

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL –
MESTRADO
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GESTÃO E TECNOLOGIA AMBIENTAL

GLEISON DE SOUZA CELENTE

USO COMBINADO DE MICROALGAS E *WETLANDS* CONSTRUÍDOS COM
FLUXO VERTICAL COMO TRATAMENTO TERCIÁRIO DESCENTRALIZADO
DE EFLUENTE SANITÁRIO

Santa Cruz do Sul, abril de 2018.

GLEISON DE SOUZA CELENTE

USO COMBINADO DE MICROALGAS E *WETLANDS* CONSTRUÍDOS COM
FLUXO VERTICAL COMO TRATAMENTO TERCIÁRIO DESCENTRALIZADO
DE EFLUENTE SANITÁRIO

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Tecnologia Ambiental – Mestrado, linha
de pesquisa “Tecnologias de Tratamento
de Águas de Abastecimento e
Residuárias” da Universidade de Santa
Cruz do Sul, para a obtenção do título de
Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Lobo Alcayaga

Coorientador: Prof. Dr. Ênio Leandro Machado

Santa Cruz do Sul, abril de 2018.

USO COMBINADO DE MICROALGAS E *WETLANDS* CONSTRUÍDOS COM
FLUXO VERTICAL COMO TRATAMENTO TERCIÁRIO DESCENTRALIZADO
DE EFLUENTE SANITÁRIO

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Tecnologia Ambiental – Mestrado, linha
de pesquisa “Tecnologias de Tratamento
de Águas de Abastecimento e
Residuárias” da Universidade de Santa
Cruz do Sul, para a obtenção do título de
Mestre em Tecnologia Ambiental.

Dr. Eduardo Lobo Alcayaga

Professor Orientador – UNISC

Dr. Ênio Leandro Machado

Professor Coorientador – UNISC

Dr. Adilson Ben da Costa

Professor Examinador – UNISC

Dr. Leonardo Rörig

Examinador Convidado – UFSC

Santa Cruz do Sul, abril de 2018.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de dedicar essa conquista à minha querida, amiga e amada mãe, a qual sempre foi uma mulher guerreira que batalhou muito na vida para nos proporcionar uma vida digna. Mulher que nos deu ensinamentos até seu último minuto conosco. Espero de coração que eu lhe tenha dado o orgulho que sempre mereceu. É impossível não se emocionar ao lembrar da saudade que deixou, mas junto da saudade também ficou o orgulho de ter sido seu filho. Amo-te mais do que minha própria vida, obrigado por tudo.

Gostaria de agradecer a todos os meus irmãos (Daniel, Josiele, Sheila e Rafael) pelo apoio durante esta jornada que, embora longe, sempre guiaram-me e deram-me palavras de incentivo. À Luiza Schroeder, a qual acompanhou todo o meu desenvolvimento de perto durante os últimos dois anos. E ao Ilceu de Oliveira que esteve ao meu lado durante esta última fase.

Aos meus amigos do 1212 e do MTT, principalmente ao meu amigo e irmão Felipe Natan de Freitas, o qual foi o principal incentivador para que eu ingressasse no mestrado. Ao meu primo e melhor amigo Yuri Duarte, o qual amo como irmão, por todo o suporte e excelente convivência.

Ao meu orientador, Eduardo Lobo Alcayaga, por todo apoio, paciência, puxadas de orelha e dedicação que não contribuiu apenas para o meu desenvolvimento acadêmico, mas também para o meu desenvolvimento pessoal e como futuro profissional. Obrigado professor por todo o auxílio, obrigado por responder aos meus questionamentos mesmo em horas inoportunas como finais de semana à noite. Espero que saibas que tens minha admiração.

Ao Gustavo Stolzenberg Colares, Fagner Pereira da Silva e Eduardo Souza da Cunha, colegas com quem tive o prazer de trabalhar e que estiveram presentes tanto nos momentos bons quanto nos ruins, embora não houvessem tempos ruins para essa gurizada. Colegas os quais considero grandes amigos e que espero carregar para toda a vida.

Aos professores do PPGTA, em especial à professora Rosana Schneider por todo apoio e confiança ao abrir portas para o meu futuro acadêmico e à professora Adriane Lawisch Rodriguez pelo suporte e incentivo durante minha graduação que se estendeu ao mestrado.

RESUMO

O presente trabalho envolveu o desenvolvimento de um sistema de tratamento de efluente doméstico combinando o uso de biofilme de microalgas com *wetlands* construídos de fluxo vertical, objetivando seu uso como tratamento descentralizado. O sistema apresentou uma configuração em série de três caixas de duzentos litros cada de polietileno de alta densidade com formato retangular, sendo a primeira destinada ao tratamento com microalgas (MA), enquanto a segunda (WC 1) e terceira (WC 2) foram destinadas ao sistema de *wetlands* construídos com regime hidráulico vertical descendente em batelada. O afluente do processo foi captado na caixa equalizadora da estação de tratamento de efluente (ETE) passando por um decantador, seguido de 3 tanques anaeróbios para tratamento secundário. A caixa com microalgas foi o ponto inicial de alimentação do efluente proveniente de um reator anaeróbio destinado ao tratamento secundário. Um suporte de acrílico foi utilizado como base para a adesão das microalgas desenvolvidas espontaneamente no efluente. O sistema contou com recirculação por bomba submersa com vazão de 520 L.h^{-1} que distribuía continuamente o efluente sobre toda a superfície rugosa com carga hidráulica de $0,27 \text{ mm.s}^{-1}$. O sistema também contou com iluminação automática por LED de 600 lúmens durante a noite acionada por um fototransistor. As duas caixas de WC's apresentavam a mesma configuração, tendo o substrato composto por 150 mm de cascalho na base para drenagem, e 400 mm de brita n°2. A macrófita utilizada foi a *Hymenachne grumosa* com uma densidade de 24 brotos por metro quadrado. O sistema foi dividido em duas fases: Fase I e Fase II. Durante a Fase I foram testados dois tempos de detenção hidráulica, o primeiro de 21 dias, sendo 7 dias em cada um dos tanques, e o segundo com 14 dias de TDH, sendo 7 dias destinados ao tanque de microalgas e 7 dias nos dois WC's que eram alimentados simultaneamente pelo efluente proveniente do tanque de microalgas. Para o TDH de 21 dias, o tanque de microalgas foi alimentado com 71 litros, sendo que após 7 dias o efluente foi repassado para o WC 1 com taxa hidráulica de $0,14 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}$, e após outros 7 dias foi repassado para o WC 2, onde foi tratado pelos últimos 7 dias antes de ser descartado. Já para o TDH de 14 dias, o tanque MA foi alimentado com 101,2 litros, sendo repassados 50,6 litros simultaneamente para cada tanque, contabilizando uma taxa hidráulica de $0,10 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}$. Durante a Fase II o regime hidráulico apresentou TDH de 21 dias. O uso integrado de biofilme de microalgas e *wetlands* construídos de fluxo vertical indicou ser um sistema de tratamento eficiente na remoção de cargas poluidoras, contabilizando para a redução da condutividade (49%), STD (48%), turbidez (98%), cor aparente (82%), nitrogênio amoniacal (99%), nitrogênio total (70%), fósforo solúvel (44%), COT (69%), IC (86%), TC (83%) e DQO (72%). O tanque de microalgas contribuiu com uma média de 76 ± 24 da eficiência total do sistema, e para nitrogênio amoniacal, IC e TC a contribuição foi de 100%, indicando ser mecanismo chave para a viabilidade do tratamento. O sistema também possibilitou a detoxificação do efluente, reduzindo em 100% a ecotoxicidade aguda logo após o primeiro tanque quando submetido ao teste com *Daphnia magna*.

Palavras-chaves: Biofilme de Microalgas; *Wetlands* Construídos; Tratamento Descentralizado; Detoxificação de Efluente.

ABSTRACT

The present work involved the development of a domestic effluent treatment system combining the use of microalgae turf scrubber with vertical flow constructed wetlands, aiming at their use as a decentralized treatment. The system presents a configuration of three tanks of two hundred liters each, both made of high-density polyethylene with a rectangular shape. The first tank was designed using microalgae turf scrubber (MA), while the second (WC 1) and third (WC 2) were designed using vertical flow constructed wetlands. The affluent for treatment was transferred from the WTP equalization tank to a decanter, followed by 3 anaerobic tanks for the secondary treatment. The microalgae tank was the initial point of feeding. An acrylic support was used as base for the adhesion of spontaneously developed algae. The system had submerged pump recirculation with flow rate of 520 L. h^{-1} , which continuously distributes the effluent over the entire surface with a hydraulic load of 0.27 mm.s^{-1} . The system also had a 600 lumens LED artificial illumination at night. The WCs tanks had the same configuration, having a substrate composed of 150 mm of gravel at the base for drainage, and 400 mm of gravel No. 2. The system was planted with *Hymenachne grumosa* with a density of 24 shoots per square meter. The system was divided into two phases: Phase I and Phase II. During the Phase I two hydraulic detention times were tested. The first one having a HDT of 21 days, with 7 days in each of the tanks, and the second one with 14 days of HDT, being 7 days, to the microalgae tank and 7 days in the two WCs that were fed simultaneously by the effluent coming from the microalgae tank. For the TDH of 21 days, the microalgae tank was fed with 71 liters, after 7 days the effluent was transferred to WC 1 with a hydraulic rate of $0.14 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}$, and after another 7 days was transferred for WC 2, where it was treated for the last 7 days before being discarded. For the 14-day HDT, the MA tank was fed with 101.2 liters, being transferred 50.6 liters simultaneously for each tank, counting for a hydraulic rate of $0.10 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}$. During the Phase II the hydraulic regime presented HDT of 21 days. The combined use microalgae turf scrubber and constructed wetlands indicated efficient removal of pollutant loads, contributing for the reduction of conductivity (49%), TDS (48%), turbidity (98%), apparent color (82%), ammonia (99%), total nitrogen (70%), soluble phosphorus (44%), TOC (69%), IC (86%), TC (83%) and COD (72%). The microalgae tank contributed with an average of $76 \pm 24\%$ of the total efficiency of the system, for ammoniac nitrogen, IC and TC the contribution was 100%, indicating that microalgae turf scrubber was the main mechanism for the treatment viability. The system also enabled the detoxification of the system, reducing acute ecotoxicity by 100% right after the first tank.

Keywords: Microalgae Turf Scrubber; Constructed Wetlands; Decentralized Treatment; Effluent Detoxification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Configurações de <i>wetlands</i> construídos. Adaptado de Kadlec & Wallace (2008).	29
Figura 2 - Exemplo de reator experimental para análise da oxigenação realizada pelas raízes. Adaptado de Zhang et al. (2014).	35
Figura 3 - Fluxograma geral do desenvolvimento do sistema de tratamento.	48
Figura 4 - Vista 3D do sistema MA + WC 1 + WC 2.	49
Figura 5 - Detalhes do sistema. Vista Lateral abaixo e vista Frontal acima. Medidas dadas em mm.	50
Figura 6 - Visão frontal do duplo acrílico. Acrílico interno para adesão do biofilme e acrílico externo para proteção contra eventos climáticos.	51
Figura 7 - Sistema de iluminação artificial. a) Lâmpada LED 600 lumêns. b) Fototransistor.	51
Figura 8 - Plantio de <i>Hymenachne grumosa</i> no WC. 24 brotos por metro quadrado.	52
Figura 9 - Tanque decantador (esquerda) seguido de três tanques anaeróbicos em paralelo.	52
Figura 10 - Garfo distribuidor do WC.	53
Figura 11 - Detalhe da saída do WC 1 conectado à entrada do WC 2 através de cano PVC 12,7 mm de diâmetro e válvula borboleta.	53
Figura 12 - Organismo-teste <i>Daphnia magna</i> (LOBO et al., 2006).	56
Figura 13 - Exemplo de Carta Controle para teste de sensibilidade para <i>Daphnia magna</i> utilizando KCL como substância referência. Os pontos azuis indicam a sensibilidade em que os organismos se encontraram durante o período de ensaios. Considerar: DP = desvio-padrão; 2DP = duas vezes o desvio-padrão.	56
Figura 14 - <i>Desmodesmus communis</i> (1000x) (GUIRY & GUIRY, 2017).	60
Figura 15 - <i>Scenedesmus</i> sp. (400x).	60
Figura 16 - <i>Phormidium setchellianum</i> (1000x) (GUIRY & GUIRY, 2017).	61
Figura 17 - Eficiências para os parâmetros físicos durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	62
Figura 18 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (NT) durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	62
Figura 19 - Eficiências para os parâmetros de nitrogênio durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	63
Figura 20 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) para fósforo solúvel durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído. Para WC 1 e WC 2 houve apenas uma análise para fósforo solúvel.	63
Figura 21 - Eficiências para o parâmetro fósforo solúvel durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	64

Figura 22 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) para carbono total, carbono orgânico total e carbono inorgânico durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	64
Figura 23 - Eficiências para os parâmetros carbono total, carbono orgânico total e carbono inorgânico durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	65
Figura 24 - <i>Nitzschia palea</i> (LOBO et al., 2014)	66
Figura 25 - <i>Gomphonema parvulum</i> (LOBO et al., 2014).....	66
Figura 26 - <i>Chlorella parasitica</i> (GUIRY & GUIRY, 2017).....	67
Figura 27 - <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (1000 X).....	67
Figura 28 - Concentrações mensais (\pm desvios-padrão) para COT no ponto RA durante a Fase II.	69
Figura 29 - Concentrações mensais (\pm desvios-padrão) para TC e IC no ponto RA durante a Fase II.	69
Figura 30 - Concentrações mensais de COT no efluente bruto EB durante a Fase II.	70
Figura 31 - Concentrações mensais para TC e IC no efluente bruto EB durante a Fase II.	70
Figura 32 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para sólidos totais dissolvidos e condutividade durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	71
Figura 33 - Concentrações (\pm desvios-padrão) para turbidez durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	72
Figura 34 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para a cor aparente durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	72
Figura 35 - Eficiências para os parâmetros condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez e cor aparente durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.....	73
Figura 36 - Concentrações médias (\pm desvio-padrão) da clorofila <i>a</i> durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	74
Figura 37 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (NT) durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	75
Figura 38 - Eficiências cumulativas para os parâmetros nitrogênio amoniacal e nitrogênio total durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	75
Figura 39 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para fósforo solúvel durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	76

Figura 40 - Eficiências cumulativas para o parâmetro fósforo solúvel durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	76
Figura 41 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para TC - Carbono Total; COT - Carbono Orgânico Total; IC - Carbono Inorgânico; e DQO – Demanda Química de Oxigênio durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	77
Figura 42 - Eficiências para os parâmetros TC - Carbono Total; COT - Carbono Orgânico Total; IC - Carbono Inorgânico; e DQO – Demanda Química de Oxigênio durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	78
Figura 43 - Concentração total de carbono inorgânico (—) ([TC]) e seus constituintes: (.....) CO_2^* ; (----) HCO_3^- ; e (-.-.) CO_3^{2-} , em função do pH. Adaptado de Maberly e Spence (1983).....	78
Figura 44 - Eficiências mensais e média anual do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para parâmetros físicos durante a Fase II.	79
Figura 45 - Eficiências mensais do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total durante a Fase II.	80
Figura 46 - Eficiências mensais do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para fósforo solúvel durante a Fase II.	80
Figura 47 - Eficiências mensais do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para TC - carbono total; IC - carbono inorgânico; e COT - carbono orgânico total.	81
Figura 48 - Temperatura média e máximo e mínimo mensal.	81
Figura 49 - Precipitação total mensal.	82
Figura 50 - Ecotoxicidade aguda em datas específicas, média (\pm desvio-padrão) na Fase II. EB - Efluente Bruto; RA - Reatores Anaeróbicos. Limites para toxicidade aguda: 25% - Extremamente Tóxico; 50% - Altamente Tóxico; 75% - Medianamente Tóxico; 100% - Pouco Tóxico.....	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores típicos de efluente doméstico bruto para países em desenvolvimento. Adaptado de Von Sperling (2007b).	20
Tabela 2 - Indicação da biodegradabilidade do efluente através da relação DQO:DBO ₅ (VON SPERLING, 2007b).	21
Tabela 3 - Principais patógenos existentes no efluente doméstico e suas doenças (DE ARRUDA LEME, 2014).	23
Tabela 4 - Características principais dos níveis de tratamento de efluente. Adaptado de Von Sperling (2007b).	24
Tabela 5 - Oxigenação da rizosfera para diferentes macrófitas aquáticas utilizando diferentes métodos analíticos. Escala Real (R), Piloto (P) e Laboratorial (L).	34
Tabela 6 - Resumo do papel desempenhado por macrófitas em <i>wetlands</i> construídos. Tabela adaptada de Brix (1997) e Tanner (2001).	36
Tabela 7 - Exemplos de eficiências na remoção de alguns parâmetros por <i>wetlands</i> construídos para melhoria de águas poluídas. Adaptado de Otte & Jacob (2006).	37
Tabela 8 - Reações microbiológicas de oxidação e redução. Adaptado de Faulwetter et al. (2009).	45
Tabela 9 - Composição química de macronutrientes em diferentes macrófitas .	47
Tabela 10 - Parâmetros analisados e seus respectivos métodos.	55
Tabela 11 - Escala de toxicidade relativa para ensaio de toxicidade aguda (LOBO et al., 2006).	57
Tabela 12 - Caracterização do efluente bruto (EB) e comparação com a Resolução CONAMA 357/05, CONSEMA 355/17 e 129/06. Média (\pm desvio padrão).	58
Tabela 13 - Cronograma das atividades desenvolvidas durante a Fase I.	59
Tabela 14 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) dos parâmetros analisados durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	61
Tabela 15 - Caracterização do efluente secundário proveniente dos reatores anaeróbicos durante a Fase II (RA).	68
Tabela 16 - Concentrações médias (\pm desvio-padrão) dos parâmetros analisados durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro <i>Wetland</i> Construído; WC 2 - Segundo <i>Wetland</i> Construído.	71

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADP	Adenosina Difosfato
AOAC	Associação Oficial dos Químicos Analíticos; do inglês <i>Association of Official Analytical Chemists</i>
ATH	Alta Taxa Hidráulica
ATP	Adenosina Trifosfato
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
BTH	Baixa Taxa Hidráulica
CE(I)50	Concentração Efetiva Inicial Mediana
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente (Rio Grande do Sul)
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Carbono Total
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Efluente Bruto
ET	Evapotranspiração
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
FBA	Filtro Biológico Aerado
FD	Frequência de Dano
IC	Carbono Inorgânico
LATTAE	Laboratório de Tecnologia de Tratamento de Águas e Efluentes
MA	Microalgas
m.c.a	Metro de coluna d'água
MF	Microfiltração
NADP	Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo Fosfato
NBR	Norma brasileira de regulamentação técnica
NH ₃	Nitrogênio Amoniacal não ionizado
NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal ionizado
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NF	Nanofiltração
PCM	Pilhas de Combustível Microbiano
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
POA's	Processos Oxidativos Avançados
PVC	Policloreto de Vinila
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STS	Sólidos Totais Suspensos
Q	Vazão
RA	Reator Anaeróbico
T	Temperatura
TC	Carbono Total

TCH	Taxa de Carga Hidráulica
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TP	Fósforo Total
TPr	Tratamento Primário
UASB	Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente; do inglês <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UF	Ultrafiltração
Ut	Unidade de Turbidez
UV	Ultravioleta
WC	<i>Wetland</i> Construído
WC 1	Primeiro <i>Wetland</i> Construído
WC 2	Segundo <i>Wetland</i> Construído

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS.....	19
2.1	Objetivo Geral.....	19
2.2	Objetivos Específicos	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1	Principais Constituintes do Esgoto Doméstico	20
3.1.1	Matéria carbonácea orgânica	20
3.1.2	Compostos de Nitrogênio (N).....	21
3.1.3	Fósforo (P)	22
3.1.4	Organismos e microrganismos	22
3.1.5	Metais pesados e compostos orgânicos tóxicos.....	23
3.2	Sistema Convencional de Tratamento de Efluente	23
3.2.1	Tratamento preliminar	25
3.2.2	Tratamento primário	25
3.2.3	Tratamento secundário.....	25
3.2.4	Tratamento terciário.....	26
3.2.5	Sistemas Integrados	26
3.3	Microalgas (Filtro Consórcio microbiano)	26
3.3.1	Dependência luminosa.....	27
3.3.2	Algas aplicadas ao tratamento de efluente.....	28
3.4	<i>Wetlands</i> Construídos	28
3.4.1	Configurações de <i>Wetlands</i> Construídos	29
3.4.2	Componentes de <i>Wetlands</i> Construídos	33
3.4.3	Mecanismos para redução e/ou remoção de cargas poluidoras	39
4	METODOLOGIA	48
4.1	Caracterização do local de estudo.....	48
4.2	Configuração do Sistema	49
4.2.1	Configuração durante a Fase I	53
4.2.2	Configuração durante Fase II.....	54
4.3	Caracterização do Efluente e do Afluente	54
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1	Caracterização do afluente da ETE-UNISC	58
5.2	Resultados e discussão durante a Fase I	59

5.3	Resultados e discussão durante a Fase II.....	65
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	84
	REFERÊNCIAS.....	86

1 INTRODUÇÃO

A problemática da disponibilidade da água não é um tema recente, considerando tanto a sua qualidade quanto quantidade. Já foi apontado que no século 21 a água será um dos principais problemas no planeta, demandando o seu uso racional por parte da população, e exigindo o equilíbrio entre o desenvolvimento e os recursos naturais, principalmente em países em desenvolvimento, onde o problema por escassez de água potável é mais evidente (GORAZDA et al., 2013).

Estima-se que, atualmente, aproximadamente 2,4 bilhões de pessoas no mundo ainda carecem de saneamento básico e que quase um bilhão defeca em local aberto, tais como matas e corpos de água. Desta forma, muitas doenças são causadas pela precariedade ou ausência de sistema de coleta e tratamento de esgotos, como cólera, disenteria, hepatite A, tifoide e pólio, além de diarreia, que mata anualmente 280 mil pessoas (WHO, 2015). Até o final do século é estimado um aumento no consumo de água superior a 100% na África, sul, oeste e centro da Ásia, oeste dos EUA, México e América do Sul, porém, o aumento do consumo de água pelo setor industrial é esperado ser moderado, indicando que o fator mais impactante será o consumo doméstico (WADA & BIERKENS, 2014).

O ser humano tem grande responsabilidade por esse conflito, o qual é agravado pela industrialização, crescimento populacional, uso da terra, inexistência ou inaplicabilidade de políticas e desenvolvimento econômico desenfreado (HAI et al., 2014) que acarretam no uso excessivo e na poluição dos recursos hídricos, onde há a introdução de xenobióticos na natureza ou aumento das concentrações naturais para aquele meio, o qual pode se dar por fontes difusas ou pontuais. Dentre os principais vetores da poluição hídrica, destacam-se os efluentes industriais, rurais e domésticos, os quais possuem, além de compostos orgânicos e inorgânicos, características físicas, tais como temperatura e turbidez, que afetam a qualidade do corpo receptor e que podem vir a ser tóxicos à flora e fauna aquática e oferecer enorme risco de doenças aos seres humanos (LIM et al., 2010; ABDEL-RAOUF et al., 2012; TANNER et al., 2012).

Uma das formas de combater a escassez hídrica está no reaproveitamento de água, tendo um crescente interesse o uso não convencional de água proveniente de efluente doméstico (HAI et al., 2014), principalmente para usos indiretos, tais como recarga de aquíferos, irrigação, processos industriais e lavagem de veículos e calçadas, contribuindo não somente com o reuso da água, mas também evitando sua poluição através do tratamento adequado do efluente (HORN et al., 2014; MACHADO et al., 2015).

No Brasil, entretanto, ainda há um baixo percentual de implantação de redes de coleta e estações de tratamento de efluente doméstico, atingindo apenas 56,5% da população urbana brasileira em 2014, com grande discrepância entre as regiões do país, sendo o pior caso o Norte (10%) e os melhores, as áreas metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro (83%). No caso do tratamento de efluente, as regiões que apresentaram melhores resultados foram sudeste e centro-oeste, possuindo cerca de 46% do volume gerado tratado, enquanto o norte totalizou apenas 14% (MACHADO et al., 2016).

As emissões diretas de efluente na natureza são mais frequentes ainda nas zonas rurais, as quais não são incorporadas ao sistema de coleta de esgoto por demandarem um gasto muito grande com a instalação das redes (NOGUEIRA et al., 2009; ABDEL-RAOUF et al., 2012). No Brasil, o principal meio de tratamento de efluente rural é

representado por fossas sépticas e negras (MOHR & LOBO, 2013; HORN et al., 2014). No entanto, esses sistemas mostram-se muito limitados e incapazes de tratar cargas eutrofizantes, principalmente com relação ao nitrogênio, descartando formas oxidadas desse nutriente diretamente nos recursos hídricos (KADLEC & WALLACE, 2008).

Fósforo junto com o nitrogênio representam os principais componentes do processo de eutrofização, que acarreta uma série de consequências negativas para o ser humano e para o equilíbrio do ecossistema, tais como perda de espécies chaves, estímulo do crescimento de cianobactérias, aumento da turbidez, alteração das propriedades organolépticas da água (odor e sabor), aumento do custo de tratamento, elevação do pH e da demanda por oxigênio, entre outras (GORAZDA et al., 2013; SCHOLZ et al., 2013).

A eutrofização é um processo tanto natural quanto antropogênico, presente mais comumente em águas doces lênticas, mas também ocorre em águas lólicas, estuários e costais, considerando que através da entrada e/ou disponibilização de nutrientes na coluna de água, o seu estado trófico aumenta (SMITH et al., 1999). Quando ocasionado pela ação do homem, a transformação do corpo hídrico é mais acentuada e rápida. Portanto, o controle das fontes de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, torna-se evidente para proteção da qualidade da água (MCGARRIGLE, 1993; DODDS et al., 1997; MILTNER, 1998).

Ao contrário do nitrogênio, o fósforo é um nutriente sedimentar e possui um ciclo mais limitado. Seu uso destaca-se na produção agrícola e na pastagem de animais, porém sua mineralização acaba por exaurir as reservas naturais, exigindo a sua recuperação por processos físicos, químicos ou biológicos para reutilização (GORAZDA et al., 2013; METCALF & EDDY, 2015). Como discutido por Lundin et al. (2000), caso fossem recuperados e reutilizados nutrientes dos sistemas de tratamento de efluente na agricultura, os impactos gerados na mineralização, produção e transporte dos mesmos seriam drasticamente mitigados e o custo pelo uso de fertilizantes substancialmente diminuídos.

Infelizmente a construção de estações convencionais de tratamento de efluente para zonas rurais ou para comunidades pequenas, i. e., menores do que 2000 PE (pessoas-equivalente), desprendem investimentos custosos que inviabilizam sua aplicação (NOGUEIRA et al., 2009; COROMINAS et al., 2013). Há diferentes configurações e mecanismos para o tratamento descentralizado, tais como: reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB), tanques assépticos, lagoas e *wetlands* construídos (ABOU-ELELA & HELLAL, 2012). Contudo, apresentam limitação quanto à carga eutrofizante e/ou necessitam de áreas muito grandes, com exceção dos *wetlands* construídos (KIVAISI, 2001).

É indispensável que o sistema de tratamento escolhido apresente eficiência quanto às normas regulamentadoras para que seja considerado adequado ao tratamento de efluente, e para isso deve-se levar em consideração a qualidade do afluente, normas para o corpo receptor e tecnologias disponíveis. Ademais, nas últimas décadas o contexto ambiental tem sido mais amplamente divulgado e discutido com a sociedade, contribuindo com exigências que vão além daquelas para a saúde humana e dos ecossistemas aquáticos, introduzindo a minimização de recursos naturais, menor demanda de energia despendida, reciclagem de nutrientes e redução de lodos, além de suprir os requerimentos sociais e econômicos para que seja considerado sustentável e ecoeficiente (NOGUEIRA et al., 2009; RODRIGUEZ-GARCIA et al., 2011).

Métodos biológicos são considerados excelentes meios para sistemas de tratamento por dispensarem o uso de produtos químicos, por terem melhor eficiência termodinâmica quanto ao seu mecanismo de biodegradação e a possibilidade de reuso dos produtos finais (MANTZAVINOS & KALOGERAKIS, 2005; MACHADO et al., 2015; SUKAČOVÁ et al., 2015), destacando o uso de microalgas e alagados construídos, também chamados de *wetlands* construídos (WC), os quais são capazes de recuperar nutrientes, contribuindo para a diminuição de carga eutrofizante do efluente e minimização dos impactos ambientais, além de permitir a reutilização dos mesmos como fertilizantes ou alimentação de animais (SHILTON et al., 2012). Ainda, conforme os mesmos autores, a área necessária para a recuperação de fósforo proveniente do esgoto doméstico utilizando macrófitas e microalgas é de 12-38 a 14-19 m².pessoa⁻¹, respectivamente, o que representa 10% da área necessária para a remoção de uma mesma carga quando utilizadas plantas terrestres.

O uso de microalgas para o tratamento era discutido na década de 50, principalmente com o intuito de promover a oxigenação do efluente (OSWALD et al., 1953). Na década seguinte realizou-se um compilado contendo 60 gêneros e 80 espécies de algas, ordenadas conforme sua tolerância a poluentes orgânicos (PALMER, 1969), mostrando o acelerado estudo quanto ao uso desses organismos fotossintetizantes como biorremediadores. Existem numerosos trabalhos englobando a aplicação de microalgas para tratamento de diversos tipos de efluentes e contaminantes (DE-BASHAN et al., 2004; COOGAN et al., 2007; MULBRY et al., 2008; RUIZ-MARIN et al., 2010; LI et al., 2011; STURM & LAMER, 2011; RUIZ-MARTINEZ et al., 2012).

Para o desenvolvimento das microalgas, os componentes chaves necessários são fósforo, nitrogênio, dióxido de carbono e energia solar (BLANKEN et al., 2013). Através destes, acumulam-se matéria orgânica na forma de lipídeos, proteínas, hidrocarbonetos, carboidratos, pigmentos e outras moléculas menores (RUIZ-MARTINEZ et al., 2012; SUGANYA et al., 2016). Acompanhado da alta taxa de crescimento, as microalgas são excepcionais para a recuperação de nutrientes contidos no efluente, apresentam baixo custo de operação, baixa geração de lodo, oxigenação do efluente contribuindo para que outros microrganismos auxiliem na degradação da matéria orgânica, e operam eficientemente em curtos períodos de retenção (BOELEEE et al., 2011; CHOI & LEE, 2012).

Wetlands construídos são sistemas nos quais se simulam as atividades naturais de áreas alagadas e se aplicam no tratamento de efluente e águas contaminadas, permitindo seus usos em diferentes configurações, tais como fluxo superficial e subsuperficial com regime vertical ou horizontal (STOTTMEISTER et al., 2003; KADLEC & WALLACE, 2008). Em termos de meios de remediação, esses sistemas podem ser divididos em componentes (coluna de água, substrato, microbiota e flora) que interagem entre si e representam reservatórios distintos para os nutrientes (BREEN, 1990; STOTTMEISTER et al., 2003; CIRIA et al., 2005; SHILTON et al., 2012; SHELEF et al., 2013).

No Brasil, a primeira vez que foi desenvolvido o estudo sobre a aplicação de *wetlands* construídos para tratamento de água contaminada foi na década de 80, após observações feitas em áreas alagadas da Amazônia (SALATI JR et al., 1999). Atualmente, grande porção das pesquisas sobre o tema concentram-se nas regiões sul e sudeste, destacando-se os estados de Minas Gerais, Santa Catarina e São Paulo com maior aplicação no tratamento de esgoto doméstico (MACHADO et al., 2016).

Neste contexto, o desenvolvimento de microalgas e *wetlands* construídos junto à Estação de Tratamento de Efluentes de um campus universitário caracteriza-se como uma tecnologia de tratamento e recuperação ainda em difusão no mundo e pouco explorada, com grandes oportunidades de estudo e aplicação, a qual ainda carece em maturação no que tange à parametrização para tratamento de diferentes qualidades do afluente. Com isso, o presente trabalho propõe um sistema integrado de um tanque com recirculação e uma superfície de aderência para microalgas combinado com dois tanques de *wetlands* construídos de fluxo vertical plantados com *Hymenachne grumosa*, visando à remoção e recuperação de nutrientes.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do uso combinado de biofilme de microalgas e *wetlands* construídos (WC's) para tratamento terciário e remoção de nutrientes de efluente sanitário da Universidade de Santa Cruz do Sul, Município de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil.

2.2 Objetivos Específicos

- Desenvolver um sistema com proliferação de microalgas com aplicação de iluminação artificial e recirculação, combinado com WC's de fluxo vertical para tratamento terciário.
- Medir os percentuais de remoção de macronutrientes (fósforo e nitrogênio), além de outros parâmetros de qualidade de efluente, visando avaliar a eficiência do processo;
- Classificar o potencial ecotoxicológico do afluente e efluente proveniente do sistema de tratamento combinado.
- Fornecer subsídios tecnológicos para parametrização de um sistema de biofilme de microalgas combinado com *wetlands* construídos e propô-lo com alternativa para tratamento descentralizado em zonas rurais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Principais Constituintes do Esgoto Doméstico

O efluente doméstico ou sanitário provém exclusivamente do comércio, residências e instituições, tais como escolas e hospitais. Obviamente, a composição do esgoto doméstico é variável, sendo um reflexo do grau de desenvolvimento econômico, estilo de vida, condições climáticas e tecnologia da sociedade ou grupo que o gerou, podendo ser discriminado genericamente em líquidos (aproximadamente 99,9% do efluente é apenas água) e sólidos, sendo uma mistura de compostos naturais orgânicos e inorgânicos, além de outros compostos antropogênicos em menores proporções. Carboidratos (≈ 25 à 50%), óleos e graxas ($\approx 10\%$), proteínas ($\approx 40\%$), aminoácidos e ácidos voláteis totalizam três quartos de todo o carbono orgânico presente no esgoto doméstico, enquanto que magnésio, potássio, cálcio, cloro, fosfato, enxofre, bicarbonato, sais amoníacos e metais pesados formam a porção inorgânica. Também há a presença de microbiota na composição do efluente, a qual é representada tanto por organismos patogênicos quanto por não patogênicos (GRAY, 2004; VON SPERLING, 2007b; DE ARRUDA LEME, 2014; METCALF & EDDY, 2015). A Tabela 1 exemplifica valores típicos de alguns parâmetros no efluente doméstico bruto em países em desenvolvimento.

Tabela 1 - Valores típicos de efluente doméstico bruto para países em desenvolvimento. Adaptado de Von Sperling (2007b).

Parâmetros	Intervalo (mg.L ⁻¹)	Concentração típica (mg.L ⁻¹)
Suspenso	200 – 450	350
Dissolvido	500 – 900	700
DBO ₅	350 – 400	300
DQO	450 – 800	600
Nitrogênio Total	35 – 60	45
Nitrogênio Amoniacal	20 – 35	25
Fósforo Total	4 – 15	7

3.1.1 Matéria carbonácea orgânica

A porção orgânica do esgoto doméstico classifica-se em termos de forma e tamanho (suspensos e dissolvidos) e em termos de biodegradabilidade (inertes e biodegradáveis), sendo os de menores cadeias formados por pelo menos um átomo de carbono (VON SPERLING, 2007b).

Tanto biologicamente como quimicamente, esses compostos podem ser oxidados a dióxido de carbono através de agentes oxidantes, e podem ser medidos através da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) (ABDEL-RAOUF et al., 2012). Esses parâmetros permitem contabilizar indiretamente o quanto de oxigênio será consumido, podendo acarretar a depleção de oxigênio no corpo receptor, e ainda, a relação entre DQO e DBO caracteriza a biodegradabilidade do efluente (Tabela 2), permitindo a escolha adequada para o processo de tratamento (VON SPERLING, 2007b).

Tabela 2 - Indicação da biodegradabilidade do efluente através da relação DQO:DBO₅ (VON SPERLING, 2007b).

