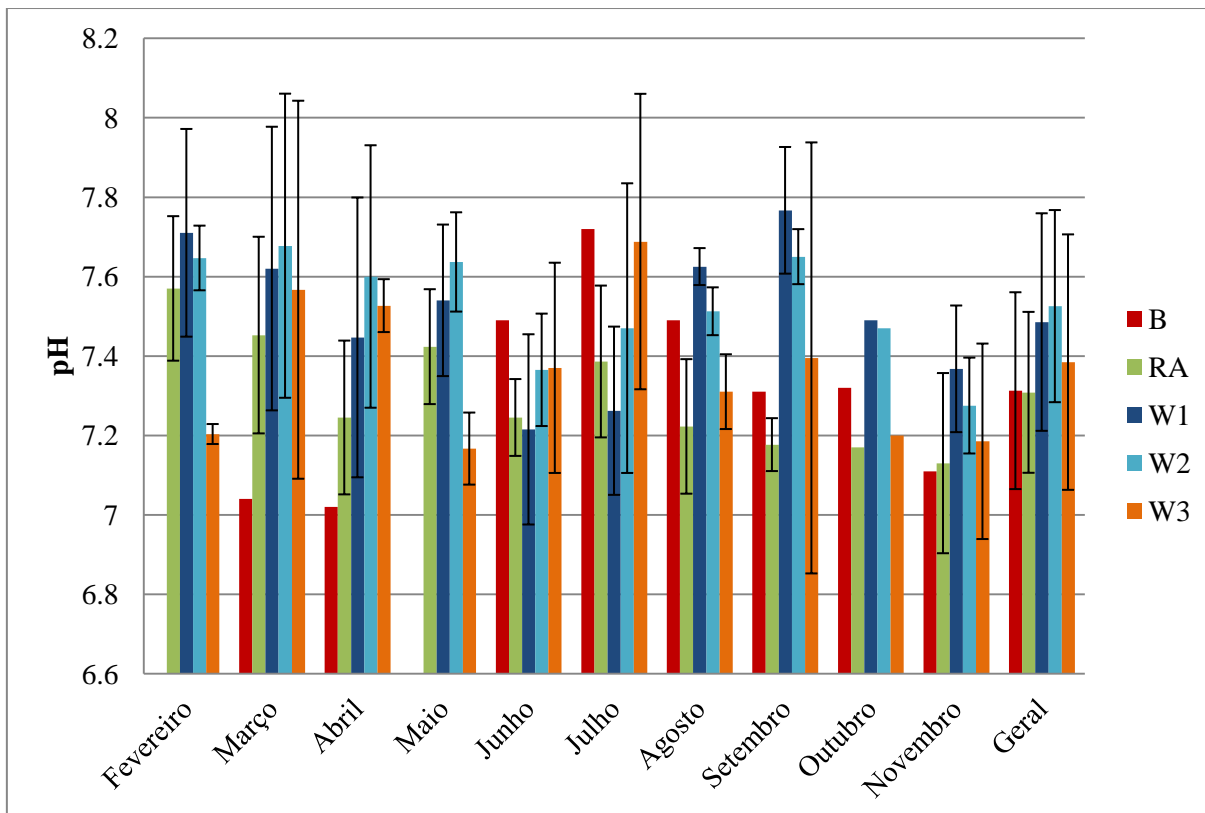


Figura 33 - Variações de Condutividade nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017.

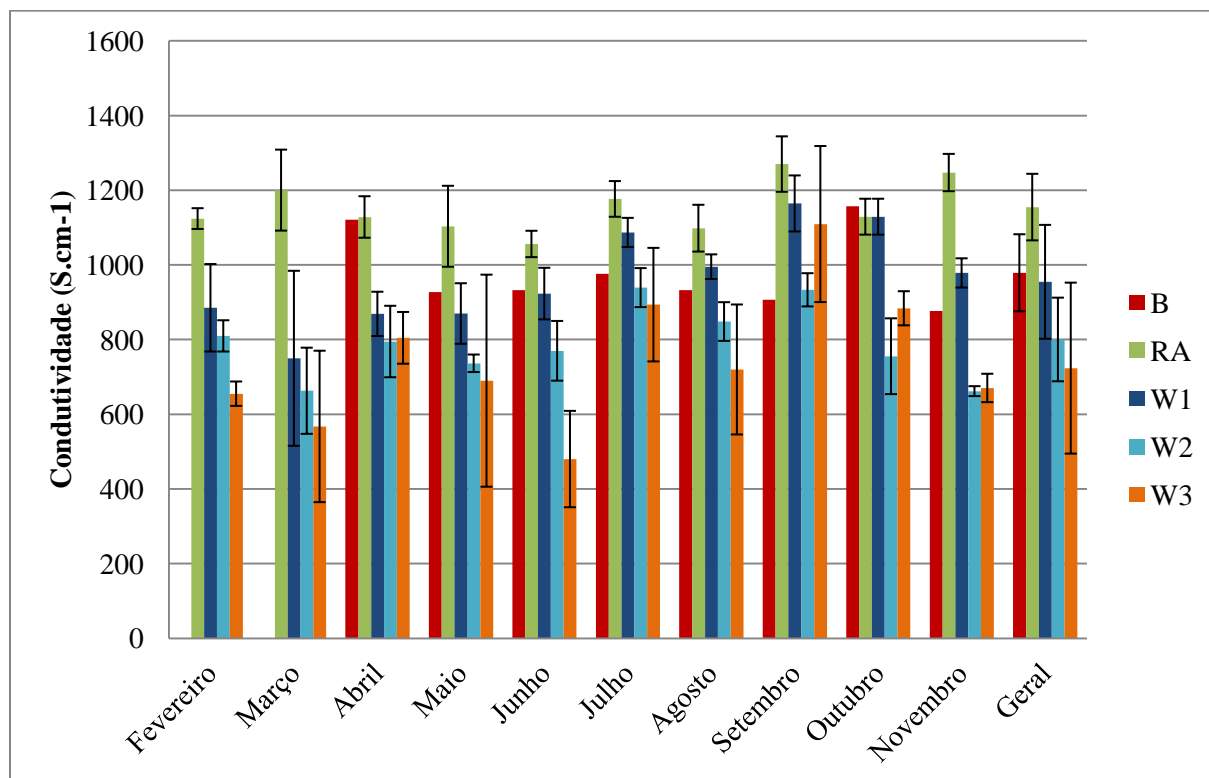


Figura 34- Variações de STD nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017.

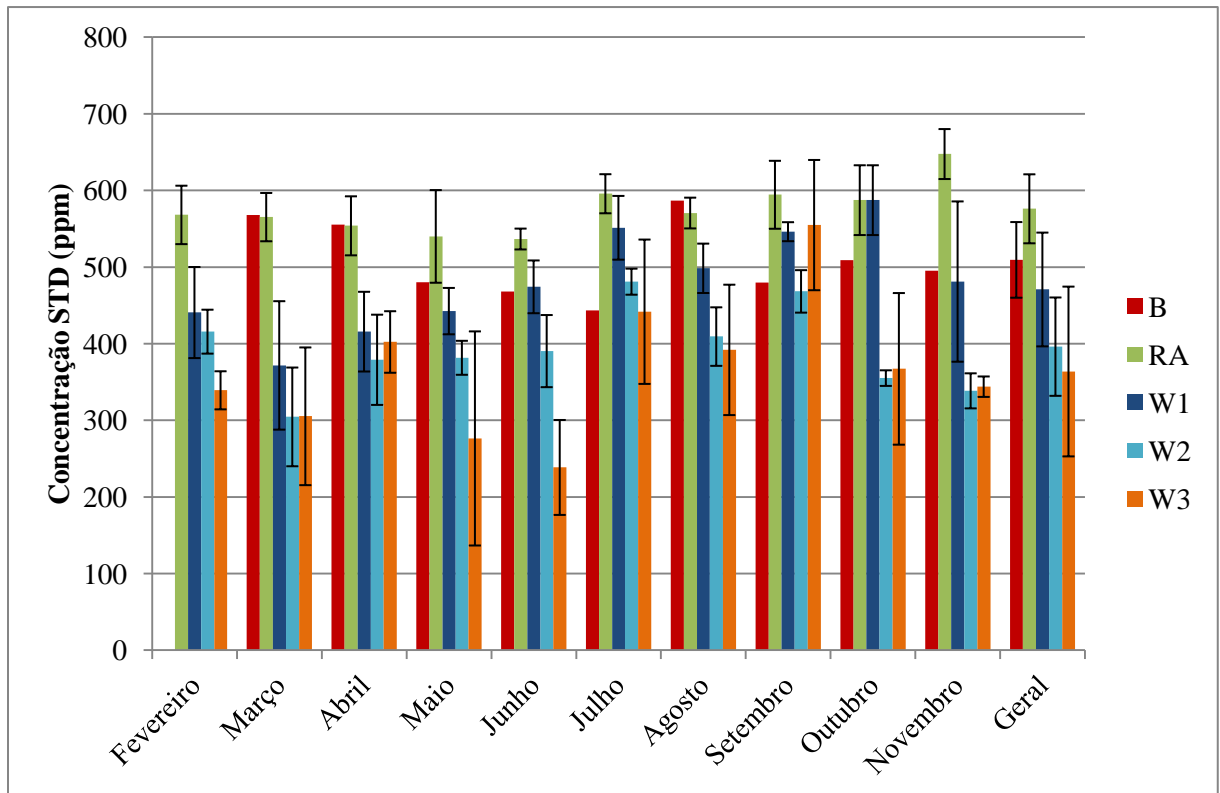
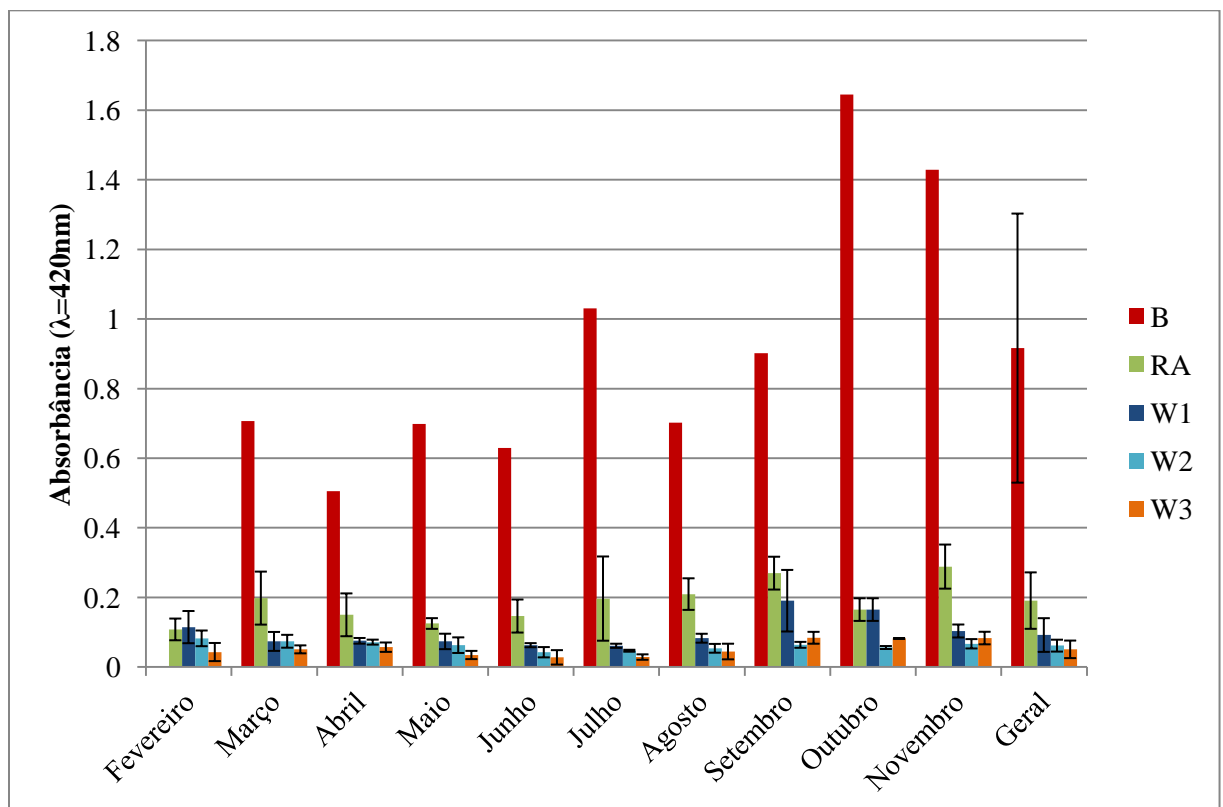


