

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

Jéssica Severo Ferreira

**EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES  
UTILIZANDO MICROALGAS EM DIFERENTES CICLOS DE  
FOTOPERÍODOS, PARA SEU USO COMBINADO COM WETLAND  
CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE UMA  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE)**

Santa Cruz do Sul

2019

**Jéssica Severo Ferreira**

**EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES  
UTILIZANDO MICROALGAS EM DIFERENTES CICLOS DE  
FOTOPERÍODOS, PARA SEU USO COMBINADO COM WETLAND  
CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE UMA  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE)**

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

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Lobo Alcayaga

Coorientador: Prof. Dr. Ênio Leandro Machado

Santa Cruz do Sul

2019

**Jéssica Severo Ferreira**

**EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES  
UTILIZANDO MICROALGAS EM DIFERENTES CICLOS DE  
FOTOPERÍODOS, PARA SEU USO COMBINADO COM WETLAND  
CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE UMA  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE)**

Essa dissertação foi submetida ao programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestra em Tecnologia Ambiental.

---

Prof. Dr. Eduardo Lobo Alcayaga  
Professor orientador

---

Prof. Dr. Ênio Leandro Machado  
Professor coorientador

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Tiele Medianeira Rizzetti  
Professora examinadora

---

Prof. Dr. Eduardo Santana  
Professor examinador

Santa Cruz do Sul

2019

*“O que é escrito sem esforço em geral  
é lido sem prazer.” (JOHNSON, S.)*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos colegas Fagner Silva, Gustavo Colares, Adrisson Loreto, Naira Dell'Ossel, Evellyn Folha, Gustavo Dittberner e Rhauani Segatto do Laboratório de Tecnologia de Tratamento de Águas e Efluentes (LATTAE) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC) que colaboraram para o desenvolvimento desse projeto, me passaram todos os seus conhecimentos, auxiliaram na execução das análises e sempre que possível, esclareceram minhas dúvidas.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental (PPGTA), Daiane de Moura, Valéria Boettcher, Maiara Souza, Patrik Wiesel, Helena Wilges e Luis Fernando Marion, colegas que tive o prazer de compartilhar meus dias durante esses dois anos de Mestrado, e que sempre que necessário, me ofereceram palavras de incentivo.

À minha família e em especial ao meu avô, Cláudio Roepke Severo, que colaborou com todo seu conhecimento para a construção do sistema de tratamento de efluentes, principalmente no que diz respeito à parte elétrica do mesmo. Agradeço também à minha mãe, Andrea Severo, pelas palavras de incentivo e otimismo. Obrigada por me proporcionar tranquilidade e o conforto em todas as vezes que preciso.

Ao meu namorado, Tiago Vasconcelos, pelo apoio, carinho e por ser a primeira pessoa a me ouvir sempre que tenho minhas angústias. Não posso deixar de agradecer-lhe também pelas incontáveis caronas até a Universidade.

Ao meu professor orientador Dr. Eduardo Lobo Alcayaga pela sabedoria transmitida e disponibilidade de tempo. Agradeço também por todo o incentivo, por todas as vezes em que se dispôs a esclarecer minhas dúvidas e pela prontidão em responder meus e-mails e corrigir minha dissertação. Saiba que te vejo como inspiração como professor e que não foi à toa que te escolhi como meu orientador.

Ao meu professor coorientador, Dr. Ênio Machado, por todo o conhecimento transmitido, fundamental para o desenvolvimento e conclusão deste projeto. Pelo tempo em que se dispôs a estudar as metodologias para as análises e me auxiliar a compreendê-las, todas as vezes com muita paciência e didática.

Por fim, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Tecnologia Ambiental da Universidade de Santa Cruz do Sul por oferecer todo o fomento e apoio necessário para que esse projeto pudesse ser desenvolvido.

## RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a remoção e recuperação de nutrientes utilizando microalgas em diferentes ciclos de fotoperíodos, para uso combinado com Wetland Construído (WC) no tratamento terciário da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. Foram considerados três ciclos de luz: 12/12h, 24h luz e 18h/06h e os experimentos foram realizados entre julho e dezembro de 2018. O procedimento de tratamento de efluentes utilizado foi definido pelas seguintes etapas: tratamento preliminar convencional (gradeamento, desarenador e tanque equalizador), tratamento secundário por reator anaeróbio (RA), tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e o sistema de Wetland Construído (WC). A macrófita utilizada foi *Chrysopogon zizanioides*, com uma densidade de 16 brotos por metro quadrado. A iluminação artificial no sistema de microalgas foi alimentada por uma lâmpada tubular LED de luz branca de 9 Watts e 6000 Kelvin, e regulada por um controlador de luz. Para reduzir a influência da luz solar do ambiente externo, o sistema foi coberto com uma lona de vinil e uma folha de alumínio. Além de análises físico-químicas, análises quantitativas de matéria orgânica foram realizadas para determinar o melhor desempenho na remoção e recuperação de nutrientes. Os resultados indicaram a predominância de três espécies de microalgas nos três ciclos de luz: duas diatomáceas (*Nitzschia* e *Gomphonema* sp.) e uma Chlorophyta (*Chlorella* sp). Nas condições experimentais estabelecidas, não houve diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os valores das seguintes variáveis no sistema de microalgas: fósforo solúvel, nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), comparando os três ciclos de fotoperíodo (12h/12h, 24h luz e 18h/06h). No entanto, observou-se que o sistema como um todo (Bruto, RA, MA, FA e WC) apresentou alta eficiência de remoção de nutrientes. No fotoperíodo de 12h/12h, verificou-se uma remoção de 99.4% de turbidez, 95.0% de cor aparente, 89.1% de carbono total, 85.7% de nitrogênio total, 69.5% de carbono inorgânico, 50.6% de condutividade e 44.2% de STD ao final do processo de tratamento. No fotoperíodo de 24 horas luz, verificou-se uma remoção de 99.7% de turbidez, 87.5% de cor aparente, 77.2% de STD e 75.0% de condutividade ao final do tratamento. Já no fotoperíodo de 18h/06h, houve a

remoção de 100.0% de cor aparente, 99.6% de turbidez, 71.0% de STD e 69.7% de condutividade. Quanto aos sólidos suspensos totais, coliformes totais e *Escherichia coli*, observou-se uma remoção de 100% ao final do processo de tratamento nos três ciclos de luz. Para remoção de nutrientes e matéria orgânica, o fotoperíodo de 24h apresentou melhor desempenho, sendo mais eficiente para remoção de fósforo solúvel (67.6%), NH<sub>3</sub> (94.0%), DQO (63.7%) e DBO (42.7%), evidenciando que a remoção destes parâmetros foi positivamente relacionada ao ciclo de maior duração da luz.

Palavras Chaves: Tratamento de Efluentes. Microalgas. Wetland construídos. Fotoperíodo. Remoção de nutrientes.



## ABSTRACT

This research aimed at evaluating the nutrients removal and recovery using microalgae in different photoperiod cycles, for their combined use with Constructed Wetland (CW) in the Sewage Tertiary Treatment Station of University of Santa Cruz do Sul, RS, Brazil. Three light cycles were considered: 12 /12h, 24h light and 18h/06h, and the experiments were carried out between July and December 2018. The effluent treatment procedure used was defined by the next steps: conventional preliminary treatment (racking, desander and equalizer tank), secondary treatment by anaerobic reactor (AR), microalgae tank (MT), sand filter (SF) and Constructed Wetland system (CW). The macrophyte used was *Chrysopogon zizanioides*, with a density of 16 shoots per square meter. The artificial illumination in the microalgae system was powered by a 9 Watt and 6000 Kelvin white light LED tubular lamp, and regulated by a light controller. To reduce the influence of sunlight from external environment, the system was covered with a vinyl tarp and aluminum foil. In addition to physical-chemical analyzes, quantitative analyzes of organic matter were carried out to determine the best performance in nutrient removal and recovery. The results indicated the predominance of three microalgae species in the three light cycles; two diatoms (*Nitzschia* and *Gomphonema* sp.) and one Chlorophyta (*Chlorella* sp). Under the experimental conditions established, there was no significant differences ( $p < 0,05$ ) between the values of the following variables at the microalgae system: soluble phosphorus, ammoniacal nitrogen ( $\text{NH}_3$ ), chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD), comparing the three photoperiod cycles (12h/12h, 24h light and 18h/06h). However, it was observed that the system as a whole (Raw, AR, MA, FA and WC) showed high nutrients removal efficiency. In the photoperiod of 12h/12h, there was a removal of 99.4% turbidity, 95.0% apparent color, 89.1% total carbon, 85.7% total nitrogen, 69.5% inorganic carbon, 50.6% conductivity and 44.2% STD at the end of the treatment process. In the 24-hour light photoperiod, a 99.7% removal of turbidity, 87.5% apparent color, 77.2% STD and 75.0% conductivity were observed at the end of the treatment. In the photoperiod of 18h/06h, 100.0% of apparent color, 99.6% of turbidity, 71.0% of STD and 69.7% of conductivity were removed. As for the total suspended solids, total coliforms and *Escherichia coli*, a 100% removal was