Relação DQO:DBO ₅ e sua Biodegradabilidade	
❖	Baixa relação DQO:DBO ₅ (menor do que 2,5 ou 3,0) <ul style="list-style-type: none"> • A fração biodegradável é alta • Boa indicação para o tratamento biológico
❖	Intermediária relação DQO:DBO ₅ (entre 2,5 e 4,0) <ul style="list-style-type: none"> • A fração inerte (não biodegradável) não é alta • Sugerem-se estudos para verificar a viabilidade do tratamento biológico
❖	Alta relação DQO:DBO ₅ (maior do que 3,5 ou 4,0) <ul style="list-style-type: none"> • A fração inerte (não biodegradável) é alta • Possível indicação para tratamentos físico-químicos

3.1.2 Compostos de Nitrogênio (N)

O nitrogênio apresenta grande complexidade em seu ciclo biogeoquímico, com status de valência variando de +5 à -3 através de transformações tanto bióticas quanto abióticas (VYMAZAL, 2007). A forma do nitrogênio predominante no esgoto doméstico é o N-amoniacoal, tanto na forma ionizada (NH₄⁺) quanto não ionizada (NH₃), derivado da ureia que é rapidamente hidrolisada, porém também presente na forma de nitrogênio orgânico que corresponde ao grupo de aminas (VYMAZAL, 2002; VON SPERLING, 2007b; ABDEL-RAOUF et al., 2012) e sais nítricos e nitrosos, sendo o Nitrogênio Total o resultado da soma de todas as formas de nitrogênio. Abaixo se encontra a equação geral de equilíbrio entre a forma ionizada e não ionizada do N-amoniacoal (Equação 1)



A relação entre N-amoniacoal ionizado e não ionizado é ditada pelo pH do meio líquido, onde para pH menor do que 8 praticamente todo o N-amoniacoal encontra-se na forma de íon NH₄⁺, para pH igual à 9,5 aproximadamente as porções são de 50% cada, e para pH maior do que 11 o predomínio é da forma não ionizada NH₃ (Equação 2) (GRAY, 2004; VON SPERLING, 2007b).

$$\frac{NH_3 \text{ Livre}}{\text{Nitrogênio amoniacoal Total}} (\%) = (1 + 10^{0,09018 + [2729,92 / (T + 273,20)] - pH})^{-1} * 100$$

Eq. 2

Onde, T é temperatura do líquido dada em graus Celsius.

Formas oxidadas de nitrogênio, i. e., nitrato e nitrito, são encontrados apenas em traços no efluente bruto, devido à característica redutiva do esgoto doméstico, sendo mais presentes como produto da mineralização por processos aeróbios (DE ARRUDA LEME, 2014), no entanto, nitrito, nitrato e amônia são as formas inorgânicas de nitrogênio mais importantes em *wetlands* (VYMAZAL, 2007). Este nutriente está presente na constituição de quase todos os compostos orgânicos no efluente (GRAY, 2004; VON SPERLING, 2007b). A combinação do nitrogênio orgânico com o amoniacoal origina o Nitrogênio Kjeldhal Total (NTK).

3.1.3 Fósforo (P)

Uma pessoa gera aproximadamente 2,5 g P diariamente (BRIX & ARIAS, 2005), além de introduzir uma grande parcela de fósforo sintético proveniente de detergentes. No efluente doméstico esse nutriente pode ser encontrado em três formas distintas: ortofosfato e polifosfato, sendo estas formas inorgânicas originadas principalmente por detergentes e produtos químicos residenciais, e por último, fosfato orgânico ligado a outros compostos orgânicos em pequenas quantidades gerados fisiologicamente (GRAY, 2004; VON SPERLING, 2007b; DE ARRUDA LEME, 2014). Em *wetlands*, ligações de fósforo orgânico podem estar presentes em fosfolipídios, ácidos nucleicos, nucleoproteínas, açúcares fosfatados ou polifosfatos orgânicos condensados (coenzimas, Adenosina Trifosfato - ATP, Adenosina Difosfato - ADP) (VYMAZAL, 1995).

Em termos de assimilação e tratamento biológico do fósforo, a sua forma inorgânica ortofosfato é mais importante do que o fósforo total, já que está prontamente disponível para assimilação biológica, principalmente por algas e macrófitas em *wetlands* (VYMAZAL, 2007), sem a necessidade de conversão para uma forma mais simples. Já o polifosfato que é composto por pelo menos duas moléculas de fósforo, torna-se mais complexo e exige sua transformação a ortofosfato através da hidrólise, sendo um processo muito lento. A forma do ortofosfato, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 , varia conforme o pH do efluente, tendo HPO_4^{2-} como a forma prevalente (GRAY, 2004; VON SPERLING, 2007b).

O principal mecanismo para a remoção de fósforo é através de processos químicos e físicos, como por exemplo, acreação, sorção e precipitação, porém, processos biológicos também ocorrem e são magnificados através de remoção periódica da biomassa (VYMAZAL, 2007). Nos processos químicos, basicamente há a adesão de fósforo dissolvido (inorgânico) com ferro ou alumínio, os quais precipitam e carregam junto o fósforo. Já os processos físicos são aplicados utilizando sistemas de filtragem ou decantação, tais como ultrafiltração, osmose reversa, troca iônica e tanques decantadores (KADLEC & WALLACE, 2008). Embora não haja a correlação direta entre o fosfato na água e o surgimento de doenças nos seres humanos, a sua concentração nos recursos hídricos está intimamente ligada ao processo de eutrofização, e com isso à saúde do ecossistema (ABDEL-RAOUF et al., 2012).

3.1.4 Organismos e microrganismos

Devido às suas características físico-químicas, o efluente doméstico garante um viável suporte à vida de vários seres vivos, tais como protozoários, vírus e bactérias, sendo que a maioria pode ser aplicada no tratamento biológico do próprio efluente, no entanto, há a presença de outros microrganismos os quais podem ser prejudiciais à saúde humana e causar inúmeras doenças, tais como cólera, tifoide, tuberculose, hepatites e disenteria (CARR & STRAUSS, 2001; DE ARRUDA LEME, 2014). Os principais representantes patogênicos que formam a biota do efluente doméstico e suas respectivas doenças estão compilados na Tabela 3.

Tabela 3 - Principais patógenos existentes no efluente doméstico e suas doenças (DE ARRUDA LEME, 2014).

Patógenos	Doenças
<i>Ascaris</i> spp.	Verminoses
<i>Enterobius</i> spp.	Verminoses
<i>Ancylostoma</i> spp.	Amarelão
<i>Bacillus anthracis</i>	Antraz
<i>Brucella</i> spp.	Brucelose
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria e diarreia
<i>Giardia</i> spp.	Diarreia
<i>Leptospira</i> spp.	Leptospirose
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Tuberculose
<i>Salmonellas</i> spp.	Febre tifoide e paratifoide
<i>Schistosoma</i> spp.	Esquistossomose
<i>Taenia</i> spp.	Cisticercose
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
Vírus	Poliomielite, hepatite infecciosa

Assim, o sistema de tratamento de efluente deve, além de reduzir os parâmetros físico-químicos para atender padrões de emissão, eliminar qualquer patogênico para que não ponha em risco a saúde humana.

3.1.5 Metais pesados e compostos orgânicos tóxicos

Embora a quantidade seja bem menor no efluente doméstico do que no industrial, concentrações significativas de metais pesados e compostos orgânicos tóxicos podem ser encontradas nessas águas (ERIKSSON et al., 2002). Mesmo em concentrações muito baixas, isso pode e deve ser levado em consideração para que o sistema de tratamento seja tolerante a essa toxicidade e capaz de removê-la, principalmente em locais com alta densidade populacional, onde o descarte sem tratamento próprio à remoção de metais pesados, mesmo quando em baixas concentrações, pode acarretar em grandes problemas ecológicos e de saúde.

Outro grupo importante é representado por compostos farmacêuticos e hormonais humanos, os quais são ubíquos contaminantes em efluentes. Além desses, químicos disruptores endócrinos, que são um grupo extremamente diversificado de moléculas atuantes no funcionamento natural de hormônios animais, estão presentes no efluente e são ineficientemente removidos em tratamentos convencionais (KIM et al., 2007).

3.2 Sistema Convencional de Tratamento de Efluente

O tratamento de esgoto começou a tomar significado conforme aumentava a preocupação quanto à saúde humana, principalmente pelo crescimento e adensamento da população nas cidades. Sendo assim, surgiu a corrida em busca de sistemas de tratamento eficientes e com menor área e custo para erradicar ou minimizar os problemas gerados pelo gerenciamento inadequado do esgoto. Inicialmente, no século 19, as metas propostas

para o tratamento de esgoto eram modestas e referenciavam apenas a eliminação de sólidos suspensos e flutuantes, biodegradação de compostos orgânicos e remoção de organismos patogênicos. Naturalmente foi necessário aumentar as exigências quanto à qualidade de tratamento e eficiência, trazendo em meados dos anos 80 uma visão e metas mais abrangentes com relação aos potenciais contaminantes à saúde e meio ambiente, e propondo padrões de qualidade pelas autoridades regulatórias (METCALF & EDDY, 2015). No Brasil, os primeiros sistemas de tratamento de esgotos foram implantados a partir de 1959, como a ETE de Riacho Grande em São Paulo (DE ARRUDA LEME, 2014).

Com relação aos padrões e normativas para lançamento de efluente tratado nos recursos hídricos existem três resoluções que devem ser atendidas: a Resolução 357/2005 do CONAMA, a qual estabelece valores de emissão em recursos hídricos superficiais à nível nacional (CONAMA, 2005); a Resolução 355/2017 do CONSEMA, órgão responsável no estado do Rio Grande do Sul, o qual estipula o padrão para emissão em recursos hídricos superficiais no estado considerando a vazão do efluente e a do corpo receptor para que o enquadramento deste não seja comprometido por cargas poluidoras com qualidade inferior àquela do corpo (CONSEMA, 2017); por último, a Resolução 129/2006 do CONSEMA, também à nível estadual, que dispõe dos padrões para emissão de efluente tóxico em águas superficiais do estado gaúcho (CONSEMA, 2006). Para o reuso do efluente, que engloba todo o uso com exceção do consumo humano, a normativa NBR 13969 de 1997 estabelece critérios e classificações quanto aos usos permitidos.

O sistema de tratamento de efluente pode ser genericamente em estágios principais, dependendo da eficiência e redução de parâmetros específicos que se deseja alcançar, sendo esses o Tratamento Preliminar, Tratamento Primário e Tratamento Secundário, que visam à remoção da matéria orgânica, sólidos em suspensão e organismos causadores de doenças. A Tabela 4 traz resumidamente algumas das características desses níveis de tratamento. Além desses, há ainda o Tratamento Terciário ou Avançado para remoção de nutrientes (DE ARRUDA LEME, 2014). A classificação pode ser dada quanto ao mecanismo pelo qual o tratamento de efluente ocorre: Processos unitários físicos, químicos e biológicos (DE ARRUDA LEME, 2014; METCALF & EDDY, 2015).

Tabela 4 - Características principais dos níveis de tratamento de efluente. Adaptado de Von Sperling (2007b).

Nível de Tratamento			
	Preliminar	Primário	Secundário
Poluentes Removidos	Sólidos grosseiros	Partículas sedimentáveis DBO particulada	Sólidos não sedimentáveis DBO de partículas finas DBO solúvel Nutrientes Patogênicos
Eficiência na remoção	---	Sólidos Suspensos: 60 - 70% DBO: 25 - 40% Coliformes totais: 30 - 40%	Sólidos Suspensos: 65 - 95% DBO: 60 - 99% Coliformes fecais: 60 - 99%
Mecanismo predominante	Físico	Físico	Biológico

3.2.1 Tratamento preliminar

O objetivo do tratamento preliminar é a remoção de sólidos grosseiros como galhos, panos, latas, areia e graxa que possam vir a comprometer os componentes hidráulicos, causando problemas operacionais ou de manutenção. A típica configuração dá-se por gradeamento para remoção de sólidos grosseiros; caixa de areia para remoção de sólidos sedimentáveis; e o sistema de medição de vazão para controle operacional (METCALF & EDDY, 2015).

3.2.2 Tratamento primário

Após a separação mecânica dos sólidos grosseiros, o efluente é conduzido ao processo primário para remoção gravitacional de sólidos sedimentáveis (partículas que apresentam densidade maior do que o meio líquido) em tanques de sedimentação, os quais podem ser tanto circulares como retangulares. Uma vez no fundo do tanque, os sólidos sedimentados formam o que é chamado de lodo primário. Essa etapa do tratamento é de grande importância, já que implica na remoção de uma parcela da DBO associada aos sólidos sedimentáveis (entre 35 a 40% da matéria orgânica é removida), conseqüentemente, uma menor carga é dirigida ao tratamento secundário, o qual é mais custoso (VON SPERLING, 2007b; ABDEL-RAOUF et al., 2012). Além dos decantadores, o tratamento primário ainda pode contar com flutuadores para remoção de graxas, óleos e gorduras que tendem a ficar flutuando na superfície do líquido (DE ARRUDA LEME, 2014).

3.2.3 Tratamento secundário

Da entrada no tratamento preliminar até a saída do primário, o efluente é submetido exclusivamente a processos físicos. Porém, no tratamento secundário, os processos biológicos são os fomentadores do tratamento, biodegradando a matéria orgânica ainda presente no efluente e, ocasionalmente, nutrientes. Nessa etapa, os reatores biológicos desempenham os mecanismos que ocorreriam naturalmente nos recursos hídricos, como a oxidação e estabilização da matéria orgânica. Nem sempre o tratamento secundário contará com o tratamento primário, podendo ser estruturado apenas com o tratamento preliminar seguido por reatores biológicos ou de coagulação-floculação associados com decantadores físicos (DE ARRUDA LEME, 2014). Essa etapa pode ser dividida em sistemas simplificados e mecanizados, com e sem aeração forçada, respectivamente. De forma genérica, o tratamento secundário pode ser representado por lagoas de estabilização, disposição no solo, reatores anaeróbicos, lodos ativados e reatores com biofilme aeróbicos. Com o tratamento secundário espera-se a remoção de 60 a 99% da DBO e coliformes totais (VON SPERLING, 2007b).

3.2.4 Tratamento terciário

Os tratamentos terciários ou avançados são sistemas mais específicos, raramente aplicados em países em desenvolvimento, devido ao seu alto custo, cerca de quatro vezes maior do que para tratamento primário (ABDEL-RAOUF et al., 2012), e sua metodologia é desenvolvida especialmente para parâmetros alvos, tais como poluentes tóxicos ou não biodegradáveis, ou aqueles que não foram eficientemente removidos durante o tratamento secundário, como nitrogênio e fósforo, sendo utilizados, assim, para polimento do efluente para posterior descarte (VON SPERLING, 2007b). Após esse tratamento, o efluente está apto a ser utilizado irrestritamente em irrigação e em alguns processos industriais. Já os tratamentos quaternários são aplicados quando se necessita de água ultra pura (WINTGENS et al., 2005).

3.2.5 Sistemas Integrados

Nas últimas décadas, sistemas integrados para tratamento de efluente têm sido discutidos e propostos objetivando uma melhor eficiência quanto à qualidade do efluente, visto que processos distintos apresentam parâmetros alvos distintos, assim a integração de diferentes sistemas permite que a eficiência de um processo venha a suprir a carência de outro (MACHADO et al., 2015). Como alguns exemplares de sistemas integrados podemos citar: UASB + WC (DE SOUZA et al., 2000); UASB + POA's (DIXIT et al., 2011); Coagulação/Floculação + NF/UF (Bes-Piá et al., 2002); TPr + MF (Ahn e Song, 1999); WC + POA's (MACHADO et al., 2015); Lagoas + WC (STEINMANN et al., 2003; SHILTON et al., 2012); Reator Anaeróbio (RAn) + MA + WC (WINK et al., 2016); UASB + Pilhas de Combustível Microbianas (PCM) + Filtro Biológico Aerado (FBA) (ZHANG et al., 2009).

3.3 Microalgas (Filtro Consórcio microbiano)

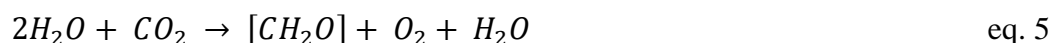
Microalgas, termo utilizado para cianobactérias e algas unicelulares (SHANKAR, 2011), são microrganismos capazes de se desenvolver por meio de sua função fotossintética, consumindo CO₂ e nutrientes inorgânicos. São aptos a bioacumularem matéria orgânica na forma de proteínas, lipídeos, hidrocarbonetos, carboidratos e outras moléculas pequenas, além de pigmentos (RUIZ-MARTINEZ et al., 2012).

A capacidade fotossintética desses organismos atua diretamente no ciclo geoquímico global de vários elementos, principalmente do carbono, nitrogênio e enxofre, destacando que para a geração de uma tonelada de biomassa é necessária a fixação de 1,8 toneladas de carbono atmosférico (OILGAE, 2010). A fotossíntese é desencadeada pela absorção de fótons pela clorofila, sendo a clorofila-a o pigmento principal e mais ativo entre outros tipos de clorofila, levando à separação de cargas e injeção de elétrons, os quais acarretam na dissociação da água em prótons e oxigênio. Tanto os prótons quanto os elétrons associados possibilitam a redução de dióxido de carbono em material orgânico gerando como subproduto o oxigênio. A fotossíntese pode ser representada por duas reações sequenciais: (1) o conjunto de reações fotoquímicas e redox dependentes da luz (equação 3), e (2) a sequência de reações enzimáticas, frequentemente chamada de “reação escura”, porém o termo correto seria reação independente de luz, já que ocorre

tanto na presença quanto na ausência de luz (equação 4) (WILLIAMS & LAURENS, 2010).



Ambas reações podem ser combinadas na equação geral (equação 5):



Embora a reação para o processo fotossintético pareça simples, na verdade ela é complexa e não é completamente entendida, além disso, nem toda irradiação está disponível para a transformação em energia metabólica, tais como ATP e NADP (Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo Fosfato) (RICHMOND & HU, 2013), e há inconsistências que prejudicam a eficiência dessa transformação. A primeira reação ocorre em curto período de tempo (de femtossegundos a milissegundos), enquanto a reação independente de luz pode levar horas para ser concluída. Essa discrepância de período de tempo pode impactar na eficiência de produção de biomassa em ambientes com muita flutuação, principalmente de irradiação e temperatura (WILLIAMS & LAURENS, 2010).

3.3.1 Dependência luminosa

A clorofila é uma molécula não covalente ligada a não-proteínas e pode ser subdividida em *a*, *b*, *c* e *d*, diferenciando entre si pelo grupo substituinte no anel tetrapirrole. Existem duas bandas do espectro de luz utilizada pela clorofila: azul ou azul-verde (450 – 475 nm) e vermelho (630 – 675 nm). O comprimento de onda influencia diretamente o desenvolvimento e composição de microalgas (SCHULZE et al., 2014), de tal forma que é esperado que sejam atribuídas alterações na remoção de cargas poluidoras para diferentes bandas de irradiação conforme comprovado por Kim et al. (2013), ao evidenciar que o uso de luz branca aumentou em 45% a produção de biomassa de *Scenedesmus* sp. quando comparada com comprimentos de ondas individuais (670 nm, 450 nm e 525 nm), embora tanto a produção de biomassa, quanto a remoção de P e de N tenham sido maiores quando combinadas às bandas de luz vermelha e azul, com razão ideal de 3:7 (vermelha: azul).

Além da relação entre comprimento de onda e a produção e qualidade da biomassa microalgal, o fotoperíodo é outro fator relevante para microalgas, como mostrou WAHIDIN et al. (2013) ao analisar três diferentes ciclos de luz: escuridão (24:0, 18:06 e 12:12 h), concluindo que o ciclo 18:06 foi o mais favorável para o desenvolvimento de *Nannochloropsis* sp., alcançando valor máximo de 6.5×10^7 células.mL⁻¹, enquanto demonstrava uma redução gradual na densidade de células quando exposta ao ciclo de 24:0. Resultados semelhantes foram obtidos por George et al. (2014), onde o crescimento de *Ankistrodesmus falcatus* foi favorecido por um regime de 12:12 e 18:6 (luz: escuridão). Complementarmente, Yan et al. (2016) mostraram que a exposição à luz ideal foi inversamente proporcional à intensidade luminosa e dependente do período de exposição, i. e., para regime de 16:8 h (luz: escuridão) a maior produção de massa seca foi para a intensidade luminosa de $300 \mu\text{mol m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ para o período de 0 - 48 h de análise, enquanto para o regime de 14:10 h (luz: escuridão) a intensidade luminosa foi de $600 \mu\text{mol m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$

para o período de 48 - 96 h, e finalmente para o regime de 12:12 h (luz: escuridão), a intensidade luminosa mais favorável foi de $900 \mu\text{mol m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ para o período de 96:144 h.

3.3.2 Algas aplicadas ao tratamento de efluente

Sistemas biológicos, onde se incluem as microalgas para a remoção de nutrientes, são considerados mais economicamente e ambientalmente sustentáveis, já que dispensam o uso de produtos químicos, como ferro ou alumínio para remoção de fósforo (MANTZAVINOS & KALOGERAKIS, 2005; SUKAČOVÁ et al., 2015). Além disso, a exigência de altas cargas de nutrientes para o seu crescimento, tais como nitrogênio e fósforo, permite o uso desde tratamento primário de efluentes até para polimento antes de descarte (RENUKA et al., 2013). Ademais, a aplicação de microalgas para o tratamento de efluentes possui mais de quatro décadas de pesquisa para possibilitar a remoção de contaminantes, tais como nutrientes e metais pesados (SHANKAR, 2011), e podem ser combinados com vários estágios dentro de uma planta de tratamento de efluente auxiliando na redução da pegada ambiental, principalmente quando acompanhados com o sequestro de CO_2 e recuperação de energia através do biogás produzido (STURM & LAMER, 2011).

Muitas são as vantagens adquiridas com o uso de microalgas, principalmente pela sua alta taxa de crescimento, podendo destacar: custos operacionais baixos quando comparados com outras tecnologias de tratamento e a oxigenação natural da água tratada para posterior descarte em recursos hídricos (CHOI & LEE, 2012). Conforme Reardon (1995), o custo relacionado à aeração em plantas de tratamento de efluente pode contabilizar com aproximadamente 50% do gasto total, mostrando ser oneroso a aplicação de aeração mecânica; desta forma, a oxigenação natural durante a fotossíntese das microalgas pode auxiliar na digestão aeróbica realizada pela microbiota, resultando em um menor custo operacional (KIM et al., 2013).

Diferentes configurações alternativas podem ser desenvolvidas voltadas ao uso de algas para tratamento de águas e efluente, tais como culturas hiperconcentradas, com concentrações de microalgas acima de $1,5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$; sistemas com células imobilizadas; culturas dialises, onde a cultura da microalga é separada do meio nutritivo por meio de uma barreira dialise semipermeável; fotobiorreatores tubulares; tapetes de algas; além das convencionais lagoas de estabilização (ABDEL-RAOUF et al., 2012).

Além disso, a biomassa proveniente de sistemas utilizando microalgas permite a produção de ração de animais, de fármacos e de bioenergia, o que agrega valor ao ciclo de vida do resíduo proveniente do sistema (RAWAT et al., 2011). Mais que isso, a própria produção de biomassa de microalgas para biocombustível em grande escala é justificada quando combinada com o tratamento de efluentes (SAMORÌ et al., 2013).

3.4 *Wetlands* Construídos

Wetlands construídos são sistemas artificiais que simulam e maximizam as condições naturais de áreas alagadas, podendo ser tratados como reatores biológicos (DUNBABIN & BOWMER, 1992). Virtualmente, esses sistemas podem ser subdivididos em compartimentos que representam “sumidouros” para poluentes (água, substrato,

microbiota, fauna e flora) (BREEN, 1990). Nesses compartimentos inúmeras reações ocorrem como assimilação de nutrientes pelas plantas e microbiota; adesão e adsorção de fósforo no substrato; deposição de material suspenso; oxidação e redução de compostos, entre outras (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999).

Esses sistemas diferem entre si dependendo da configuração (horizontal e vertical de fluxo descendente ou ascendente com ou sem superfície livre) e regime hidráulico com o qual são instalados (batelada, contínuo ou semicontínuo). A Figura 1 demonstra as possíveis configurações para *wetlands* construídos. Raramente são utilizados para tratamento primário a fim de evitar problemas operacionais com cargas muito altas, deste modo, destaca-se o uso como tratamento secundário ou terciário (BRIX & ARIAS, 2005).

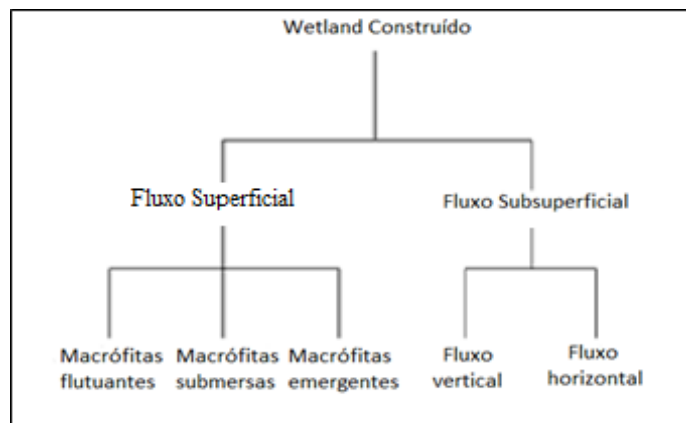


Figura 1 – Configurações de *wetlands* construídos. Adaptado de Kadlec & Wallace (2008).

3.4.1 Configurações de *Wetlands* Construídos

Como qualquer outro tratamento biológico, os *wetlands* construídos tem seu desempenho afetado por diversos fatores, tais como carga de entrada e carga de saída pretendida; capacidade de reter as substâncias poluentes pelos diferentes compartimentos do sistema; taxa de transferência entre os componentes; configuração e regime projetados; além de fatores ambientais (BREEN, 1990). Não obstante, a capacidade desses sistemas em tratar diferentes qualidades de efluentes é exemplificada por diversos projetos já implementados, podendo remover patogênicos, nutrientes, matéria orgânica e inorgânica (SAKADEVAN & BAVOR, 1998; SALATI JR et al., 1999; ABOU-ELELA & HELLAL, 2012; DE ALMEIDA et al., 2015), além de metais pesados (ALLENDE et al., 2014; ŠÍMA et al., 2016).

3.4.1.1 Fluxo de superfície livre

Nessa configuração, a qual pode caracterizar ainda fluxo vertical ou horizontal, há a presença de uma lâmina de água na superfície do *wetland*, podendo ou não ser proposital. Esses sistemas apresentam estrutura muito semelhante às áreas alagadas naturais, deste modo, atraem diversos animais que vivem nesses sistemas, como, por exemplo, anfíbios, répteis, insetos, moluscos, peixes, pássaros e pequenos mamíferos, por conseguinte, oferecem risco à saúde humana quando exposta a algum vetor de doença (KADLEC & WALLACE, 2008).

Macrófitas flutuantes são predominantes em sistemas de superfície livre, porém é permitido o uso de espécies emergentes (quando se usa substrato) e/ou submersas (VYMAZAL, 2013a). Os mecanismos de remoção de poluentes são filtração, oxidação e redução, assimilação e adsorção, precipitação e sedimentação. Geralmente são aplicados em tratamentos avançados para adequação e polimento do efluente, sendo que como tratamento secundário raramente são aplicados justamente pelo risco de exposição humana à patogênicos (KADLEC & WALLACE, 2008).

Reilly et al. (1999) avaliaram a eficiência na remoção de NO_3^- do Rio Santa Ana no município Orange, Califórnia, EUA. O rio era dominado por efluente, o que era agravado no período de seca, sendo que cerca de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ foram tratados por 60 células de WC de água superficial, totalizando uma área de $1,7 \text{ km}^2$, para posterior recarga de aquífero. Os resultados demonstraram redução de até $1071 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ com média de $522 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ com tempo de retenção menor do que dez dias.

El-Sheikh et al. (2010) avaliaram a eficiência de um sistema de WC de fluxo de superfície livre para diversos parâmetros. O objetivo do sistema era melhorar a qualidade da água proveniente da drenagem do Bahr El Baqar, localizado na ponta nordeste do Delta Nilo e que desagua no Lago Manzala. Basicamente, duas intensidades de carga de fluxo foram analisadas: alta taxa hidráulica (ATH) ($0,344 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) e baixa taxa hidráulica (BTH) ($0,048 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), ambos com tempo de retenção hidráulico menor do que 3 dias. Os resultados alcançados foram: para a remoção de DBO_5 e DQO de 50% para ATH e 60% para BTH; para STS de 80% e 72% para BTH e ATH, respectivamente; para N-NH_4^+ de aproximadamente 62,5% e TP de 52% para ambas as taxas; para ferro, cobre, zinco e mercúrio a remoção foi de 53%, 45%, 34% e 52%, respectivamente para ambos.

3.4.1.2 Fluxo horizontal

Nesses sistemas, geralmente retangulares, o efluente entra por uma das extremidades e flui sob a superfície do substrato horizontalmente até a outra extremidade, nesse percurso o efluente entra em contato com redes de zonas aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas (VYMAZAL, 2005). Essa configuração é adequada para a adsorção e precipitação do fósforo, visto que o substrato está efetivamente disponível para que o nutriente na coluna líquida seja filtrado, ademais, o fluxo constante não permite grandes variações redox dentro do sistema, oferecendo um maior potencial de remoção do fósforo e permitindo o processo de desnitrificação do nitrato e nitrito (VYMAZAL, 2007). No entanto, a transformação de amônia por nitrificação é limitada já que o comportamento do sistema é de um reator anaeróbico, ou seja, sem processos oxidativos (VYMAZAL, 2007).

Nivala et al. (2007) desenvolveram, em escala piloto, um sistema de WC de fluxo horizontal subsuperficial de $15,5 \text{ m}$ de comprimento e 6 m de largura (93 m^2) para tratar o lixiviado de um pequeno aterro no município Jones-Iowa, EUA. O sistema apresentava uma camada de 30 cm de cascalho ervilha sobreposta a uma camada de 15 cm de resíduos de jardinagem e foi posto sob uma carga hidráulica de aproximadamente $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Os testes foram conduzidos com e sem aeração. Os resultados apresentaram que, mesmo para temperaturas negativas durante o inverno, a eficiência mostrou-se semelhante durante todo o ano para quase todos os parâmetros, com remoção de 88 – 97% de DBO_5 , de 35 – 60% de DQO, de 93 – 98% de N-NH_4^+ e um aumento na concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ de $68,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para o pior caso, correspondente ao inverno quando os testes foram conduzidos

com aeração. Já para os testes sem aeração, os resultados variaram de 75 – 81%, 0 – 53%, 14 – 43% e de 100% para DBO₅, DQO, N-NH₄⁺ e NO₃-N, respectivamente, tendo o inverno como o melhor caso para os três primeiros parâmetros e em segundo lugar para o quarto.

Mantovi et al. (2003) avaliaram a eficiência de um sistema plantado com *Phragmites australis* (5 mudas.m²) para tratar o efluente doméstico e o efluente proveniente da produção de laticínios para produção de queijo de uma fazenda italiana na cidade de Casina, sendo o tempo de operação de dois anos. O efluente era primeiramente tratado em um tanque séptico do tipo *Imhoff* e um tanque decantador, depois era distribuído em dois WC de 72 m² cada com carga hidráulica de aproximadamente 0,09 m³.m².d⁻¹ e TDH de 10 dias para todo o sistema. A eficiência na remoção foi de 90,8%; 91,9%; 93,7%; 48,5%; 79,1% e 60,6% para STS, DBO₅, NT, N-orgânico e TP, respectivamente.

3.4.1.3 Fluxo vertical

As configurações possíveis para esses sistemas incluem fluxo ascendente e descendente com ou sem saturação do meio poroso, e *fill-and-drain*, também chamados de fluxo *tidal*, do inglês, fluxo de maré.

- a) Fluxo saturado ascendente e descendente: Essas configurações com fluxo saturado são sugeridas para quando se deseja um ambiente redutivo, onde o fluxo contínuo satura os poros do substrato exaurindo e/ou expulsando o oxigênio contido nos vazios (p. ex., Langergraber & Šimůnek, 2005).
- b) Fluxo insaturado descendente: o líquido percola o substrato sem saturá-lo, mantendo um ambiente com vazios preenchidos por oxigênio, comumente utilizados com recirculação para que o líquido passe através do filtro inúmeras vezes (KADLEC & WALLACE, 2008).
- c) Fluxo intermitente descendente: apresenta alimentação intermitente e drenagem contínua, onde a distribuição do líquido é realizada rapidamente, com fluxo de entrada superior ao de saída, com até seis doses diárias, nesse processo o ar é preso em vazios sendo utilizado para oxidação da matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal, logo após ser exaurido brevemente (podendo levar em alguns casos até 45 minutos), a drenagem ocorre como fluxo insaturado (p. ex., Sun et al., 2005).
- d) Fluxo *Tidal*: Nesses sistemas a entrada do efluente preenche o substrato até o topo para depois a drenagem ser realizada por baixo. Assim, enquanto a coluna líquida avança verticalmente ao topo durante a alimentação, o ar é expelido dos poros, já durante a drenagem, o ar acaba sendo renovado conforme a coluna líquida diminui, criando-se então, uma comutação entre ambientes aerados e anóxicos/anaeróbicos durante os ciclos seco-molhado (SUN et al., 1999; 2005).

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical apresentam plausível eficiência na remoção de DBO₅ e sólidos suspensos, além de contribuírem com a nitrificação de nitrogênio amoniacal, mesmo em climas frios (BRIX et al., 2002), porém, em sistemas de estágio único, apresentam limitação para o processo de desnitrificação (VYMAZAL, 2007).

Gross et al. (2007) avaliaram a eficiência no tratamento de águas cinzas de uma família de cinco pessoas para reuso em irrigação de hortaliças. O sistema contou com uma caixa de 1 m² de área superficial e três camadas filtrantes: 15 cm de solo orgânico plantado com *Cyperus haspan* e *Hydrocotyle leucocephala*, 30 cm de tufo ou material plástico e 5 cm de calcário. Abaixo desta, uma segunda caixa foi disposta para coletar o efluente tratado percolado da primeira e recirculado com vazão constante de 390 l.h⁻¹, com coleta para análise após 2, 4, 8, 12, 24 e 48 horas. Virtualmente, todos os sólidos suspensos e DBO foram removidos, acompanhados de uma redução de 80% na concentração de DQO após 8 horas de tratamento, assim como redução de 90% dos surfactantes aniônicos e 50% de boro total. Após 12 horas, 90 – 99% de STS, DBO, NT e surfactantes aniônicos, 70 – 75% de TP, e 50% de boro total foram removidos.

Sun et al. (2005) investigaram um sistema com fluxo *tidal* para remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal proveniente do efluente diluído da criação de porcos. O experimento foi conduzido em escala laboratorial contando com 4 colunas *Perspex* de 95 mm de largura e 900 de altura plantadas com uma única muda de *Phragmites australis* em série com e sem recirculação (1:1), tendo 150 mm de camada drenante de cascalho redondo (26,4 ± 7,2 mm) e 650 mm de cascalho (4,4 ± 1,5 mm) como substrato filtrante. Durante os testes sem recirculação, apenas uma das quatro colunas permanecia totalmente preenchida pelo efluente, sendo esse período de uma hora, assim, as outras três teriam três horas de período seco. Para o período de testes onde não houve recirculação a remoção foi de 57,4% para DBO₅ e 26,9% para N-NH₄⁺ contra 75,2% para DBO₅ e 47,9% para N-NH₄⁺ durante os testes com recirculação.

3.4.1.4 *Wetlands* construídos híbridos

Como discutido acima, cada configuração de WC possui sua limitação quanto aos processos físicos, químicos e biológicos que são desencadeados dentro do sistema, destacando que os sistemas híbridos de WC's desempenham fundamental papel complementando as peculiaridades de cada configuração. O uso híbrido de WC mais utilizado é o sistema composto por fluxo vertical e horizontal, justificado pela eficiência na remoção de nitrogênio, porém existe a possibilidade do uso de duplo sistema vertical, vertical/horizontal combinado com fluxo de superfície livre, além de multiestágios que combinam três ou mais WC's (VYMAZAL, 2013b). Sistemas híbridos são comumente utilizados para a remoção de nitrogênio, já que a combinação de diferentes sistemas geralmente fornece condições redox diferentes, contribuindo para a nitrificação e desnitrificação (VYMAZAL, 2010).