Figura 35 - Variações da Cor (absorbância) nas datas de amostragem entre fevereiro e novembro de 2017.



Os resultados verificados apontaram redução na turbidez do efluente em tratamento, principalmente após os Reatores Anaeróbios (RAs) e o primeiro WC, com remoções médias de 87,5% e 89,1%, respectivamente. Esses valores já eram esperados, uma vez que em WCFL os principais mecanismos de remoção de sólidos suspensos são sedimentação e filtração pela vegetação, chegando a eficiências superiores a 90% (WALLACE e KNIGHT, 2006).

Diversos autores encontraram comportamentos e valores semelhantes de redução de turbidez para *Wetlands* Construídos de fluxo híbrido quando comparados ao presente trabalho, tais como 98% (ÁVILA et al., 2014); 95,9% (SILVA e BUENO, 2015); 90,3% por um sistema WCFV 98,8 por um sistema RA + WCFV (SILVEIRA, 2016) e 94,2% por um sistema WCFV (SILVA, 2007).

Em relação a condutividade, foi verificada uma redução média de 26,1% através do sistema RA+WCs. Já Silveira (2013) encontrou uma eficiência média bastante superior em seu sistema RA+WCFV, com redução média de 55,3% de condutividade no efluente. Segundo o autor, a condutividade da água está intimamente ligada a quantidade de íons dissolvidos na mesma, o que reflete a sua salinidade. Nesse contexto, é importante destacar que o sistema RA + WCs apresentou o mesmo comportamento para condutividade e para STD.

O sistema de RAs sequenciais apresentou em diversos meses um aumento da concentração do STD em relação ao efluente bruto, decorrente possivelmente do acúmulo de lodo nos reatores. Já o sistema RA + WCs apresentou redução média de 28,6%. Zerwes (2013), ao avaliar seu sistema de WCs encontrou redução média de STD bastante superior ao presente trabalho, de 58,2%. As reduções de STD, como esperadas, foram mais significativas nos efluentes do WCs, especialmente com as reduções dos macro e micronutrientes associados com a ação do sistema radicular da *Hymenachne grumosa*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia* e *Spirodela*.

A importância do STD, por exemplo, associa-se ao padrão de potabilidade de água, pois se refere ao limite de 1000 mg.L⁻¹, já que essa parcela reflete a influência de lançamento de esgotos, além de afetar a qualidade organoléptica da água segundo a Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

Em relação a cor ($\lambda = 420$ nm), o sistema RA + WCs demonstrou eficiência média de 94,4%. Horn (2010), em seu estudo de WCs com fluxo contínuo verificou redução média de cor de 85,7%, enquanto Silveira (2014) encontrou descoloração média de 66,7%, ambos monitorando WCs também vegetados com *H. grumosa*. Enquanto no presente estudo pH do efluente apresentou um leve aumento com o tratamento, nos sistemas de Horn (2010) e Silveira (2014), foi observado um decréscimo no valor de pH. Já Zerwes (2013), que também utilizou *H. grumosa*, também observou um leve aumento de pH após o sistema de WCs. Este aumento no

pH pode estar relacionado a reações de carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (CO_3^-) no WCs (SILVEIRA, 2014).

Ávila et al. (2014) avaliaram um sistema combinado em escala real para tratamento e reuso de efluentes sanitários e águas de drenagem composto por tanque decantador (Imhoff) sucedido de um sistema de WC de fluxo híbridos (WCFV + WCFSSH + WCFL) com um TDH dos WCs total de 2,3 e 5,1 dias, respectivamente para os dois últimos. Os autores verificaram um desempenho semelhante ao do presente trabalho, com eficiências superiores a 90% para turbidez, N-NH₃, NT, e 89% para DQO. Já para *E. coli*, foi observada uma remoção de 99,999%. Porém, para P total a remoção foi de 47%, o que é esperado uma vez que o sistema já era operado por anos.

Masi e Martinuzzi (2007) avaliaram um sistema combinado de decantador Imhoff + WCFSSH + WCFV com TDH total de 3 dias para o tratamento de efluentes gerados em um Hotel na Itália. Os autores verificaram resultados semelhantes ao presente estudo para os parâmetros DQO (94%) e para organismos patogênicos (coliformes totais, coliformes fecais e *E. coli*) de 99,93-99,99% e demonstrando também excelente capacidade de desinfecção através de um WC híbrido. No que tange N-NH₃ e NT, o sistema italiano foi menos eficiente, alcançando reduções de 86% e 60% respectivamente. Diferentemente do sistema estudado, o sistema italiano apresentou remoção média de 94% de fósforo total, mesmo já sendo operado por mais de 3 anos.

Um grupo de pesquisadores avaliou um sistema para o tratamento efluentes domésticos de aproximadamente 80 residências no Nepal através de tratamento preliminar (gradeamento), tratamento primário (reator anaeróbio compartimentado) e WC de fluxo híbrido (WCFHSS + WCFV), e TDHs bem mais curtos que o presente trabalho, de 28,8; 24,2 e 29,7 horas, respectivamente. Assim como os reatores anaeróbios (RAs), o reator anaeróbio compartimentado também apresentou aumento da concentração dos parâmetros N-NH₃ e P total. Já o sistema combinado demonstrou eficiência para DBO₅ (90%) e DQO (70%), porém apenas 26% para Ptotal (SINGH et al., 2009).

5.4 Ensaios com ozonização

Os ensaios de ozonização foram realizados em escala bancada com as amostras do efluente tratado após os WCs (W3), durante um período de 1 hora. As Figuras 36 e 37 apresentam os resultados obtidos para pH e Cor a partir de alíquotas extraídas e analisadas a cada 10 minutos durante os ensaios. Os gráficos apresentam cada uma das amostras do W3 e as respectivas datas.

Figura 36 - Variações de Cor aparente nas datas de amostragem ao longo da ozonização das amostras.

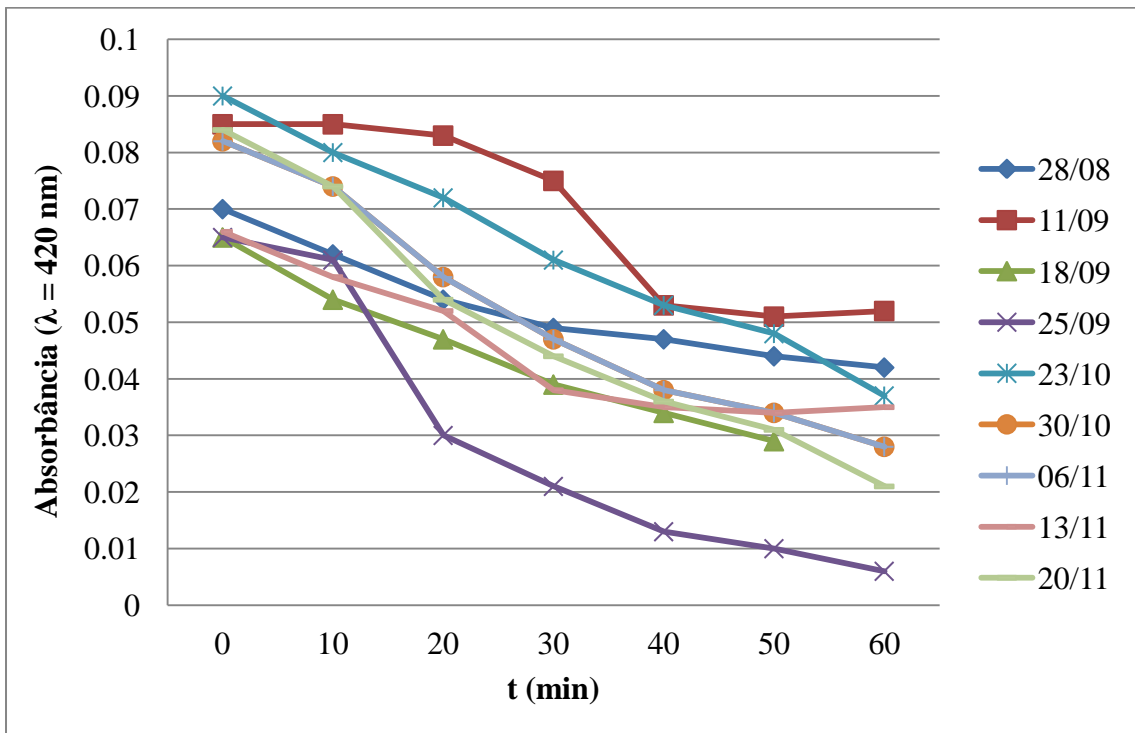
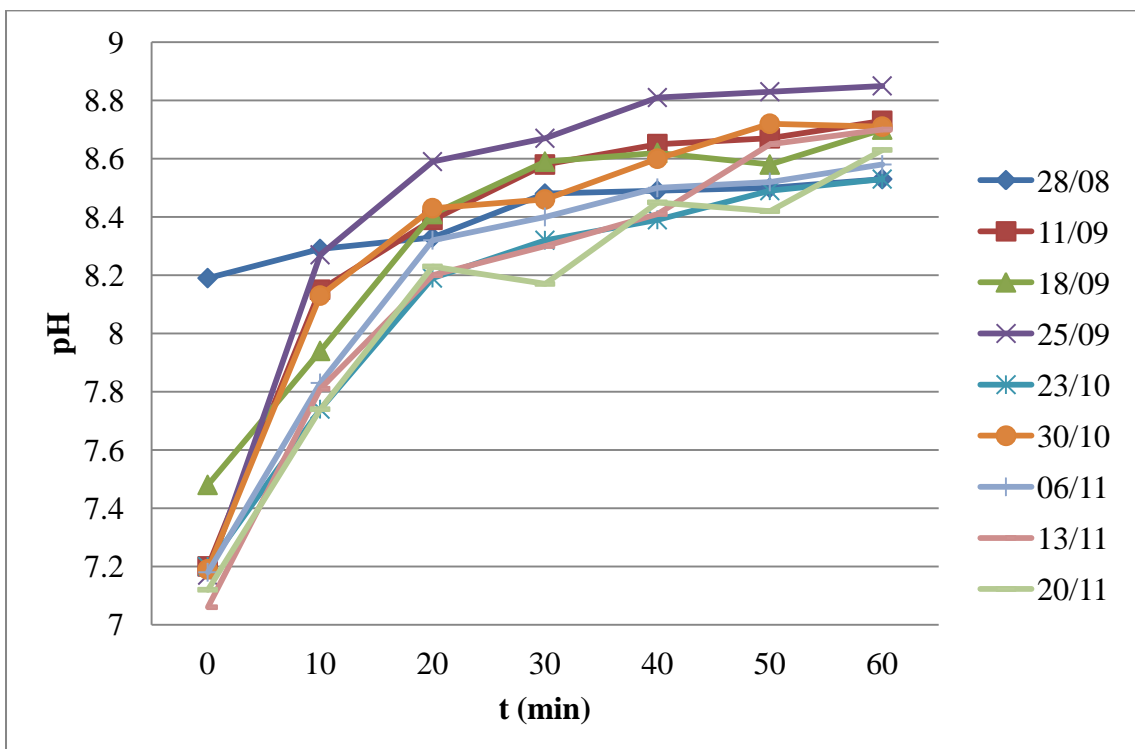