observed at the end of the treatment process in the three light cycles. For the removal of nutrients and organic matter, the photoperiod of 24h presented better performance, being more efficient to remove soluble phosphorus (67.6%), NH<sub>3</sub> (94.0%), COD (63.7%) and BOD (42.7%). removal of these parameters was positively related to the cycle of longer duration of light.

Keywords: Wastewater Treatment. Microalgae. Constructed wetland. Photoperiod. Nutrients removal.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Imagem de satélite da Universidade de Santa Cruz do Sul e a localização da ETE. Retirado de Google Earth (2018).....	29
Figura 2 – Representação esquemática do procedimento empregado para o tratamento de efluentes da ETE da UNISC e do tratamento proposto.....	30
Figura 3 – Reator anaeróbio utilizado para o tratamento secundário de efluente. ....	31
Figura 4 – Sistema de tratamento de efluentes proposto, composto por três caixas de PEAD com 200 litros cada. ....	32
Figura 5 - Primeira caixa do sistema, destinada ao tratamento com microalgas. ....	32
Figura 6 – Caixa destinada ao tratamento com filtro de areia. ....	33
Figura 7 – Sistema de Wetland Construído com a macrófita <i>Chrysopogon zizanioides</i> .....	33
Figura 8 – Motobomba hidráulica para bombeamento do efluente até a primeira caixa do sistema.....	34
Figura 9 – Bombona de 200 litros para o armazenamento de efluente.....	34
Figura 10 – Suporte de acrílico para a fixação das microalgas. Na figura A é possível observar o biofilme formado por microalgas e na figura B observam-se as rugosidades para facilitar a adesão das mesmas.....	35
Figura 11 – Lâmpada LED e controlador de luz. Na figura A observa-se o sistema de iluminação por lâmpada tubular de LED na primeira caixa do sistema proposto. Na figura B observa-se o controlador de luz conectado à lâmpada de LED na primeira caixa do sistema proposto. ....	36
Figura 12 – Espécie <i>Nitzschia palea</i> . Retirado de Lobo et al. (2014).....	40
Figura 13 – Espécie <i>Gomphonema parvulum</i> . Retirado de Lobo et al. (2014)... ..	41
Figura 14 – Espécies <i>Chlorella vulgaris</i> (A) e <i>C. sorokiniana</i> (B). Retirado de Politaeva et al. (2018). ....	42
Figura 15 – Valores de fósforo solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos três ciclos de luz. Na figura A, é possível observar os resultados referentes ao primeiro ciclo de luz (12h/12h), na figura B, observam-se os resultados do segundo ciclo (24h luz) e na figura C, é possível observar os dados do último ciclo de luz (18h/06h). ....	49
Figura 16 – Valores de Nitrogênio amoniacal ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos três ciclos de luz. Na figura A, é possível observar os resultados referentes ao primeiro ciclo de luz (12h/12h), na figura B, observam-se os resultados do segundo ciclo (24h luz) e na figura C, é possível observar os dados do último ciclo de luz (18h/06h). ....	51
Figura 17 – Valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos dois últimos ciclos de luz. Na figura A, observam-se os resultados referentes ao segundo ciclo (24h luz) e na figura B, os valores do último ciclo de luz (18h/06h). ....	53

Figura 18 – Valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos dois últimos ciclos de luz. Na figura A, observam-se os resultados referentes ao segundo ciclo (24h luz) e na figura B, os valores do último ciclo de luz (18h/06h).  
..... 54