Zhao et al. (2011) implementaram e compararam a eficiência de quatro diferentes combinações de WC's verticais agrupados em duplas em série: ascendente + ascendente; descendente + descendente e o uso híbrido dos dois tipos de fluxo para diferentes relações C:N (2,5:1; 5:1 e 10:1). Constataram que os dois sistemas híbridos apresentaram uma redução significativamente maior no NT e COT durante o período de análise quando comparados com as configurações de mesmo fluxo.

Tunçsiper (2009) conduziu seu experimento utilizando um sistema híbrido de três estágios em série, representado por um WC de fluxo vertical sem macrófitas, um WC de fluxo horizontal subsuperficial com *Iris australis* e um WC de fluxo vertical subsuperficial com *Phragmites australis* para tratamento de efluente primário, utilizando diferentes cargas hidráulicas e taxas de recirculação, alcançando uma eficiência na

remoção de NH_4^+ e NO_3^- de 91% e 89%, respectivamente, combinando a capacidade de nitrificação do fluxo vertical e de desnitrificação do fluxo horizontal.

Ye & Li (2009) desenvolveram um sistema híbrido de três estágios composto por dois tanques retangulares de fluxo horizontal (primeiro e terceiro tanque) e um tanque circular de fluxo vertical (segundo tanque), reduzindo em 89%, 85%, 83%, 83% e 64%, sólidos totais suspensos, DQO, N-NH_3^- , NT e TP, respectivamente, evidenciando que os processos de nitrificação-desnitrificação são os principais mecanismos de remoção de nitrogênio.

Uma revisão mais detalhada sobre sistemas híbridos pode ser conferida nos trabalhos de revisão conduzidos por Vymazal (2013b) que expõe 63 sistemas híbridos de WC de 24 países desde 2003 e Vymazal (2005) que suplementa com a revisão dos anos antecedentes.

3.4.2 Componentes de *Wetlands* Construídos

3.4.2.1 Macrófitas

As macrófitas aquáticas são uma coleção de organismos fotossintéticos totalmente adaptadas à vida em áreas alagadas parcial ou permanente e que podem ser vistos a olho nu. O termo macrófita inclui plantas aquáticas vasculares, tais como angiospermas, musgos, além de algumas algas (BRIX, 1997). Esses organismos são comumente classificados quanto ao seu meio de crescimento, concluindo um grupo de quatro tipos: emergentes (enraizadas no substrato e desenvolvimento de folhas e flores acima do nível da água); totalmente flutuantes (não são enraizadas no substrato e podem estar tanto na superfície ou submersa na coluna d'água); enraizadas e com folhas flutuantes (enraizadas no substrato, porém apresentam toda ou maioria de suas folhas na superfície da água) e submersas (enraizadas no substrato e com a maioria ou total folhagem submersa) (MALTBY et al., 2009).

Macrófitas aquáticas desempenham importante papel em *wetlands* construídos, dadas as características desenvolvidas no meio onde se encontram. Para entender os mecanismos desencadeados por esses organismos deve-se primeiramente analisar o seu ambiente de crescimento. Áreas alagadas diferem de solos bem drenados quanto ao fluido que preenche os vazios do substrato, i.e., em solos drenados os seus poros possuem gases e, com isso, oxigênio, o qual é utilizado pelas raízes das plantas, no entanto, as áreas alagadas possuem água no preenchimento desses vazios, e como a difusão de oxigênio na água é de ordem 10^4 vezes menor do que no ar, cria-se um ambiente redutivo, o qual seria impróprio para o desenvolvimento de raízes não adaptadas (OTTE & JACOB, 2006).

Nesse contexto, as macrófitas aquáticas adaptaram-se para transferir oxigênio das folhas até as raízes através do aerênquima para ser posteriormente consumido pelo tecido das raízes, conseqüentemente, as raízes e rizomas de plantas de áreas alagadas são ocas e contêm canais preenchidos com ar conectados com a atmosfera para permitir a difusão do ar até as extremidades inferiores (VYMAZAL, 2005). Esses sistemas lacunares internos podem ocupar até 60% do volume total de tecido, dependendo da espécie, e habitualmente apresentam distribuição de constrições objetivando manter a integridade estrutural e restringir a invasão de água por diferença de potencial e/ou por entradas em

tecidos danificados. No entanto, o transporte de oxigênio não se deve apenas para a respiração das raízes, mas também para oxigenação da área periférica, conhecida como rizosfera que se resume a poucos milímetros de perímetro, criando um ambiente oxidante, o qual seria anóxico não fosse pela perda de oxigênio pelas raízes, contribuindo para a proliferação de microrganismos aeróbicos, originando um biofilme nitrificador e decompositor de matéria orgânica (BRIX, 1994).

A taxa de transferência do oxigênio para a rizosfera varia drasticamente. Fatores tais como espécie, idade e saúde da macrófita (BRIX, 1997), umidade, temperatura, luz (BRIX et al., 1996) e método de análise contribuem para a variação nos valores documentados para a taxa de transferência de oxigênio (WU et al., 2014). Além disso, a oxigenação não é homogênea para toda a área superficial das raízes, dificultando ou até mesmo impedindo a extrapolação de dados em escala laboratorial para escalas reais (BRIX, 1997). Essa heterogeneidade da transferência de oxigênio pode ser explicada pelo fato de apenas as partes menores das raízes (pontas e laterais) serem permeáveis o suficiente para a passagem do gás (WIEßNER et al., 2002). Ainda, os mesmos autores identificaram a correlação entre transferência de oxigênio e intensidade luminosa, confirmada por Dong et al. (2011), ressaltando a dificuldade de extrapolação dos dados. A Tabela 5 expõe diferentes metodologias analíticas para análise de transferência de oxigênio para a rizosfera e a Figura 2 exemplifica um reator experimental para análise de oxigenação pelas raízes.

Tabela 5 - Oxigenação da rizosfera para diferentes macrófitas aquáticas utilizando diferentes métodos analíticos. Escala Real (R), Piloto (P) e Laboratorial (L).

Macrófita	Transferência de Oxigênio	Método	Escala	Referência
<i>Phragmites australis</i>	0,02 g O ₂ .m ² .d ⁻¹	Absorção de O ₂	R	(BRIX e Schierup, 1990)
	108,89 - 404,44 mg O ₂ .m ² .d ⁻¹	Eletrodo	L	(ZHANG et al., 2014)
	2,16 ± 0,021 mg OD.L ⁻¹	Eletrodo (OD)	L	(REHMAN et al., 2017)
	5,7 L O ₂ .m ² .d ⁻¹	Balanço de massa	R	(BRIX et al., 1996)
	0,01 - 0,59 μmol O ₂ .h ⁻¹ .planta ⁻¹	Citrato de titânio (III)	P	(WANG et al., 2015)
	0,14 g O ₂ .m ² .d ⁻¹	Eletrodos	L	(WU et al., 2014)
	3,94 - 25,20 g O ₂ .m ² .d ⁻¹	Consumo de oxigênio	L	(WU et al., 2014)
<i>Typha latifolia</i>	0,023 g O ₂ .m ² .d ⁻¹	Citrato de titânio (III)	L	(WU et al., 2001)
	1,26 - 1,79 mmol O ₂ .m ² .h ⁻¹	Citrato de titânio (III)	L	(JESPERSEN et al., 1998)
	1,1 mg O ₂ .h ⁻¹ .planta ⁻¹	Eletrodo	L	(WIEßNER et al., 2002)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	17 - 22 mg O ₂ .m ² .h ⁻¹	Eletrodo	R	(KEMP & MURRAY, 1986)
<i>Scirpus validus</i>	1,04 - 4,43 mg O ₂ .m ² .d ⁻¹	Eletrodo	R e L	(BEZBARUAH & ZHANG, 2005)
<i>Cyperus alternifolius</i> L.	1,46 - 1,94 μmol O ₂ .kg (Peso fresco) ⁻¹ .h ⁻¹	Oxidação de Alfa-Naftilamina	L	(YAO et al., 2011)
<i>Vetiveria zizanioides</i> L. Nash	2,25 - 2,39 μmol O ₂ .kg (Peso fresco) ⁻¹ .h ⁻¹	Oxidação de Alfa-Naftilamina	L	(YAO et al., 2011)
<i>Acorus calamus</i> Linn	20,3 - 58,3 g O ₂ .m ² .d ⁻¹	Balanço de massa	P	(DONG et al., 2011)
<i>Juncus effusus</i>	0,5 mg O ₂ .h ⁻¹ .planta ⁻¹	Eletrodo	L	(WIEßNER et al., 2002)
<i>Littorella uniflora</i>	1,1 - 1,9 nmol O ₂ .cm ⁻² .min ⁻¹	Micro sensor tipo Clark	L	(CHRISTENSEN et al., 1994)
<i>Carex appressa</i>	238 ± 105 nmol O ₂ .h ⁻¹ .planta ⁻¹	Consumo de oxigênio	L	(MINETT et al., 2013)
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	5,13 ± 1,56 - 38,8 ± 15,5 μmol O ₂ .g (Peso seco) ⁻¹ .raiz ⁻¹ .hora ⁻¹	Eletrodo	R	(SOANA & BARTOLI, 2013)

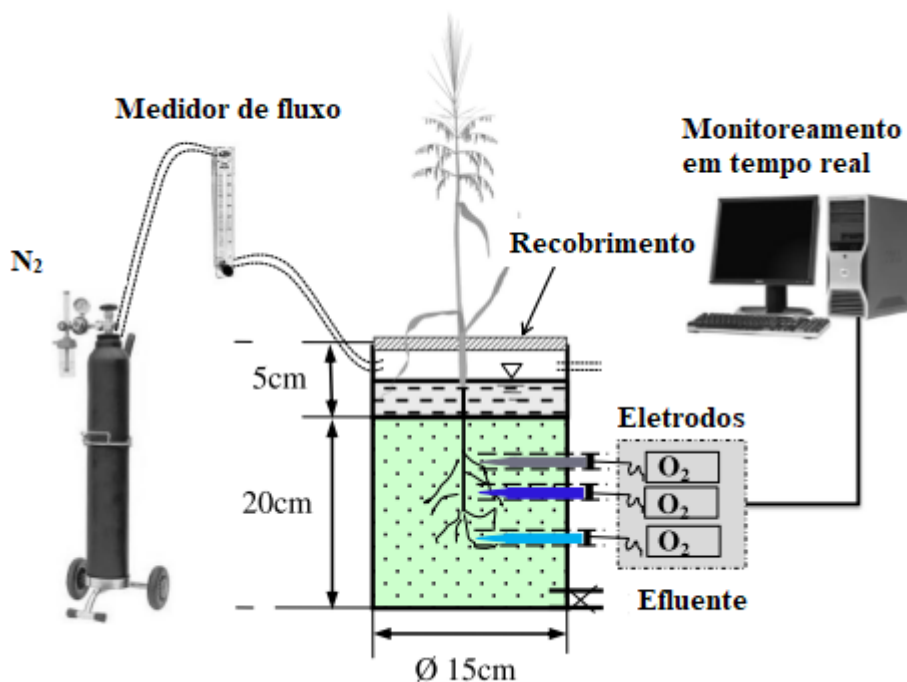


Figura 2 - Exemplo de reator experimental para análise da oxigenação realizada pelas raízes. Adaptado de Zhang et al. (2014).

Brix e Orr (1992) estudaram os mecanismos pelos quais o transporte de oxigênio ocorria internamente em 14 espécies de macrófitas com colmos cilíndricos, constatando que a pressurização interna e fluxo convectivo foram os principais acarretadores, tendo como forças motrizes o gradiente de temperatura e de vapor de água entre as lacunas gasosas internas da planta e a atmosfera (transpiração térmica e pressurização induzida pela umidade). Wießner et al. (2002), ao analisar a taxa de oxigenação das macrófitas *Typha latifolia* e *Juncus effusus*, constataram que o tamanho total do sistema radicular não influencia significativamente no transporte de oxigênio, sendo esse governado pela massa acima do solo.

A presença de macrófitas em *wetlands* construídos é uma das maiores características que os diferem de solos filtrantes e lagoas (VYMAZAL, 2013a). Para o uso de macrófitas em *wetlands* construídos para tratamento de efluente é indispensável que essas sejam adequadas e cumpram com os seguintes requerimentos (TANNER, 1996):

- Aceitabilidade ecológica, ou seja, não pode oferecer risco à integridade da biota e fauna das áreas em torno;
- Adaptabilidade ao ambiente onde será inserida, i.e., clima, doenças e pestes;
- Tolerância às condições hipertróficas;
- Propagação e estabelecimento rápidos; e
- Alta eficiência na remoção de contaminantes.

A presença de macrófitas é um impactante fator físico em *wetlands*, possuindo ação direta na luminosidade, temperatura, fluxo do fluido e substrato (CARPENTER & LODGER, 1986), ainda, a frequente alta taxa de atividade heterotrófica associada à sua alta produtividade, possibilita a decomposição e transformação de vários compostos carbonáceos e outras substâncias (BRIX, 1997). O papel das macrófitas é de fundamental

importância em *wetlands* construídos para a eficiência desses sistemas no tratamento de águas, sendo um componente indispensável (Tabela 6).

Tabela 6 - Resumo do papel desempenhado por macrófitas em *wetlands* construídos. Tabela adaptada de Brix (1997) e Tanner (2001).

Propriedades da Macrófita	Impacto no tratamento de efluente
Tecidos aéreos	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuação da luz - redução do crescimento de fitoplâncton • Alteração no microclima - proteção durante estações e climas frios • Redução da velocidade do vento - impedindo ou reduzindo a ressuspensão de material sedimentado • Imobilização, retenção e liberação de nutrientes (senescência das folhas) • Intercepção da chuva • Paisagismo
Detritos (tecido morto)	<ul style="list-style-type: none"> • Superfície para desenvolvimento aeróbico/anaeróbico/anóxico • Imobilização, retenção e liberação de nutrientes • Suplemento de húmus - modificando a textura do sedimento, capacidade de troca iônica, etc. • <i>Buffer</i> de pH, ligação/quelação de nutrientes, metais pesados e toxinas • Redução da condutividade hidráulica
Parte submersa	<ul style="list-style-type: none"> • Filtração de detritos • Redução da velocidade de escoamento - aumentando a taxa de sedimentação e contribuindo para a redução do risco de ressuspensão • Favorecimento da formação de biofilme • Excreção de oxigênio - favorecendo biodegradação aeróbica • Absorção de nutrientes
Raízes e rizoma	<ul style="list-style-type: none"> • Estabilização do sedimento • Prevenção de colmatção em sistemas verticais • Fornecimento de oxigênio para a rizosfera - favorecendo a nitrificação • Absorção e retenção de nutrientes e de metais pesados • Liberação de antibióticos, enzimas e exsudatos da raiz

Um dos papéis desempenhados por macrófitas em WC's refere-se à retenção de poluentes através da rizofiltração. A rizofiltração, embora possa erroneamente remeter que a filtração se limita às raízes devido ao prefixo "rizo", na verdade é a interação entre as raízes e o substrato na rizosfera que executam e ditam a cinética da retenção dessas cargas. A aplicação de WC's para melhora da qualidade de água através da rizofiltração mostra-se de grande relevância para redução e/ou remoção de macronutrientes, metais, compostos orgânicos, coliformes, DBO e DQO, conforme mostra a Tabela 7.

Tabela 7 - Exemplos de eficiências na remoção de alguns parâmetros por *wetlands* construídos para melhoria de águas poluídas. Adaptado de Otte & Jacob (2006).

Poluentes	Eficiência (% de remoção)	Referências
N-Amoniacal	16 – 67	(YRONG & PUETPAIBOON, 2004; KLOMJEK & NITISORAVUT, 2005)
Nitrato-Nitrito	40	(FINK & MITSCH, 2004)
NTK	49 – 81	(JI et al., 2002; YIRONG & PUETPAIBOON, 2004)
Nitrogênio Orgânico	82	(YIRONG & PUETPAIBOON, 2004)
P-Total	44 – 68	(FINK & MITSCH, 2004; KLOMJEK & NITISORAVUT, 2005)
Al	81 – 97	(SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
As	65	(BEINING & OTTE, 1997)
Ba	70 – 95	(SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Cd	58 – 71	(SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Co	39 – 98	(YE et al., 2001)
Cu	49 – 65	(BIRCH et al., 2004; SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Fe	91 – 97	(YE et al., 2001; SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Mn	91 – 99	(YE et al., 2001; SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Ni	22 – 67	(YE et al., 2001; BIRCH et al., 2004; SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Se	69	(LIN & TERRY, 2003)
Sr	24 – 51	(SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Zn	52 – 95	(BEINING & OTTE, 1997; BIRCH et al., 2004; SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
V	100	(SAMECKA-CYMERMAN et al., 2004)
Compostos Orgânicos	63 – 100	(BEST et al., 1999; JI et al., 2002; KEEFE et al., 2004)
Coliformes	26 – 98	(BIRCH et al., 2004)
Ovos de parasitas	94 – 100	(STOTT et al., 2003)
DQO	81	(JI et al., 2002)
DBO ₅	72 – 89	(JI et al., 2002; YRONG & PUETPAIBOON, 2004; KLOMJEK & NITISORAVUT, 2005)
Sólidos Suspensos	43 – 94	(YRONG & PUETPAIBOON, 2004; KLOMJEK & NITISORAVUT, 2005)

3.4.2.2 Substrato

Embora as macrófitas denotem os *wetlands* construídos e desempenham papel fundamental na rizofiltração, termo o qual genericamente aponta as raízes como fator limitante na retenção de poluentes, na verdade, a chave para o sucesso do sistema está na interação entre as raízes e o substrato (OTTE & JACOB, 2006). O substrato proporciona mais do que a fixação das macrófitas, contribuindo para a formação de biofilme, troca iônica, filtração, interceptação, adsorção e absorção de contaminantes (LU et al., 2016). Características tais como volume dos microporos, área superficial, composição química,

capacidade de troca iônica e a quantidade de sítios livres são as que impactam diretamente na eficiência dos WC's (LIU et al., 2014).

Assim, a escolha adequada do material que será utilizado como substrato não deve ser negligenciada, já que este está intimamente ligado ao desempenho do *wetland* construído, podendo ser o fator responsável pelo fracasso ou sucesso no tratamento. Contudo, deve-se ponderar a qualidade de efluente a ser tratado, padrões de emissão, além da viabilidade econômica do substrato (PHILIPPI & SEZERINO, 2004), já que o custo com substrato contabiliza em média 40% do custo total, incluindo transporte, sendo o custo mais elevado em *wetlands* construídos, seguido por escavação (30%), revestimento (15%) e plantas (5%) (VYMAZAL, 2002).

Além disso, a configuração da matriz deve ser aquela que apresente a maior capacidade de redução de parâmetros de qualidade da água, sem, contudo, comprometer a longevidade do sistema. Por exemplo, enquanto substratos com menor diâmetro ofereçam maior área superficial e, com isso, mais sítios livres para retenção de cargas, substratos com maior diâmetro sofrem menos com colmatção e possuem melhor condutividade hidráulica (WANG et al., 2010), i. e., o material escolhido deve ser aquele que respeite as duas premissas.

A composição química do substrato também interage de forma ativa no tratamento de efluente. Onde compostos orgânicos não polares são preferencialmente adsorvidos por meio de processos hidrofóbicos à matriz rica em material orgânico, tal como solos, húmus e resíduos agrícolas, ao mesmo tempo em que poluentes polares ou iônicos são predominantemente adsorvidos à matriz argilosa através de trocas iônicas e interações eletrostáticas (LI et al., 2014).

Liu et al. (2014) evidenciaram a influência da composição físico-química do substrato na transformação de compostos ao conduzirem um experimento de escala laboratorial a longo prazo para investigar a influência de diferentes substratos, tais como zeolita, areia de quartzo, *ceramsite* biológico e rocha vulcânica, sobre a dinâmica das transformações de nitrogênio em WC's com uma configuração *tidal*, onde a zeolita alcançou uma remoção de cerca de 97% para amônia, muito superior aos outros materiais que alcançaram entre 15 e 34%.

Similarmente, Shi et al. (2017) analisaram diferentes materiais para magnificar a remoção de fósforo, tendo implementado sistemas contendo cascalho, tijolo vermelho e tijolo de cinzas com e sem aeração, e constataram que o último apresentou superioridade tanto com aeração como sem na remoção de fósforo total.

3.4.2.3 Microbiota

Embora fungos, protozoários e outros invertebrados participem no ciclo de vários compostos, são as bactérias que prevalecem em sistemas biológicos de tratamento, principalmente pela sua versatilidade em termos de adaptabilidade em diferentes condições do meio e pela sua capacidade de metabolizar diferentes substratos. Com exceção de lagoas de estabilização, nas quais as microalgas são predominantes, as bactérias são o nível trófico base dos processos biológicos e, assim, formam a maior proporção da biomassa (GRAY, 2004).

Microrganismos em *wetlands* construídos contribuem ativamente na biodegradação de compostos, sendo considerados o fator mais importante na remoção de contaminantes nesses sistemas (FAULWETTER et al., 2009), podendo protagonizar complexas reações bioquímicas intimamente ligadas aos grupos funcionais presentes (MENG et al., 2014), i. e., nitrificantes e desnitrificantes, bactérias redutoras de sulfato, bactéria oxidante de enxofre, etc.

A composição da microbiota é influenciada pelas condições ambientais do meio, tais como pH, disponibilidade de matéria orgânica, temperatura, potencial redox, presença de plantas, tipo de substrato (MENG et al., 2014), e profundidade no substrato (FOLADORI et al., 2015). Sendo assim, a heterogeneidade é um fator predominante em *wetlands* construídos. A própria configuração escolhida (vertical e horizontal) pode favorecer a predominância de um grupo sobre outro (FAULWETTER et al., 2009). Outro ponto chave é que, embora *wetlands* construídos simulem áreas alagadas naturais, a composição da microbiota é muito mais restrita no primeiro do que no segundo (ANSOLA et al., 2014), acarretando na intransferibilidade de dados entre esses sistemas. No entanto, Cao et al. (2017) mostraram que a composição da microbiota no sedimento em dois *wetlands* construídos foi mais rica do que seus dois rios equivalentes, ao comparar os dois ambientes naturais (Rio Xinxue e Rio Zhaoniu, China) com os WC's construídos (*Wetland* Construído do Rio Xinxue e *Wetland* Construído do Rio Zhaoniu), o primeiro utilizado na purificação da água do rio e o segundo no tratamento de esgoto doméstico e industrial, ambos na província de Shandong.

Embora seja reconhecida sua magnitude no tratamento de efluente, a complexidade dos processos biológicos limita sua detalhada compreensão e implica em muitos cientistas e engenheiros a lidarem como “caixa preta” essa dinâmica ao dimensionar esses sistemas (FAULWETTER et al., 2009).

3.4.3 Mecanismos para redução e/ou remoção de cargas poluidoras

Como discutido anteriormente, WC's podem ser divididos em compartimentos ou sumidouros para diferentes componentes químicos e biológicos, assim é esperado que um grupo de diferentes mecanismos removedores/redutores de cargas sejam desencadeados nesses sistemas. Basicamente três diferentes mecanismos participam no tratamento de efluente: (1) assimilação biológica; (2) transformações microbiológicas; e (3) processos e interações físico-químicos, tais como filtração, sedimentação e troca-iônica (CIRIA et al., 2005).

3.4.3.1 Sedimentação e Filtração

Sedimentação e filtração são os principais mecanismos de remoção para DQO e DBO assim como para STS em WC's (CIRIA et al., 2005), além de contribuírem para a remoção de P (VYMAZAL, 2013b). Ambos processos físicos não se limitam apenas às características do substrato, mas também são influenciados pelas macrófitas presentes, como já foi destacado na tabela 3. No entanto, esses processos não são estáticos, i. e., não necessariamente serão o destino final do poluente, já que durante todo o processo de

tratamento haverá a sedimentação e filtração ocorrendo simultaneamente com a ressuspensão do material depositado (KADLEC & WALLACE, 2008).

Durante o processo, o efluente entra no sistema e percola o substrato, interagindo tanto com o meio físico quanto biótico, permitindo, dessa forma, a retenção de material particulado pela filtração e sedimentação. Porém, a capacidade de imobilização desses compostos pode ser prejudicada por um problema comum em WC's, conhecido como colmatção, principalmente naqueles que utilizam material filtrante de diâmetros pequenos, tais como areia. A colmatção é a deposição de material nos poros do substrato, diminuindo significativamente a condutividade hidráulica e, por conseguinte, leva a uma redução no volume útil do substrato, surgimento de poças e predominância de um ambiente anaeróbico. A perda da condutividade hidráulica é complexa, de fato, muito é discutido na literatura sobre as possíveis causa-efeito, embora haja uma relação direta entre altas cargas de DQO e STS e a colmatção (WINTER & GOETZ, 2003).

3.4.3.2 Precipitação

Tanto a precipitação quanto a adsorção de compostos na superfície do substrato estão atreladas, principalmente quando há presença de metais. Isto é, durante o início da complexação de compostos (adsorção), ainda há sítios livres para adsorção de mais compostos sendo isso o mecanismo predominante para retenção dessas cargas, no entanto, conforme se alimenta o sistema com mais carga poluidora começa a formação de núcleos e agregações na superfície do substrato, as quais começam a precipitar, e então esse mecanismo se torna dominante (HUANG et al., 2011). Desta forma, a natureza do material utilizado com cama filtrante tem grande impacto na formação e seleção de compostos que irão originar coprecipitantes (p. ex., zeolita tem maior capacidade de remoção de As e Fe do que calcário), não apenas pela afinidade em formar agregados e núcleos na superfície do substrato, mas também pela influência que o substrato pode ter no pH e assim desencadear a coprecipitação de metais (ALLENDE et al., 2014).

A precipitação é um dos mecanismos responsáveis pela imobilização do fósforo no tratamento de efluente em pH's altos na forma de hidroxiapatita ou estruvita ou combinados com a adição de sais metálicos, tais como sulfato de alumínio ou cloreto de ferro (VON SPERLING, 2007b), assim, substratos com maior disponibilidade de Ca, Fe e Al podem contribuir para a retenção de P (SEZERINO et al., 2003). Além disso, é o principal mecanismo de remoção de metais pesados através da formação de compostos insolúveis (maioria sulfetos) que se depositam no sedimento dos WC's (ŠÍMA et al., 2016).

3.4.3.3 Adsorção

A adsorção é um processo onde um íon ou molécula se liga a outro, podendo ser dividido em adsorção física, caracterizada por envolver apenas forças intermoleculares relativamente fracas, e quimiosorção, a qual essencialmente envolve ligações químicas entre o adsorbato e a superfície do adsorvente. A adsorção física pode incluir multicamadas de sorção e é mais rápida, além de ser reversível, enquanto a quimiosorção apresenta apenas uma camada, possivelmente lenta e irreversível, além de ser muito mais

seleta quanto ao íon adsorvido e poder ocorrer em um gradiente maior de temperatura (RUTHVEN, 1984).

A complexação de moléculas e íons no substrato e a força com as quais eles se ligam com sítios livres são governadas tanto por propriedades químicas como físicas do adsorbato, do adsorvente e da solução no substrato (FORD, 2011), tais como pH, presença e concentração de ligantes orgânicos e inorgânicos, incluindo ácidos húmicos e fúlvicos, exsudados radiculares e nutrientes (VIOLANTE et al., 2011).

Naturalmente, espera-se que diferentes materiais como substrato possuam diferentes características físico-químicas, com isso, diferentes comportamentos quanto à adsorção de íons e moléculas. A capacidade de sorção também é produto do tamanho da partícula do substrato, onde aquelas mais finas possuem maior relação de área superficial por volume, resultando em mais sítios para sorção (SEO et al., 2005). Infelizmente, substratos muito finos apresentam risco de colmatção e entupimento dos poros em *wetlands* construídos, afetando diretamente a eficiência e o tempo de vida útil do sistema. Assim, geralmente são utilizados materiais com diâmetros maiores e que são encontrados próximo da área de implantação do tratamento (KADLEC & WALLACE, 2008).

A adsorção no substrato é um dos mecanismos de retenção de fósforo predominante em *wetlands* construídos e a afinidade com o substrato depende do pH e condições redox do meio, como por exemplo, a adsorção de P em ferro ou alumínio é favorecida em pH's menores do que 6,5, sendo limitada em ambientes anaeróbicos, enquanto que para pH maiores e ambiente anaeróbico, é favorecida a adsorção em substrato com base de cálcio (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999). Inicialmente, a taxa de retenção é alta, já que há um maior número de sítios disponíveis para a adsorção, assim, conforme os sítios são ocupados, a taxa de retenção diminui até o momento em que não há mais sítios livres e o fósforo passa a percorrer todo o substrato até a sua saída livre do sistema (SAKADEVAN & BAVOR, 1998). Frequentemente a retenção de fósforo em *wetlands* construídos limita-se a eficiências entre 40 e 60%, dependendo da configuração e da carga de entrada (VYMAZAL, 2007). Quanto à carga de entrada, a taxa de adsorção responde positivamente, i. e., aumenta conforme aumenta a carga de entrada, porém o tempo de resposta pode apresentar uma resposta lenta de um à dois anos (KADLEC & WALLACE, 2008).

Embora o substrato apresente capacidade de reter cargas poluidoras através da adsorção, o mesmo possui capacidade de sorção finita e eventualmente satura, assim, WC's configurados com objetivo principal a retenção de P são por natureza sacrificiais, i. e., requerem a reposição do substrato periodicamente, uma vez que perdem a capacidade de reter fósforo, acarretando eventualmente no *brakethrough* (passagem direta pelo sistema). Alguns sistemas têm seu tempo de vida aumentado com o uso de materiais com maior capacidade de sorção de fósforo, como subprodutos industriais e agregados leves (KADLEC & WALLACE, 2008).

Da mesma forma que ocorre com o P, o N amoniacal adsorve preferencialmente nas camadas mais superiores do substrato, indicando a afinidade com a composição orgânica do sistema (VYMAZAL, 2007), embora possa também se aderir a compostos inorgânicos. No entanto, a retenção de amônia no substrato é reversível e tende a manter o equilíbrio entre a porção adsorvida e a solúvel, ou seja, quando a concentração solúvel diminui, uma porção da amônia retida no substrato é devolvida à coluna d'água restabelecendo o equilíbrio (KADLEC & WALLACE, 2008).

3.4.3.4 Evapotranspiração (ET)

A perda de água em *wetlands* construídos para a atmosfera é veiculada pela transferência direta da coluna de água e do substrato através da evaporação e pela transpiração das plantas, com a combinação de ambos resultando no termo evapotranspiração (ET). Esse processo representa o mecanismo primário em dissipação de energia através do calor latente de vaporização da água, realizando o resfriamento do sistema, onde, sem o qual, fomentaria em altas temperaturas dentro do *wetland*, já que a incidência da radiação solar não teria outra forma efetiva de ser expelida (KADLEC & WALLACE, 2008).

A evapotranspiração em *wetlands* construídos pode levar a perdas significativas do volume total do efluente, chegando a valores tão altos quanto 92% da taxa de carga, conforme demonstraram Białowiec et al. (2014) analisando a influência da ET no desempenho de dois *wetlands* construídos de fluxo vertical subsuperficial, aplicando diferentes taxas de carga hidráulica (TCH). Consequentemente, segundo os mesmos autores, essa perda de volume acarreta no aumento da concentração de compostos dissolvidos, sendo também apontado por De Almeida et al. (2015) como uma das causas do aumento na concentração de sódio no efluente tratado de uma residência rural. Desta forma, o cálculo de eficiência de *wetlands* construídos computando apenas concentrações de entrada e saída pode erroneamente subestimar o tratamento e apresentar valores muito inferiores aos obtidos através do balanço de massa (BIAŁOWIEC et al., 2014).

Como a presença de plantas contribui com a perda geral de água através da evaporação, claramente sistemas vegetados e não-vegetados apresentam valores diferentes de ET. Por exemplo, El Hamouri et al. (2007) compararam três camas filtrantes, sendo uma plantada com *Phragmites australis*, outra com *Arundo donax* e uma sem a presença de vegetação, sendo que ao final do experimento os autores computaram perdas de 57 e 40 mm.d⁻¹, para as camas plantadas com *Phragmites australis* e *Arundo donax*, respectivamente, comparativamente com apenas 7 mm.d⁻¹ para o sistema sem vegetação, ou seja, macrófitas podem potencializar a perda de água na ordem de até sete vezes.

3.4.3.5 Volatilização

A capacidade de transporte de gases em *wetlands* construídos não se limita apenas ao oxigênio. Enquanto alguns gases atmosféricos são introduzidos no sistema, tais como oxigênio e gás carbônico, outros, produzidos internamente durante todo o processo de tratamento, são expelidos. Esses incluem amônia, sulfato de hidrogênio, dinitrogênio, óxido nitroso, metano e gás carbônico (KADLEC & WALLACE, 2008), destacando que entre os fatores que podem influenciar a emissão de gases para a atmosfera, pode-se citar idade do sistema, origem e característica do efluente a ser tratado, configuração da alimentação, condições ambientais (temperatura da água e do ar e radiação solar) e presença e tipologia da macrófita (MAUCIERI et al., 2017).

A emissão de carbono pode ser representada pela volatilização de metano e de gás carbônico. O metano é produzido através de processos anaeróbicos nas zonas deplecionadas de oxigênio no substrato. O processo pelo qual é produzido esse gás é conhecido como metanogênese, dada pela quebra de cadeias de carbono em moléculas de peso molecular baixo através de fermentação, para logo serem transformadas por

bactérias metanogênicas em metano e água. Sendo esse processo frequente nas camadas sedimentadas dos *wetlands* construídos, principalmente naqueles de fluxo horizontal subsuperficial devido à baixa entrada de oxigênio atmosférico, e naqueles com alta carga de DBO e DQO. Uma vez como metano, este pode ser oxidado ou ser removido tanto por volatilização direta da água e sedimento, como expelido através da transpiração das plantas. Já o gás carbônico é produzido microbiologicamente em zonas aeróbicas na coluna de água e sedimento, e pela respiração das raízes. Conforme Brix et al. (2001) aproximadamente 50% da fixação fotossintética líquida de CO₂ é transferida como CO₂ e CH₄ para o substrato, com a metanogênese limitada pela disponibilidade de matéria orgânica durante a fase de crescimento da planta e temperatura durante as outras fases.

A emissão de metano e de gás carbônico pode contabilizar uma taxa de 19 a 670 mgC.m⁻².d⁻¹ e de 0,21 a 3,9 gC.m⁻².d⁻¹, respectivamente, e com remoção estimada de -250 a 390% (KADLEC & WALLACE, 2008). Mostrando que a emissão de metano tem uma contribuição muito menor para a emissão total de carbono para atmosfera do que o gás carbônico, o que também é evidenciado por outros autores (TEITER & MANDER, 2005; LIIKANEN et al., 2006; PICEK et al., 2007).

Com relação ao nitrogênio, esse pode ser volatilizado como NH₃, ou N₂ e N₂O pelo processo de desnitrificação, preferencialmente em sistemas com a coluna d'água exposta favorecendo o crescimento de algas e, com isso, pH's mais elevados (VYMAZAL, 2007). Embora a amônia possa representar mais do que 50% do nitrogênio total em efluentes doméstico e municipal (KADLEC & WALLACE, 2008), sua volatilização é limitada principalmente pelo pH, como mencionado anteriormente. Assim, para pH's menores do que 7,5 a remoção de amônia por esse mecanismo é insignificante e para aqueles menores do 8,0 é de pouca importância (REDDY et al., 1984). O processo geral pelo qual a amônia volatiliza pode ser dividida em quatro etapas: (1) conversão da amônia ionizada (NH₄⁺) à não-ionizada ou livre (NH₃) (dissociação), (2) transferência da amônia livre à interface água-ar através da difusão (transferência de massa pela água), (3) transferência da amônia livre para o ar em contato com a coluna de água (volatilização) e (4) difusão da amônia livre para as camadas superiores do ar (transferência de massa pelo ar) (KADLEC & WALLACE, 2008).

Fósforo também pode ser volatilizado do sistema na forma de fosfina (PH₃) e difosfina (P₂H₄), os quais são altamente tóxicos, porém são formados apenas em sistemas com potencial redox extremamente baixos e podem ser emitidos junto com metano (KADLEC & WALLACE, 2008).