Figura 37 - Variações de pH nas datas de amostragem ao longo da ozonização das amostras.



A elevação do pH, principalmente após a ozonização, está relacionada com o íon bicarbonato, que age como capturador da ação oxidante do O_3 em meio alcalino, proporcionando

a formação do íon CO_3^{2-} . Silva e Daniel (2015) também observaram a elevação do pH pela ozonização de efluente proveniente de reator UASB.

Já após a ozonização, pode-se verificar que os valores de STD e condutividade permaneceram praticamente constantes durante e após o processo de ozonização, pois o O_3 não atua sobre esses parâmetros. Horn (2010) ao aplicar UV/ TiO_2/O_3 no efluente após WCs, também observou um aumento no pH, assim como Zerwes (2013), após aplicar radiação UV em efluente também oriundos de WCs. Miranda et al. (2014), todavia, não observaram mudanças no pH após a aplicação de O_3 em efluente de WCs.

Com o ozônio, foram verificadas também pequenas reduções no CI (8,3%), CT (6,3%) e no P solúvel (4,6%). Em relação a COT, STD e condutividade, os resultados permaneceram praticamente constantes. As reduções de condutividade considerando todo o sistema combinado no processo estudado são significativas, pois ocorrem trocas iônicas e precipitações nas etapas de WCs.

Em adição, verificou-se um pequeno aumento da turbidez em alguns casos após a ozonização (APÊNDICE B), devido possivelmente à reação de substâncias colóidas que se tornaram solúveis. Miranda et al. (2014) também não verificaram redução na turbidez do efluente após WCs e ozonização, alcançando média de 10,79 NTU. Os autores relacionaram esse fenômeno ao fato de que os WCs já reduziam drasticamente a turbidez do efluente e o mesmo já apresentava uma boa qualidade antes mesmo da ozonização, o que também ocorreu com o sistema do presente estudos. A Figura 38 bem como o Apêndice A apresenta outros registros fotográficos da ozonização.

O processo de ozonização foi bastante interessante para a descoloração do efluente, uma vez que foi verificada uma redução média de 58,7% na descoloração quanto a absorbância em 420 nm (Figura 37) após a ozonização. Tripathi e Tripathi (2014) verificaram redução média de cor ($\lambda = 254 \text{ nm}$) de 72,6% após o tratamento de WCFL + O_3 de efluente oriundo de lodos ativados. Zhang et al. (2014), ao avaliar um sistema combinado de biofiltro aerado + O_3 e obtiveram redução média de cor ($\lambda = 254 \text{ nm}$) de 82,3%.

As reduções da cor aparente e real, medida absorciometricamente em 420 nm, bem como a turbidez, podem estar associadas com substâncias com estruturas $\text{C} = \text{C}$, $\text{C} = \text{O}$, que têm forte absorbância também em 254 nm. Para cor real, são exemplos os grupos fenólicos, hidrocarbonetos poli aromáticos (HPA), cetonas aromáticas aldeídos aromáticos, etc. Em geral, estes compostos possuem estruturas de fenila com cor amarelo amarronzada, advindos de vários poluentes e contaminantes gerados nos efluentes urbanos.

Figura 38 - Registros Fotográficos das amostras antes e após a ozonização.

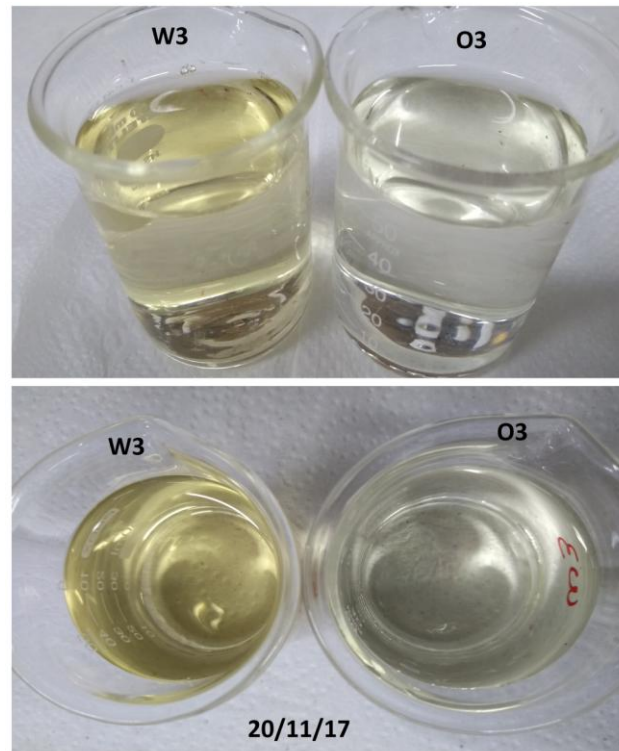
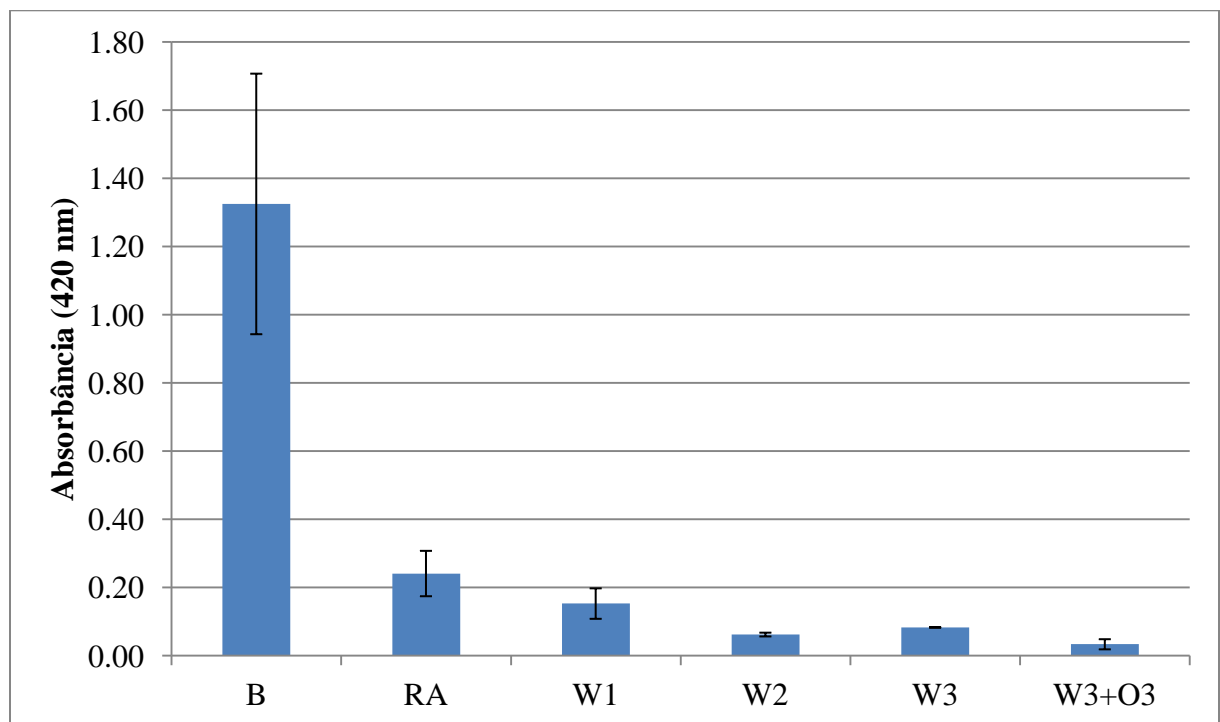


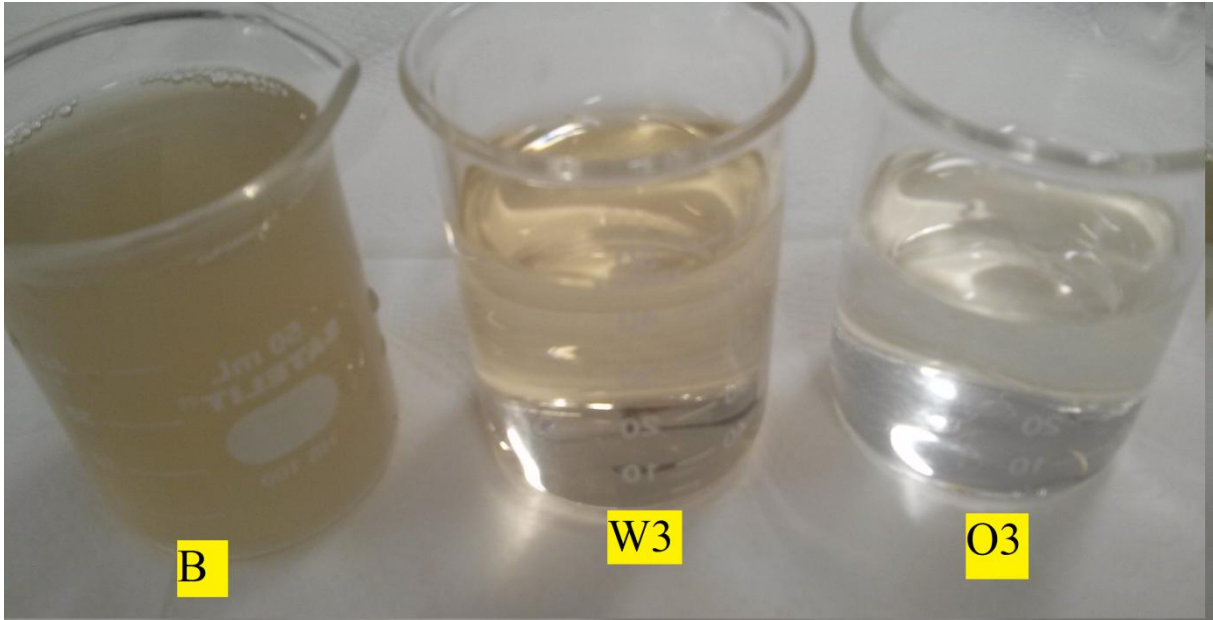
Figura 39 - Variações de cor (420 nm) do sistema combinado durante o período de aplicação da ozonização (setembro-novembro/17).