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Papel desempenhado pelas macrófitas no tratamento de efluentes em <i>Wetlands</i> Construídos. Adaptada de Brix (1997). .....	25
Tabela 2 – Parâmetros analisados para a caracterização do efluente.....	37
Tabela 3 – Escala de toxicidade relativa para ensaio de toxicidade aguda. Retirada de Lobo et al. (2006).....	39
Tabela 4 – Concentrações médias ( $\pm$ desvio padrão) dos parâmetros analisados em amostras de efluente bruto, RA, tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e <i>Wetland</i> no primeiro ciclo de luz (12h/12h). .....	43
Tabela 5 – Concentrações médias ( $\pm$ desvio padrão) dos parâmetros analisados em amostras de efluente bruto, RA, tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e <i>Wetland</i> no segundo ciclo de luz (24h luz). .....	44
Tabela 6 – Concentrações médias ( $\pm$ desvio padrão) em amostras de efluente bruto, RA, tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e <i>Wetland</i> no terceiro ciclo de luz (18h/06h). .....	46

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BA	Biofilme
CE(I) <sub>50</sub>	Concentração Efetiva Inicial Mediana
CI	Carbono Inorgânico
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Carbono Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Efluente Bruto
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FA	Filtro de areia
LATTAE	Laboratório de Tecnologia de Tratamento de Águas e Efluentes
MA	Microalgas
NT	Nitrogênio Total
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
RA	Reator Anaeróbio
RAFAs	Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente
SAC	Sistemas Alagados Construídos
SNSA	Sistema Nacional de Saneamento Ambiental
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STS	Sólidos Totais Suspensos
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> , do português Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UNISC	Universidade de Santa Cruz do Sul
WC	<i>Wetland</i> Construído

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	16
2 OBJETIVOS .....	18
2.1 Objetivo Geral .....	18
2.2 Objetivos Específicos .....	18
3 REFERENCIAL TEÓRICO .....	19
3.1 Panorama do tratamento de efluentes no Brasil .....	19
3.2 Tratamento de efluente convencional .....	19
3.2.1 Tratamento preliminar .....	20
3.2.2 Tratamento primário .....	20
3.2.3 Tratamento secundário.....	21
3.3 <i>Wetlands</i> Construídos .....	22
3.4 Macrófitas.....	24
3.5 Microalgas .....	25
3.6 Efeitos da temperatura e fotoperíodo no crescimento microalgal.....	27
4 METODOLOGIA.....	29
4.1 Caracterização do local de estudo .....	29
4.2 Configuração do Sistema .....	30
4.2.1 Ciclos de luz .....	36
4.3 Caracterização do Efluente .....	36
4.3.1 Identificação das microalgas .....	37
4.3.2 Microrganismos Patogênicos .....	37
4.3.3 Testes de Ecotoxicidade .....	38
4.4 Processamento da Informação.....	39
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
5.1 Identificação das microalgas .....	40
5.2 Ciclos de luz e caracterização do efluente .....	42
5.2.1 Primeiro ciclo de luz (12h/12h) .....	42
5.2.2 Segundo ciclo de luz (24h luz) .....	44
5.2.3 Terceiro ciclo de luz (18h/06h) .....	45
5.3 Ecotoxicidade .....	47
5.4 Remoção de nutrientes .....	48
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	56
REFERÊNCIAS.....	57

## 1 INTRODUÇÃO

A poluição e degradação dos recursos hídricos, assim como a escassez de água em todo o mundo, torna-se um dos maiores problemas ambientais da atualidade (WU et al., 2014). Nesse sentido, como forma de assegurar o bem-estar e a saúde pública, surge o tratamento de esgotos domésticos, uma vez que a ausência desses serviços acaba gerando vários impactos negativos tanto à população como ao ecossistema aquático (SOARES et al., 2016).

Conforme Mesquita et al. (2017), o esgoto proveniente das Estações de Tratamento de Efluentes é caracterizado por possuir microrganismos patogênicos, metais pesados e outros compostos tóxicos, podendo provocar danos ao meio ambiente e a saúde humana caso seja disposto de forma inadequada. Segundo Lobo et al. (2014), outro grave problema está relacionado à proliferação de cianobactérias devido ao processo de eutrofização originado pela alta descarga de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) do esgoto em corpos de água, trazendo o risco de produção de toxinas, algumas delas letais para os animais que a consomem, incluindo o homem.