3.4.3.6 Troca iônica

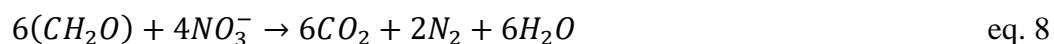
Para a ocorrência da troca iônica é necessário que haja algum íon livre na solução e que esse se ligue à superfície de um sólido de forma que outro íon seja liberado desse mesmo sólido. Embora haja a mudança na natureza do íon ligado à superfície, o processo é reversível, i. e., não há mudança permanente nas características do sólido por esse processo (KILISLIOĞLU, 2012). Uma vez que a parcela do íon na solução entra em equilíbrio com o da superfície, a reação cessa. A troca iônica pode ocorrer em um gradiente de tempo muito variado, desde minutos até semanas, dependendo diretamente do sólido (NACHOD, 2012).

A capacidade com a qual o sólido age como trocador catiônico é nomeada Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e é maior em solos orgânicos do que em sedimentos coloidais, embora a sua parcela geralmente é menor no solo (1-10% de matéria orgânica). A carga negativa na superfície desses sólidos pode ter duas naturezas diferentes: carga negativa permanente devido à troca isomorfa de um constituinte mineral de argila por um íon com valência menor; ou cargas dependentes do pH, como óxidos de Fe, Al, Mn, Si e coloides orgânicos que são positivos para pH's abaixo dos seus pontos isoelétricos (valor de pH onde existe equivalência entre as cargas negativas e positivas da molécula) e negativos para aqueles maiores, no entanto, para Fe hidratado e óxidos de Al o ponto isoelétrico é relativamente alto (>pH 8), e assim tendem a apresentar carga positiva para a maioria dos solos, já que dificilmente solos terão valores de pH mais altos do que 8,0. A troca de cátions é um dos mecanismos responsáveis pela retenção de metais pesados em WC's (DUNBABIN & BOWMER, 1992).

A troca aniônica ocorre pela atração de ânions por cargas positivas nos sedimentos coloidais. Os principais sítios de troca aniônica nos sedimentos são representados por óxidos hidratados de Al e Fe, os quais tendem a serem cargas positivas. De forma geral, os solos tendem a apresentar maior capacidade de troca catiônica. HPO_4^{2-} e H_2PO_4^+ são fortemente ligados dessa forma, enquanto alguns pesticidas orgânicos tendem a ter ligação limitada em óxidos hidratados e pela ligação de H_2 a polímeros húmicos (MATAGI et al., 1998).

3.4.3.7 Transformações microbianas

A nitrificação e desnitrificação são importantes processos na remoção do nitrogênio total, ambas realizadas microbiologicamente, embora possam proceder não microbiologicamente em taxas mais lentas (WELCH, 2002). A oxidação de amônia em nitrito e posteriormente em nitrato se dá em duas etapas distintas, (equações 6 e 7), sendo que a primeira é desencadeada por bactérias, tais como *Nitrosomonas*, enquanto que a segunda por *Nitrobacter*, embora seja possível a conversão direta de amônio em nitrogênio gasoso através da oxidação anaeróbica (*anmmox*) (FAULWETTER et al., 2009). Evidentemente, a nitrificação de amônia não contribui com a redução do nitrogênio total dentro do sistema, já que tanto nitrato e nitrito não volatilizam, porém representa um importante processo que antecede a desnitrificação, ilustrada pela equação 8. Essa ocorre em condição anóxica, i. e., sem oxigênio e com presença de nitrato; assim, o nitrato é utilizado por organismos heterotróficos como acceptor de elétrons no lugar de oxigênio, sendo reduzido a N_2 ou a N_2O , quando o processo é incompleto. Ambas as formas são gasosas e conseqüentemente reduzem o nitrogênio total através das suas volatilizações (VON SPERLING, 2007a). Para pH menor do que 4 a produção de N_2 é limitada e N_2O é o produto da desnitrificação (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999).



A microbiota varia de um sistema de tratamento para outro, desencadeando a predominância de uma transformação ou de outra, como por exemplo, um sistema pode apresentar alta eficiência em metanogênese e ciclo de enxofre, por possuir abundância

em bactérias especializadas, assim como outro sistema pode apresentar melhor eficiência na nitrificação por possuir abundância de bactérias nitrificantes (CAO et al., 2017).

O enxofre também está presente no esgoto doméstico, e assim participa da dinâmica interna de WC's. O seu destino dentro de WC's também é catalisado pela microbiota, sendo o processo mais comum a redução de sulfato que é desencadeada por bactérias redutoras de sulfato (BRS) em zonas anaeróbicas do sistema. A transformação ocorre com o fornecimento de energia da combinação da oxidação de matéria orgânica com a redução de sulfato, resultando na liberação de CO₂ e sulfureto, sendo assim, o ciclo do enxofre está intimamente atrelado à transformação de outros contaminantes, tais como carbono, nitrogênio e fósforo. A redução de sulfato também resulta na geração de alcalinidade, a qual pode induzir o aumento de pH nos WC's com condições ácidas (CAO et al., 2017). Na Tabela 8 é possível identificar os processos pertinentes ao ciclo de alguns componentes de esgoto doméstico.

Tabela 8 - Reações microbiológicas de oxidação e redução. Adaptado de Faulwetter et al. (2009).

Processo	Receptor de Elétron	Produto Final	ΔG° (kJ.mol de elétron ⁻¹)	Potencial Redox (mV)
Respiração aeróbica	O ₂	H ₂ O	-125,1	300 – 700
Redução de Nitrato	NO ₃ ⁻	N ₂ , NO _x	-118,8	100 – 350
Redução de Manganês	Mn ⁺⁴	Mn ²⁺	-94,5	-100 – 300
Redução de Ferro	Fe ³⁺	Fe ²⁺	-24,3	-100 – 200
Redução de Sulfato	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	-25,4	-200 – -100
Metanogênese	CO ₂	CH ₄ , CO ₂	-23,2	-350 – -100

3.4.3.8 Assimilação pelas plantas e biofilme

O efluente doméstico apresenta todas as condições favoráveis para o desenvolvimento da microbiota, fornecendo compostos orgânicos e inorgânicos, além de elementos traço necessários para o crescimento e manutenção desses organismos. Desta forma, o biofilme é composto por uma variedade de espécies heterotróficas contribuindo para a heterogeneidade do sistema, entretanto, a composição não se limita apenas àquelas espécies que conseguem diretamente metabolizar os compostos presentes no efluente, permitindo a presença de espécies capazes de beneficiar-se do produto dessas transformações. Microrganismos heterotróficos necessitam de duas categorias de nutrientes, aqueles necessários para o crescimento e metabolismo e outros indispensáveis para a biossíntese. A taxa ideal para o crescimento microbiano em tratamentos biológicos depende do processo biológico e a forma na qual os nutrientes estão disponíveis no meio, porém, atribui-se uma relação C:N:P para melhor eficiência de tratamento de 100:5:1 (100 mg.l⁻¹ DBO₅, 5 mg.l⁻¹ N, 1 mg.l⁻¹ P), embora a remoção de nitrogênio pode ser dada a taxas maiores do que 22:1 (C:N), e a taxa necessária para remoção de P pode ser representada por valores entre 90-150:1 (C:P) (GRAY, 2004).

Tanto macrófitas quanto algas requerem carbono para o seu desenvolvimento, o qual não é relacionado apenas à quantidade presente no meio, mas também com a forma na qual o carbono está disponível, o gradiente de concentração no meio abiótico e biótico e aos processos fisiológicos de assimilação. Quase todas as algas e plantas aquáticas preferencialmente assimilam CO₂ livre, sendo algumas limitadas apenas a essa forma de

assimilação, no entanto, algumas espécies possuem a capacidade de utilizar C a partir do íon bicarbonato quando a disponibilidade de CO_2 é muito baixa e a de HCO_3^- é alta. Assim, dificilmente a disponibilidade de carbono será fator limitante para o crescimento e manutenção de algas e macrófitas, já que apresentam mecanismos compensatórios desenvolvidos para melhor utilização e reciclagem de C (WETZEL, 2001).

A utilização e assimilação de nitrogênio por algas, plantas aquáticas e bactérias está combinada à sua redução e oxidação microbiana, formando um ciclo complexo de transformações do nutriente, e está diretamente relacionada às características do biofilme aderido ao substrato (WETZEL, 2001), além da fase de crescimento das macrófitas (WELLER et al., 2016). Nitrato é a forma mais comum que pode ser utilizado por macrófitas, assim como também é possível a assimilação de NH_4^+ (WELCH, 2002). Junto com carbono, hidrogênio e fósforo, o nitrogênio representa um dos principais constituintes do protoplasma celular dos organismos, e pode limitar o desenvolvimento dos mesmos caso não esteja biodisponível (WETZEL, 2001).

O fósforo desempenha importante papel no metabolismo de organismos aquáticos e frequentemente é o menos abundante, e por isso, é comumente o macronutriente limitante da produtividade biológica. A assimilação biológica de fósforo ocorre em taxas mais rápidas em algas e bactérias do que elas utilizam para o seu crescimento. Entretanto, a única forma diretamente utilizável de P inorgânico é o ortofosfato (PO_4^{3-}), além disso, o fosfato é extremamente reativo com uma variedade de cátions, como, por exemplo, Fe e Ca, e acaba formando compostos insolúveis precipitáveis principalmente em condições oxidantes. Outra grande parcela é adsorvida em coloides inorgânicos, compostos particulados e orgânicos, reduzindo ainda mais a sua biodisponibilidade e agravando a sua característica de nutriente limitante (WETZEL, 2001).

Além de carbono, hidrogênio, nitrogênio, fósforo, oxigênio e enxofre em grandes quantidades, bactérias e fungos ainda demandam potássio, magnésio, manganês e cálcio (utilizados na produção de cofatores enzimáticos e construção de enzimas), elementos traços tais como ferro, cobalto, cobre, zinco e molibdênio (importantes para a produção de cofatores para enzimas específicas) entre outros elementos para o seu crescimento (JEFFERSON et al., 2001).

De forma geral, a remoção de nutrientes através da assimilação por plantas não é significativa, exceto para tratamento de efluente com baixa carga de nutrientes (TANNER, 2001), e está intimamente ligada ao sistema radicular assimilando diretamente do sedimento (WETZEL, 2001), porém a estrutura foliar de macrófitas, no caso daquelas submersas, contribui para a remoção de nutrientes tão ativamente quanto as raízes, como mostra a pesquisa desenvolvida por Levi et al. (2015), na qual é correlacionada a complexidade morfológica da folha de macrófitas com o efeito sinérgico na assimilação de NH_4^+ e pela melhor eficiência do biofilme epífito. Segundo esses autores, a mesma relação positiva é esperada quanto à assimilação de NO_3^- e de nitrogênio orgânico dissolvido, embora não tenha sido quantificado no trabalho. A Tabela 9 compila a composição de macronutrientes em diferentes macrófitas.

Embora a fitoextração seja um mecanismo presente e contribua para o destino de muitos contaminantes em WC's (OTTE & JACOB, 2006), a composição de P e N na biomassa das macrófitas não é significativa para a remoção desses nutrientes, e assim, não contribui efetivamente na redução desses nutrientes no tratamento de efluente doméstico.

Tabela 9 - Composição química de macronutrientes em diferentes macrófitas

Macrófita	Tipologia	C%	P%	N%	Referência
<i>Schoenoplectus</i> spp. (<i>massa inferior</i>)	Emergente	-	-	1,316±0,145	(WELLER et al., 2016)
<i>Schoenoplectus</i> spp. (<i>massa superior</i>)	Emergente	-	-	1,653±0,141	(WELLER et al., 2016)
<i>S. americanus</i> (<i>massa inferior</i>)	Emergente	-	-	1,230±0,095	(WELLER et al., 2016)
<i>S. americanus</i> (<i>massa superior</i>)	Emergente	-	-	2,014±0,302	(WELLER et al., 2016)
<i>S. californicus</i> (<i>massa inferior</i>)	Emergente	-	-	0,974±0,036	(WELLER et al., 2016)
<i>S. californicus</i> (<i>massa superior</i>)	Emergente	-	-	1,352±0,230	(WELLER et al., 2016)
<i>Typha</i> spp. (<i>massa inferior</i>)	Emergente	-	-	1,402±0,152	(WELLER et al., 2016)
<i>Typha</i> spp. (<i>massa superior</i>)	Emergente	-	-	1,341±0,185	(WELLER et al., 2016)
<i>Typha</i> spp.	Emergente	45,65	0,022	0,47	(BANKS & FROST, 2017)
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Submersa	36,81	0,14	1,62	(BANKS & FROST, 2017)
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Flutuante	39,58	0,18	2,06	(BANKS & FROST, 2017)
<i>Potamogeton robbinsi</i>	Submersa	42,29	0,11	2,05	(BANKS & FROST, 2017)
<i>Typha</i> spp.	Emergente	-	0,096 (0,069– 0,166)	1,36 (1,06–1,63)	(REJMÁNKOVÁ, 2016)
<i>Eleocharis</i> spp.	Emergente	-	0,050 (0,038– 0,076)	1,16 (0,75–1,90)	(REJMÁNKOVÁ, 2016)
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa	-	0,6±0,3	1,7±0,5	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Chara contraria</i>	Submersa	-	0,2±0,04	1,0±0,2	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Myriophyllum Spicatum</i>	Submersa	-	0,2±0,03	1,5±0,1	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Myriophyllum Verticillatum</i>	Submersa	-	0,3±0,1	1,9±0,6	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Potamogeton lucens</i>	Submersa	-	2,4±0,2	0,4±0,09	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Potamogeton pusillus</i>	Submersa	-	0,3±0,02	1,5±0,1	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Ranunculus Circinatus</i>	Submersa	-	0,5±0,05	1,5±0,1	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Cabomba Caroliniana</i>	Submersa	-	0,5±0,01	2,5±0,1	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Elodea nuttallii</i>	Submersa	-	0,4±0,07	1,5±0,3	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Myriophyllum Aquaticum</i>	Submersa	-	0,1±0,02	0,9±0,1	(GRUTTERS et al., 2016)
<i>Myriophyllum Heterophyllum</i>	Submersa	-	0,5±0,07	2,8±0,3	(GRUTTERS et al., 2016)
Média Geral		41,08±3,78^a	0,39±0,55^a	1,49±0,55^a	

4 METODOLOGIA

No período transcorrido entre agosto e dezembro de 2016 foi desenvolvido um sistema para tratamento terciário utilizando WC's e microalgas junto à ETE da UNISC, cujo efluente é composto por águas negras e amarelas advindas dos sanitários, sendo a urina o principal resíduo de uma população flutuante da universidade de aproximadamente 11.500 indivíduos por semestre (DÜPONT & LOBO, 2012). No entanto, a avaliação da eficiência de tratamento iniciou-se na segunda semana de fevereiro de 2017 (13 de fevereiro) e encerrou-se na última semana de novembro de 2017 (27 de novembro), concluindo um período de 41 semanas. O período de avaliação foi dividido virtualmente em duas fases (Fase I e Fase II), sendo a primeira (13 de fevereiro a 26 de março) atribuída a uma pré-avaliação do sistema objetivando a adequação de cargas e identificação de modificações estruturais necessárias para que na Fase II (3 de abril a 27 de novembro) o sistema operasse na forma definitiva (Figura 3).

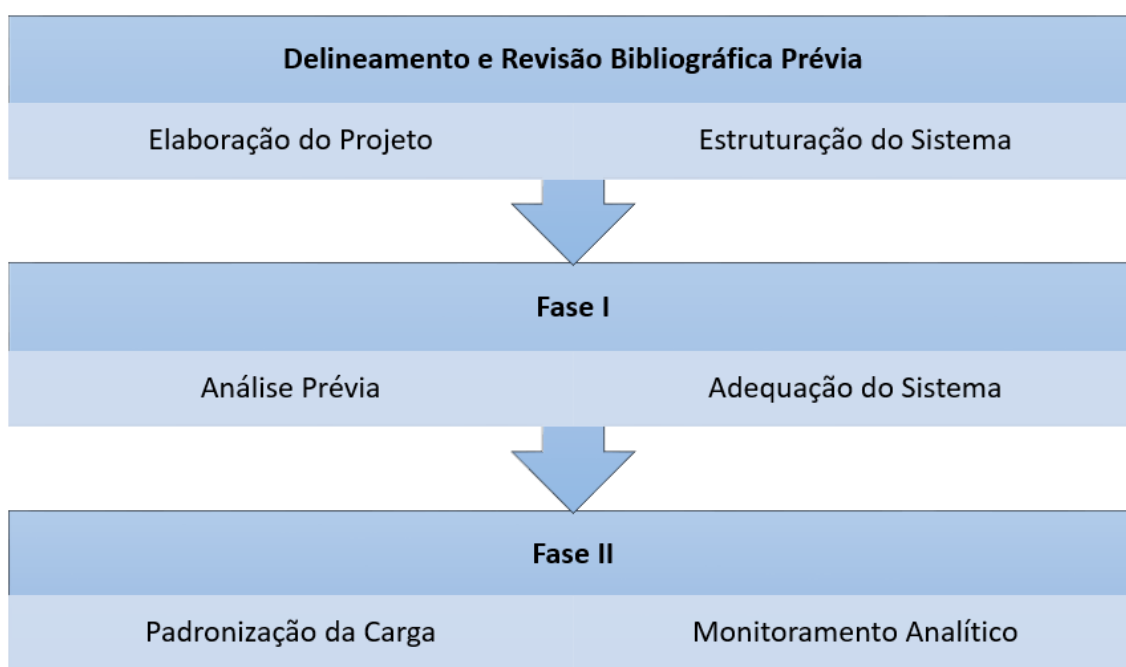


Figura 3 - Fluxograma geral do desenvolvimento do sistema de tratamento.

4.1 Caracterização do local de estudo

O sistema foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Efluente da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), localizada na Avenida Independência, nº 2293, bairro Universitário, Santa Cruz do Sul, RS (29°43'59" S, 52°24'52" O). A ETE opera com uma vazão mínima e máxima de 70 e 120 m³.dia⁻¹ e trata exclusivamente o efluente proveniente de mictórios e sanitários, já que tanto o efluente gerado nos restaurantes quanto nos laboratórios possuem destinação diferenciada. Uma vez na ETE, o efluente percorre sete etapas: gradeamento, desarenador, tanque equalizador, reator anaeróbico de fluxo ascendente de manto de lodo (UASB), biofiltro aerado, decantador e leito de secagem de lodo, embora essa última etapa não é mais realizada dentro da ETE. Após o tratamento, o efluente tratado é encaminhado por galerias e canal pluvial municipal e

descartado no Arroio Lajeado que apresenta vazão média de $588,2 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ (DÜPONT & LOBO, 2012).

4.2 Configuração do Sistema

O sistema apresentou uma configuração em série de três caixas de duzentos litros cada de polietileno de alta densidade (PEAD) com formato retangular (92 cm de comprimento; 55 cm de largura; 58,5cm de altura), sendo a primeira destinada ao tratamento com microalgas (MA), enquanto a segunda (WC 1) e terceira (WC 2) foram destinadas ao sistema de *wetlands* construídos com regime hidráulico vertical descendente em batelada. O afluente do processo foi captado na caixa equalizadora da ETE passando por um decantador, seguido de 3 tanques anaeróbios para tratamento secundário. Os três tanques foram dispostos em uma estrutura metálica na forma de degraus para facilitar o transporte do efluente por gravidade entre um tanque e outro, com o primeiro tanque 1,4 m acima do solo, já o segundo e terceiro, 75 e 10 cm acima do solo, respectivamente, com distância horizontal entre os tanques de aproximadamente 5 cm (Figura 4 e Figura 5).



Figura 4 - Vista 3D do sistema MA + WC 1 + WC 2.

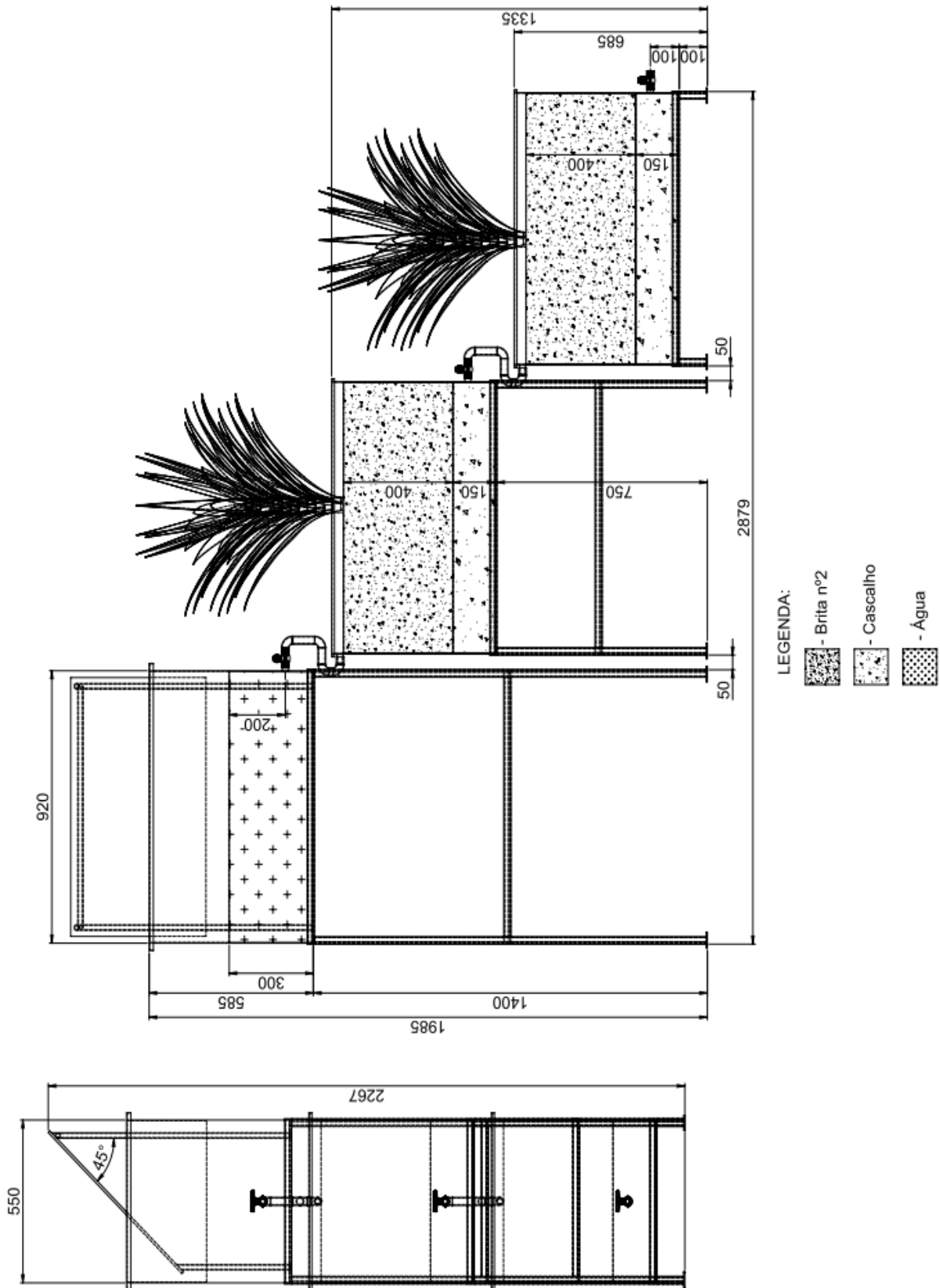


Figura 5 - Detalhes do sistema. Vista Lateral abaixo e vista Frontal acima. Medidas dadas em mm.

A caixa com microalgas apresentou o ponto inicial de alimentação do efluente proveniente de um reator anaeróbio destinado ao tratamento secundário. Um suporte de 45° de declividade e de dupla camada de acrílico - dispostas paralelamente e com aproximadamente 1,5 cm de distância entre si - foi utilizado como base (acrílico inferior) para a adesão das microalgas desenvolvidas espontaneamente no efluente e para proteção contra chuva e minimização da evapotranspiração (acrílico superior), apresentando área superficial de 0,54 m² (Figura 6). Para facilitar a adesão das microalgas e surgimento do biofilme, foi processada a superfície da placa inferior de acrílico de forma que apresentasse rugosidade através de lixamento. O sistema contou com recirculação por bomba submersa (8 W) com capacidade de 1,4 m.c.a (metro de coluna d'água) e vazão de 520 L.h⁻¹ que distribuía continuamente o efluente sobre toda a superfície rugosa com carga hidráulica de 0,27 mm.s⁻¹. O sistema também contou com iluminação automática por LED de 6W (600 lúmens) (Figura 7a) durante a noite acionada por um fototransistor (Figura 7b) quando o fluxo luminoso natural baixava de 405 lúmens, objetivando a indução de uma maior atividade fotossintética das microalgas e com isso, magnificar a remoção de nutrientes, já que a taxa de crescimento está intimamente ligada ao ciclo de luz: escuridão (WAHIDIN et al., 2013; SCHULZE et al., 2014). Também foi instalada uma tela mosquiteira para evitar a proliferação de insetos.



Figura 6 - Visão frontal do duplo acrílico. Acrílico interno para adesão do biofilme e acrílico externo para proteção contra eventos climáticos.



Figura 7 - Sistema de iluminação artificial. a) Lâmpada LED 600 lumêns. b) Fototransistor.

As duas caixas de WC's apresentavam exatamente a mesma configuração, tendo o substrato composto por 150 mm de cascalho na base para facilitar a drenagem, e 400 mm de brita n°2 previamente lavadas com água corrente. A macrófita utilizada foi a *Hymenachne grumosa* da família Poaceae, previamente identificada junto ao Laboratório de Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) (Figura 8). Esta macrófita foi escolhida devido ao fato de ser uma espécie muito comum nos campos

sulinos em áreas de várzea, principalmente em locais que recebem água proveniente de plantações de arroz com características eutrofizantes. As macrófitas foram dispostas com uma densidade de 24 brotos por metro quadrado. A alimentação foi realizada por gravidade na superfície do substrato através de garfos de três dentes, representados por canos PVC de 19,05 mm de diâmetro, com furos de 4 milímetros distanciados entre si a cada 40 milímetros. Os furos foram dispostos ao longo do comprimento de cada um dos garfos na superfície superior, garantindo melhor distribuição do afluente.

A alimentação do sistema se deu através do bombeamento do efluente no equalizador que era encaminhado semanalmente para um decantador de 200 litros através de uma bomba hidráulica de 0,75 kW, acompanhado por 3 reatores anaeróbicos de 200 litros cada, com volume útil total de aproximadamente 300 litros (Figura 9). Após sete dias em tratamento anaeróbico nos reatores, o efluente era direcionado através de uma bomba centrífuga de 0,37 kW para o tanque de microalgas e posteriormente para o primeiro e segundo WC. Sendo o ponto de drenagem de um tanque (10 cm acima do fundo de cada tanque) interconectado ao garfo distribuidor (Figura 10) do próximo tanque através de cano PVC de 12,7 mm de diâmetro e mangueira flexível, com controle por válvula tipo borboleta (Figura 11).



Figura 8 - Plantio de *Hymenachne grumosa* no WC. 24 brotos por metro quadrado.



Figura 9 - Tanque decantador (esquerda) seguido de três tanques anaeróbicos em paralelo.



Figura 10 - Garfo distribuidor do WC.



Figura 11 - Detalhe da saída do WC 1 conectado à entrada do WC 2 através de cano PVC 12,7 mm de diâmetro e válvula borboleta.

4.2.1 Configuração durante a Fase I

Antes do início das análises foi conduzida a aclimatação das microalgas e macrófitas. Assim, no período entre agosto e dezembro de 2016, o sistema foi alimentado com água corrente e gradualmente foram adicionadas concentrações maiores de efluente até a total substituição da água por efluente. Ao final de uma semana foi identificado o crescimento de microalgas na placa de acrílico.

Durante a Fase I (13 de fevereiro a 26 de março de 2017) foram testados dois tempos de detenção hidráulica, o primeiro de 21 dias (13 de fevereiro a 5 de março), sendo 7 dias em cada um dos tanques, e o segundo com 14 dias de tempo de detenção hidráulica (TDH) (12 a 26 de março), sendo 7 dias destinados ao tanque de microalgas e 7 dias nos dois WC's que eram alimentados simultaneamente pelo efluente proveniente do tanque de microalgas. Para o TDH de 21 dias, o tanque de microalgas foi alimentado com 71 litros (volume aproximado para preencher o substrato do WC 1 sem formar lâmina d'água), sendo que após 7 dias o efluente foi repassado para o WC 1 com taxa hidráulica de $0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$, e após outros 7 dias foi repassado para o WC 2, onde foi tratado pelos últimos 7 dias antes de ser descartado (alimentação em série). Já para o TDH de 14 dias, o tanque MA foi alimentado com 101,2 litros, sendo repassados 50,6 litros simultaneamente para cada tanque (alimentação paralela), contabilizando uma taxa hidráulica de $0,10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$. Em ambos regimes hidráulicos o MA sempre manteve um volume morto de aproximadamente 50 litros, pois seu ponto de drenagem localizava-se 10 cm acima do fundo da caixa.

4.2.2 Configuração durante Fase II

Durante a Fase II (3 de abril a 27 de novembro de 2017) optou-se por retornar o regime hidráulico de 21 dias. A troca por um TDH mais alto foi realizada para que o efluente ficasse mais tempo em tratamento e com isso, melhorasse a eficiência do sistema. Porém o tanque MA começou a ser alimentado com 101,2 litros em vez de apenas 71 litros como foi feito na Fase I com o mesmo TDH, sendo repassados 71 litros para o WC 1 e posteriormente para o WC 2. Desta forma, a carga hidráulica por área de tratamento de fósforo solúvel e de nitrogênio total foram aproximadamente $0,96 \text{ gP-solúvel.m}^{-2}$ e $24 \text{ gN-total.m}^{-2}$, $0,55 \text{ gP-solúvel.m}^{-2}$ e $7,2 \text{ gN-total.m}^{-2}$, $0,48 \text{ gP-solúvel.m}^{-2}$ e $5,9 \text{ gN-total.m}^{-2}$, para MA, WC 1 e WC 2 respectivamente. O que sobrava no tanque MA após alimentar o WC 1 foi descartado, mantendo apenas o volume morto de 50 litros. O motivo de alimentar o tanque MA com volume superior ao necessário foi para garantir que não faltasse efluente devido à evaporação, e para não correr o risco da bomba submersa ficar acima do nível de água.

4.3 Caracterização do Efluente e do Afluente

Durante a Fase I foram analisados semanalmente os parâmetros pH, condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez, cor aparente e N-amoniaco, acompanhados quinzenalmente do carbono orgânico total (COT), carbono inorgânico (IC), carbono total (TC) e nitrogênio total (NT). Enquanto que para a Fase II foram acrescentados os parâmetros DQO, P-Solúvel, clorofila *a*, coliformes totais, *Escherichia coli* e ecotoxicidade aguda. Na Tabela 10 apresentam-se os parâmetros analisados, a frequência e o método utilizado. As análises de DQO foram realizadas por contratação dos serviços da Central Analítica da UNISC; COT, IC, TC e NT foram realizados pelo Parque Científico e Tecnológico Regional, já o teste ecotoxicológico foi realizado no Laboratório de Ecotoxicologia, enquanto o restante foi analisado no Laboratório de Tecnologia e Tratamento de Águas e Efluentes (LATTAE), todos localizados dentro do campus da UNISC. Houve cinco pontos de coleta para o sistema, sendo: proveniente do equalizador (EB), reatores anaeróbicos (RA), tanque de microalgas (MA), primeiro WC (WC 1) e segundo WC (WC 2) que corresponde ao efluente tratado. Para o ponto EB as análises foram conduzidas mensalmente, iniciando a partir de março e semanalmente no mês de novembro de 2017. As análises foram realizadas imediatamente após a coleta e quando necessário, eram preservadas conforme as recomendações para cada método para posterior análise.

Tabela 10 - Parâmetros analisados e seus respectivos métodos.

Parâmetros	Método	Frequência	Fonte
DQO	Colorimétrico/Titulométrico	Mensal	APHA (2012)
Carbono Orgânico Total	Oxidação Catalítica por Combustão/ NDIR	Quinzenal	Fonseca et al. (2006)
Carbono Inorgânico Total	Oxidação Catalítica por Combustão/ NDIR	Quinzenal	Fonseca et al. (2006)
Carbono Total	Oxidação Catalítica por Combustão/ NDIR	Quinzenal	Fonseca et al. (2006)
Turbidez	Método Ótico	Semanal	APHA (2012)
pH	Potenciométrico	Semanal	APHA (2012)
Condutividade	Eletroquímico	Semanal	APHA (2012)
Cor aparente (λ 420nm)	Colorimétrico	Semanal	
Fósforo Solúvel	Colorimétrico/Molibdato de Amônio	Semanal	APHA (2012)
N-NH ₃	Destilação/Titulométrico	Semanal	APHA (2012)
Nitrogênio Total	Oxidação Catalítica por Combustão/ NDIR	Quinzenal	Fonseca et al. (2006)
Ecotoxicidade aguda	CE(I) ₅₀ (<i>Daphnia magna</i>)	Quinzenal	ABNT (2009)
Coliformes totais	Placas Petrifilm™ 3M®	Aleatório	AOAC (2000)
<i>Escherichia coli</i>	Placas Petrifilm™ 3M®	Aleatório	AOAC (2000)
Clorofila a	Espectrofotométrico	Mensal	Marker et al. (1980)

Para o teste de ecotoxicidade aguda foram cultivados neonatos do organismo-teste, o microcrustáceo *Daphnia magna* (Figura 12) conforme descrito pela norma técnica brasileira 12713 (ABNT, 2009) e utilizados durante os testes com idade entre 2 a 26 horas. O cultivo dos microcrustáceos foi feito sob controle de fotoperíodo, sendo 16 horas de exposição à luz e 8 à escuridão a uma temperatura de 20 ± 2 °C, alimentados diariamente com algas da espécie *Desmodesmus subspicatus*.

Inicialmente realizou-se o teste de sensibilidade de *D. magna* com diferentes concentrações de dicromato de potássio, além de uma exposição de controle contendo apenas meio de diluição (água reconstituída) para aferição do sucesso do cultivo, sendo todo o teste realizado em regime de 24 horas de escuridão para posteriormente ser observada a mortalidade e imobilidade dos organismos com o auxílio do programa computacional Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON et al., 1977).

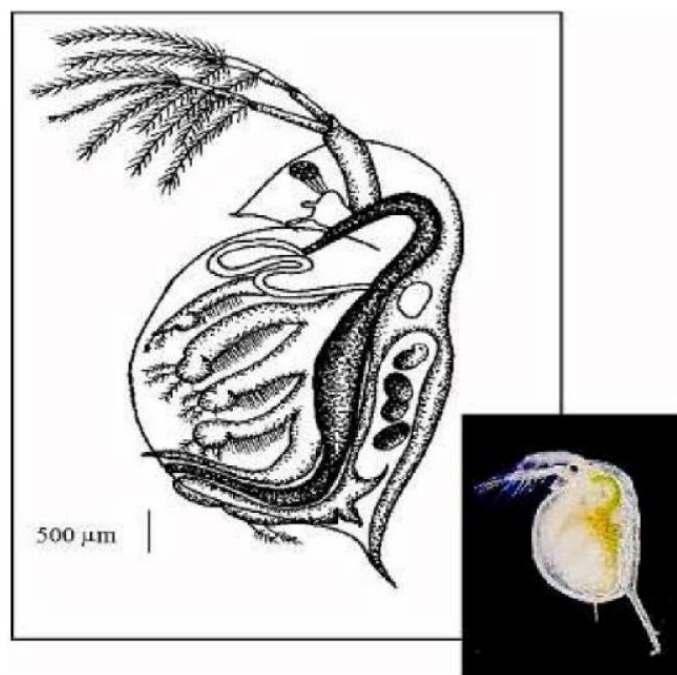


Figura 12 - Organismo-teste *Daphnia magna* (LOBO et al., 2006).

O grau de toxicidade do efluente foi aferido depois de realizados os testes em duplicata com a exposição de 10 indivíduos de *D. magna* em 25 mL de cada amostra, com contagem dos indivíduos vivos e mortos após 24 horas e uma última aferição após 48 horas.

Para a realização dos cálculos estatísticos foram considerados os critérios de reprodução e mortalidade, sendo que para a execução dos cálculos de sensibilidade (ensaio agudo) foi utilizado o programa estatístico Spermann, proposto por Norberg King (1993). A partir dos cálculos obtidos foi possível elaborar a Carta Controle onde apresenta as faixas de sensibilidade apresentada pelos organismos-teste (Figura 13).