A partir das Figuras 38 e 39, pode-se verificar que o principal objetivo da aplicação da ozonização, a descoloração do efluente proveniente dos WCs foi atingida, gerando um efluente com um aspecto estético melhor, fator importante para o reuso de água. O sistema combinado

como um todo (RAs + WCs + O₃) foi capaz de reduzir em média 97,5% a cor do efluente em tratamento, diferença bastante perceptível (Figura 39).

Figura 40 - Registros Fotográficos das amostras bruta (B) após os WCs (W3) e após a ozonização (O₃).



Em adição aos parâmetros citados, foram realizadas também análises para identificar a presença de Coliformes Termotolerantes e *Eschericia coli* no sistema de saneamento proposto. Em relação a coliformes termotolerantes, os resultados verificados foram: $1,0 \times 10^9$ (RAs); 232 ± 143 (W1); $29 \pm 2,8$ (W2) e 24 ± 25 (W3), com eficiência média superior a 99,99%.

Já em relação a *E. coli*, os resultados obtidos foram: $43 \pm 8,5$ (RAs); $1 \pm 0,5$ (W1) e 0 para ambos W2 e W3. Portanto, foram verificados elevadas eficiências de remoção para os parâmetros microbiológicos avaliados. Contudo, os resultados obtidos no efluente bruto e no pós ozonizados foram descartados pela decorrência de contaminação das amostras durante as análises. Os resultados estão de acordo com os valores verificados para sistemas híbridos operando na região do Mediterrâneo encontrados por Masi e Martinuzzi (2007), que indicaram eficiências médias de 98-99,9995% de remoção de patógenos.

Mesmo o ozônio sendo um eficiente agente para remoção de patógenos (CHERNICHARO, 2006), apenas os WCs já demonstraram remover quase a totalidade de coliformes termotolerantes e *E. coli*. Nesse sentido, a aplicação do ozônio garante ainda uma maior segurança de desinfecção pós WCs.

Em relação a ecotoxicidade aguda o sistema combinado demonstrou-se eficiente na detoxificação do efluente. Foram realizadas análises dos pontos efluente bruto (B), após o sistema de WCs (W3) e após a ozonização (O₃). No primeiro ponto, a Concentração Efetiva

Inicial Mediana CE(I)50 48h verificada foi de 61,56%, sendo classificado como medianamente tóxico (50 a 75%), conforme classificação de Lobo et al. (2006). Já no após o sistema de WCs, a CE(I) verificada foi de 100%, ou seja, o nível de toxicidade corresponde a toxicidade ausente. Após a ozonização a CE(I) também foi de 100%, garantindo ainda mais a segurança no descarte do efluente. CE(I) 48h corresponde a concentração da amostra no início do ensaio que causa efeito agudo a 50% dos organismos expostos em 48h.

Conforme Horn (2011), a toxicidade de efluentes domésticos está associada a poluentes orgânicos persistentes e íons inorgânicos tóxicos, especialmente o amônio. Zerwes (2013) avaliou duas configurações de WCFHSS precedidos por reatores anaeróbios e por último por desinfecção com lâmpadas UV em escala piloto em uma propriedade rural. Assim como o presente estudo, o sistema desenvolvido pelo autor apresentou remoção virtualmente total de N-NH₃, porém demonstrou também excelente remoção de DBO₅ (na ordem de 97 e 98%), P total (78,4 e 88,3%) e total remoção de toxicidade aguda após os WCs testada também com *Daphnia*.

A Tabela 9 apresenta as eficiências do sistema combinado para os principais parâmetros avaliados, considerando o maior período de amostragem para cada unidade de tratamento, ou seja, de 10 meses para os RAs e RAs + WCs e apenas dos últimos 3 meses para a ozonização.

Tabela 9 - Eficiências de cada uma das etapas dos sistemas combinados sucessivamente.

| Parâmetro | RAs | RAs + WCs | RAs + WCs + O ₃ |
|-------------------------|--------|-----------|----------------------------|
| DBO ₅ | 41,7% | 59,9% | 84,4% |
| DQO | 94,1% | 98,1% | 95,7% |
| COT | 78,0% | 87,9% | 77,7% |
| CI | -69,0% | -21,1% | 23,0% |
| CT | 22,9% | 47,2% | 58,2% |
| Psolúvel | -24,6% | 68,0% | 19,6% |
| N-NH ₃ | -15,6% | 96,0% | 94,5% |
| NT | -31,9% | 93,0% | 91,0% |
| Coliformes | - | 99,9% | - |
| <i>E. coli</i> | - | 100,0% | - |
| STD (ppm) | -13,1% | 28,6% | 16,1% |
| Turbidez | 87,6% | 99,8% | 99,3% |
| Cor ($\lambda=420$ nm) | 79,2% | 94,5% | 97,6% |

No que diz respeito ao nitrogênio amoniacal, a redução foi significativa nos 3 WCs, considerando o mecanismo de desnitrificação em trabalho relatado por Pelissari (2013). Por outro lado, a ozonização, contribuiu também com a redução do N-NH₃, de acordo com os dados

do trabalho de Luo et al. (2015). A oxidação de NH_3 para NO_2^- e NO_3^- seria a explicação dos autores. Potencial *stripping* em pH mais alcalino também deveria ser considerado.

Já as reduções de COT foram mais significativas nos reatores anaeróbios e nos WCs (principalmente no W1), pois a via de biometanização que ocorre nas duas etapas, o que agregou também valores para CI com o íon HCO_3^- . Nas etapas de WCs, o CI tende a reduzir-se, pois a precipitação com os íons Fe^{3+} e Ca^{2+} são potenciais nos efluentes estudados.

Para a etapa de redução de cor, os efeitos de degradação anaeróbia no RA, os físico-químicos de adsorção dos *Wetlands* Construídos, bem como a ozonização mostraram desempenho significativo. Para a cor aparente estão associados os coloides dos corantes e pigmentos apolares (TRIPATHI et al., 2011). Wang et al. (2007) também observaram elevadas reduções de cor (420 nm) para seu sistema combinado O_3 + biofiltro para o tratamento de efluentes domésticos pós reatores de lodos ativados, alcançando valores médios de remoção de 90% com uma taxa de aplicação de 10 mgL^{-1} de O_3 .

Miranda et al. (2014) avaliaram um sistema combinado para um campus universitário de São Paulo com: tratamento preliminar de gradeamento, decantador e peneira estática; sistema híbrido de WCFSSH e posterior WCFV, ambos em escala real; por último aplicação de ozonização em escala laboratorial, com taxas de 5 e 10 mgL^{-1} com tempos de contato de 5 e 10 minutos cada. Os autores verificaram uma redução de 54% de cor verdadeira do efluente após a ozonização, valor bastante semelhante ao presente trabalho. Para DQO, foram verificadas reduções entre 8,8 e 21,7%. Já para coliformes totais e *E. coli* os autores também obtiveram eficiências de remoção acima de 99,99% após a ozonização, também alcançando portanto a inativação desses patógenos.

Já Tripathi e Tripathi (2011) avaliaram um sistema combinado de WCFL (com *Lemna* e *E. crassipes*) e ozonização (a pH 9 e com doses de O_3 de 2 e 15 mg.L^{-1}) em escala laboratorial para o tratamento de efluentes domésticos após reator de lodos ativados. Os autores encontraram eficiências inferiores ao presente trabalho em diversos parâmetros, tais como de 58,7% para DQO, 85,7% para Turbidez, 67,2% para NT e 42,9% para COT. Entretanto, o sistema combinado dos autores indianos foi bastante eficiente para desinfecção do efluente e para remoção de metais pesados, um dos objetivos do trabalho desenvolvido pelos mesmos.

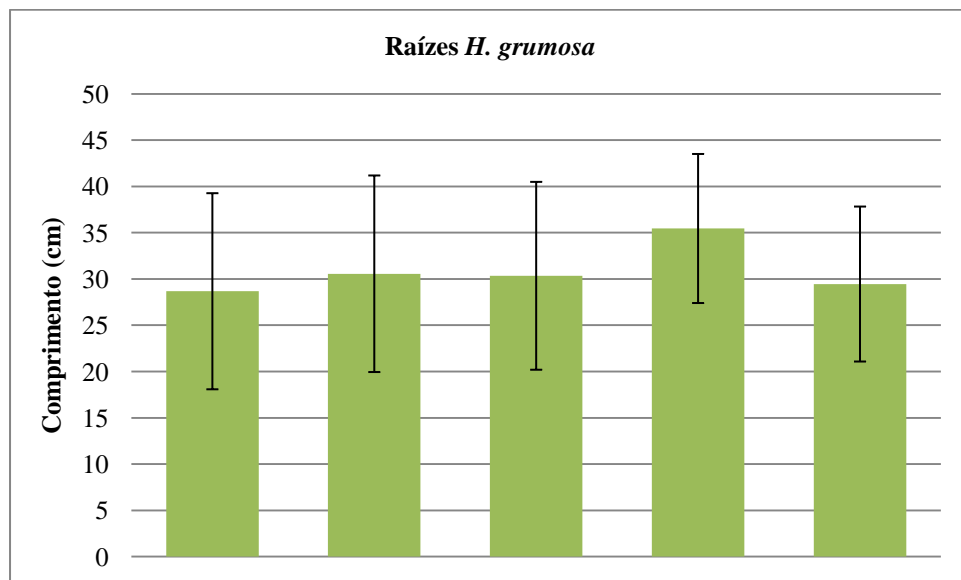
Horn et al. (2014) desenvolveram e estudaram duas configurações de WCs também vegetados com *H. grumosa* combinados com um reator catalítico e $\text{UV/TiO}_2/\text{O}_3$ e precedidos de tanque equalizador + decantador para o tratamento de efluentes da mesma universidade do presente estudo, em fluxo contínuo e posteriormente em batelada. Os autores encontraram eficiências semelhantes ao presente trabalho em relação a DBO_5 para as duas configurações (88,6% e 88,9%). Em contrapartida, o sistema desenvolvido pelos mesmos apresentou eficiência

inferiores ao presente trabalho para remoção de N-NH_3 (14,7% e 23,7%), a qual os autores associaram a carência de oxigênio no substrato (areia). Em termos de toxicidade aguda, o sistema dos autores foi menos eficiente, pois o efluente em estudo passou de moderadamente tóxico (EC_{50} 48h: 51%) para pouco tóxico (EC_{50} 48h: 90 e 97%).