Com o objetivo de realizar o tratamento de águas residuais, os chamados *Wetlands* Construídos (WC's) tornam-se uma alternativa para remediação de efluentes urbanos através de processos de pré-tratamento anaeróbio, os quais apresentam grande potencial de recuperação de energia e nutrientes com baixo custo (WINCK et al., 2015). Juntamente com estes sistemas, muitas vezes emprega-se o uso de microalgas, tendo em vista que esses microrganismos utilizam os nutrientes (amônia, nitrato, fosfato, ureia e oligoelementos) presentes nas águas residuais para o seu crescimento (SALAMA et al., 2017)

Entre as vantagens da utilização das microalgas, Pacheco et al. (2015) citam o fator econômico, uma vez que seu desenvolvimento depende apenas de água, luz e CO<sub>2</sub>, sendo capazes de sobreviver e se reproduzir em diferentes ambientes. Além do mais, a utilização desses microrganismos torna-se uma excelente alternativa ao tratamento convencional que utiliza métodos físicos, químicos e biológicos, uma vez que não necessitam de grandes áreas para o seu desenvolvimento.

Desta forma, o uso combinado de microalgas e WC's em uma Estação de Tratamento de Efluentes, visando à remoção e recuperação de nutrientes, torna-



se uma tecnologia alternativa de tratamento terciário, economicamente viável e ambientalmente sustentável.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a remoção e recuperação de nutrientes utilizando microalgas em diferentes ciclos de fotoperíodos, para seu uso combinado com WC no tratamento terciário de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE).

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Desenvolver um sistema combinado de microalgas e WC de fluxo horizontal para tratamento terciário, junto à estação de tratamento de esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul (ETE-UNISC).
- Realizar análises para caracterização da matéria orgânica do efluente, como fósforo, nitrogênio, DQO, DBO, além de análises físico-químicas.
- Identificar as espécies de algas presentes no tanque de microalgas.
- Avaliar a eficiência na remoção e recuperação de nutrientes.
- Determinar o ciclo de fotoperíodo que apresentar o melhor desempenho na remoção e recuperação de nutrientes.

### **3 REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1 Panorama do tratamento de efluentes no Brasil**

O uso da água pelos seres humanos visando atender a demanda do crescimento populacional e das indústrias resultou, ao longo de décadas, em um aumento na produção de efluentes, que quando lançados de forma inadequada podem causar prejuízos à saúde dos seres vivos e ao meio ambiente (OLIVEIRA, COELHO e DE SÁ, 2016). Dessa forma, é cada vez mais crescente a busca por sistemas de tratamento eficientes que possam atenuar ou até mesmo erradicar os impactos gerados pelo gerenciamento inadequado do esgoto (METCALF e EDDY, 2016).

Conforme Cornelli et al. (2014), muitas das doenças que afetam os seres humanos são causadas por microrganismos patogênicos presentes nas águas residuais, como bactérias, parasitas e vírus, que podem causar desde diarreias até infecções, levando em alguns casos à morte.

De acordo com o Sistema Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA, no Brasil no ano de 2016 foram coletados 74,9% do esgoto gerado e somente 44,9% do esgoto recebeu tratamento. Ao total, foram 2.495 municípios com atendimento urbano por rede coletora de esgotos, correspondendo a um aumento de 181 municípios em relação ao ano de 2015. Cabe ressaltar, que o volume de esgotos tratados saltou de 3,8 bilhões de m<sup>3</sup> em 2015 para 4,1 bilhões de m<sup>3</sup> em 2016, correspondendo a um aumento de 6,6% (BRASIL, 2018).

Conforme Von Sperling (1996), o restante do efluente que não recebe tratamento é lançado ao meio ambiente, e quando em níveis aceitáveis pela legislação o corpo d'água consegue retornar ao seu estágio inicial, através do fenômeno conhecido como autodepuração.