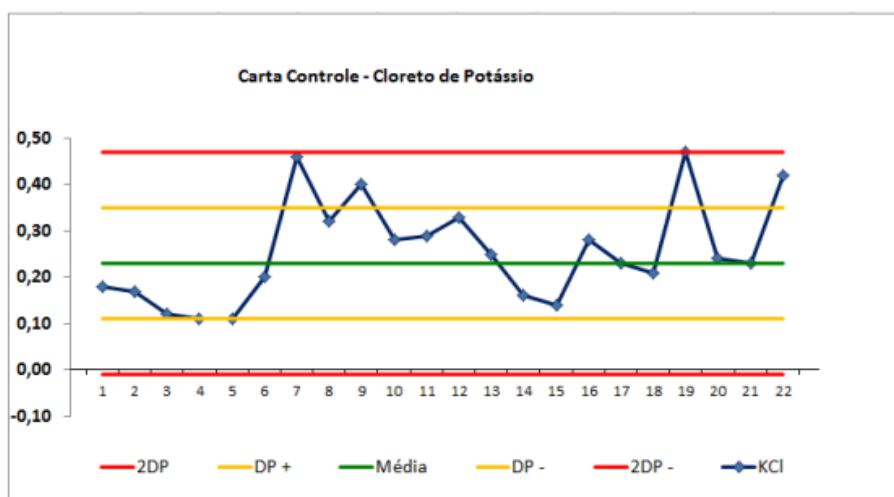


Figura 13 - Exemplo de Carta Controle para teste de sensibilidade para *Daphnia magna* utilizando KCl como substância referência. Os pontos azuis indicam a sensibilidade em que os organismos se encontraram durante o período de ensaios. Considerar: DP = desvio-padrão; 2DP = duas vezes o desvio-padrão.

Os ensaios de toxicidade aguda foram classificados utilizando uma escala de toxicidade relativa, adaptada de Lobo et al. (2006) (Tabela 11).

Tabela 11 - Escala de toxicidade relativa para ensaio de toxicidade aguda (LOBO et al., 2006).

Percentil	CIp(I)25	Toxicidade
25°	< 25%	Extremamente Tóxica
50°	25 – 50%	Altamente Tóxica
75°	50 – 75%	Medianamente Tóxica
-	> 75%	Pouco Tóxica

Para os testes de ecotoxicidade aguda foram analisados quanto ao grau de toxicidade os pontos EB (efluente bruto coletado no equalizador da ETE), MA, RA e WC 2.

A análise de coliformes totais e de *E. coli* foram realizadas conforme AOAC (2000) utilizando as placas Petrifilm™ 3M®. Inicialmente foi retirada uma alíquota de 2 mL de cada amostra e individualmente adicionadas a 20 mL de solução salina (85 - 90%), após a homogeneização das amostras o pH foi corrigido com HCl (1%), quando necessário, para que se mantivesse entre 6,5 e 7,5. Uma vez concluída a preparação da amostra, 1mL foi retirado com o auxílio de micropipetador automático e depositado no centro da placa Petrifilm™ 3M®, para logo serem cultivados em estufa com temperatura de 35 ± 1 °C por um período de 48 ± 2 horas. Após o período de incubação, foram contabilizadas as colônias de coliformes totais (representadas por pontos vermelhos e azuis com formação de gás) e de *E. coli* (representadas por pontos azuis e vermelho-azuladas com formação de gás). Quando se verificava um número superior a 150 colônias, uma estimativa era feita através da média de 3 quadrantes multiplicada por 20 (número total de quadrantes de cada placa). Quando identificada alteração na cor do gel da placa de vermelho (cor natural) para roxo-azulada, estipulava-se que o número de colônias de *E. coli* era superior a 10^8 .

Para o processamento da informação, empregou-se correlação linear de Pearson e estatística descritiva para a tabulação dos dados e sua ilustração gráfica, como por exemplo, gráfico de barras para visualização e interpretação das medidas de tendência central e dispersão (CALLEGARI-JACQUES, 2009). As médias das variáveis ambientais foram comparadas entre os sistemas efluente e afluente do tratamento proposto, utilizando provas estatísticas paramétricas, desde que provados os requisitos estatísticos necessários para aplicar as mesmas (normalidade dos dados e homogeneidade de variâncias); caso contrário, foram aplicadas provas estatísticas não paramétricas. Trabalhou-se com níveis de significância de 5% ($p < 0,05$). As análises foram processadas utilizando-se o software Past versão 2.15 (HAMMER et al., 2001).

Durante o período de coleta de dados foram realizadas 5 identificações dos gêneros das microalgas presentes no biofilme da placa de acrílico através de chave dicotômica (SHEATH & WEHR, 2003). A primeira foi realizada em dezembro, antecedendo o início das aulas (23 de fevereiro de 2017), seguido por março, julho, setembro e outubro.

Dados meteorológicos da estação meteorológica da UNISC foram utilizados para analisar a relação entre as variáveis climatológicas e o desempenho do sistema de tratamento. A estação está localizada nas coordenadas 29°42'00" S e 52°24'00" W, com elevação de 50 m, posicionada a 200 metros da ETE.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do afluentes da ETE-UNISC

A ETE do campus da UNISC foi projetada para uma demanda de 18.000 pessoas (estudantes, funcionários e visitantes), porém atende aproximadamente 11.500 pessoas distribuídas nos 3 turnos de funcionamento da universidade, com picos de vazões geralmente ocorrendo entre 12 h e 17 h.

A qualidade do efluente que chega na ETE do campus da UNISC foi avaliada durante os meses de acompanhamento do sistema de tratamento e pode ser conferida na Tabela 12 junto com os limites permitidos conforme a Resolução CONAMA 357/05 e CONSEMA 355/17 (CONAMA, 2005; CONSEMA, 2017). O ponto de coleta foi o equalizador (EB), passando inicialmente por gradeamento e caixa de areia. A análise foi realizada mensalmente (com exceção de novembro de 2017, quando houve análises semanais do EB).

Tabela 12 - Caracterização do efluente bruto (EB) e comparação com a Resolução CONAMA 357/05, CONSEMA 355/17 e 129/06. Média (\pm desvio padrão).

Parâmetros	Valores	Resolução CONAMA 357/2005, CONSEMA 355/2017 e CONSEMA 129/2006 (Referência de $Q \leq 200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)
pH (n = 10)	7,2 \pm 0,2	6,0 - 9,0
Condutividade (n = 12)	971,8 \pm 91,5	-
STD (n = 12)	505,4 \pm 54,2	-
Turbidez (n = 9)	445,4 \pm 215,2	100
Cor (λ 420 nm) (n = 11)	0,94 \pm 0,37	Não conferir mudança ao corpo receptor
N-Amoniacal (n = 7)	79,3 \pm 7,9	≤ 20
P-Solúvel (n = 8)	3,9 \pm 0,5	4*
TC (n = 8)	221,2 \pm 24,5	-
COT (n = 8)	145,7 \pm 48,3	-
IC (n = 8)	75,6 \pm 42,6	-
NT (n = 8)	90,2 \pm 26,6	-
CE(I)50%48h (n = 5)	46 \pm 22	FT = 1 para toxicidade aguda CE(I)50% = 100%

Concentrações dadas em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ com exceção do pH (adimensional), condutividade ($\mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-1}$), turbidez (NTU), cor (adimensional) e CE(I)50%48h dado em porcentagem. * Valor permitido para fósforo total.

Conforme pode ser observado, o efluente bruto da universidade possui valores de nitrogênio total e amoniacal superiores àqueles típicos para efluentes domésticos (VON SPERLING, 2007b), os quais podem ser conferidos na Tabela 1, demonstrando que a maior contribuição para o efluente são águas amarelas. Quando comparado com outras pesquisas desenvolvidas na ETE da UNISC observamos um aumento na concentração de nitrogênio amoniacal no efluente bruto. Düpont & Lobo (2012) encontraram valores para nitrogênio amoniacal para o efluente bruto variando entre 15 e 55 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Valores semelhantes foram encontrados por Horn (2011). Já Silveira (2016) encontrou valores maiores do que os trabalhos anteriores, com concentração de 68,8 \pm 35,7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,

demonstrando que o aumento na concentração de nitrogênio amoniacal data de pelo menos 2015, embora não se saiba o real motivo, possivelmente pode ser devido ao aumento da contribuição de ureia que rapidamente é hidrolisada em amônia (VON SPERLING, 2007).

5.2 Resultados e discussão durante a Fase I

A Fase I estendeu-se de 13 de fevereiro a 26 de março de 2017 e se caracterizou como o período de análise preliminar da parametrização da operação do sistema. Durante essa fase inicial foram testados dois tempos de detenção hidráulica e duas configurações diferentes, o primeiro de 21 dias (13 de fevereiro a 5 de março), sendo 7 dias em cada um dos tanques e com taxa hidráulica de $0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$ e alimentação em série, e o segundo com 14 dias de TDH (12 a 26 de março), sendo 7 dias destinados ao tanque de microalgas e 7 dias nos dois WC's que eram alimentados simultaneamente pelo efluente proveniente do tanque de microalgas, com uma taxa hidráulica de $0,10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$, caracterizando um fluxo paralelo entre o WC 1 e WC 2.

Embora tenha havido análise e quantificação da eficiência de redução/remoção de cargas poluidoras, o foco durante esse período foi a identificação de melhorias e manutenção corretiva de qualquer irregularidade que oferecesse risco ao desempenho do sistema de tratamento, além de identificar um melhor método de operação. A Tabela 13 apresenta um resumo das atividades que foram desenvolvidas durante a Fase I.

Tabela 13 - Cronograma das atividades desenvolvidas durante a Fase I.

Data	Atividades
13 de fevereiro	<ul style="list-style-type: none"> • Primeira semana de análise; • Sistema operando com TDH de 21 dias;
20 de fevereiro	<ul style="list-style-type: none"> • Início das aulas da graduação da UNISC;
23 de fevereiro	<ul style="list-style-type: none"> • Início das aulas da pós-graduação da UNISC;
12 de março	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema operando com TDH de 14 dias; • Amarelamento e morte parcial das macrófitas no WC 1 e WC 2;
19 de março	<ul style="list-style-type: none"> • Vazamento no tanque de microalgas; • Morte do biofilme no suporte de acrílico;
26 de março	<ul style="list-style-type: none"> • Conclusão da Fase I.

Embora tenha ocorrido o início das aulas durante a Fase I, não foram observadas mudanças significativas ($p > 0,05$) dos parâmetros entre a primeira semana de análise e as semanas subsequentes ao início das aulas. A mudança do TDH e configuração de operação (série para paralelo) ocorreu após a identificação do amarelamento das macrófitas. Embora o motivo para a limitação na produção da biomassa das macrófitas não fosse claro, trabalhou-se com a hipótese de que um dos fatores poderia ser a limitação de nutrientes (OGDEN et al., 2002), assim optou-se por um menor tempo de detenção hidráulica. Outro ponto importante foi o vazamento no primeiro tanque (MA) na penúltima semana de análise da Fase I, acarretando na interrupção da recirculação do efluente na placa de acrílico, levando à morte do biofilme formado, e na falta de efluente

para alimentar o segundo e terceiro tanque, e como consequência não permitir a coleta de amostras para o ponto WC 1 e WC 2 na semana seguinte.

No mês de dezembro de 2016 foi realizada uma análise dos gêneros predominantes das microalgas aderidas à superfície rugosa de acrílico, constatando que *Desmodesmus* sp. e *Scenedesmus* sp. foram os gêneros que se destacaram pela sua abundância relativa, enquanto que *Phormidium* sp. foi o gênero que se destacou pela sua abundância relativa na amostragem realizada em março de 2017.

O gênero *Desmodesmus* sp. (Figura 14) corresponde a microalgas verdes unicelulares presentes em águas doces. É reportado como rápido assimilador de fósforo e capaz de remover nutrientes de efluentes (JI et al., 2014). Os mesmos autores registraram remoção de 100% de amônia, fósforo total e fosfato e 75,5% de NT ao tratar efluente de um digestor anaeróbico.



Figura 14 - *Desmodesmus communis* (1000x) (GUIRY & GUIRY, 2017).

Scenedesmus sp. (Figura 15) é um gênero de microalgas clorofíceas que rapidamente se adaptam ao ambiente de efluentes e apresentam maior desenvolvimento em climas mais quentes. Assim como *Desmodesmus* e *Chlorella*, *Scenedesmus* tem a produção de células muito rápida e por isso são consideradas “pragas verdes” (SHEATH & WEHR, 2003).

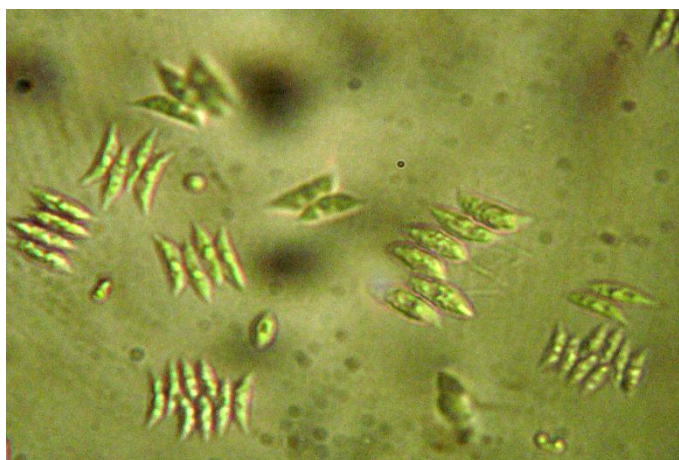


Figura 15 - *Scenedesmus* sp. (400x).

Já o gênero *Phormidium* sp. (Figura 16) corresponde a cianobactérias termofílicas filamentosas que podem se desenvolver em diferentes substratos, tais como pedras, folhas, solo, lama, etc., tanto em águas paradas quanto em córregos. Sua termotolerância permite seu desenvolvimento em fontes de águas térmicas e solos de desertos (GUIRY & GUIRY, 2017). Também é capaz de bioacumular corantes e cromo (VI) de efluentes industriais (SADETTIN E DÖNMEZ, 2007; ERTUĞRUL et al., 2008) e seu uso no tratamento terciário é favorecido pela capacidade de se desenvolver em diferentes intensidades luminosas (TALBOT & DE LA NOÛE, 1993).



Figura 16 - *Phormidium setchellianum* (1000x) (GUIRY & GUIRY, 2017).

A Tabela 14 mostra a média (\pm desvio padrão) das concentrações dos parâmetros analisados durante a Fase I (14 de fevereiro a 27 de março). Porém, é importante salientar que houve problema de vazamento no tanque de microalgas durante a semana que antecedeu a segunda semana das análises de fósforo solúvel, COT, IC, TC e NT, permitindo uma única análise para os tanques WC 1 e WC 2 durante a Fase I, assim, não possibilitando o cálculo de média e desvio padrão.

Tabela 14 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) dos parâmetros analisados durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Parâmetros	RA	MA	WC 1	WC 2
pH (n = 6 - 7)	7,5 \pm 0,2	8,3 \pm 0,3	7,2 \pm 0,2	7,4 \pm 0,2
Condutividade (n = 6 - 7)	1145,6 \pm 86,6	724,4 \pm 139,9	593,5 \pm 95,2	525,8 \pm 76,5
STD (n = 6 - 7)	566,5 \pm 31,3	351,5 \pm 57,0	289,9 \pm 50,9	257,7 \pm 33,3
Turbidez (n = 6 - 7)	51,4 \pm 49,6	8,7 \pm 6,2	3,1 \pm 4,9	0,8 \pm 1
Cor (λ 420 nm) (n = 6 - 7)	0,15 \pm 0,08	0,1 \pm 0,04	0,04 \pm 0,02	0,03 \pm 0,02
N-Amoniacal (n = 3 - 4)	85 \pm 6,3	3,7 \pm 2,6	0,5 \pm 0,8	0,4 \pm 0,7
P-Solúvel (n = 1 - 2)	4,1 \pm 0,6	3,4 \pm 0,7	2,4	1,2
TC (n = 1 - 2)	141,6 \pm 12,6	27,8 \pm 20,7	23,8	34,2
COT (n = 1 - 2)	18,8 \pm 0,5	13 \pm 7,5	6,0	5,7
IC (n = 1 - 2)	122,8 \pm 13	14,8 \pm 13,1	17,8	28,5
NT (n = 1 - 2)	99,5 \pm 10,2	44,1 \pm 14,2	25,9	10,7

Concentrações dadas em mg.L⁻¹ com exceção do pH (adimensional), condutividade (μ s.cm⁻¹), turbidez (NTU) e cor (adimensional).

A Figura 17 mostra as eficiências para condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez e cor aparente.

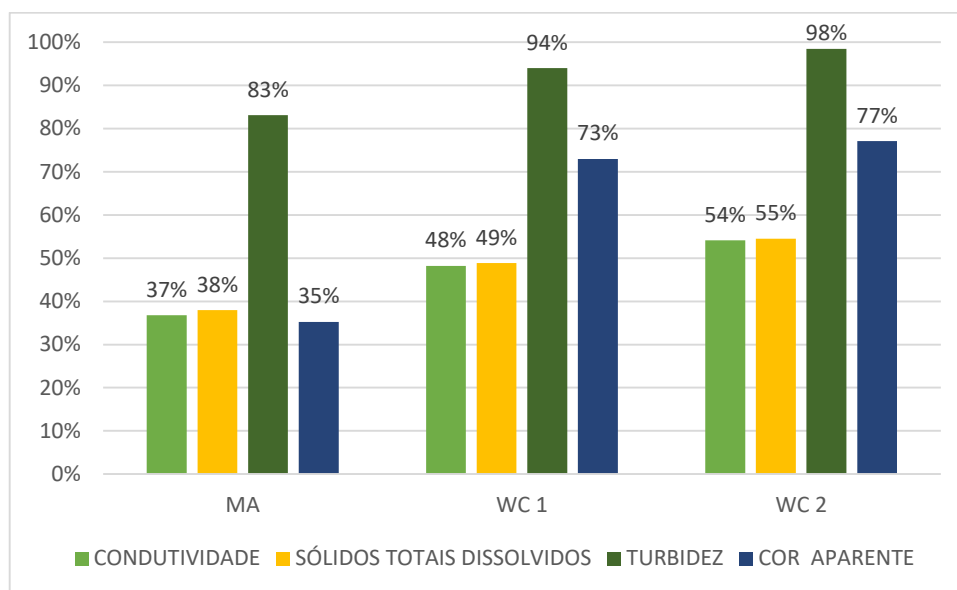


Figura 17 - Eficiências para os parâmetros físicos durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro Wetland Construído; WC 2 - Segundo Wetland Construído.

Como pode ser observado, houve redução de todos os parâmetros analisados (Tabela 14), indicando que o sistema possui capacidade de tratar cargas poluidoras. Na Figura 17 observam-se as reduções para os parâmetros condutividade, STD, turbidez e cor aparente com eficiências de 54%, 55%, 98% e 77%, respectivamente.

Na Figura 18 apresentam-se as concentrações médias (\pm desvio padrão), enquanto que na Figura 19 se apresentam as eficiências para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (NT) durante a Fase I.

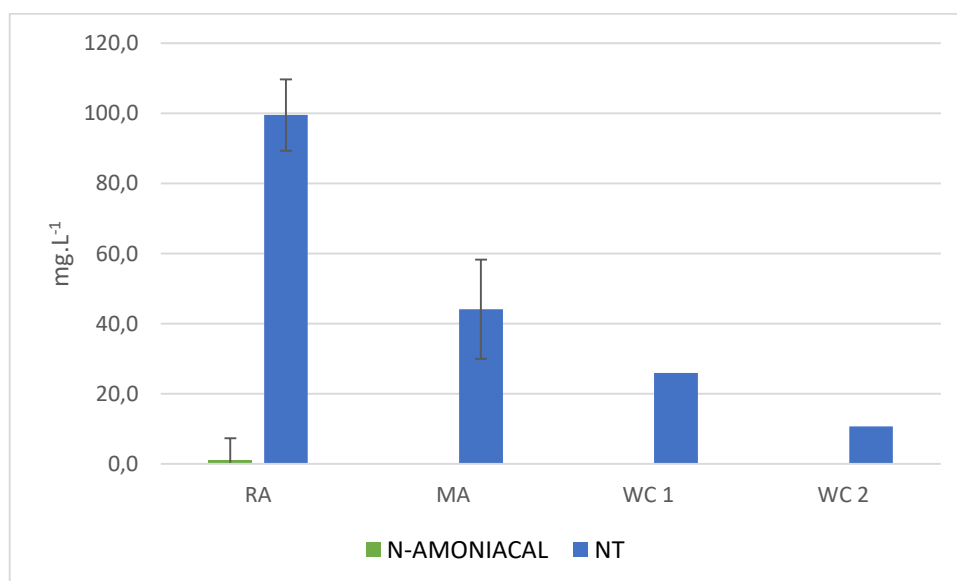


Figura 18 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (NT) durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro Wetland Construído; WC 2 - Segundo Wetland Construído.

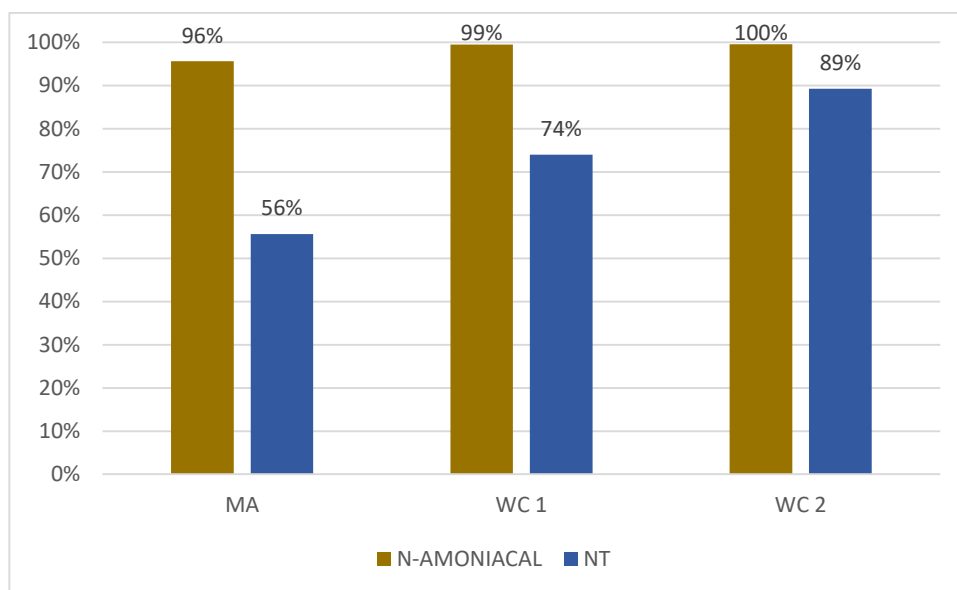


Figura 19 - Eficiências para os parâmetros de nitrogênio durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Observa-se que o desempenho do sistema para a redução de nitrogênio é satisfatório, contabilizando eficiências de 100% e 89% para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total, respectivamente (Figura 19). A redução de nitrogênio amoniacal foi fundamental para a redução do nitrogênio total, uma vez que representou aproximadamente 85% do NT durante a Fase I.

A Figura 20 apresenta a concentração média (\pm desvio padrão) para o fósforo solúvel durante a Fase I. Complementarmente, a Figura 21 indica a eficiência para o período analisado. Observa-se que uma redução significativa no fósforo solúvel, passando de 31% para uma redução de 70% ao final do tratamento.

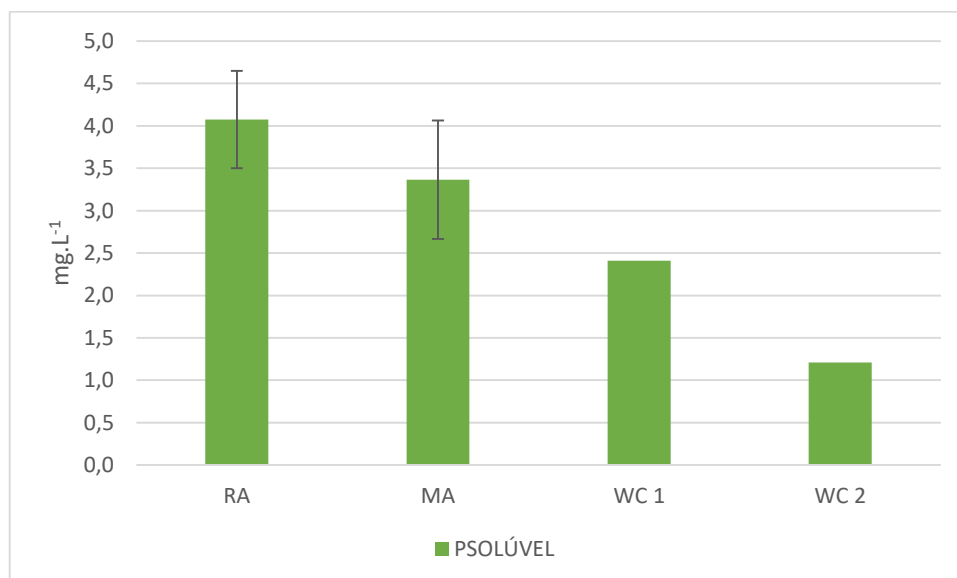


Figura 20 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) para fósforo solúvel durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído. Para WC 1 e WC 2 houve apenas uma análise para fósforo solúvel.

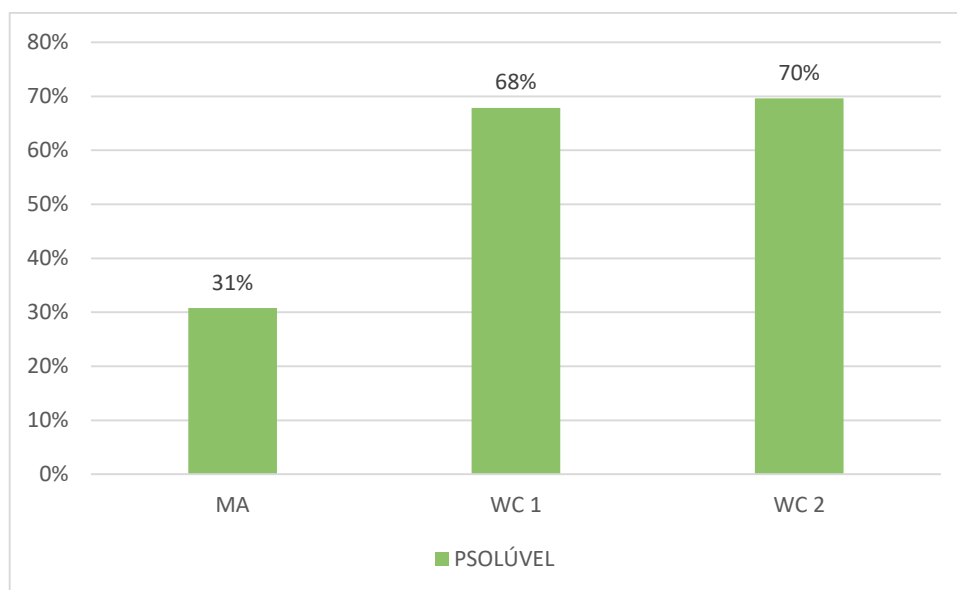


Figura 21 - Eficiências para o parâmetro fósforo solúvel durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro Wetland Construído; WC 2 - Segundo Wetland Construído.

A Figura 22 apresenta as concentrações médias (\pm desvio padrão) para carbono total, carbono orgânico total e carbono inorgânico na Fase I. Já na Figura 23 mostra a eficiência para os diferentes pontos de amostragem para estes parâmetros. Os resultados indicaram eficiências de 76%, 70% e 77% para TC, COT e IC, respectivamente.

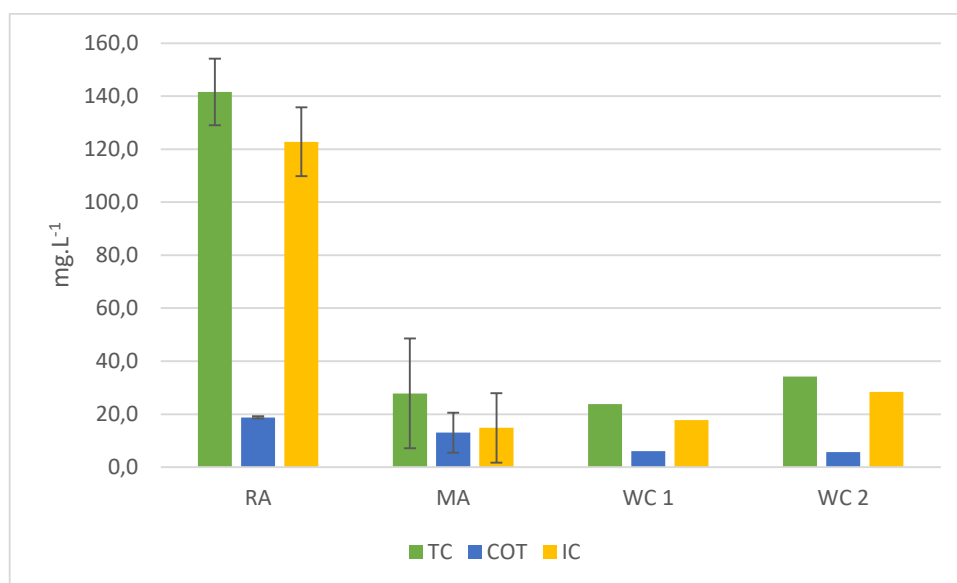


Figura 22 - Concentrações médias (\pm desvio padrão) para carbono total, carbono orgânico total e carbono inorgânico durante a Fase I. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro Wetland Construído; WC 2 - Segundo Wetland Construído.

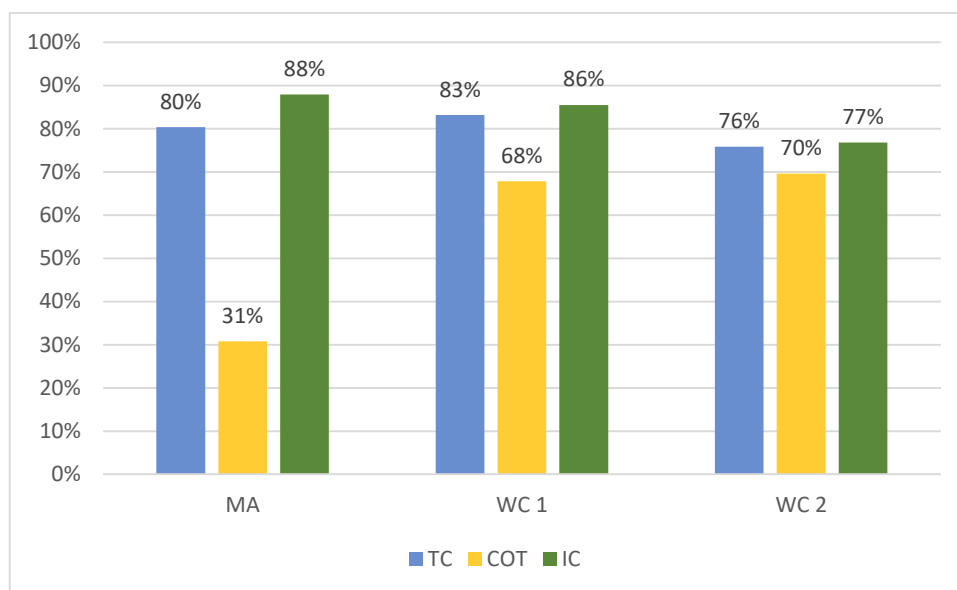


Figura 23 - Eficiências para os parâmetros carbono total, carbono orgânico total e carbono inorgânico durante a Fase I. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

As eficiências de TC e IC mostraram-se maiores do que outros trabalhos, tais como o trabalho conduzido por Wießner et al. (2005) utilizando um reator plantado com a macrófita *Juncus effusus* no tratamento de efluente artificial, onde foi alcançada redução de 41,8% para TC e um aumento de 98,9% para o IC, apenas para COT a eficiência foi maior (92,7%).

5.3 Resultados e discussão durante a Fase II

Após manutenções corretivas das irregularidades apontadas durante a Fase I, as quais basicamente consistiram em vazamentos no primeiro e último tanque, optou-se pelo regime hidráulico em série com TDH de 21 dias. A escolha por um tempo maior de TDH teve por objetivo garantir uma melhor eficiência no tratamento do efluente, e aumentar o tempo de vida do substrato com relação à remoção de fósforo por adsorção.

Durante a Fase II (3 de abril a 27 de novembro) os seguintes parâmetros foram incluídos nas análises: DQO, clorofila a, e. coli e coliformes totais, cujos valores médios (\pm desvio-padrão) apresentam-se na Tabela 15 junto com os demais parâmetros, para o efluente do ponto RA. Também foram realizadas três coletas para identificação dos gêneros predominantes no tanque de microalgas (MA), constatando a predominância de *Nitzschia* sp.; *Gomphonema* sp. e *Phormidium* sp. para o mês de julho de 2017; e *Nitzschia* sp., *Chlorella* sp. e *Pseudokirchneriella* sp., para o mês de setembro e outubro de 2017.

Nitzschia é um gênero da família *Bacillariaceae* (diatomáceas) com alto grau de tolerância à eutrofização, como, por exemplo, a espécie *N. palea* (Figura 24), que apresenta um valor trófico ($vt = 4$), correspondente a altos níveis de tolerância à eutrofização (LOBO et al., 2014). Zamora-Castro et al. (2008) registraram reduções de 94%, 79%, 78% e 83% para ortofosfato, amônia, nitrito e nitrato em apenas 48 horas ao tratar efluente utilizando biofilme de microalgas onde o gênero *Nitzschia* era o eucarionte dominante.

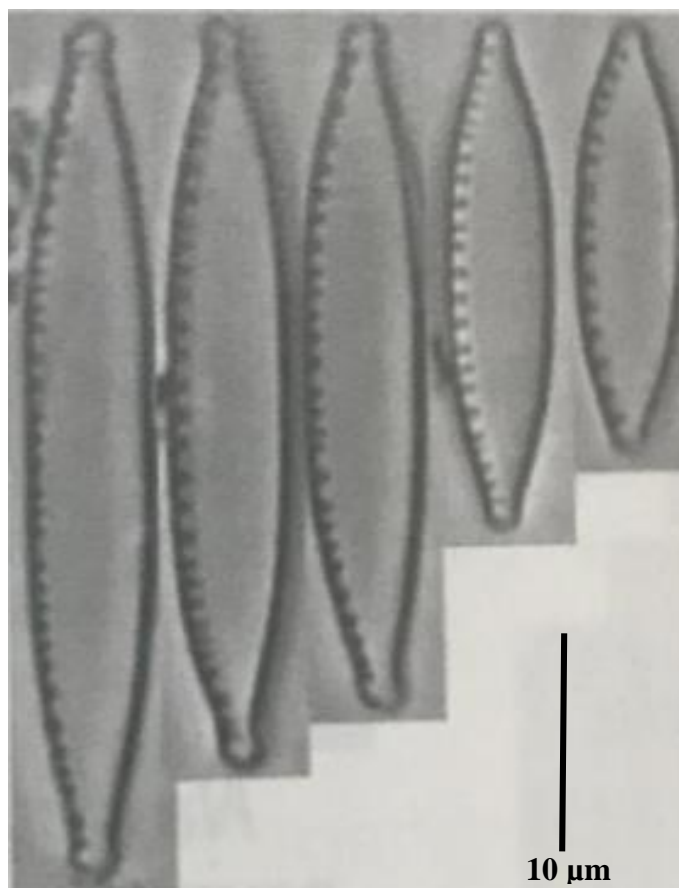


Figura 24 - *Nitzschia palea* (LOBO et al., 2014)

Gomphonema também é um gênero de diatomáceas que se adere à superfície através de blocos ou hastes gelatinosos (SHEATH & WEHR, 2003). Segundo Lobo et al. (2014) esse gênero ocorre em ambientes ricos em nutrientes, apresentado um grau intermediário de tolerância à eutrofização ($vt = 2,5$), como por exemplo a espécie *Gomphonema parvulum* (Figura 25).