5.5 Outros aspectos monitorados e considerações gerais

A fenologia dos sistemas WCs foi limitada quanto a geração de biomassa, com valores de biomassa e comprimento de raízes. Foi realizado o monitoramento do sistema radicular das macrófitas presente na W1. No caso da *H. grumosa*, em cada monitoramento o FMF foi retirado da água e as mudas foram medidas individualmente. Já em relação as *P. stratiotes*, o monitoramento foi realizado conforme metodologia de Hadad et al. (2006). Foram coletadas as macrófitas em uma área aleatório de 50x50 cm dentro da caixa, ou seja, cerca de 50% das mudas ocupando as superfície eram retiradas, medidas e devolvidas para dentro da caixa. A Figura 41 apresenta os comprimentos médios obtidos para a *H. grumosa*. As medições foram realizadas de junho/17 a novembro/17, com frequência mensal.

Figura 41 - Variações no monitoramento do sistema radicular da *H. grumosa*.



A partir do monitoramento no desenvolvimento do sistema radicular, foi possível averiguar que as raízes da macrófita *H. grumosa* ainda não foram capazes de alcançar o seu desenvolvimento em plenitude, i.e., seu comprimento máximo médio, uma vez as verificadas tiverem o comprimento máximo de 31 cm ao longo do monitoramento (Figura 42), enquanto que Damasceno (2010), em seu monitoramento durante meses de dois sistemas de WCs também

utilizando *H. grumosa* em WCs para tratamento de efluentes sanitários, verificou que as mesmas alcançaram comprimentos médios de 51 e 46,5 cm.

Figura 42 - Registros fotográficos da *H. grumosa* no FMF do W1 em novembro/17.



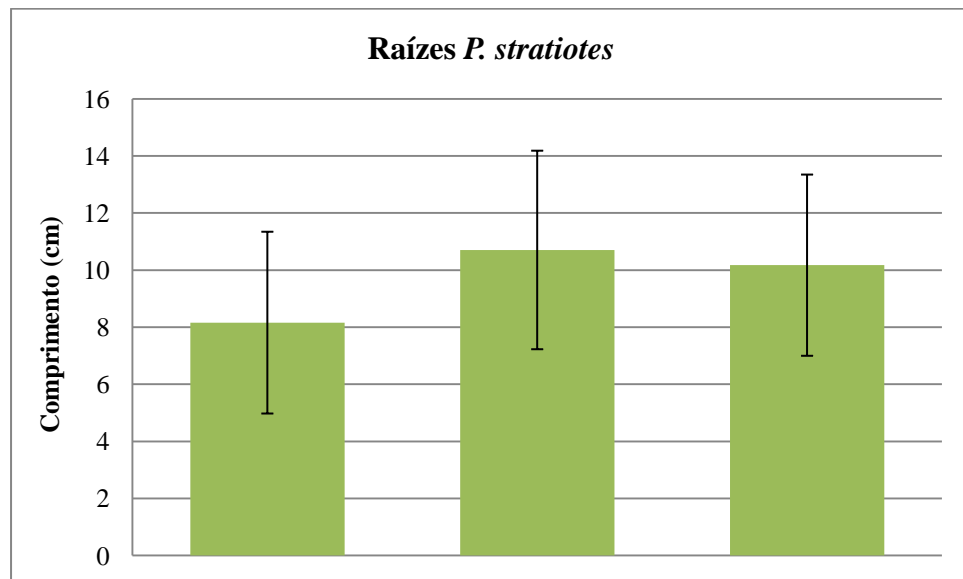
Horn (2011), ao aplicar *H. grumosa* em WCs para efluente de campus universitário, verificou o comprimento das raízes das macrófitas bastante próximo do presente trabalho, com média de 37,3 cm. Segundo a autora, o comprimento das raízes é um parâmetro de suma importância para o WC, uma que a profundidade da rizosfera está relacionada com a região mais óxica da caixa. Assim como no presente trabalho, a autora verificou que as caixas mais avançadas apresentaram comprimento de raízes superior aos da primeira caixa a receber o efluente, e atribuiu essa diferença ao fato de que as plantas precisariam desenvolver mais seu sistema radicular em busca de nutrientes, que não apresentavam a mesma disponibilidade que as primeiras caixas.

Outro fator que pode ter influenciado no desenvolvimento das macrófitas (principalmente do sistema radicular) é a ecotoxicidade no primeiro W1, superior aos estágios seguintes. Entretanto, considerando que a altura da coluna d'água no W1 era de apenas 40 cm, e que o comprimento médio das *H. grumosa* chegou a 31cm, pode-se afirmar que em termos de profundidade as macrófitas penetraram em média 77,5% da profundidade da caixa. O Anexo A apresenta as principais características ambientais (temperatura, precipitação e vento) monitoradas pela estação meteorológica da UNISC - Santa Cruz do Sul, as quais podem influenciar o crescimento das plantas.

Contudo, pode-se considerar ainda que o sistema FMF possa ter sido também um empecilho para o desenvolvimento completo do sistema radicular das macrófitas. A Figura 43

apresenta os comprimentos médios para as macrófitas flutuantes alface d'água que também estavam presentes na primeira WC.

Figura 43 - Variações no monitoramento do sistema radicular da *P. stratiotes*



O sistema radicular das macrófitas *P. stratiotes* alcançou em média 11 cm de comprimento (Figura 43), a partir de 3 medições em novembro e dezembro/17. THOMAS e BINI (2003) afirmam que as raízes dessas macrófitas podem alcançar até 80 cm de comprimento, quando as mesmas estiverem em ambientes com pouca disponibilidade de nutrientes. Nesses casos, as alfaces d'água tendem a permanecer com coroas pequenas (cerca de 10 cm) e investir mais energia no desenvolvimento de raízes do que em reprodução, devido a carência de nutrientes. O oposto foi observado no sistema em estudo, uma vez que as macrófitas apresentaram em média grande desenvolvimentos foliar (coroas) e raízes curtas (Figura 44).

Figura 44 - Registro fotográfico de uma alface d'água removida do W1 em novembro/17.



As combinações de diferentes macrófitas, no caso das flutuantes, possibilitou a mitigação principalmente de algas no efluente em tratamento. Todavia, ainda foi observada a presença de larvas de mosquitos no primeiro sistema (W1), e por isso nas últimas semanas de monitoramento, previamente ao verão e à chegada dos meses mais quentes, foi construído um mosquiteiro com tela e um suporte de tubo PVC de 30 mm. A partir desse momento, não foram mais observadas larvas de mosquito no sistema.

Segundo a CONSEMA 129/06, quando a vazão máxima do efluente doméstico for inferior a $10.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, o gerador não fica sujeito à avaliação de ecotoxicidade. Também conforme a mesma resolução, os efluentes com vazões superiores não podem apresentar toxicidade aguda quando submetidos a ensaios de toxicidade para organismos de pelo menos três níveis tróficos, durante um período de 8 anos. As espécies mais recomendadas para a realização desses ensaios são algas, microcrustáceos e peixes, representando assim os 3 níveis tróficos exigidos (SILVEIRA, 2016).

Nesse contexto, de acordo com os resultados das análises, o sistema combinado já havia removido a ecotoxicidade e alcançado a inativação dos microrganismos avaliados na água após o sistema de WCs, e a ozonização se apresenta portanto como mais uma garantia de segurança para o reuso, principalmente pela ação desinfetante do O_3 .

A Tabela 10 apresenta as características do efluente pelos valores médios obtidos nas análises do efluente da unidade em estudo, comparando o esgoto lançado após o sistema com a Resolução CONSEMA/RS 355/2017 e com a potencialidade de reuso considerando a norma ABNT 13.969/1997. Para o potencial reuso, o efluente obteve o enquadramento de Classe 2, porém efetiva segurança também para a Classe 3, mostrando-se um sistema interessante para

continuidade de desenvolvimento em unidades descentralizadas para tratamento de águas residuárias, principalmente em escala real.

Tabela 10 - Valores médios verificados ao longo do monitoramento para o efluente bruto, o efluente após WCs e após ozonização em comparação aos padrões de emissão e limites estabelecidos para reuso.

| Parâmetro | Efluente Bruto | Pós-WCs (2-8/17) | Pós WCs (9 - 11/17)* | Pós O ₃ | CONSEMA 355/17 (Q<200m ³ /d) | NBR 13969/97 (Reuso) | |
|--|------------------------|------------------|----------------------|--------------------|---|----------------------|----------|
| | | | | | | Classe 1 | Classe 2 |
| DBO (mg.L ⁻¹) | 192 ± 66 | 77 ± 63 | - | 30 ± 24 | 120,0 | - | - |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 1631 | 19 ± 5,6 | 53 | 71 | 330,0 | - | - |
| N-NH₃ (mg.L ⁻¹) | 81 ± 11 | 2,99 ± 3,8 | 3,1 ± 2,0 | 4,5 ± 1 | 20,0 | - | - |
| NT (mg.L ⁻¹) | 92 ± 27 | 6,4 ± 8,7 | 5,0 ± 1,2 | 5,9 ± 1 | - | - | - |
| COT (mg.L ⁻¹) | 140 ± 49,9 | 15 ± 16 | 14,7 ± 16,1 | 29,1 ± 2,6 | - | - | - |
| CT (mg.L ⁻¹) | 224 ± 24 | 109 ± 51,4 | 109,8 ± 51,4 | 93,9 ± 2,1 | - | - | - |
| Psol. (mg.L ⁻¹) | 3,98 ± 0,57 | 0,63 ± 0,4 | 2,53 ± 0,68 | 3,1 ± 0,6 | 4,0 (P total) | - | - |
| Turbidez (NTU) | 423 ± 219 | 0,98 ± 0,38 | 0,26 ± 0,37 | 4,3 ± 4,6 | - | 5,0 | 5,0 |
| Coliformes *** | 1,0x10 ⁹ ** | 24,5 ± 24,8 | - | - | 1,0x10 ⁶ | <200*** | |
| <i>E. coli</i> *** | 43 ± 8,5** | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - |
| Ecotox. Agu. CE(I) | 61,56% | 100% | 100% | - | - | - | - |
| STD (ppm) | 509 ± 49 | 342 ± 74 | 422 ± 115 | 416 ± 112 | - | <200,0 | <500,0 |
| pH | 7,31 ± 0,25 | 7,4 ± 0,2 | 7,3 ± 0,1 | 8,7 ± 0,1 | 6 a 9 | 6 a 8 | - |
| Cor (λ=420nm) | 0,92 ± 0,39 | 0,04 ± 0,01 | 0,083 ± 0,001 | 0,034 ± 0,015 | * | - | - |
| Cl Residual | - | - | - | - | - | 0,5 a 1,5 | > 0,5 |