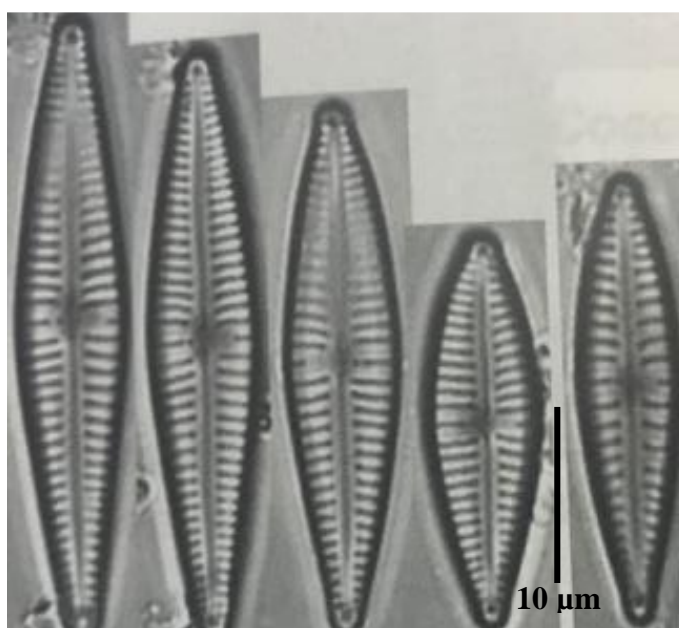


Figura 25 - *Gomphonema parvulum* (LOBO et al., 2014)

O gênero *Chlorella* (Figura 26) é representado por microalgas verdes encontradas principalmente em córregos e lagos, onde vive em simbiose com outros seres vivos. Este grupo é comumente utilizado em estudos fisiológicos e bioquímicos (SHEATH & WEHR, 2003). Li et al. (2011) avaliaram a capacidade do gênero *Chlorella* no tratamento de efluente municipal concentrado combinado com a produção de biodiesel. Ao final de um TDH de 14 dias, os autores alcançaram remoções de amônia, nitrogênio total, fósforo total e demanda química de oxigênio em 93,9%, 89,1%, 80,9% e 90,8%, respectivamente, além da produção de 0,12 g-biodiesel.L-alga⁻¹.

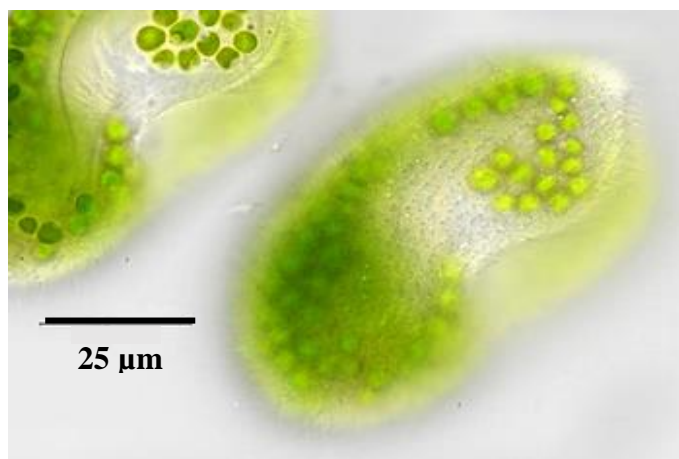


Figura 26 - *Chlorella parasitica* (GUIRY & GUIRY, 2017).

O gênero *Pseudokirchneriella* também pertence ao grupo de microalgas verdes planctônicas que habitam águas doces (GUIRY & GUIRY, 2017). Atualmente espécies deste gênero se utilizam como bioindicadores de ecotoxicidade devido a sua rápida reprodução e sensibilidade a componentes tóxicos (YAMAGISHI et al., 2017), como por exemplo a espécie *Pseudokirchneriella subcapitata* (Figura 27).

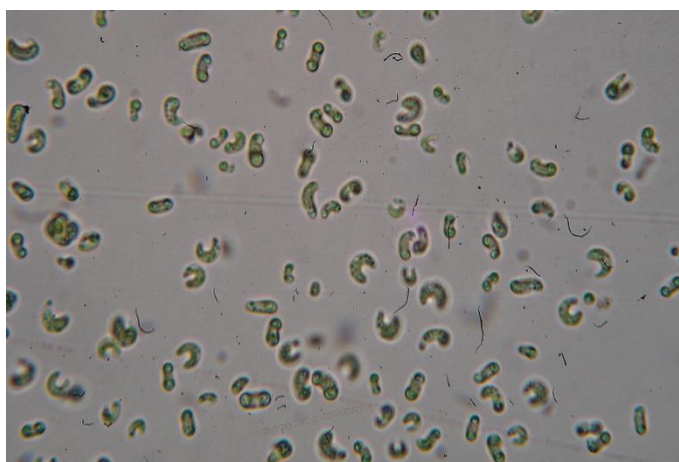


Figura 27 - *Pseudokirchneriella subcapitata* (1000 X).

A Tabela 15 mostra as concentrações médias (desvio padrão) para o ponto RA durante a Fase II.

Tabela 15 - Caracterização do efluente secundário proveniente dos reatores anaeróbicos durante a Fase II (RA).

Parâmetros	Média (\pm Desvio-padrão)
pH (n = 31)	7,3 \pm 0,2
Condutividade (n = 40)	1157,8 \pm 88
STD (n = 32)	578,7 \pm 47
Turbidez (n = 28)	57,6 \pm 42,9
Cor (λ 420 nm) (n = 30)	0,23 \pm 0,2
DQO (n = 3)	96,9 \pm 14,2
N-Amoniacal (n = 30)	96 \pm 12,3
P-Solúvel (n = 30)	4,8 \pm 0,6
TC (n = 18)	176,1 \pm 19,8
COT (n = 18)	32,8 \pm 17,4
IC (n = 18)	143,3 \pm 8,8
NT (n = 18)	119,8 \pm 27,9
Clorofila <i>a</i> (n = 5)	4,9 \pm 5,9
<i>E. coli</i> (n = 5)	59,6 \pm 29,6
Coliformes Totais (n = 5)	> 10 ⁸
CE(I)50%48h (n = 6)	56 \pm 5

Concentrações dadas em mg.L⁻¹ com exceção do pH (adimensional), condutividade (μ s.cm⁻¹), turbidez (NTU), cloforila *a* (μ g.L⁻¹), *e. coli*, coliformes totais e cor (adimensionais), e CE(I)50%48h dado em porcentagem.

Como mostra a Tabela 15, o efluente secundário proveniente dos reatores anaeróbicos (RA) possui altas cargas eutrofizante, principalmente pela limitação desses sistemas na remoção de nutrientes (CHERNICHARO, 2007), ultrapassando os limites permitidos pela Resolução 357/05 do CONAMA para o nitrogênio amoniacal (≥ 20 mg.L⁻¹) e para fósforo (≥ 4 mg.L⁻¹), além de se caracterizar como um efluente medianamente tóxico. Como já era esperado do efluente secundário, houve reduções nos parâmetros turbidez, cor aparente, COT e TC quando comparados aos valores de entrada (EB), porém destaca-se um aumento na concentração da carga de nutrientes, provavelmente devido à ressuspensão do material sedimentado dentro dos reatores anaeróbicos, contribuindo com a reintrodução dos nutrientes na coluna líquida. Também houve aumento de aproximadamente 20% na condutividade no ponto RA quando comparado ao EB, assim como um aumento de 14% nos sólidos dissolvidos inorgânicos e de 90% na concentração do IC.

Quando comparados os valores médios para o efluente do ponto RA da Fase I com o RA da Fase II, observa-se que os valores médios para todos os parâmetros em comum mantiveram-se semelhantes com pequenas variações, com exceção do COT onde houve um aumento de 75% entre os meses de julho e agosto (Figura 28). O mesmo ocorreu com os valores de TC entre os meses de julho e agosto, mantendo-se mais alto até o final das análises em novembro. No entanto, os valores de IC apresentaram pouca flutuação durante todo o ano (Figura 29), mostrando que provavelmente somente a parcela carbonácea orgânica contribuiu para o aumento do carbono total. Quando analisados os valores mensais para o efluente bruto EB, não foi constatada variação semelhante para os parâmetros COT, IC e TC (Figura 30 e Figura 31), evidenciando que a mudança nos valores de COT e TC se deu nos próprios reatores anaeróbicos e não é devido à mudança na qualidade do efluente que chega na ETE. Como a vazão de entrada no decantador dos

reatores anaeróbicos se dá através de bomba hidráulica e possui a vazão controlada apenas por válvula manual, uma provável causa para o aumento desses parâmetros no ponto RA pode ser devido a uma maior vazão de efluente na entrada do decantador, resultando na ressuspensão da matéria orgânica sedimentada.

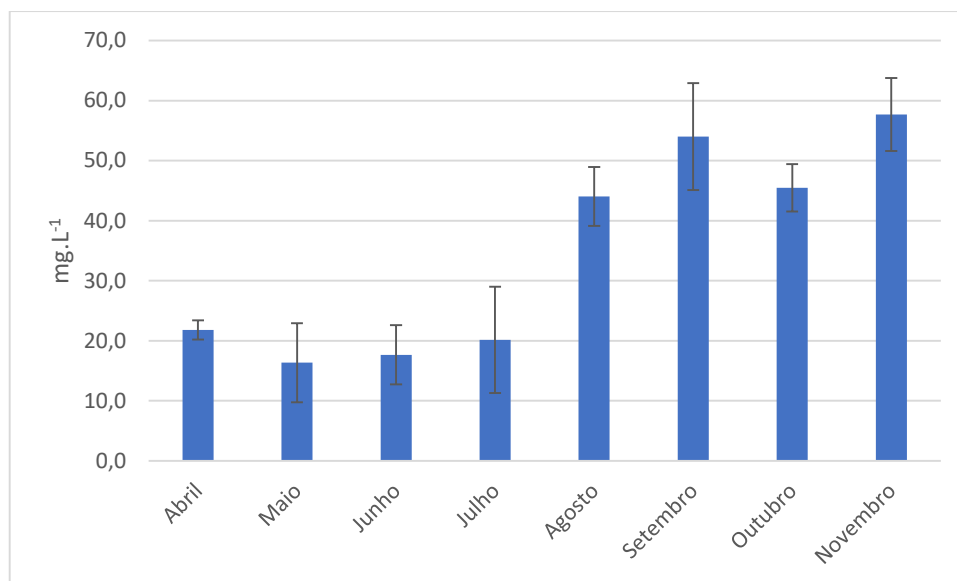


Figura 28 - Concentrações mensais (\pm desvios-padrão) para COT no ponto RA durante a Fase II.

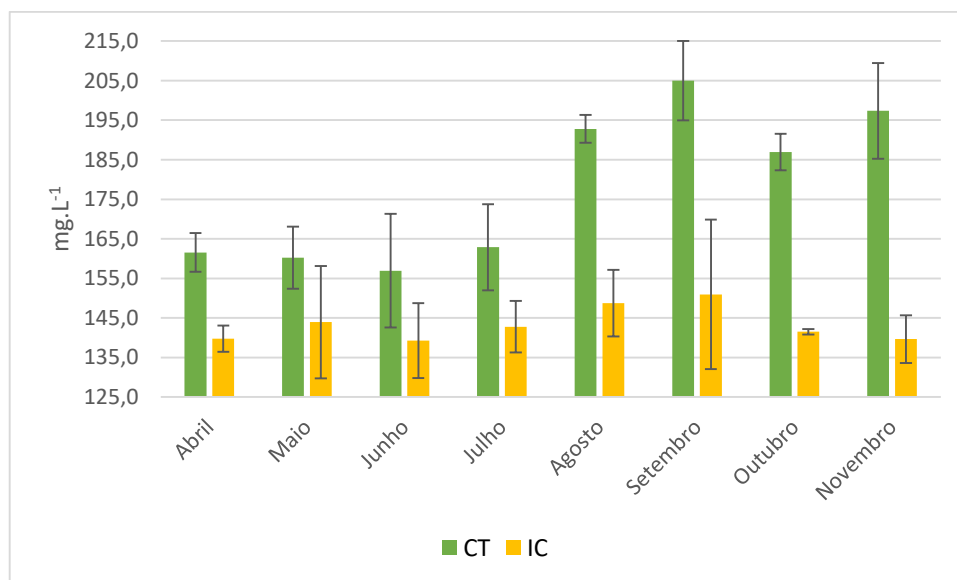


Figura 29 - Concentrações mensais (\pm desvios-padrão) para TC e IC no ponto RA durante a Fase II.

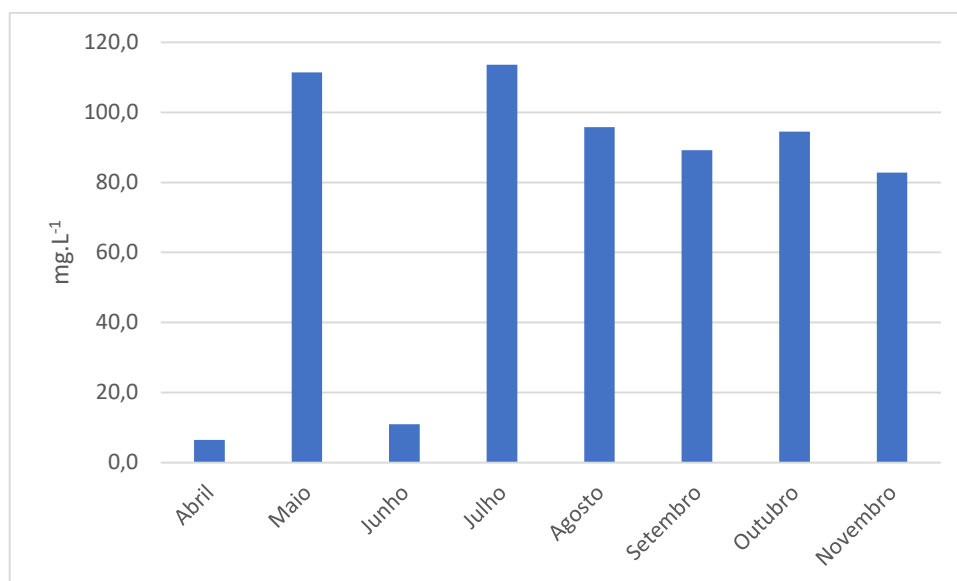


Figura 30 - Concentrações mensais de COT no efluente bruto EB durante a Fase II.

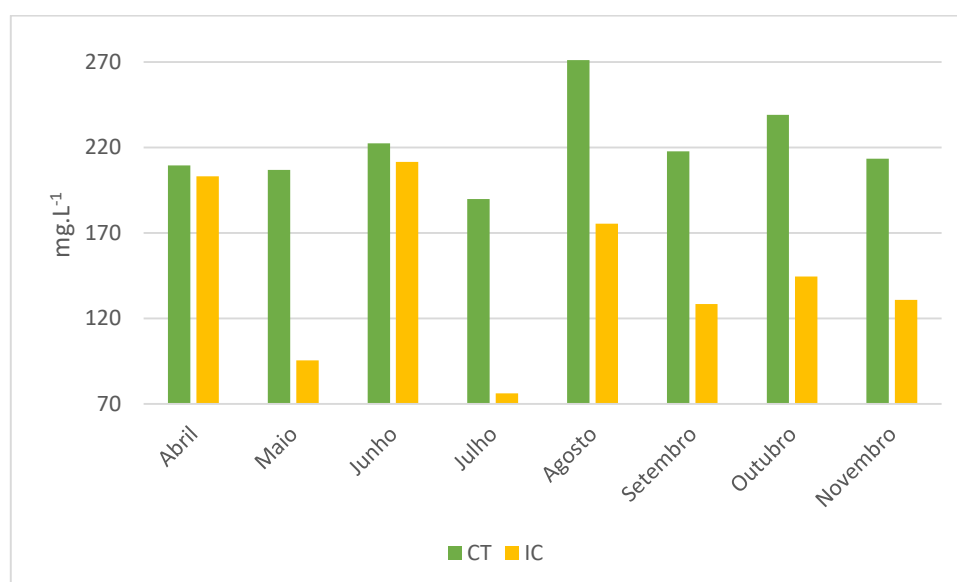


Figura 31 - Concentrações mensais para TC e IC no efluente bruto EB durante a Fase II.

Na Tabela 16 apresentam-se as concentrações médias (\pm desvio-padrão) dos parâmetros analisados durante a Fase II, para os pontos RA, MA, WC 1 e WC 2. Já na Figura 32 encontram-se dados referentes às análises para condutividade e STD, seguido da turbidez (Figura 33) e cor aparente (Figura 34). As respectivas eficiências destes parâmetros apresentam-se na Figura 35.

Tabela 16 - Concentrações médias (\pm desvio-padrão) dos parâmetros analisados durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Parâmetros	RA	MA	WC 1	WC 2
pH (n = 30 - 31)	7,3 \pm 0,2	7,6 \pm 0,4	7,4 \pm 0,4	7,3 \pm 0,3
Condutividade (n = 30 - 31)	1157,8 \pm 88	663,6 \pm 121,2	645,9 \pm 147,3	595 \pm 158
STD (n = 32)	578,7 \pm 47	349,4 \pm 81,1	330,6 \pm 88,3	301,7 \pm 80,6
Turbidez (n = 27 - 28)	57,6 \pm 42,9	6,3 \pm 8,1	0,9 \pm 1,2	0,6 \pm 1,1
Cor (λ 420nm) (n = 30 - 32)	0,23 \pm 0,2	0,28 \pm 1,08	0,04 \pm 0,01	0,04 \pm 0,01
DQO (n = 3)	96,9 \pm 14,2	78,2 \pm 92,1	60,2 \pm 64,7	28,2 \pm 21,8
N-Amoniacal (n = 29 - 32)	96 \pm 12,3	1,6 \pm 3,5	0,9 \pm 1,3	0,8 \pm 1,2
P-Solúvel (n = 28 - 32)	4,8 \pm 0,6	3,9 \pm 0,6	3,4 \pm 0,7	2,7 \pm 0,6
TC (n = 18)	176,1 \pm 19,8	28,9 \pm 14,1	28 \pm 9,4	30,4 \pm 8,9
COT (n = 18)	32,8 \pm 17,4	17 \pm 7,6	10,6 \pm 4,6	9,9 \pm 5,2
IC (n = 18)	143,3 \pm 8,8	11,9 \pm 8,6	17,4 \pm 7,1	20,5 \pm 7,1
NT (n = 18)	119,8 \pm 27,9	51 \pm 16,1	41,9 \pm 16	35,9 \pm 15,5
Clorofila <i>a</i> (n = 5)	5,1 \pm 5,1	203,9 \pm 237	-	12,9 \pm 20,9
<i>E. coli</i> (n = 5)	59,6 \pm 29,6	0 \pm 0	0,9 \pm 0,8	3,3 \pm 2,5
Coliformes Totais (n = 4 - 5)	10 ⁸	36,5 \pm 21,9	38,3 \pm 29,2	142,9 \pm 108,7
CE(I)50%48h (n = 6)	56 \pm 5	NAT	-	NAT

Concentrações dadas em mg.L⁻¹ com exceção do pH (adimensional), condutividade (μ s.cm⁻¹), turbidez (NTU), cloforila *a* (μ g.L⁻¹) e cor (adimensional), e CE(I)50%48h dado em porcentagem.

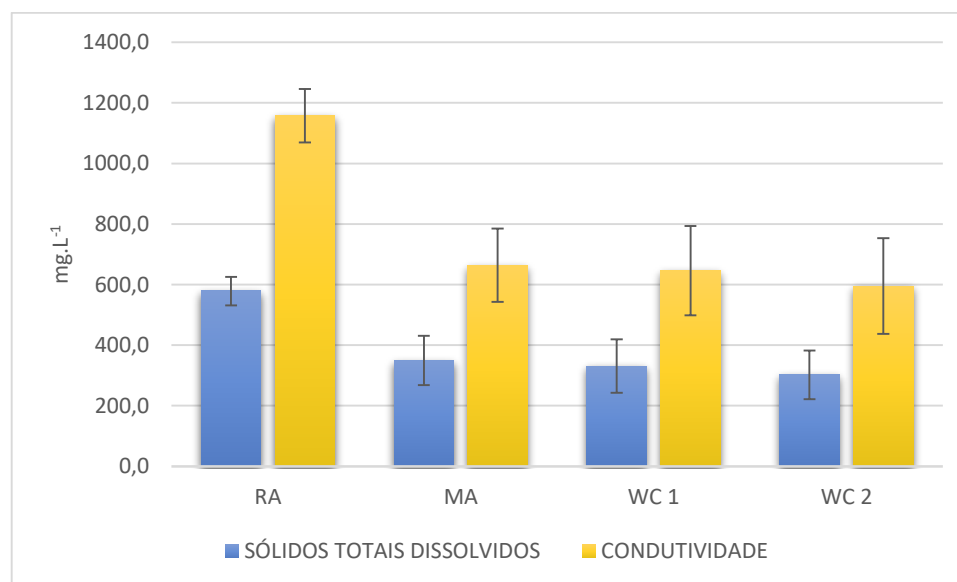


Figura 32 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para sólidos totais dissolvidos e condutividade durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

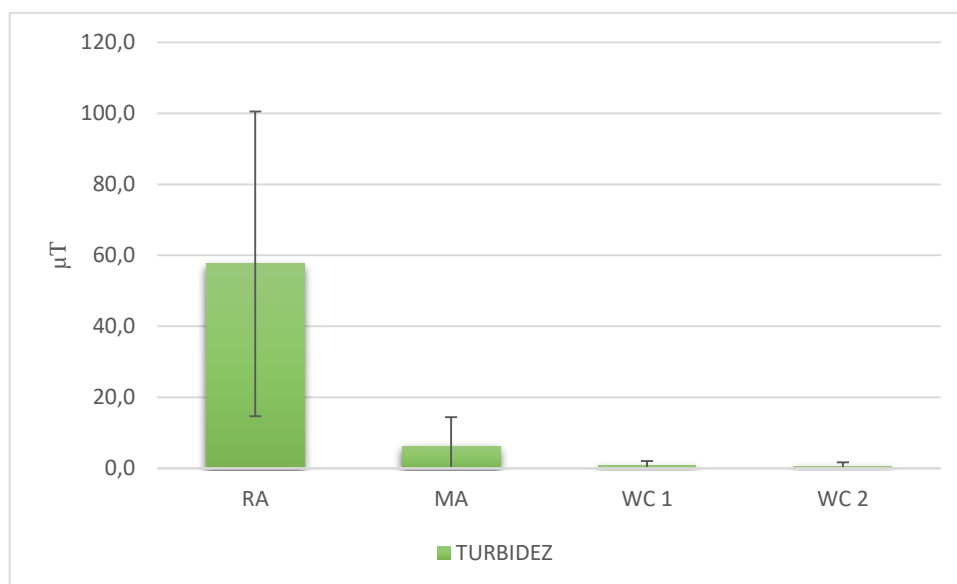


Figura 33 - Concentrações (\pm desvios-padrão) para turbidez durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

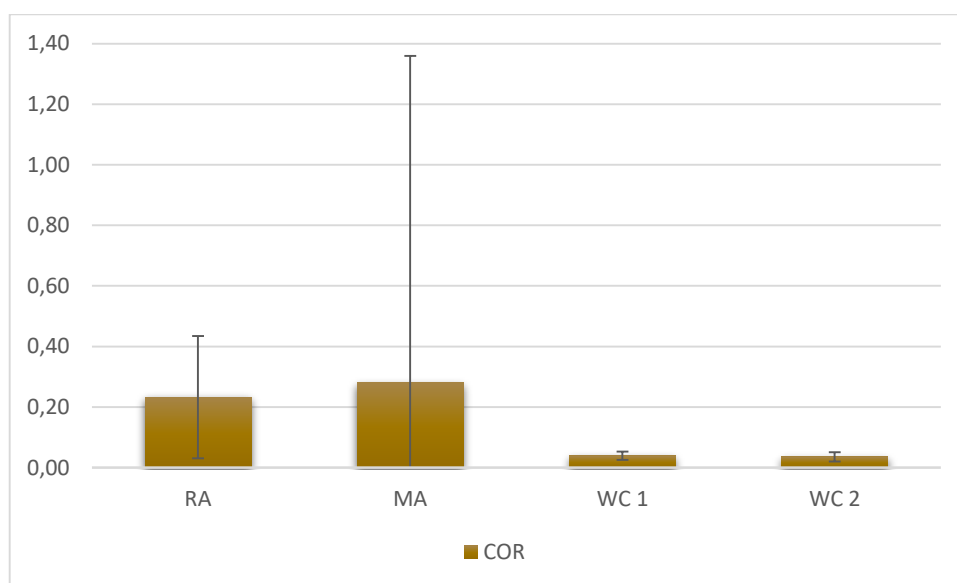


Figura 34 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para a cor aparente durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Reduções significativas ($p < 0,05$) nos tanques MA, WC 1 e WC 2-comparados com o RA tanto para a condutividade quanto para STD foram identificadas. Além disso, a redução da condutividade mostrou-se dependente das reduções na concentração de STD ($r = 0,92$; $p = 0,001$) o que já havia sido identificado em trabalhos anteriores, tais como o trabalho conduzido por De Oliveira et al. (1999), ao verificar relações lineares significativas entre condutividade e STD para amostras de esgoto bruto e de efluentes de lagoas de estabilização. Para cor aparente a redução foi significativa entre o bruto e os dois *wetlands* construídos (WCV1 e WCV2) ($p < 0,05$), assim como redução significativa entre os tanques WC 1 e WC 2 comparados ao MA ($p < 0,05$), provavelmente pela capacidade filtrante do substrato e remoção da biomassa que foi produzida no primeiro tanque (STEINMANN et al., 2003). Um aumento significativo foi constatado entre o MA

e o RA ($p < 0,05$) e como não houve correlação linear significativa da clorofila *a* e a cor aparente no tanque de microalgas ($p > 0,05$), infere-se que o aumento na cor do efluente se deve a outros fatores e não à geração de biomassa algal, tais como ressuspensão do material depositado no fundo do primeiro tanque.

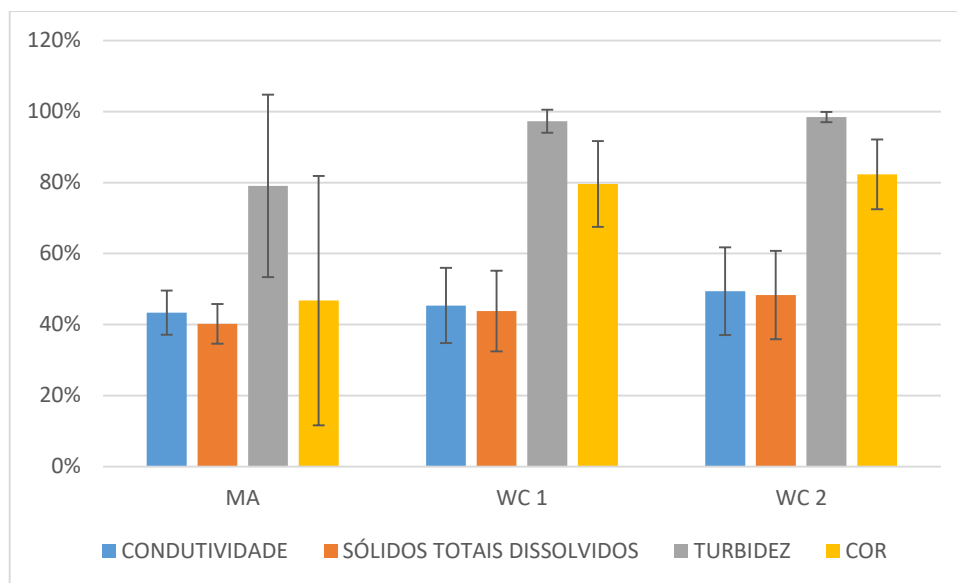


Figura 35 - Eficiências para os parâmetros condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez e cor aparente durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Destaca-se que para condutividade, sólidos totais dissolvidos e turbidez, o tanque com o filtro de microalgas (MA) contribuiu com mais de 80% na redução desses parâmetros, possibilitando o alcance de eficiências finais de 49%, 48% e 98%, respectivamente, e 82% para cor aparente na saída do último tanque (WC 2). Isso se deve provavelmente pela precipitação de sólidos suspensos e íons, além da degradação da matéria orgânica no primeiro tanque, seguido pela capacidade filtrante do primeiro e segundo *wetland* construído (VYMAZAL et al., 2005; SHELEF et al., 2013).

A Figura 36 apresenta as concentrações médias (\pm desvio-padrão) da clorofila *a* para todos os pontos, exceto para WC 1, para o qual não foi realizada análise de clorofila *a*. Optou-se pela omissão do ponto WC 1 para otimizar o tempo de análise e para garantir uma menor exposição à luz durante a análise no espectrômetro, o qual possui espaço interno para 4 cubetas (RA, MA, WC 2 e Branco), dessa forma, seria necessário a substituição de cubetas durante as análises em vários momentos, já que não haveria espaço para todas as amostras simultaneamente e isso aumentaria o risco de expor as cubetas à luz e inviabilizar os resultados.

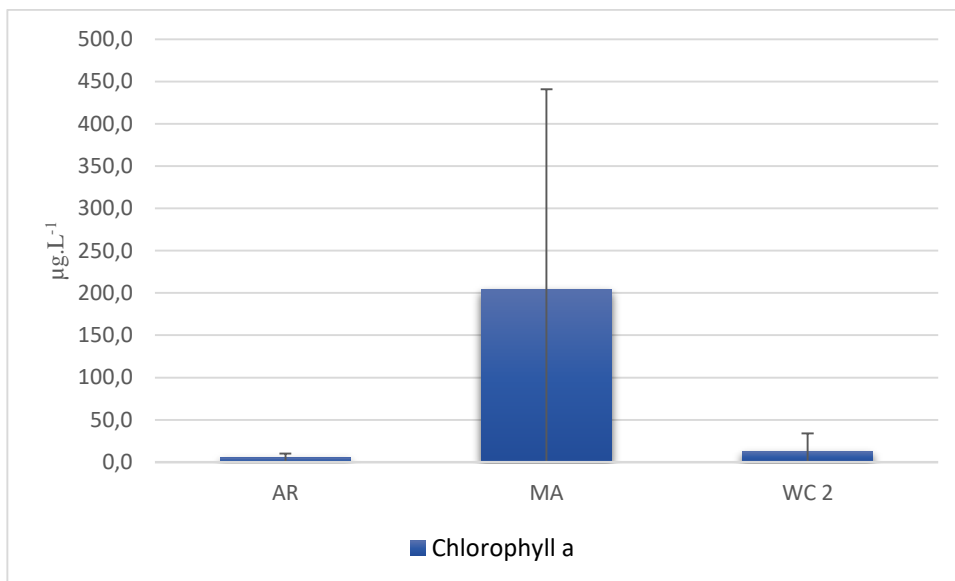


Figura 36 - Concentrações médias (\pm desvio-padrão) da clorofila *a* durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Como esperado, o tanque de microalgas (MA) apresentou maior valor para clorofila *a* com redução no WC 2 de $95\% \pm 6\%$, significando que o sistema de *wetlands* construídos mostrou capacidade para a retenção das microalgas.

A Figura 37 e Figura 38 apresentam as concentrações médias (\pm desvio-padrão) e as eficiências individuais de cada tanque, respectivamente, para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total.

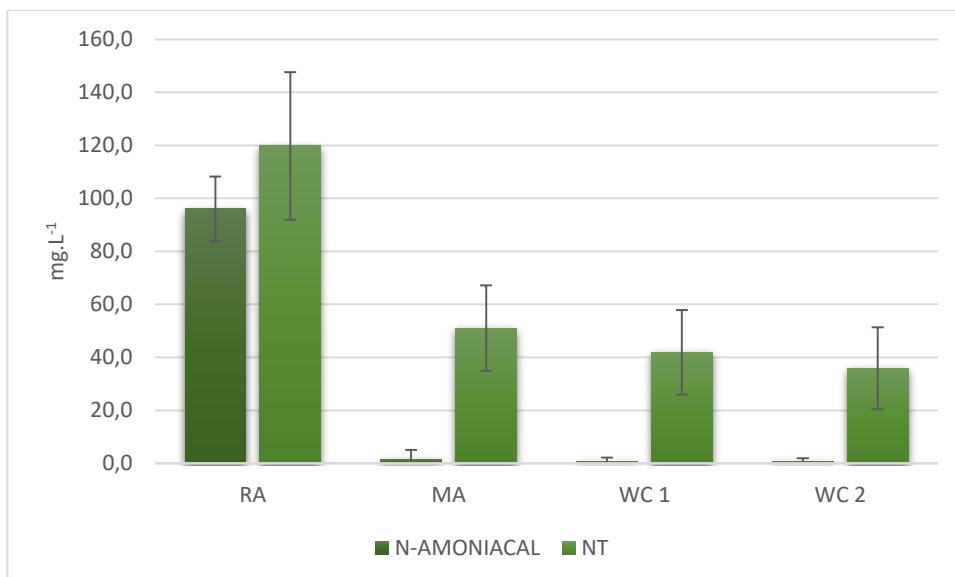


Figura 37 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (NT) durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

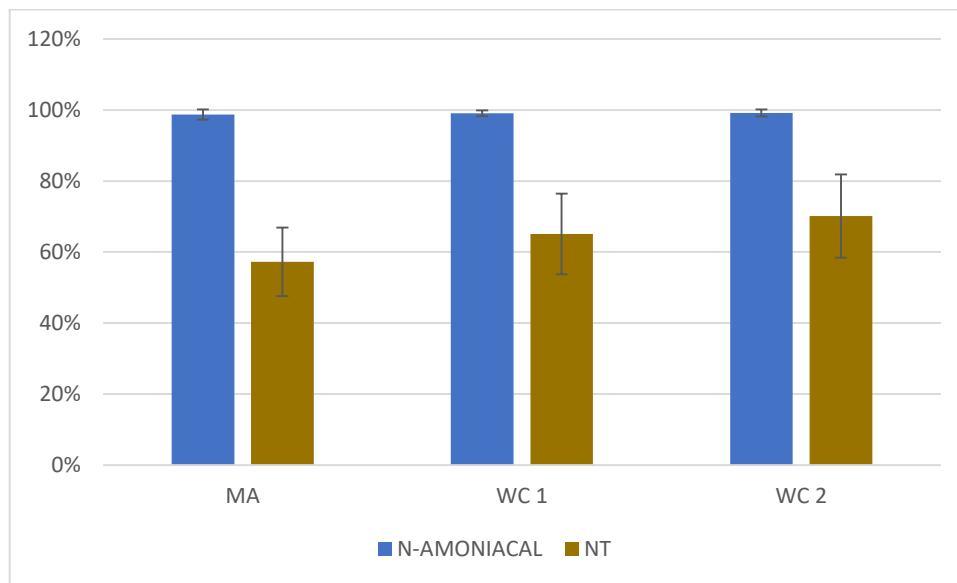


Figura 38 – Eficiências cumulativas para os parâmetros nitrogênio amoniacal e nitrogênio total durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

O sistema apresentou reduções significativas ($p < 0,05$) nos tanques MA, WC 1 e WC 2 comparados com o RA, para nitrogênio amoniacal e para nitrogênio total. Também é possível observar que o tanque de microalgas (MA) contribuiu com 99,5% e 81,6% da remoção total do nitrogênio amoniacal e total, respectivamente, sendo que a eficiência na remoção do nitrogênio total no tanque de microalgas apresentou correlação linear com os valores de clorofila *a* ($r = 0,98$; $p = 0,022$). Uma remoção tão alta quanto às alcançadas neste trabalho foi relatada para nitrogênio amoniacal por De Almeida et al. (2015), com redução de 99,9% ao tratar efluente doméstico de uma família rural utilizando *Hymenachne grumosa* em um sistema de fluxo horizontal, contando com 4 células de 20 m² em série.

A volatilização de amônia (NH₃) aparentemente não apresentou ser o mecanismo mais importante para a redução desse parâmetro, já que o pH em nenhum momento alcançou valor superior a 9,5 (valor onde aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal se encontra na forma volátil NH₄⁺). Assim, os mecanismos principais para a redução possivelmente foram: assimilação pelo biofilme e nitrificação em nitrito e nitrato. Já para a parcela remanescente do nitrogênio total (orgânico, nitrito e nitrato) os mecanismos de redução possivelmente foram a adsorção no substrato, assimilação pela biomassa, e desnitrificação, embora geralmente sejam limitados em *wetlands* construídos de fluxo vertical (VYMAZAL, 2007). Todos esses mecanismos contribuíram para a alta eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal, a qual foi superior ao reportado por outros autores (por ex., Horn et al. (2014)).