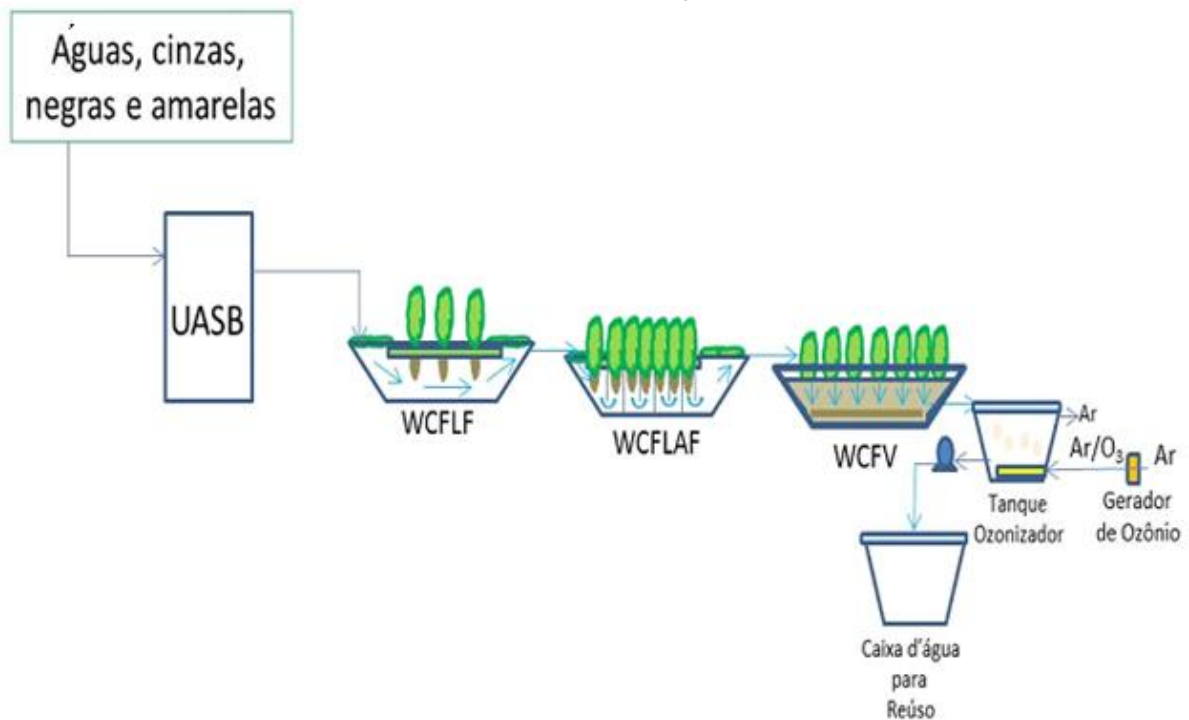
*Período de realização dos experimentos com ozonização. **pós reator anaeróbio ***UFC/100mL.

****NMP/100mL.

A norma ABNT 13969 determina cuidados de reuso que incluem gerenciadores destes sistemas, com manuais para esta operação. Uma vez que o monitoramento para aplicação dos potenciais reusos de classe são bastante complexos, o enquadramento para aplicação de reuso do efluente gerado recomendada é a classe 3, cuja finalidade é a descarga de privadas, e portanto mais seguro e com maior facilidade de controle.

O sistema de saneamento proposto neste trabalho se aplicado em escala piloto deverá considerar dispositivos de acionamento do ozonizador com *timer* (temporizador) programado para ativar o processo de ozonização em função da altura da coluna da água em tanques de acumulação e armazenagem exclusivos para as águas de reuso. Posteriormente, a água é encaminhada para uma caixa d'água ficando disponível para a devida aplicação de reuso, conforme a representação esquemática da Figura 45:

Figura 45 - Proposta geral de sistema para reuso das águas residuárias residências com sistema UASB+WCS+O₃.



Fonte: Autores.

Em uma residência, a tendência é que a caixa d'água para reuso seja disposta à uma altura superior as do(s) banheiro(s) da casa, para que o fornecimento da água de reuso seja realizado pela gravidade. Nesse contexto, torna-se necessária uma bomba de recalque para elevar a água de reuso da unidade de tratamento para a caixa d'água.

7 CONCLUSÕES

Conforme os resultados verificados, os objetivos do presente trabalho foram atingidos, porém ainda com necessidade de continuidade dos estudos para melhorias do sistema, por exemplo para Decantador + RAs + WCs + O₃. Além disso, a taxa de geração de ozônio de 240 mg.h⁻¹ de O₃ tornou o operacional de ozonização em bancada com possibilidades de alcançar valores de taxas de aplicação de 160 mg.L⁻¹ de O₃ para efluente, em tempos de contato de até 60 min, os quais são referendados na literatura até mesmo superiores aos tidos como satisfatórios para desinfecção dos efluentes secundários (15 mg.L⁻¹ e 5 minutos).

Os ensaios com ozonização que foram feitos também demonstraram capacidade de descolorimento da água com a ozonização, alcançando uma eficiência de 58% (420 nm) para o efluente após passar pelos reatores anaeróbios e pelos WCs. Considerando o sistema combinado como um todo, verificou-se uma redução de 97,6% na cor, parâmetro fundamental em termos de estética para o reuso da água.

O sistema combinado demonstrou desempenho na redução do potencial eutrofizador do efluente a ser tratado, principalmente em relação a Nitrogênio. Foram verificadas remoções de 94,5 e 91% para N-NH₃ e NT, respectivamente. Já para P solúvel, o sistema combinado apresentou eficiência no primeiro semestre de monitoramento, porém a mesma foi decaindo nos meses subsequentes devido possivelmente à saturação do substrato que adsorvia o fósforo presente no efluente. Já para turbidez, observou-se uma redução média de 99,3%.

Quanto à desinfecção, foi verificada a eliminação de quase a totalidade dos organismos patogênicos avaliados: Coliformes Termotolerantes e *E. coli*, mesmo antes da aplicação do processo de ozonização, garantindo mais segurança na aplicação do efluente como água de reuso em termos de desinfecção. O sistema combinado promoveu ainda a detoxificação do efluente em tratamento, alcançando o nível de toxicidade aguda "ausente", a partir dos experimentos realizados com organismos *Daphnia* e com as macrófitas empregadas.

Em relação a matéria carbonácea, foram verificadas eficiências de remoção satisfatórias. Para DBO₅, verificou-se uma redução de 84,4%. Já para COT e CT, as eficiências de remoção foram respectivamente de 77,7% e de 58,2%. A presença de cortinamento vegetal na ETE provocou a deposição de folhas nas caixas, e sua posterior decomposição podem contribuir para o aumento da carga orgânica no sistema, reduzindo a eficiência do sistema. Dessa forma, faz-se interessante a aplicação do sistema combinado afastado de árvores, devido também a redução de insolação solar diária pelo sombreamento.

A unidade integrada poderá ser operada em escala piloto, caso o reator anaeróbio seja alterado para ter controle de fator de carga (kg DQO/kg Sólidos Totais Voláteis) em faixas que fiquem em 0,05 - 0,15, promovendo consequências importantes para o melhor funcionamento dos WCs e, por conseguinte, da ozonização. Os ajustes tendem a melhorar ainda mais a qualidade do efluente tratado como Classe 2 conforme ABNT 13969, porém, com recomendação de reuso como Classe III, garantindo uso operacional mais seguro para descargas sanitárias em unidades descentralizadas de saneamento, especialmente no meio rural e condomínios.

Até o presente momento o sistema flutuante construído com polietileno expandido demonstrou bastante durabilidade, resistência a deformações e pouca manutenção. Entretanto, foi necessária a substituição de algumas macrófitas *H. grumosa* que não se adaptaram ao sistema ou à carga de poluentes, principalmente nas primeiras semanas de monitoramento. Nesse contexto, é interessante a aplicação do sistema flutuante desenvolvido combinado com outras espécies de macrófitas, preferencialmente mais robustas e com o crescimento acelerado nesse suporte.

Em relação as combinações de diferentes macrófitas, foi possível prevenir-se a proliferação de algas no efluente. Todavia, foram observadas larvas de mosquito, mesmo com a maior parte da superfície coberta pelas macrófitas flutuantes combinadas, o que indica a necessidade de um mosquiteiro para controle de vetores.

Assim sendo, com as definições feitas neste trabalho, dados de desenvolvimento para sistema em unidade piloto com capacidade de tratamento para um equivalente populacional de até 5 pessoas poderão dar continuidade ao trabalho, especialmente com adoção de macrófitas diferentes (*Papyrus grandis*, por exemplo), combinadas com as que já foram estudadas aqui, contribuindo para o desempenho e a estética do sistema.

Em suma, o sistema combinado desenvolvido apresentou potencialidade de aplicação para o saneamento de uma residência ou pequeno condomínio na região rural, devido ao desempenho apresentado, ao volume a ser tratado e a exigência de disponibilidade de área, principalmente para os WCs. Outros aspectos que podem ser avaliados e podem contribuir para a continuidade do estudo são novas tecnologias para remoções de fósforo, como um material suporte específico, assim como a realização de podas mais frequentes (por exemplo trimestralmente) e a manutenção sistemática das macrófitas flutuantes, visando uma maior remoção de nutrientes.

8 REFERÊNCIAS

ALBERTA ENVIRONMENT. Guidelines for the approval and design of natural and constructed treatment wetlands for water quality improvements. 2000. Disponível em: <<http://aep.alberta.ca/water/legislationguidelines/documents/WetlandsWaterQualityImprovement-Mar2000.pdf>>. Acesso em: 08 dez. 2017.

ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D.S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico tanque séptico. *Revista Biociências*, Vol. 16 n. 1. 2010.

ALVAREZ, J. A.; BECARES E. The effect of vegetation harvest on the operation of a surface flow constructed wetland. *Water SA*, Vol. 34, n. 5, p. 645-649. 2008.

APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2012.

ÁVILA, C. et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. *Ecological Engineering*, Vol. 80, p. 108-116, 2015.

BENDORICHIO, G. CIN, L.D. PERSON, J. Guidelines for free water surface wetland design. *EcoSys Bd.*, Vol. 8, p. 51-91. 2000.

BRASIL. Lei n. 11.445, estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. 5 de Janeiro de 2007.

BRASIL - Ministério da Saúde. Portaria n.º 2.914, de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre normas de potabilidade de água para o consumo humano. Brasília: SVS, 2011;

BRASIL, Congresso. Senado. Decreto n.º 7.127, de 2007. Regulamenta a Lei n.º 11.445 - Política Nacional de Saneamento Básico, de 2007- Pol. Coleção de Leis da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, de 5 de jan. 2007.

BRASIL, Danielle Patrício. *Remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgotos sanitários utilizando reatores em bateladas sequenciais*. 2010. 81 pp. Dissertação (Mestrado em Ciência Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2010.

BRIX, H., ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, Vol. 25, n. 5, p. 491-500. 2005

CHERNICHARO, C. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, Vol. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONSEMA 128. Dispõe sobre os padrões de emissões de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 2006.

_____. Resolução CONSEMA 129. Dispõe sobre a definição de Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul. 2006.

_____. Resolução CONSEMA 355. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA: Resolução 359. Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e dá outras providências. 2005.

_____; Resolução 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. 2011.

_____; Resolução 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357. 2005.

COSTA, Juliana Berninger da. *Avaliação ecotoxicológica de efluente de tratamento secundário de esgoto sanitário após desinfecção com ácido peracético, cloro, ozônio e radiação ultravioleta*. 2007. Tese (Programa de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo. 2007.

DAMASCENO, Daniele. *Estudos fenológicos da macrófita *Hymenachne grumosa* (magnoliophyta-poaceae) na aplicação de wetlands construídos para o tratamento de efluentes secundários de campus universitário*. 2010. 106 pp. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental - área de concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental) – Universidade De Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.

DUPONT, Adriana. *Avaliação da eficiência da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil*. 2010. 159 f. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - (EPA). *Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: providing for Water Quality and Wildfire Habitat*. 2010. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000536S.PDF?Dockey=2000536S.PDF>>. Acesso em: 08 dez. 2017.

_____; *Handbook of Constructed Wetlands: Guide to Creating Wetlands for Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region, General Considerations*. 2013. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/constructed-wetlands-handbook.pdf>>. Acesso em: 11 ago. 2017.

_____; *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. 2000. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=64144>. Acesso em: 08 dez. 2017.

_____; *Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: providing for Water Quality and Wildfire Habitat*. 2010. Disponível em: <

HORN, T.B.; ZERWES, F.V.; KIST, L.T. MACHADO, E.L.; Constructed Wetland and Photocatalytic ozonation for university sewage treatment. *Ecological Engineering*. v. 63. p 134-141. 2014.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*. 2 ed. Taylor and Francis Group: New York. 2009.

KIM, B. et al. Performance evaluation of partially saturated vertical-flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. *Ecological Engineering*, Vol. 71, p. 41-47. 2014

KIM, S. Y.; GEARY, P.M. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. *Water Science and Technology*, Vol 44, n.11-12 p. 61-67. 2001

LANZER, L. M.; WOLFF, D. B. Saneamento básico em Nova Petrópolis/RS: proposta para implantação de sistemas descentralizados para o tratamento de esgoto sanitário. *Disciplinarum Scientia Naturais e Tecnológicas*, Vol. 6, n. 1, 23-40. 2016

LAUTENSCHLAGER, Sandro Rogério. *Modelagem do desempenho de Wetlands Construídos*. 2001. 106f. Dissertação (Programa de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) -Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2001.

LOBO, E. A.; RATHKE, F.B; BRENTANO, D. M. Ecotoxicologia Aplicada: O caso dos produtores de tabaco na Bacia Hidrográfica do Rio Pardinho, RS, Brasil. p.4168. In: Etges, V.E . & Ferreira, A.F. (org.). *A Produção de Tabaco: Impacto no Ecosistema e na Saúde Humana na Região de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil*. Santa Cruz do Sul: Edunisc, 2006.

LUO, X. et al. Treatment of Ammonia Nitrogen Wastewater in Low Concentration by Two-Stage Ozonation. Ed. Miklas Scholz. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Vol. 12, n. 9, p. 11975–11987. 2015.

MARTINETTI, T. et al. Análise de alternativas mais sustentáveis para tratamento local de efluentes sanitários residenciais. In: IV ENCONTRO NACIONAL E II ENCONTRO LATINO - AMERICANO SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 2007.

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

MASI, F.; MARTINUZZI, N. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, Vol 215, n. 1-3, p. 44-55. 2007

METCALF, L.; EDDY, H.P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5 ed. New York: McGraw Hill Book 2016.

MILLER, G. Wade. Integrated concepts in water reuse: managing global water needs. *Desalination*, Vol. 187, n. 1-3), p. 65-75. 2006.

MIRANDA, N. D.; OLIVEIRA, E. L.; SILVA, G. H. R. Study of constructed wetlands effluent disinfected with ozone. *Water Science and Technology*, Vol. 70, n. 1, p. 108-113, 2014.

PAOLI, André Cordeiro. *Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos*. 2010. 165f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 2010.

PARKINSON, J. TAYLER, K.; Decentralized wastewater management in peri-urban areas in low-income countries. *Environment and Urbanization*, Vol. 15, n. 1, p. 75-90. 2003.

PEDRALLI G. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. . *Revista Agros*, Vol. 83, p. 45-51. 1990.

PELLISSARI, Catiane. *Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial*. 2013. 147p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria – Santa Maria, 2013.

PIEIDADE, M. T. F.; SCHONGART, J.; JUNK, W. J. O manejo sustentável das áreas alagáveis da Amazônia central e as comunidades de herbáceas aquáticas. *Scientific Magazine UAKARI*, Vol. 1 n. 1, p. 43-56. 2008.

POTT, V. J.; POTT, A. Potencial de Uso de Plantas Aquáticas na Despoluição da Água. *Campo Grande: Embrapa Gado de Corte*. Vol. 1, 2002.

RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Research*, Vol. 38, n. 9, p. 2241-2248. 2004.

REHMAN, F. et al. Constructed wetlands: perspectives of the oxygen released in the rhizosphere of macrophytes. *CLEAN–Soil, Air, Water*, Vol. 45, n. 1, 2017.

RIZWANA, M.; DARSHAN, D.; NILESH, D. Phytoremediation of Textile Waste Water Using Potential Wetland Plant: Eco sustainable approach. *International Journal of Interdisciplinary and Multidisciplinary Studies (IJIMS)*, Vol 1, n. 4 , p. 130-138. 2014.

RODRIGUES, Ana Carolina Dornelas. *Potencial da alface d'água (Pistia Stratiotes) para descontaminação de águas contaminadas por Zn e Cd*. 108f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária – Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro 2016.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária Ambiental*. v.20 n.1. p.151-158. 2015.

_____; Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. *Water Practice & Technology*, Vol. 7, No. 3, 2012.

SEZERINO, Pablo Heleno. *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. 2006. 171 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SILVA, G. H. R., DANIEL, L. A. Desinfecção de efluente anaeróbico com o uso de ozônio/cloro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. 20, n. 2, p. 279-288. 2015.

SILVA, M. V.; BUENO, R. F. Avaliação de um wetland construído híbrido no tratamento de esgoto sanitário. *HOLOS Environment*. Vol. 15, n. 2, p. 211-222, 2015.

SILVEIRA, Daniele. *Estudos Fenológicos da macrófita Hymenachne grumosa (Magnoliophyta-Poaceae) na aplicação de Wetlands construídos para o tratamento de efluentes secundários de campus universitário*. 2010. 103 f. Dissertação (Programa de Pósgraduação em Tecnologia Ambiental- Mestrado) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.

SILVEIRA, E. O. ; WINK, M. ; ZERWES, F. V. ; John, J. ; MACHADO, E.L. Sistema integrado de tratamento de efluentes urbanos com microalgas e wetlands construídos. In: *Segundo Simpósio Brasileiro Sobre Wetlands Construídos*, 2015, Curitiba. Segundo Simpósio Brasileiro Sobre Wetlands Construídos. Curitiba: UTFPR, v. 2. p. 1-10, 2015.

SILVEIRA, Elizandro Oliveira. *Sistema integrado reator anaeróbio+microalgas+wetlands construídos no tratamento de efluentes urbanos*. 2016. 119f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2016.

SINGH, S., et al.; Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal—A model for DEWATS. *Ecological Engineering*, Vol. 35, n.5, p. 654-660. 2009.

SOUSA, J.T. et al. Utilização de Wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Vol. 9, n. 4 4, p. 285-290. 2004.

STEWART, F. M. et al. Floating islands as an alternative to constructed wetlands for treatment of excess nutrients from agricultural and municipal wastes – results of laboratory-scale tests. *Land Contamination and Reclamation*, Vol. 16 n. 1. 2008.

THOMAS, S.M. BINI; L.M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Ed. 2. Editora da Universidade Estadual de Maringá 2003.

TOUSIGNANT, E.; FANKHAUSER, O.; HURD, S. *Guidence Manual for the design, construction and operations of constructeed wetlands for rural applications in Ontario*. Guelph, 1999.

TREIN, C.M. et al. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p 351-367. 2015.

TRIPATHI, S.; TRIPATHI, B. D. Efficiency of combined process of ozone and bio-filtration in the treatment of secondary effluent. *Bioresource Technology*, Vol. 102, n.13, p. 6850-6856. 2011.

TRIPATHI, S.; TRIPATHI, B. D.; TRIPATHI, D. M. Removal of organic content and color from secondary treated wastewater in reference with toxic potential of ozone during ozonation. In: *Hydrol. Current Res.*, 2011.

UNEP. *Coping with water scarcity: a strategic issue and for system-wide action*. 2006.

Disponível em:

<http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/2006_unwater_coping_with_water_scarcity_eng.pdf>. Acesso em: 8 dez. 2017.

VON GUNTEN, U. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*, Vol. 37, n. 7 1443-1467. 2003.

VON SPERLING, Marcos. *Introdução a Qualidade de Águas e Tratamentos de Esgotos*. Belo Horizonte: DESA. 2008.

_____. Urban wastewater in Brazil. 2016. Disponível em:

<<https://publications.iadb.org/bitstream/handle/11319/7783/Urban-wastewater-treatment-in-Brazil.pdf>>. Acesso em 08 de dez. 2017.

VYMAZAL J. et al. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. 1998.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for wastewater treatment. *Water*, Vol. 2, n. 3, p. 530-549. 2010.

_____. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, Vol. 25, n. 1, p. 478 - 490. 2005.

VYMAZAL, Jan; KRÖPFELOVÁ, Lenka. Horizontal flow constructed wetlands. Springer Netherlands, 2008.

WALLACE, S.D.; KNIGHT, R.L. Small Scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria and O&m Requirements. Londod: IWA Publishing. 1 ed. 2006.

WANG, S. et al. "Degradation characteristics of secondary effluent of domestic wastewater by combined process of ozonation and biofiltration." *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 150, n.1, p. 109-114, 2008.