A Figura 39 e Figura 40 apresentam-se as concentrações médias (\pm desvio-padrão) e as eficiências individuais de cada tanque, respectivamente, para fósforo solúvel. Verificou-se que houve uma redução significativa para o fósforo solúvel ($p < 0,05$) entre

todos os tanques e o RA, assim como entre os tanques WC 2 e MA e entre WC 2 e WC 1.

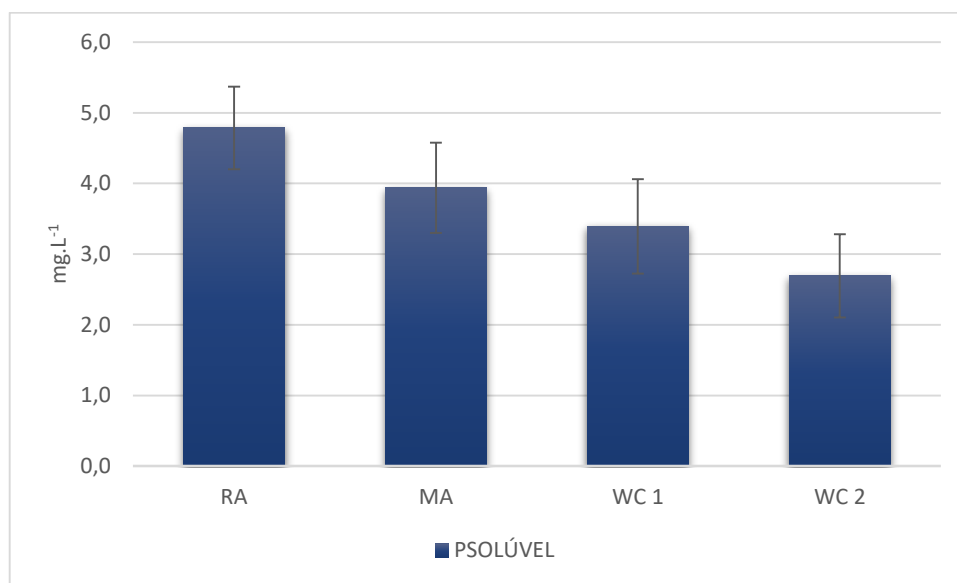


Figura 39 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para fósforo solúvel durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

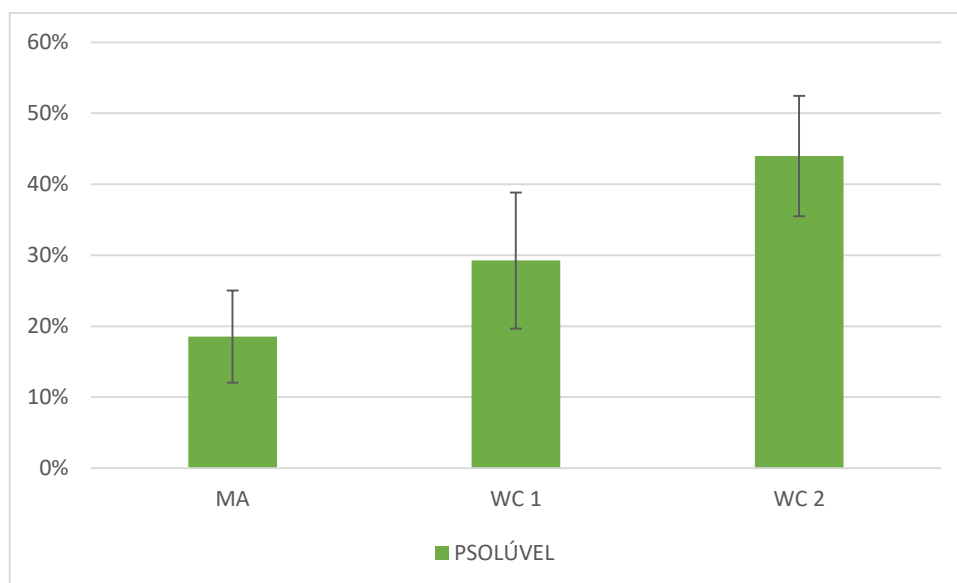


Figura 40 - Eficiências cumulativas para o parâmetro fósforo solúvel durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

A redução de fósforo nos *wetlands* construídos foi 21% (comparando com a saída do MA), valor inferior aquele esperado em *wetlands* construídos de fluxo vertical (VYMAZAL, 2007; MACHADO et al., 2016), sendo os mecanismos redutores/retentores a adsorção no substrato (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999), filtração e sedimentação (VYMAZAL, 2013b). A assimilação pelas plantas não deve ter contribuído significativamente para a redução do P, já que houve a morte total no primeiro e parcial no segundo *wetland* construído, comprometendo a eficiência ao final do tratamento. Esse problema também foi relatado por Ayaz et al. (2012), onde as eficiências da remoção de

fosfato ficaram frequentemente abaixo de 20% em um sistema de fluxo horizontal, sendo um dos possíveis motivos o crescimento insuficiente das macrófitas. A alta capacidade da *Hymenachne grumosa* em reduzir a concentração de fósforo em efluente doméstico já havia sido demonstrada anteriormente (DE ALMEIDA et al., 2015). Porém, a eficiência total alcançada pela linha de tratamento (44%) apresentou um valor semelhante a outros sistemas de WC's (por ex., Prochaska e Zouboulis, 2006) e superior ao trabalho de Silveira et al. (2017), previamente desenvolvido utilizando uma configuração semelhante, onde alcançou-se remoção de 4% do fósforo total. A redução realizada pelo tanque de MA foi de 19%, valor inferior ao esperado quando comparado a outros trabalhos, tais como o conduzido por Sukačová et al. (2015), onde se alcançou uma redução de $97 \pm 1\%$ utilizando um fotobiorreator com iluminação 24 h no tratamento de efluente artificial com $3,0 \pm 0,17 \text{ mg.L}^{-1}$ de P total, sendo que aproximadamente 41% do fósforo teria sido removido por assimilação pelo biofilme algal, embora os mesmos autores tenham encontrado valores de $36 \pm 9\%$ quando utilizado apenas iluminação e efluente natural com concentração de P total de $2,3 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$. Os principais mecanismos para retenção do P no tanque de microalgas (MA) foram adsorção, assimilação e precipitação. Além disso, infere-se que houve a ressuspensão do P precipitado durante a noite, quando o pH da coluna líquida reduz, o que pode contabilizar para a ressuspensão de 58% de todo o P precipitado, conforme estimado pelos mesmos autores.

A Figura 41 apresenta as concentrações médias (\pm desvio-padrão) para TC, COT, IC e DQO.

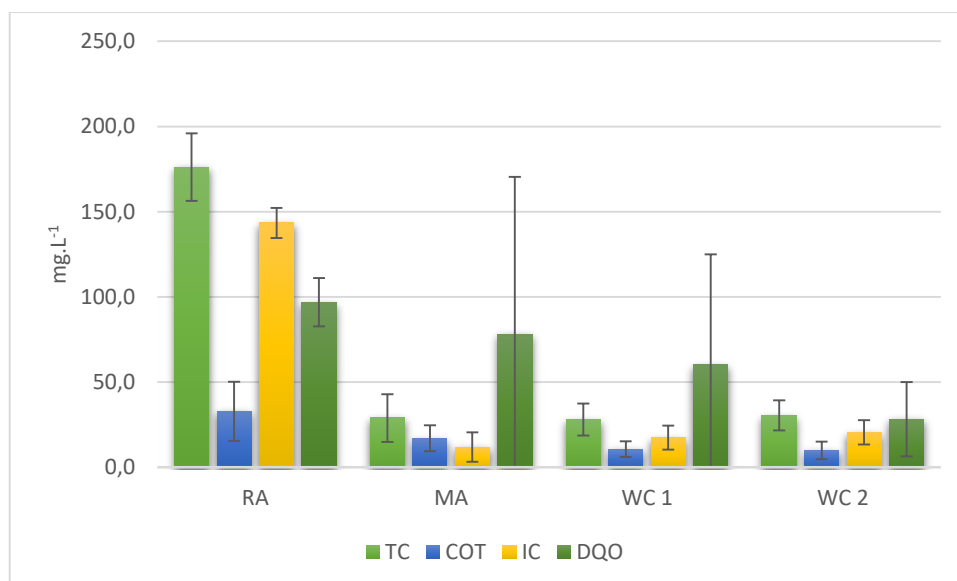


Figura 41 - Concentrações médias (\pm desvios-padrão) para TC - Carbono Total; COT - Carbono Orgânico Total; IC - Carbono Inorgânico; e DQO - Demanda Química de Oxigênio durante a Fase II. RA - Reatores Anaeróbicos; MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Verificou-se que houve uma redução significativa para TC ($p < 0,05$) em todos os tanques comparados com o RA, já para COT a redução significativa ($p < 0,05$) observou-se nos tanques WC 1 e WC 2 com relação ao RA e entre o WC 2 e MA. O MA não mostrou redução significativa para COT. Para o parâmetro IC houve redução significativa em todos os tanques comparando-se com o RA ($p < 0,05$), porém observou-se um

aumento significativo entre o WC 2 e o MA. Em relação à DQO, não foi observado uma redução significativa ($p > 0,05$). As eficiências para os parâmetros TC, COT, IC e DQO apresentam-se na Figura 42.

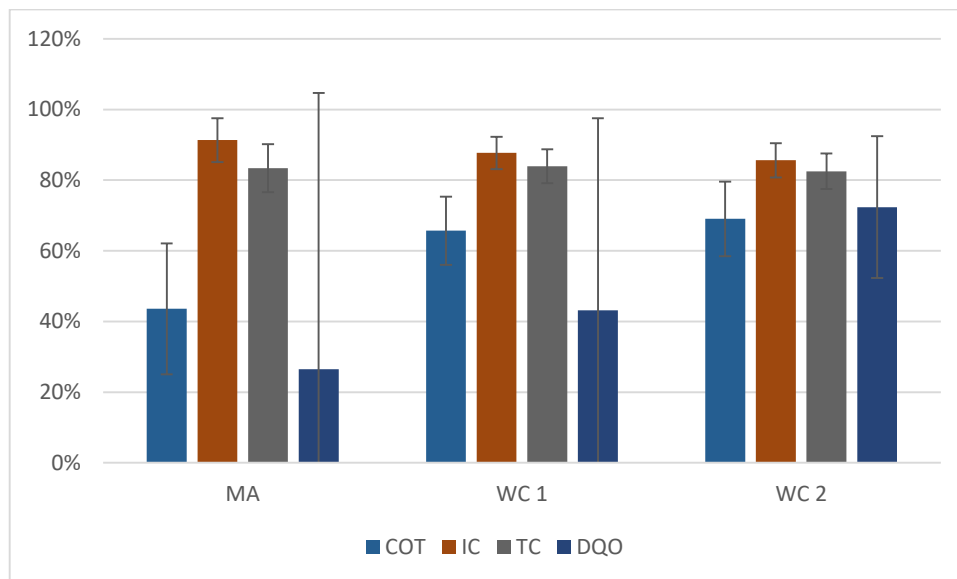


Figura 42 - Eficiências para os parâmetros TC - Carbono Total; COT - Carbono Orgânico Total; IC - Carbono Inorgânico; e DQO – Demanda Química de Oxigênio durante a Fase II. MA - Tanque de Microalgas; WC 1 - Primeiro *Wetland* Construído; WC 2 - Segundo *Wetland* Construído.

Verificou-se que as eficiências para COT, IC, TC e DQO no tanque WC 2 foram, respectivamente, 69%, 86%, 83% e 72%. Como mostra a Figura 41, a maior parcela de carbono é inorgânica, a qual compreende carbono livre (CO_2^*) (CO_2 dissolvido + H_2CO_3), HCO_3^- e CO_3^{2-} , representando no efluente RA aproximadamente 81% do carbono total. Também é possível identificar uma redução nas eficiências para o IC nos pontos WC 1 (88%) e WC 2 (86%), quando comparadas com a eficiência alcançada no MA (91%), o que pode ser explicado pela redução do pH entre os tanques MA e os dois *wetlands* construídos, com correlação linear negativa ($r = -0,99$; $p = 0,02$), uma vez que o pH influencia a disponibilidade de IC na coluna d'água, conforme pode ser visto na Figura 43.

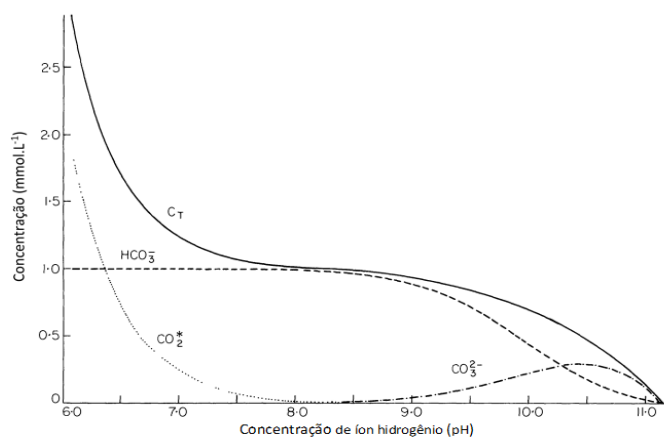


Figura 43 - Concentração total de carbono inorgânico (—) ($[\text{C}_T]$) e seus constituintes: (.....) CO_2^* ; (----) HCO_3^- ; e (-.-.-) CO_3^{2-} , em função do pH. Adaptado de Maberly e Spence (1983).

É importante salientar, que as macrófitas liberam carbono orgânico na forma de açúcares, amino ácidos e ácidos orgânicos através de suas raízes (SINGER, 2006), e também na forma de carbono orgânico dissolvido (COD), o qual aumenta com o TDH e em meses mais quentes (PINNEY et al., 2000), o que pode e deve influenciar a concentração final desse parâmetro e contribuir para o aumento da concentração de IC através da conversão de COT (WIEßNER et al., 2005). Os mesmos autores encontraram um aumento de 98,9% na concentração de IC ao conduzirem um mesocosmos utilizando *Juncus effusus* em *wetland* construído de superfície livre, desta forma, uma redução de 86% é extremamente satisfatória. Já a baixa redução de carbono orgânico no primeiro tanque (MA) pode ser justificado pelo fato das microalgas utilizarem apenas formas inorgânicas de carbono como fonte de energia através da oxidação desses e CO₂ como fonte de carbono (GRAY, 2004).

A seguir serão detalhadas e discutidas as eficiências mensais para os parâmetros estudados. Iniciando-se pela Figura 44, a qual mostra as eficiências mensais finais (WC 2) para condutividade, STD, turbidez e cor aparente.

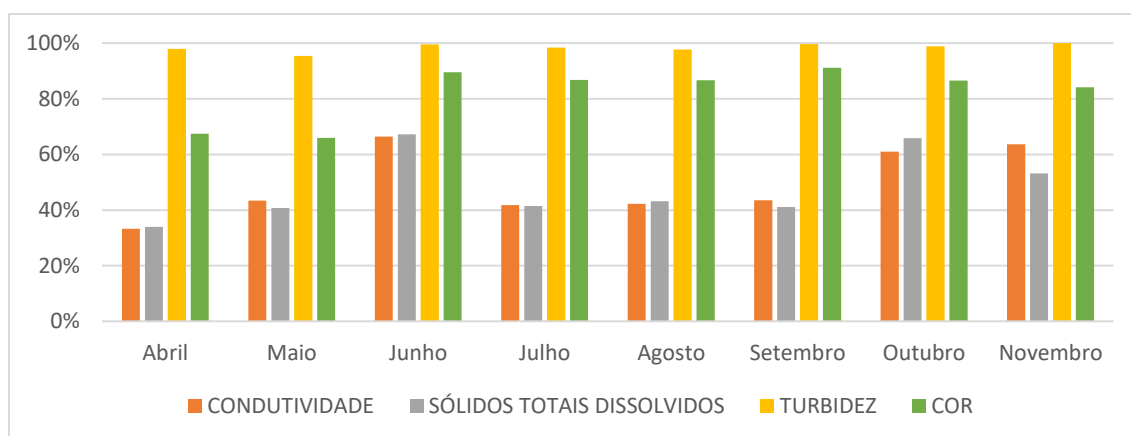


Figura 44 - Eficiências mensais e média anual do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para parâmetros físicos durante a Fase II.

Verificou-se que houve redução para as concentrações de condutividade, STD, turbidez e cor aparente, com eficiências nunca abaixo de 33%, 34%, 95% e 66%, respectivamente, indicando que o sistema possui capacidade de tratar cargas poluidoras durante todos os meses correspondentes à Fase II.

Na Figura 45 apresentam-se as eficiências totais mensais durante a Fase II para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total. O desempenho do sistema para a redução de nitrogênio mostrou-se satisfatória, contabilizando eficiência mínima de 59% em abril e máxima de 91% em novembro para nitrogênio total, e mínimo de 97% para nitrogênio amoniacal em agosto.

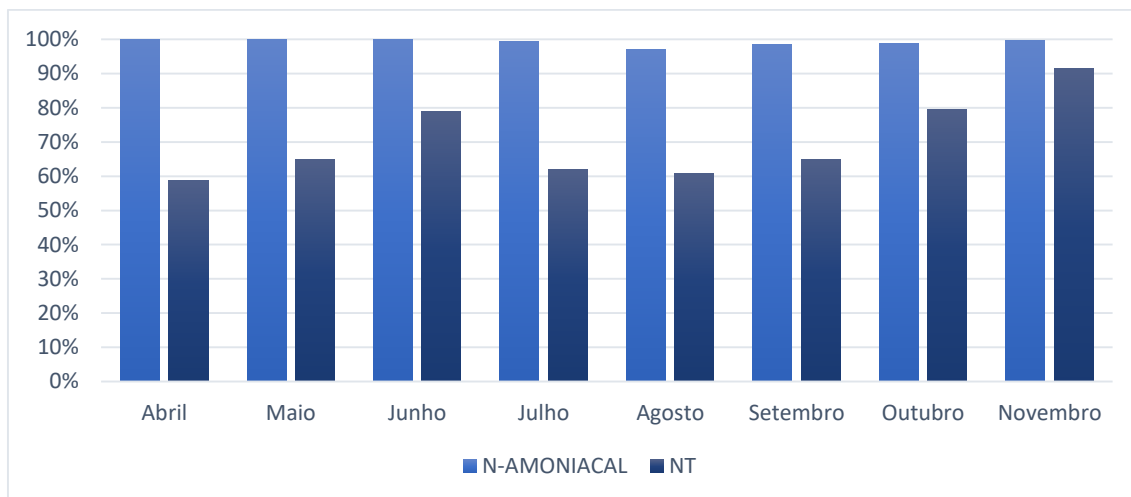


Figura 45 - Eficiências mensais do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para nitrogênio amoniacal e nitrogênio total durante a Fase II.

A Figura 46 apresenta as eficiências totais mensais durante a Fase II para fósforo solúvel.

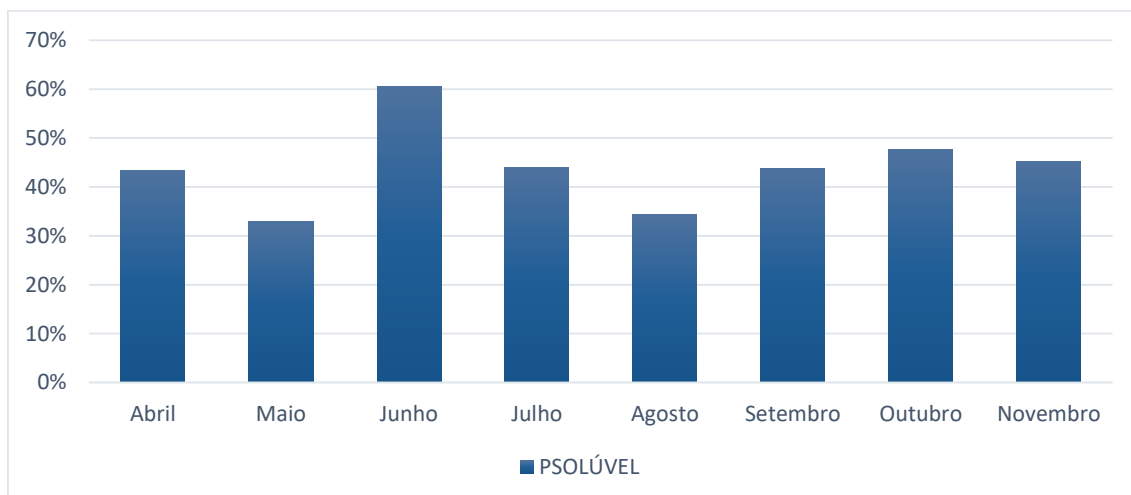


Figura 46 - Eficiências mensais do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para fósforo solúvel durante a Fase II.

Contrastando com a eficiência encontrada para o fósforo solúvel na Fase I, de 70%, as eficiências mensais foram menores, alcançando valores entre 33% (maio) e 61% (junho). Verificou-se que a variação mensal dos valores obtidos foi relativamente baixa até o último mês de análise (novembro), indicando que o substrato não alcançou a saturação total.

A Figura 47 apresenta as eficiências totais mensais durante a Fase II para COT, IC e TC.

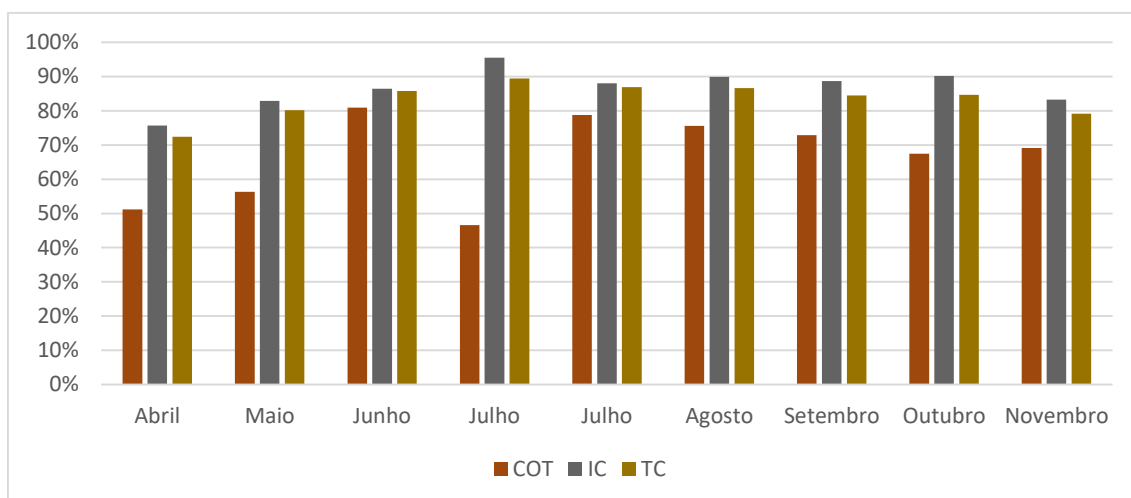


Figura 47 - Eficiências mensais do sistema de tratamento MA + WC 1 + WC 2 para TC - carbono total; IC - carbono inorgânico; e COT - carbono orgânico total.

Observa-se alta eficiência para a redução do carbono total no efluente, principalmente devido à redução de carbono inorgânico que representou a maior parcela de todo o carbono. Para o COT os valores das eficiências variaram entre 51% (abril) e 81% (junho), enquanto que para IC a variação foi de 76% (abril) e 90% (agosto e outubro), e para TC foi 72% (abril) e 87% (julho e agosto).

Durante a Fase I e Fase II foram coletados os dados referentes à temperatura (Figura 48) e precipitação mensal (Figura 49), para identificar correlação entre o desempenho do sistema com as variáveis meteorológicas.

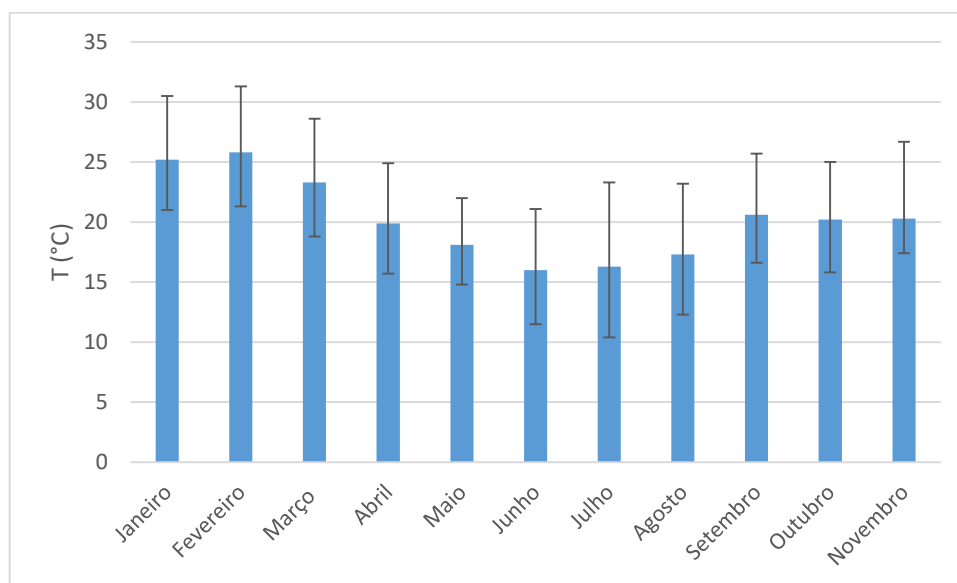


Figura 48 - Temperatura média e máximo e mínimo mensal.

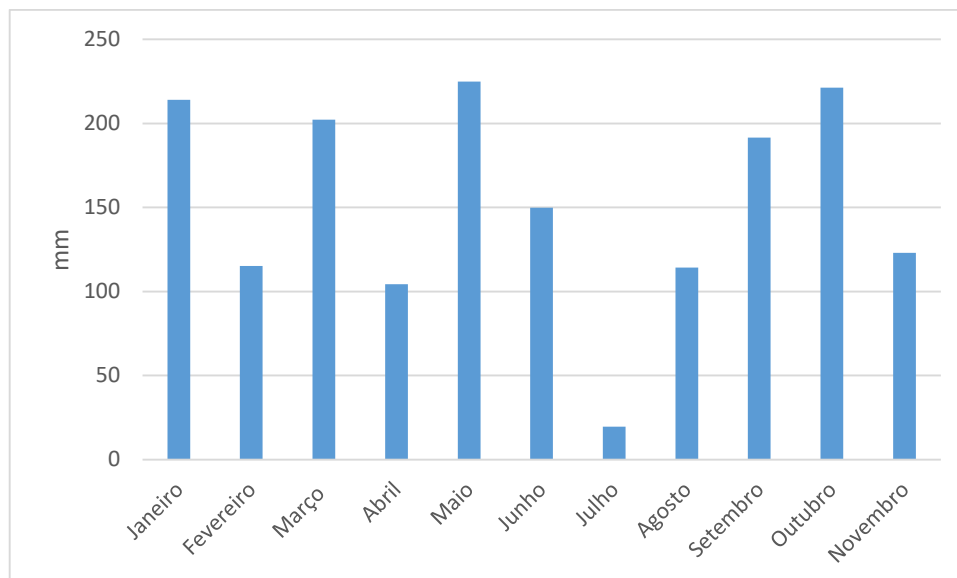


Figura 49 - Precipitação total mensal.

Embora o sistema de tratamento manteve-se exposto às intempéries ambientais, nenhum dos parâmetros analisados mostrou correlação linear com a temperatura mensal assim como com variações na precipitação ($p > 0,05$), indicando que o desempenho da linha de tratamento não teve grande influência de fatores climatológicos. No entanto, foi constatado um leve aumento nas concentrações de nitrogênio amoniacal nas coletas precedidas de chuvas, o que vai de acordo com o fato de que a precipitação líquida pode contribuir de 0,5 - 3,0 mg.L⁻¹ de nitrogênio total, sendo mais da metade representada por amônia e o restante por nitrato (KADLEC & WALLACE, 2008). Também é importante destacar que as médias mensais de temperatura não apresentaram grandes flutuações entre os meses, já que o ano de 2017 se destacou por apresentar um inverno mais quente do que o normal.

Na Figura 50 encontram-se os resultados referentes aos testes de ecotoxicidade aguda.

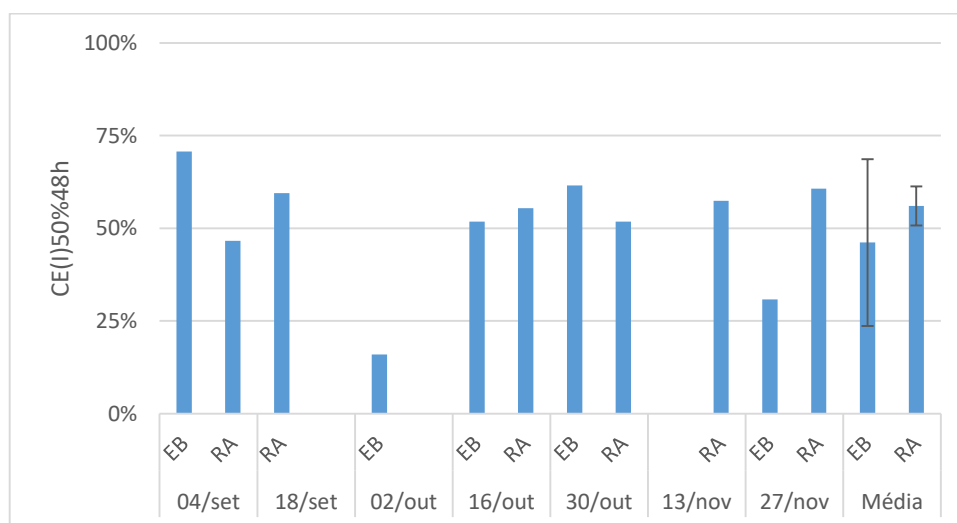


Figura 50 - Ecotoxicidade aguda em datas específicas, média (\pm desvio-padrão) na Fase II. EB - Efluente Bruto; RA - Reatores Anaeróbicos. Limites para toxicidade aguda: 25% - Extremamente Tóxico; 50% - Altamente Tóxico; 75% - Medianamente Tóxico; 100% - Pouco Tóxico.

Observa-se na Figura 50 que o efluente bruto (EB) mostrou ser um efluente altamente tóxico, variando entre extremamente tóxico à medianamente tóxico. Já o efluente após os reatores anaeróbicos (RA) mostrou ser medianamente tóxico para a maioria das amostras. Essa ecotoxicidade provavelmente é devida aos altos valores de nitrogênio amoniacal, tanto no efluente bruto como nos reatores anaeróbicos (MOHR et al., 2015), embora não se tenha encontrado correlação linear entre os dois valores. Para os pontos MA e WC 2 não foi possível a determinação de ecotoxicidade aguda, uma vez que não houve nenhuma ou insuficiente número de morte dos neonatos, impossibilitando a computação dos dados pelo programa. Desta forma, do ponto de vista ecotoxicológico, o sistema integrado de microalgas e *wetlands* construídos de fluxo vertical apresenta-se satisfatório para a detoxificação do efluente. Mohr et al. (2015) já haviam sugerido que o uso de *Hymenachne grumosa* em *wetlands* construídos foi altamente significativo para a detoxificação de efluente doméstico. Para os dias 18 e 2 de setembro e 13 de novembro, não obteve-se resultados confiáveis devido à problemas analíticos para EB, RA e novamente para EB, respectivamente, sendo assim, foram omitidos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verificou-se que os principais problemas associados ao efluente bruto (EB) e pós reatores anaeróbicos (RA) são as altas cargas eutrofizantes e seu poder ecotoxicológico. Desta forma, o seu descarte em recursos hídricos sem o devido tratamento poderia desencadear inúmeros problemas à saúde ambiental.

O uso integrado de biofilme de microalgas e *wetlands* construídos de fluxo vertical indicou ser um sistema de tratamento eficiente na remoção de cargas poluidoras com concentrações finais de acordo com o exigido pelas Resoluções CONAMA 357/05, CONSEMA 355/17 e 129/06 para descarte em recursos hídricos. As eficiências foram satisfatórias, contribuindo para a redução dos parâmetros condutividade (49%), STD (48%), turbidez (98%), cor aparente (82%), nitrogênio amoniacal (99%), nitrogênio total (70%), fósforo solúvel (44%), COT (69%), IC (86%), TC (83%) e DQO (72%).

O tanque de microalgas contribuiu com uma média de $76 \pm 24\%$ da eficiência total do sistema, destacando que para nitrogênio amoniacal, IC e TC a contribuição foi de 100%, indicando ser o mecanismo chave para a viabilidade do tratamento. A alta eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas combinados de microalgas e *wetlands* construídos de fluxo vertical já havia sido relatado anteriormente (SILVEIRA et al., 2017). O desenvolvimento de uma estrutura rugosa no primeiro tanque, combinada com recirculação de efluente, iluminação artificial e proteção contra evapotranspiração, permitiu o rápido desenvolvimento do biofilme, levando de duas a três semanas para se desenvolver por toda a área superficial disponível.

O uso combinado de microalgas com WC's alcançou eficiência de 44% para remoção de P solúvel, mesmo havendo limitações no desenvolvimento das macrófitas. A causa da morte total e parcial das macrófitas nos dois *wetlands* construídos não foi identificada. Inicialmente pensou-se que poderia ser choque de cargas ou falta de nutrientes, mas mesmo depois da tentativa de introduzir efluente do RA diretamente no WC 1 e WC 2, e da tentativa de voltar à taxa hidráulica inicial, não houve resultado positivo. Durante os meses subsequentes foram substituídas as mudas conforme morriam por mudas saudáveis já aclimatadas, porém essas também não resistiam por muito tempo, com exceção do último tanque, onde houve mudas remanescentes ao final do experimento, embora com crescimento limitado.

Também é importante destacar que o cálculo das eficiências não considerou a participação da precipitação e da evapotranspiração, desta forma, são esperadas eficiências reais superiores às computadas neste trabalho. Com relação à capacidade de detoxificação do sistema, destaca-se redução total da ecotoxicidade aguda logo após o tanque de microalgas.

Verificaram-se mudanças de cargas durante a Fase I, entretanto, não foram observadas alterações nas eficiências apresentadas entre esse período e a Fase II, com exceção do fósforo solúvel, coincidindo com a presença de macrófitas saudáveis durante a Fase I e a morte parcial das mesmas na Fase II.

A influência de iluminação artificial não foi considerada no escopo desta pesquisa, entretanto, este é um fator que participa ativamente na produção e qualidade da biomassa

algal, conforme já foi discutido anteriormente. Sendo assim, recomenda-se um maior aprofundamento para futuros trabalhos que envolvam o uso de iluminação artificial na relação entre eficiência do sistema combinado de tratamento e diferentes regimes luminosos, tais como fotoperíodo e comprimento de onda.

O uso da metodologia desenvolvida em escala laboratorial na ETE como sistema de tratamento descentralizado em zonas rurais é possível após pequenos ajustes, tais como adequação ao novo volume de efluente a ser tratado. Conforme a ABNT 13969/97, o efluente tratado enquadra-se na Classe 2, permitindo seu reuso para lavagem de pisos, calçadas, irrigação de jardins e para fins paisagísticos (exceto chafarizes).

Recomenda-se que o sistema seja mantido em análise em futuras pesquisas objetivando identificar o seu tempo de vida útil e novas melhorias.

REFERÊNCIAS

ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A.; IBRAHEEM, I. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 19, n. 3, p. 257-275, 2012. ISSN 1319-562X.

ABNT. NBR 12713, Ecotoxicologia aquática e Toxicidade aguda e Método de ensaio com *Daphnia spp* (Cladocera, Crustacea), 2009.

ABNT, NBR 13969. Tanques sépticos-Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos-Projeto, construção e operação, 1997.

ABOU-ELELA, S. I.; HELLAL, M. S. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyperus*. *Ecological engineering*, v. 47, p. 209-213, 2012. ISSN 0925-8574.

AHN, K.-H.; SONG, K.-G. Treatment of domestic wastewater using microfiltration for reuse of wastewater. *Desalination*, v. 126, n. 1-3, p. 7-14, 1999. ISSN 0011-9164.