WOMEN IN EUROPE FOR A COMMON FUTURE - WECF. Sustainable and cost-effective wastewater systems for rural and peri-urban communities up to 10,000 PE. 2010. Disponível em: <<http://www.wecf.eu/download/2010/03/guidancepaperengl.pdf>>. Acesso em: 08 dez. 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); Water Global Analysis and Assessment of Sanitation and Drinking-Water - Investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities. . 2014. 98p.

ZERWES, F. V. et al. Avaliação citogenética do tratamento com o processo UASB/biofiltro anaeróbio/wetlands construídos de fluxo subsuperficial (WCFSS) de efluentes de propriedade rural. *Revista Engenharia e Construção Civil*, Vol. 2, p. 52-60, 2015.

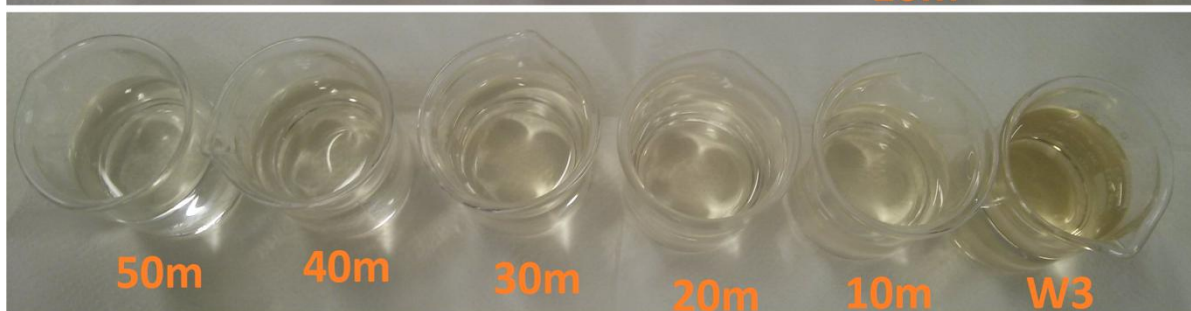
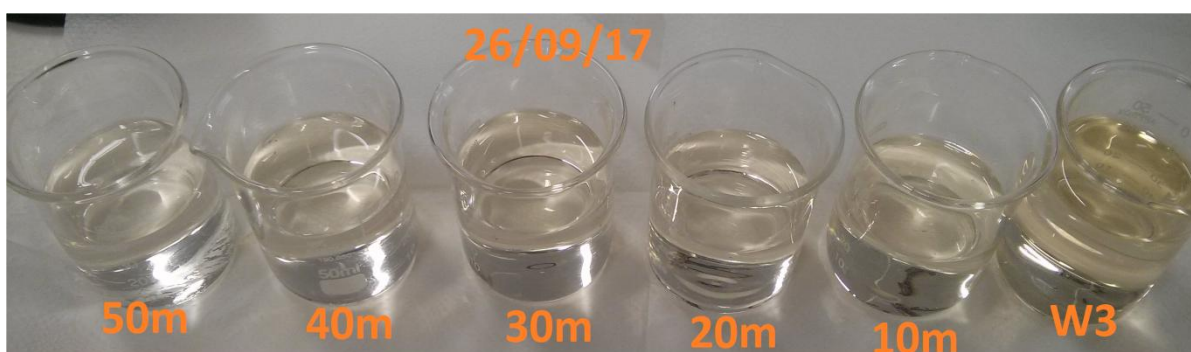
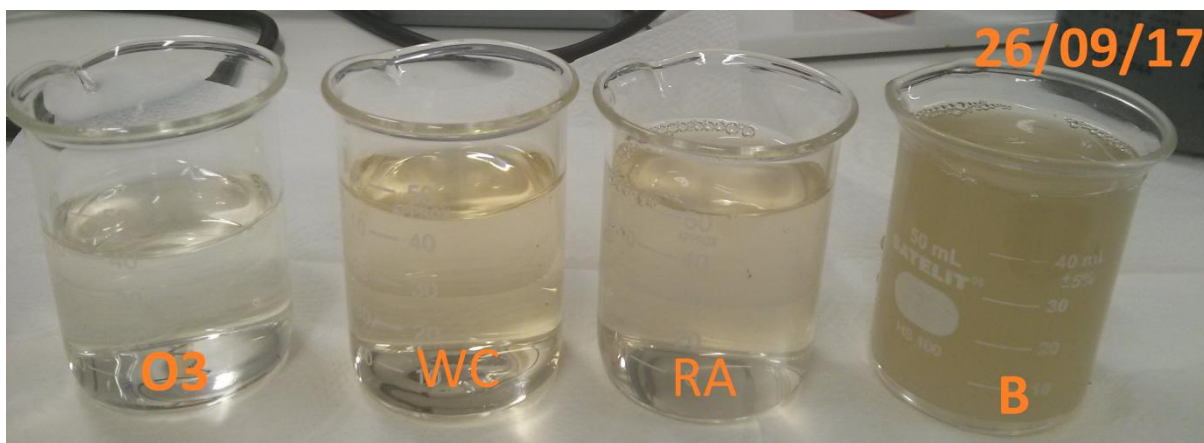
ZERWES, F.V. *Sistema de tratamento e reuso de águas residuárias em pequenas propriedades rurais: acompanhamento e operação de estação no Vale do Rio Pardo - RS*. Tese (Dissertação de Mestrado). Programa de pós-graduação de Mestre em Tecnologia Ambiental. Universidade de Santa Cruz do Sul. 2013.

ZHANG, D., GERSBERG, R. M., KEAT, T. S.; Constructed wetlands in China. *Ecological Engineering*, Vol. 35, n. 10, p. 1367-1378. 2009.

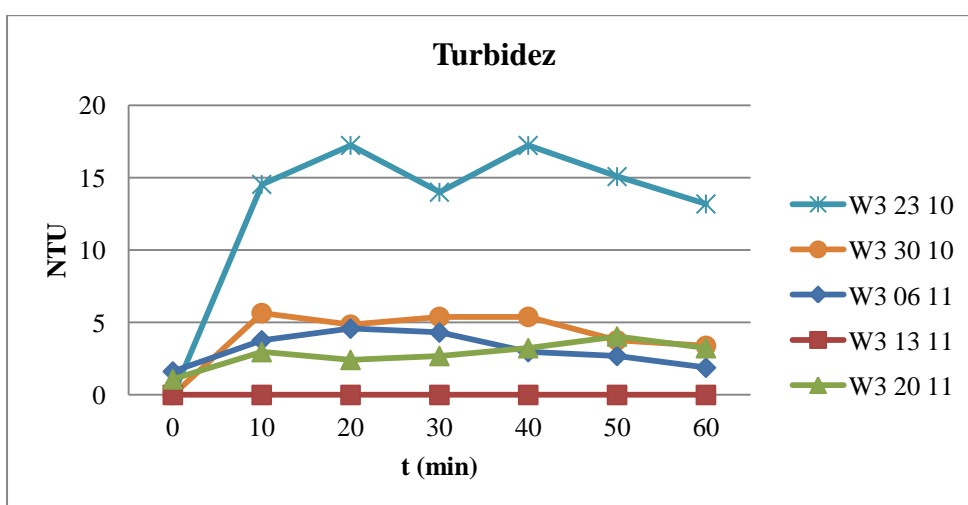
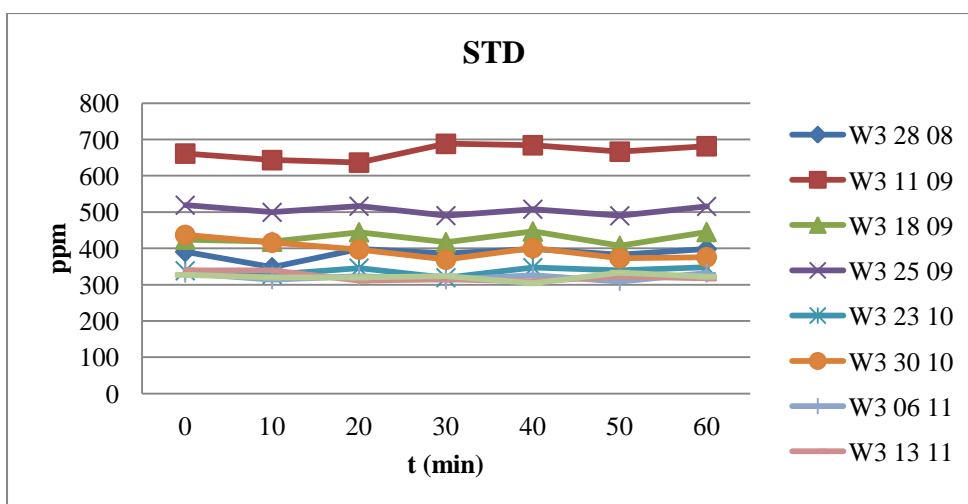
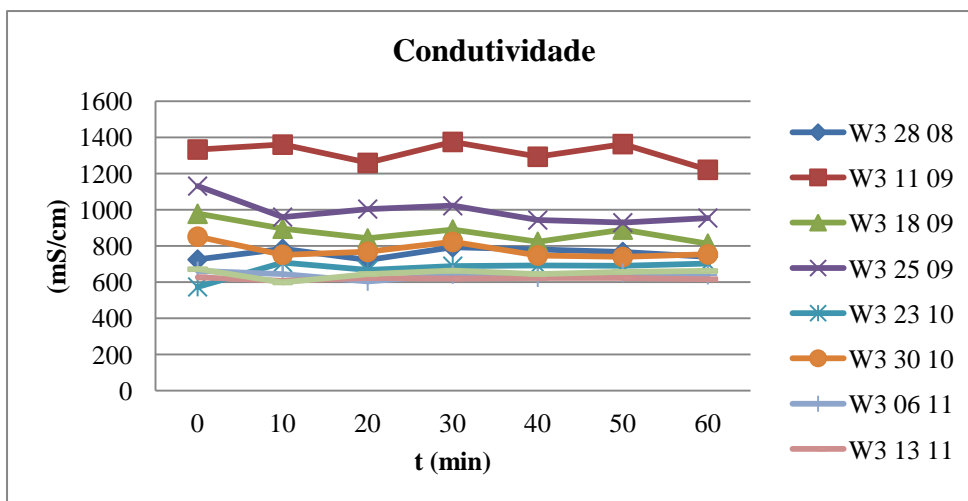
ZHANG, S.; ZHENG, J.; CHEN, Z. Combination of ozonation and biological aerated filter (BAF) for bio-treated coking wastewater. *Separation and Purification Technology*, Vol. 132, p. 610–615. 2014.

8 APÊNDICES

Apêndice A: Registros fotográficos realizados durante e após os ensaios de ozonização.



Apêndice B: Variações de Condutividade, STD e Turbidez ao longo do processo de ozonização com extração de alíquotas em intervalos de 10 minutos.



9 ANEXOS

Anexo A: Variações com médias mensais dos fatores climáticos temperatura, velocidade do vento e precipitação no campus da Universidade de Santa Cruz do Sul, durante o monitoramento do projeto em estudo.