ALLENDE, K. L.; MCCARTHY, D.; FLETCHER, T. The influence of media type on removal of arsenic, iron and boron from acidic wastewater in horizontal flow wetland microcosms planted with *Phragmites australis*. *Chemical Engineering Journal*, v. 246, p. 217-228, 2014. ISSN 1385-8947.

ANSOLA, G.; ARROYO, P.; SÁENZ DE MIERA, L. E. Characterisation of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 473, n. Supplement C, p. 63-71, 2014/03/01/ 2014. ISSN 0048-9697. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713014290> >.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS, A. Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists. Association of Official Analytical Chemists., 2000. ISBN 0066-961X.

AYAZ, S. Ç. et al. Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. *Desalination and Water Treatment*, v. 37, n. 1-3, p. 152-159, 2012. ISSN 1944-3994.

BANKS, L. K.; FROST, P. C. Biomass loss and nutrient release from decomposing aquatic macrophytes: effects of detrital mixing. *Aquatic Sciences*, p. 1-10, 2017. ISSN 1015-1621.

BEINING, B. A.; OTTE, M. L. Retention of metals and longevity of a wetland receiving mine leachate. Proceedings of the 14th National Meeting of American Society for Surface Mining and Reclamation. Austin, Texas, 1997. p.43-46.

BES-PIÁ, A. et al. Reuse of wastewater of the textile industry after its treatment with a combination of physico-chemical treatment and membrane technologies. *Desalination*, v. 149, n. 1, p. 169-174, 2002/09/10 2002. ISSN 0011-9164. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916402007506> >.

BEST, E. P. et al. Environmental behavior of explosives in groundwater in groundwater from the Milan army ammunition plant in aquatic and wetland plant treatments. Removal, mass balances and fate in groundwater of TNT and RDX. *Chemosphere*, v. 38, n. 14, p. 3383-3396, 1999. ISSN 0045-6535.

BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. Quantification of oxygen release by bulrush (*Scirpus validus*) roots in a constructed treatment wetland. *Biotechnology and bioengineering*, v. 89, n. 3, p. 308-318, 2005. ISSN 1097-0290.

BIAŁOWIEC, A.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance. *Ecological engineering*, v. 67, p. 89-94, 2014. ISSN 0925-8574.

BIRCH, G. F. et al. Efficiency of a constructed wetland in removing contaminants from stormwater. *Wetlands*, v. 24, n. 2, p. 459-466, 2004. ISSN 0277-5212.

BLANKEN, W. et al. Cultivation of microalgae on artificial light comes at a cost. *Algal Research*, v. 2, n. 4, p. 333-340, 2013. ISSN 2211-9264.

BOELEEE, N. C. et al. Nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater effluent using microalgal biofilms. *Water Research*, v. 45, n. 18, p. 5925-5933, 11/15/2011. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411004921> >.

BREEN, P. F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Research*, v. 24, n. 6, p. 689-697, 1990. ISSN 0043-1354.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994. ISSN 0273-1223.

_____. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water science and technology*, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997. ISSN 0273-1223.

BRIX, H.; ARIAS, C.; JOHANSEN, N. BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system with recycling. Arusha, Tanzania, 16-19 september 2002, 2002.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, v. 25, n. 5, p. 491-500, 2005/12/01/ 2005. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405001576> >.

BRIX, H.; ORR, P. T. Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnology and Oceanography*, v. 37, n. 7, p. 1420-1433, 1992. ISSN 1939-5590.

BRIX, H.; SCHIERUP, H.-H. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. *Constructed wetlands in water pollution control*, v. 53, 1990.

BRIX, H.; SORRELL, B. K.; LORENZEN, B. Are Phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany*, v. 69, n. 2, p. 313-324, 2001/04/01/ 2001. ISSN 0304-3770. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304377001001450> >.

BRIX, H.; SORRELL, B. K.; SCHIERUP, H.-H. Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, v. 54, n. 2, p. 151-163, 1996/07/01/ 1996. ISSN 0304-3770. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/030437709601042X> >.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Artmed Editora, 2009. ISBN 8536311444.

CAO, Q. et al. Composition and distribution of microbial communities in natural river wetlands and corresponding constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 98, p. 40-48, 2017. ISSN 0925-8574.

CARPENTER, S. R.; LODGE, D. M. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic botany*, v. 26, p. 341-370, 1986. ISSN 0304-3770.

CARR, R.; STRAUSS, M. Excreta-related infections and the role of sanitation in the control of transmission. *Water quality: guidelines, standards and health*, p. 89-113, 2001.

CHEARNICHARO, C. A. L. *Anaerobic Reactors*. IWA publishing, 2007. ISBN 1843391643.

CHOI, H.-J.; LEE, S.-M. Effects of microalgae on the removal of nutrients from wastewater: various concentrations of *Chlorella vulgaris*. *Environ Eng Res*, v. 17, n. 1, p. 3-8, 2012.

CHRISTENSEN, P. B.; REVSBECH, N. P.; SAND-JENSEN, K. Microsensor analysis of oxygen in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Littorella uniflora* (L.) Ascherson. *Plant Physiology*, v. 105, n. 3, p. 847-852, 1994. ISSN 1532-2548.

CIRIA, M.; SOLANO, M.; SORIANO, P. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering*, v. 92, n. 4, p. 535-544, 2005. ISSN 1537-5110.

CONAMA. 357, de 17 de Março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. 357 2005.

CONAMA, R. 357, de 17 de Março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, v. 357, 2005.

COOGAN, M. A. et al. Algal bioaccumulation of triclocarban, triclosan, and methyltriclosan in a North Texas wastewater treatment plant receiving stream. *Chemosphere*, v. 67, n. 10, p. 1911-1918, 5// 2007. ISSN 0045-6535. Disponível em: < [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506017449](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506017449) >.

COROMINAS, L. et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, v. 47, n. 15, p. 5480-5492, 10/1/ 2013. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541300540X> >.

DE-BASHAN, L. E. et al. Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: a novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater. *Water Research*, v. 38, n. 2, p. 466-474, 1// 2004. ISSN 0043-1354. Disponível em: < [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135403005396](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135403005396) >.

DE ALMEIDA, M. et al. Cation and anion monitoring in a wastewater treatment pilot project. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, n. 76, p. 82-89, 2015. ISSN 0120-6230.

DE ARRUDA LEME, E. J. Manual prático de tratamento de águas residuárias. 2. Edufscar, 2014. ISBN 978-85-7600-347-2.

DE OLIVEIRA, R. et al. Relação entre condutividade e sólidos totais dissolvidos em amostras de esgoto bruto e de lagoas de estabilização. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 3, 1999, ABES. p.1-6.

DE SOUZA, J. T. et al. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

DIXIT, A. et al. Degradation of 2, 4 DCP by sequential biological–advanced oxidation process using UASB and UV/TiO₂/H₂O₂. *Desalination*, v. 272, n. 1, p. 265-269, 2011/05/03/ 2011. ISSN 0011-9164. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411000464> >.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H.; ZANDER, B. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: A case study of the Clark Fork River. *Water Research*, v. 31, n. 7, p. 1738-1750, 1997/07/01 1997. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135496003892> >.

DONG, C. et al. Diurnal fluctuations in root oxygen release rate and dissolved oxygen budget in wetland mesocosm. *Desalination*, v. 272, n. 1, p. 254-258, 2011/05/03/ 2011. ISSN 0011-9164. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411000415> >.

DUNBABIN, J. S.; BOWMER, K. H. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *Science of The Total Environment*, v. 111, n. 2, p. 151-168, 1992/01/15/ 1992. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/004896979290353T> >.

DÜPONT, A.; LOBO, E. A. Evaluation of the efficiency of the sewage treatment plant from the University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 2, p. 119-126, 2012. ISSN 2179-975X.

EL-SHEIKH, M. A. et al. Improving water quality in polluted drains with free water surface constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 36, n. 10, p. 1478-1484, 10/2010. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410001862> >.

EL HAMOURI, B.; NAZIH, J.; LAHJOUJ, J. Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*, v. 215, n. 1, p. 153-158, 2007/09/05/ 2007. ISSN 0011-9164. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916407004067> >.

ERIKSSON, E. et al. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, v. 4, n. 1, p. 85-104, 2002/03/01/ 2002. ISSN 1462-0758. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462075801000644> >.

ERTUĞRUL, S.; BAKIR, M.; DÖNMEZ, G. Treatment of dYE-rich wastewater by an immobilized thermophilic cyanobacterial strain: *Phormidium* sp. *Ecological Engineering*,

v. 32, n. 3, p. 244-248, 2008/03/03/ 2008. ISSN 0925-8574. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857407002297> >.

FAULWETTER, J. L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 6, p. 987-1004, 2009/06/01/ 2009. ISSN 0925-8574. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857409000056> >.

FINK, D. F.; MITSCH, W. J. Seasonal and storm event nutrient removal by a created wetland in an agricultural watershed. *Ecological Engineering*, v. 23, n. 4, p. 313-325, 2004/12/30/ 2004. ISSN 0925-8574. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857404001545> >.

FOLADORI, P.; BRUNI, L.; TAMBURINI, S. Bacteria viability and decay in water and soil of vertical subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 82, p. 49-56, 2015. ISSN 0925-8574.

FONSECA, J. C. L.; SILVA, M. R. A.; BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R. F. P.; MARCHI, M. R. R. Avaliação da confiabilidade analítica das determinações de carbono orgânico total (COT). *Eclét. Quím.*, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 47-52, 2006.

FORD, R. G. Chemisorption and Precipitation Reactions. In: MING HUANG, P.; LI, Y., et al (Ed.). *Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes*. 2º, 2011. ISBN 9781439803059 - CAT# K10170.

GEORGE, B. et al. Effects of different media composition, light intensity and photoperiod on morphology and physiology of freshwater microalgae *Ankistrodesmus falcatus* – A potential strain for bio-fuel production. *Bioresource Technology*, v. 171, n. Supplement C, p. 367-374, 2014/11/01/ 2014. ISSN 0960-8524. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414012024> >.

GORAZDA, K. et al. Phosphorus cycle-possibilities for its rebuilding. *Acta Biochimica Polonica*, v. 60, n. 4, p. 725-730, 2013. ISSN 0001-527X.

GRAY, N. F. *Biology of wastewater treatment*. World Scientific, 2004. ISBN 1783261188.

GROSS, A. et al. Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*, v. 66, n. 5, p. 916-923, 1// 2007. ISSN 0045-6535. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506007442> >.

GRUTTERS, B. M.; GROSS, E. M.; BAKKER, E. S. Insect herbivory on native and exotic aquatic plants: phosphorus and nitrogen drive insect growth and nutrient release. *Hydrobiologia*, v. 778, n. 1, p. 209-220, 2016. ISSN 0018-8158.

GUIRY, M.; GUIRY, G. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. URL: <http://www.algaebase.org>, 2017. Acesso em: 13 December 2017.

HAI, F. I. et al. Trace organic contaminants removal by combined processes for wastewater reuse. In: (Ed.). *Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse*: Springer, 2014. p.39-77.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science & Technology*, v. 11, n. 7, p. 714-719, 1977. ISSN 0013-936X.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.; RYAN, P. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Available at: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. *Palaeontologia Electronica*, v. 41, n. 1, 2001.

HORN, T. B. Integração de sistemas wetlands construídos + fotoozonização catalítica no tratamento de efluentes de campus universitário. 2011. 157 Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul

HORN, T. B. et al. Constructed wetland and photocatalytic ozonation for university sewage treatment. *Ecological Engineering*, v. 63, p. 134-141, 2014. ISSN 0925-8574.

HUANG, P. M.; LI, Y.; SUMNER, M. E. *Handbook of soil sciences: resource management and environmental impacts*. CRC Press, 2011. ISBN 1439803080.

JEFFERSON, B. et al. Nutrient addition to enhance biological treatment of greywater. *Water Research*, v. 35, n. 11, p. 2702-2710, 2001/08/01/ 2001. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400005534> >.

JESPERSEN, D. N.; SORRELL, B. K.; BRIX, H. Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis. *Aquatic Botany*, v. 61, n. 3, p. 165-180, 1998. ISSN 0304-3770.

Jl, F. et al. Biomass production and nutrients removal by a new microalgae strain *Desmodesmus* sp. in anaerobic digestion wastewater. *Bioresource Technology*, v. 161, n.

Supplement C, p. 200-207, 2014/06/01/ 2014. ISSN 0960-8524. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414003393> >.

Jl, G. et al. Constructed subsurface flow wetland for treating heavy oil-produced water of the Liaohe Oilfield in China. *Ecological Engineering*, v. 18, n. 4, p. 459-465, 2002/03/01/ 2002. ISSN 0925-8574. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857401001069> >.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. *Treatment wetlands*. CRC press, 2008. ISBN 1420012517.

KEEFE, S. H. et al. Fate of volatile organic compounds in constructed wastewater treatment wetlands. *Environmental science & technology*, v. 38, n. 7, p. 2209-2216, 2004. ISSN 0013-936X.

KEMP, W. M.; MURRAY, L. Oxygen release from roots of the submersed macrophyte *Potamogeton perfoliatus* L.: regulating factors and ecological implications. *Aquatic Botany*, v. 26, p. 271-283, 1986. ISSN 0304-3770.

KILISLIOĞLU, A. Thermodynamics of Ion Exchange. In: (Ed.). *Ion Exchange Technologies: InTech*, 2012.

KIM, S. D.; CHO, J.; KIM, I. S.; VANDERFORD, B. J.; SNYDER, S. A. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters, *Water Research*, Volume 41, Issue 5, p. 1013-1021, 2007. ISSN 0043-1354.

KIM, T.-H. et al. The effects of wavelength and wavelength mixing ratios on microalgae growth and nitrogen, phosphorus removal using *Scenedesmus* sp. for wastewater treatment. *Bioresource technology*, v. 130, p. 75-80, 2013. ISSN 0960-8524.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological engineering*, v. 16, n. 4, p. 545-560, 2001. ISSN 0925-8574.

KLOMJEK, P.; NITISORAVUT, S. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere*, v. 58, n. 5, p. 585-593, 2005/02/01/ 2005. ISSN 0045-6535. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653504007635> >.

LANGERGRABER, G.; ŠIMŮNEK, J. Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. *Vadose Zone Journal*, v. 4, n. 4, p. 924-938, 2005. ISSN 1539-1663.

LEVI, P. S. et al. Macrophyte complexity controls nutrient uptake in lowland streams. *Ecosystems*, v. 18, n. 5, p. 914-931, 2015. ISSN 1432-9840.

LI, Y. et al. Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 8, p. 5138-5144, 2011/04/01/ 2011. ISSN 0960-8524. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852411001854> >.

LI, Y. et al. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, v. 468, p. 908-932, 2014/01/15/ 2014. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713010462> >.

LIIKANEN, A. et al. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters. *Ecological Engineering*, v. 26, n. 3, p. 241-251, 2006/03/01/ 2006. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405002211> >.

LIM, S.-L.; CHU, W.-L.; PHANG, S.-M. Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 19, p. 7314-7322, 10// 2010. ISSN 0960-8524. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852410008023> >.

LIN, Z.-Q.; TERRY, N. Selenium removal by constructed wetlands: quantitative importance of biological volatilization in the treatment of selenium-laden agricultural drainage water. *Environmental science & technology*, v. 37, n. 3, p. 606-615, 2003. ISSN 0013-936X.

LIU, M. et al. How substrate influences nitrogen transformations in tidal flow constructed wetlands treating high ammonium wastewater? *Ecological Engineering*, v. 73, p. 478-486, 2014/12/01/ 2014. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857414005229> >.

LOBO, E. A.; RATHKE, F. S.; BRENTANO, D. M. Ecotoxicologia aplicada: o caso dos produtores de tabaco na bacia hidrográfica do Rio Pardinho, RS, Brasil. ETGES, VE; FERREIRA, MAF A produção do tabaco: impacto no ecossistema e na saúde humana na região de Santa Cruz do Sul/RS. Santa Cruz do Sul: EDINISC, p. 41-68, 2006.

LOBO, E. A. et al. Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2014. 144.

LU, S. et al. Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. *Journal of Cleaner Production*, v. 127, p. 325-330, 2016/07/20/ 2016. ISSN 0959-6526. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616302608> >.

LUNDIN, M.; BENGTSSON, M.; MOLANDER, S. Life cycle assessment of wastewater systems: influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads. *Environmental Science & Technology*, v. 34, n. 1, p. 180-186, 2000. ISSN 0013-936X.

MABERLY, S.; SPENCE, D. Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *The Journal of ecology*, p. 705-724, 1983. ISSN 0022-0477.

MACHADO, A. et al. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 2016. ISSN 0301-4797.

MACHADO, Ê. et al. Constructed Wetlands Integrated with Advanced Oxidation Processes in Wastewater Treatment for Reuse. In: (Ed.). *Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse*: Springer, 2015. p.197-222.

MALTBY, L. et al. *Aquatic macrophyte risk assessment for pesticides*. CRC Press, 2009. ISBN 1439822131.

MANTOVI, P. et al. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology*, v. 88, n. 2, p. 85-94, 6// 2003. ISSN 0960-8524. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852402002912> >.

MANTZAVINOS, D.; KALOGERAKIS, N. Treatment of olive mill effluents: Part I. Organic matter degradation by chemical and biological processes—an overview. *Environment international*, v. 31, n. 2, p. 289-295, 2005. ISSN 0160-4120.

MARKER, A. F. H.; NUSCH, H.; RAI, H.; RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusion and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih.*,14: 91 – 106, 1980.

MATAGI, S.; SWAI, D.; MUGABE, R. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.*, v. 8, n. 1, p. 13-25, 1998.

MAUCIERI, C. et al. A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 236, p. 175-193, 2017. ISSN 0168-1923.

MCGARRIGLE, M. Aspects of river eutrophication in Ireland. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 1993, EDP Sciences. p.355-364.

MENG, P. et al. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: influencing factors and improvement measures. *Bioresource technology*, v. 157, p. 316-326, 2014. ISSN 0960-8524.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. McGraw Hill Brasil, 2015. ISBN 8580555248.

MILTNER, R. J. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology*, v. 40, n. 1, p. 145-158, 1998. ISSN 1365-2427.

MINETT, D. A. et al. Root effects on the spatial and temporal dynamics of oxygen in sand-based laboratory-scale constructed biofilters. *Ecological Engineering*, v. 58, p. 414-422, 2013/09/01/ 2013. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857413002292> >.

MOHR, G. et al. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA MACRÓFITA HYMENACHNE GRUMOSA COMO ORGANISMO TESTE, EM DOIS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES, ATRAVÉS DE ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS. *Revista Jovens Pesquisadores*, v. 5, n. 2, 2015. ISSN 2237-048X.

MOHR, G.; LOBO, E. A. Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento da água em pequena propriedade rural, utilizando bioensaios. *Revista Jovens Pesquisadores*, v. 3, n. 1, 2013. ISSN 2237-048X.

MULBRY, W. et al. Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: Algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 17, p. 8137-8142, 11// 2008. ISSN 0960-8524. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852408003106> >.

NACHOD, F. C. *Ion exchange: theory and application*. Elsevier, 2012. ISBN 0323151000.

NIVALA, J. et al. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*, v. 380, n. 1–3, p. 19-27, 7/15/ 2007. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706009600> >.

NOGUEIRA, R. et al. Economic and environmental assessment of small and decentralized wastewater treatment systems. *Desalination and Water Treatment*, v. 4, n. 1-3, p. 16-21, 2009. ISSN 1944-3994.

OGDEN, R.; THOMS, M.; LEVINGS, P. Nutrient limitation of plant growth on the floodplain of the Narran River, Australia: growth experiments and a pilot soil survey. *Hydrobiologia*, v. 489, n. 1, p. 277-285, 2002. ISSN 0018-8158.

OILGAE. Comprehensive OILGAE Report. OILGAE, p.677. 2010

OSWALD, W. J. et al. Algae Symbiosis in Oxidation Ponds: III. Photosynthetic Oxygenation. *Sewage and Industrial Wastes*, v. 25, n. 6, p. 692-705, 1953. ISSN 0096364X. Disponível em: < <http://www.jstor.org/stable/25032197> >.

OTTE, M. L.; JACOB, D. L. Constructed wetlands for phytoremediation: rhizofiltration, phytostabilisation and phytoextraction. In: (Ed.). *Phytoremediation Rhizoremediation*: Springer, 2006. p.57-67.

PALMER, C. M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology*, v. 5, n. 1, p. 78-82, 1969. ISSN 1529-8817.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor, 2004. ISBN 8590489116.

PICEK, T.; ČÍŽKOVÁ, H.; DUŠEK, J. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland—Plants as important sources of carbon. *Ecological Engineering*, v. 31, n. 2, p. 98-106, 2007/10/01/ 2007. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857407001292> >.

PINNEY, M. L.; WESTERHOFF, P. K.; BAKER, L. Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water research*, v. 34, n. 6, p. 1897-1911, 2000. ISSN 0043-1354.

PROCHASKA, C.; ZOUBOULIS, A. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, v. 26, n. 3, p. 293-303, 2006. ISSN 0925-8574.

RAWAT, I. et al. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, v. 88, n. 10, p. 3411-3424, 2011/10/01/ 2011. ISSN 0306-2619. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306261910004885> >.

REARDON, D. J. Turning down the power. *Civil Engineering*, v. 65, n. 8, p. 54, 1995. ISSN 0885-7024.

REDDY, K.; PATRICK, W.; BROADBENT, F. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 13, n. 4, p. 273-309, 1984. ISSN 0007-8999.

REHMAN, F. et al. Wastewater remediation by optimum dissolve oxygen enhanced by macrophytes in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 102, p. 112-126, 2017. ISSN 0925-8574.

REILLY, J. F.; HORNE, A. J.; MILLER, C. D. Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. *Ecological Engineering*, v. 14, n. 1-2, p. 33-47, 9// 1999. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585749900018X> >.

REJMÁNKOVÁ, E. Phenolic content and growth of wetland macrophytes: Is the allocation to secondary compounds driven by nutrient availability? *Folia Geobotanica*, v. 51, n. 3, p. 239-250, 2016. ISSN 1211-9520.

RENUKA, N. et al. Evaluation of microalgal consortia for treatment of primary treated sewage effluent and biomass production. *Journal of Applied Phycology*, v. 25, n. 5, p. 1529-1537, 2013. ISSN 1573-5176. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-013-9982-x> >.

RICHMOND, A.; HU, Q. *Handbook of microalgal culture: applied phycology and biotechnology*. John Wiley & Sons, 2013. ISBN 1118567196.

RODRIGUEZ-GARCIA, G. et al. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water research*, v. 45, n. 18, p. 5997-6010, 2011. ISSN 0043-1354.

RUIZ-MARIN, A.; MENDOZA-ESPINOSA, L. G.; STEPHENSON, T. Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 1, p. 58-64, 1// 2010. ISSN 0960-8524. Disponível em: < [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409009675](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409009675) >.

RUIZ-MARTINEZ, A. et al. Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Bioresource Technology*, v. 126, p. 247-253, 12// 2012. ISSN 0960-8524. Disponível em: < [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412013594](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412013594) >.

RUTHVEN, D. M. *Principles of adsorption and adsorption processes*. John Wiley & Sons, 1984. ISBN 0471866067.

SADETTIN, S.; DÖNMEZ, G. Simultaneous bioaccumulation of reactive dYE and chromium(VI) by using thermophil Phormidium sp. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 41, n. 1, p. 175-180, 2007/07/02/ 2007. ISSN 0141-0229. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141022906006077> >.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research*, v. 32, n. 2, p. 393-399, 1998. ISSN 0043-1354.

SALATI JR, E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 19-25, // 1999. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399004163> >.

SAMECKA-CYMERMAN, A.; STEPIEN, D.; KEMPERS, A. J. Efficiency in Removing Pollutants by Constructed Wetland Purification Systems in Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, v. 67, n. 4, p. 265-275, 2004/02/01 2004. ISSN 1528-7394. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1080/15287390490273532> >.

SAMORÌ, G. et al. Growth and nitrogen removal capacity of *Desmodesmus communis* and of a natural microalgae consortium in a batch culture system in view of urban wastewater treatment: Part I. *Water research*, v. 47, n. 2, p. 791-801, 2013. ISSN 0043-1354.

SCHOLZ, R. W. et al. Sustainable use of phosphorus: A finite resource. *Science of The Total Environment*, v. 461-462, p. 799-803, 9/1/ 2013. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971300586X> >.

SCHULZE, P. S. et al. Light emitting diodes (LEDs) applied to microalgal production. *Trends in biotechnology*, v. 32, n. 8, p. 422-430, 2014. ISSN 0167-7799.

SCHULZE, P. S. C. et al. Light emitting diodes (LEDs) applied to microalgal production. *Trends in Biotechnology*, v. 32, n. 8, p. 422-430, 8// 2014. ISSN 0167-7799. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167779914001115> >.

SEO, D. C. et al. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Research*, v. 39, n. 11, p. 2445-2457, 2005/06/01/ 2005. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135405001880> >.

SEZERINO, P. et al. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. *Water science and technology*, v. 48, n. 2, p. 129-135, 2003. ISSN 0273-1223.

SHANKAR, B. Low-cost treatment for attenuation of nitrate from groundwater. *Journal of Engineering and Technology Research*, v. 3, n. 1, p. 16-21, 2011. ISSN 2006-9790.

SHEATH, R. G.; WEHR, J. D. *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic Press, 2003. ISBN 0127415505.

SHELEF, O.; GROSS, A.; RACHMILEVITCH, S. Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*, v. 5, n. 2, p. 405-419, 2013.

SHI, X. et al. Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-11, 2017. ISSN 0944-1344.

SHILTON, A. N.; POWELL, N.; GUIEYSSE, B. Plant based phosphorus recovery from wastewater via algae and macrophytes. *Current opinion in biotechnology*, v. 23, n. 6, p. 884-889, 2012. ISSN 0958-1669.

SILVEIRA, E. O. Sistema Integrado Reator Anaeróbio+Microalgas+Wetlands Construídos no Tratamento de Efluentes Urbanos. 2016. 119 Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental, UNISC

SILVEIRA, E. O.; MOURA, D.; RIEGER, A.; MACHADO, E. L.; LUTTERBECK, C. A. Performance of an integrated system combining microalgae and vertical flow constructed wetlands for urban wastewater treatment. *Environ Sci Pollut Res* 24: 20469, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9656-3>

ŠÍMA, J.; SVOBODA, L.; POMIJOVÁ, Z. Removal of selected metals from wastewater using a constructed wetland. *Chemistry & biodiversity*, v. 13, n. 5, p. 582-590, 2016. ISSN 1612-1880.

SINGER, A. The chemical ecology of pollutant biodegradation. *Bioremediation and phytoremediation from mechanistic and ecological perspectives*, p 5–19. *Phytoremediation and rhizoremediation. Theoretical background*. Springer, Dordrecht, Netherlands, 2006.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, v. 100, n. 1, p. 179-196, 1999. ISSN 0269-7491.

SOANA, E.; BARTOLI, M. Seasonal variation of radial oxygen loss in *Vallisneria spiralis* L.: An adaptive response to sediment redox? *Aquatic Botany*, v. 104, p. 228-232, 2013/01/01/ 2013. ISSN 0304-3770. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304377012001283> >.

STEINMANN, C. R.; WEINHART, S.; MELZER, A. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research*, v. 37, n. 9, p. 2035-2042, 2003. ISSN 0043-1354.

STOTT, R.; MAY, E.; MARA, D. Parasite removal by natural wastewater treatment systems: performance of waste stabilisation ponds and constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 97-104, 2003. ISSN 0273-1223.

STOTTMEISTER, U. et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology advances*, v. 22, n. 1, p. 93-117, 2003. ISSN 0734-9750.

STURM, B. S.; LAMER, S. L. An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production. *Applied Energy*, v. 88, n. 10, p. 3499-3506, 2011. ISSN 0306-2619.

SUGANYA, T. et al. Macroalgae and microalgae as a potential source for commercial applications along with biofuels production: A biorefinery approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 55, p. 909-941, 2016. ISSN 1364-0321.

SUKAČOVÁ, K.; TRTÍLEK, M.; RATAJ, T. Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. *Water research*, v. 71, p. 55-63, 2015. ISSN 0043-1354.

SUN, G.; GRAY, K. R.; BIDDLESTONE, A. J. Treatment of Agricultural Wastewater in a Pilot-Scale Tidal Flow Reed Bed System. *Environmental Technology*, v. 20, n. 2, p. 233-237, 1999/02/01 1999. ISSN 0959-3330. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1080/09593332008616813> >.

SUN, G.; ZHAO, Y.; ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of biotechnology*, v. 115, n. 2, p. 189-197, 2005. ISSN 0168-1656.

TALBOT, P.; DE LA NOÛE, J. Tertiary treatment of wastewater with *Phormidium bohneri* (Schmidle) under various light and temperature conditions. *Water Research*, v. 27, n. 1, p. 153-159, 1993/01/01/ 1993. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/004313549390206W> >.

TANNER, C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 11-12, p. 9-17, 2001. ISSN 0273-1223.

TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems—a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological engineering*, v. 7, n. 1, p. 59-83, 1996. ISSN 0925-8574.

TANNER, C. C. et al. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecological Engineering*, v. 42, p. 112-123, 5// 2012. ISSN 0925-8574. Disponível em: < [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857412000444](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857412000444) >.

TEITER, S.; MANDER, Ü. Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering*, v. 25, n. 5, p. 528-541, 2005/12/01/ 2005. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405001540> >.

TUNÇSIPER, B. Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. *Desalination*, v. 247, n. 1, p. 466-475, 2009. ISSN 0011-9164.

VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, v. 12, n. 1, p. 5-12, 1999/01/01/ 1999. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857498000500> >.

VIOLANTE, A. et al. Impact of Soil Physical, Chemical, and Biological Interactions on the Transformation of Metals and Metalloids. In: HUANG, P. M.; LI, Y., *et al* (Ed.). *Handbook of soil sciences: resource management and environmental impacts*. 2^o: CRC Press, 2011. ISBN 1439803080.

VON SPERLING, M. Basic principles of wastewater treatment. IWA publishing, 2007a. ISBN 1843391627.

_____. Wastewater characteristics, treatment and disposal. IWA publishing, 2007b. ISBN 1843391619.

VYMAZAL, J. Algae and element cycling in wetlands. Lewis Publishers Inc., 1995. ISBN 0873718992.

_____. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 YEARS experience. *Ecological Engineering*, v. 18, n. 5, p. 633-646, 2002. ISSN 0925-8574.

_____. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005. ISSN 0925-8574.

_____. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 380, n. 1–3, p. 48-65, 7/15/ 2007. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706007212> >.

_____. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2010. ISSN 0013-936X.

_____. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological engineering*, v. 61, p. 582-592, 2013a. ISSN 0925-8574.

_____. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. *Water research*, v. 47, n. 14, p. 4795-4811, 2013b. ISSN 0043-1354.

VYMAZAL, J. et al. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers, p. 230-44, 2005.

WADA, Y.; BIERKENS, M. F. P. Sustainability of global water use: past reconstruction and future projections. *Environ. Res. Lett.* 9 104003, 2014.

WAHIDIN, S.; IDRIS, A.; SHALEH, S. R. M. The influence of light intensity and photoperiod on the growth and lipid content of microalgae *Nannochloropsis* sp. *Bioresource technology*, v. 129, p. 7-11, 2013. ISSN 0960-8524.

WANG, Q. et al. Effect of plant harvesting on the performance of constructed wetlands during winter: radial oxygen loss and microbial characteristics. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 10, p. 7476-7484, 2015. ISSN 0944-1344.

WANG, R. et al. Feasibility of using an organic substrate in a wetland system treating sewage sludge: Impact of plant species. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 1, p. 51-57, 2010/01/01/ 2010. ISSN 0960-8524. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409009328> >.

WELCH, E. B. *Ecological Effects of Waste Water: Applied limnology and pollutant effects*. CRC Press, 2002. ISBN 0203038495.

WELLER, N. A. et al. Aridland constructed treatment wetlands I: Macrophyte productivity, community composition, and nitrogen uptake. *Ecological Engineering*, v. 97, n. Supplement C, p. 649-657, 2016/12/01/ 2016. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585741530063X> >.

WETZEL, R. G. Limnology: lake and river ecosystems. Gulf Professional Publishing, 2001. ISBN 0127447601.

WHO. Sanitation. 06/2015 2015. Disponível em: <
<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs392/en/>>. Acesso em: 14/06/2016.

WIEßNER, A. et al. Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. Water Research, v. 39, n. 1, p. 248-256, 2005/01/01/ 2005. ISSN 0043-1354. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135404004385>>.

WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; STOTTMEISTER, U. Oxygen release by roots of *Typha latifolia* and *Juncus effusus* in laboratory hydroponic systems. Engineering in Life Sciences, v. 22, n. 1-2, p. 209-216, 2002. ISSN 1521-3846.

WILLIAMS, P. J. L. B.; LAURENS, L. M. Microalgae as biodiesel & biomass feedstocks: review & analysis of the biochemistry, energetics & economics. Energy & Environmental Science, v. 3, n. 5, p. 554-590, 2010.

WINK, M. et al. Unidade piloto em regime de batelada com sistema de reatores anaeróbios+ microalgas+ wetlands construídos em fluxo vertical. Revista Jovens Pesquisadores, v. 6, n. 2, 2016. ISSN 2237-048X.

WINTER, K.-J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. Water science and technology, v. 48, n. 5, p. 9-14, 2003. ISSN 0273-1223.

WINTGENS, T. et al. The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse. Desalination, v. 178, n. 1, p. 1-11, 2005/07/10 2005. ISSN 0011-9164. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916405002274>>.

WU, H. et al. Comparative quantification of oxygen release by wetland plants: electrode technique and oxygen consumption model. Environmental Science and Pollution Research, v. 21, n. 2, p. 1071-1078, 2014. ISSN 0944-1344.

WU, M.-Y.; FRANZ, E. H.; CHEN, S. Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands. Water Environment Research, v. 73, n. 6, p. 661-666, 2001. ISSN 1061-4303.

YAMAGISHI, T. et al. Cell reproductive patterns in the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata* (= *Selenastrum capricornutum*) and their variations under exposure to the typical toxicants potassium dichromate and 3, 5-DCP. PloS one, v. 12, n. 2, p. e0171259, 2017. ISSN 1932-6203.

YAN, C.; ZHU, L.; WANG, Y. Photosynthetic CO₂ uptake by microalgae for biogas upgrading and simultaneously biogas slurry decontamination by using of microalgae photobioreactor under various light wavelengths, light intensities, and photoperiods. *Applied Energy*, v. 178, n. Supplement C, p. 9-18, 2016/09/15/ 2016. ISSN 0306-2619. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306261916307875> >.

YAO, F. et al. A comparative study on the potential of oxygen release by roots of selected wetland plants. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 36, n. 9, p. 475-478, 2011/01/01/ 2011. ISSN 1474-7065. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1474706510002019> >.

YE, F.; LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 7, p. 1043-1050, 7// 2009. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857409000706> >.

YE, Z. et al. Removal and distribution of iron, manganese, cobalt, and nickel within a Pennsylvania constructed wetland treating coal combustion by-product leachate. *Journal of Environmental Quality*, v. 30, n. 4, p. 1464-1473, 2001. ISSN 1537-2537.

YIRONG, C.; PUETPAIBOON, U. Performance of constructed wetland treating wastewater from seafood industry. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 5-6, p. 289-294, 2004.

ZAMORA-CASTRO, J.; PANIAGUA-MICHEL, J.; LEZAMA-CERVANTES, C. A novel approach for bioremediation of a coastal marine wastewater effluent based on artificial microbial mats. *Marine biotechnology*, v. 10, n. 2, p. 181-189, 2008. ISSN 1436-2228.

ZHANG, B. et al. A novel UASB–MFC–BAF integrated system for high strength molasses wastewater treatment and bioelectricity generation. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 23, p. 5687-5693, 12// 2009. ISSN 0960-8524. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409007081> >.

ZHANG, J. et al. Examination of oxygen release from plants in constructed wetlands in different stages of wetland plant life cycle. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 16, p. 9709-9716, 2014. ISSN 0944-1344.

ZHAO, Y. J. et al. Efficiency of two-stage combinations of subsurface vertical down-flow and up-flow constructed wetland systems for treating variation in influent C/N ratios of domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 10, p. 1546-1554, 2011. ISSN 0925-8574.