#### **3.2 Tratamento de efluente convencional**

Conforme Cornelli et al. (2014), vários são os métodos empregados para o tratamento de efluentes, podendo ser classificados quanto à sua definição (aeróbio, anaeróbio e outros), operação (física, química, biológica e outras) e nível de tratamento (pré-tratamento, primário, secundário, terciário e outros). De

acordo com Metcalf e Eddy (2016), em relação aos níveis, no tratamento primário são aplicados processos físicos, no secundário são aplicados processos químicos e biológicos e no terciário, aplica-se a combinação dos três processos. Entretanto, esses termos são considerados arbitrários e em alguns casos podem não possuir valor significativo.

Para Molinos-Senante (2014), a escolha da tecnologia para o tratamento de efluentes é geralmente complexa, uma vez que existem muitas alternativas disponíveis, apresentando diferentes características, como custos de investimento e consumo de energia.

### **3.2.1 Tratamento preliminar**

Geralmente, antes dos três níveis de tratamento emprega-se o tratamento preliminar, que consiste na remoção de constituintes mais grossos como galhos, areia e graxa, de forma a não causar problemas operacionais ou de manutenção às operações (METCALF E EDDY, 2016).

### **3.2.2 Tratamento primário**

Para Von Sperling (2006), os principais objetivos do tratamento primário é a remoção de sólidos suspensos. O efluente logo que chega do tratamento preliminar ainda possui sólidos suspensos finos, com uma parte significativa de matéria orgânica. Essa matéria orgânica pode ser removida por sedimentação, em tanques circulares ou retangulares. Para isso, o efluente flui lentamente, permitindo que os sólidos suspensos com uma densidade maior do que o líquido fluam para o fundo do tanque, sendo chamada de lodo primário bruto. Esse lodo é removido por um tubo ou através de raspadores mecânicos e bombas, dependendo da dimensão do tanque. Já o material flutuante, como graxa e óleo, por possuir uma densidade mais baixa do que o líquido circundante, sobe para a superfície dos tanques de sedimentação, sendo coletados e removidos do tanque para tratamento posterior. A eficiência desse tratamento pode ser aumentada pela adição de coagulantes, sendo chamado de tratamento primário avançado.

### 3.2.3 Tratamento secundário

No tratamento secundário, a remoção da matéria orgânica é realizada geralmente por reatores biológicos, que podem remover uma parcela dos nutrientes como nitrogênio e fósforo. Esses reatores reproduzem os fenômenos naturais da estabilização da matéria orgânica que ocorrem em corpos d'água (VON SPERLING, 1996).

Para Cornelli et al. (2014), os principais métodos destinados ao tratamento secundário do efluente são: sistema de tratamento de lodo ativado, filtros biológicos, tratamento por processos anaeróbios (reatores e filtros anaeróbios), lagoas de estabilização e sistemas de disposição no solo.

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado para o tratamento de efluentes quando é necessário obter uma qualidade elevada do mesmo, e quando não se possui grandes áreas para o tratamento. Entretanto, o sistema de lodos ativados necessita de uma alta mecanização em relação aos outros sistemas, o que implica em operações mais sofisticadas e índices mais elevados de consumo elétrico. Esse sistema é composto basicamente por: tanque de aeração (reator), tanque de decantação (decantador secundário) e recirculação de lodo onde uma população microbológica é colocada em contato com a matéria orgânica do afluente, com alta taxa de oxigenação (VON SPERLING, 2002a).

Já o processo anaeróbio consiste em converter parte da matéria orgânica em gás carbônico e metano. Vários são os sistemas de tratamento anaeróbio, sendo os mais utilizados as lagoas anaeróbias, os tanques sépticos, os filtros anaeróbios e os reatores UASB (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) ou RAFA's (Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente), que são caracterizados por possuírem a capacidade de receber maiores quantidades de carga orgânica mantida nos reatores, independente do tempo de detenção hidráulica, sendo considerados como reatores de alta taxa (CORNELLI et al., 2014).

Para Han e Cui (2016), o sistema de lagoas de estabilização consiste na utilização de algas que fornecem oxigênio para a degradação da matéria orgânica realizada por bactérias. Ao contrário do sistema de lodo ativado, esse sistema possui níveis de simplicidade operacional e podem possuir diversas variantes, tais como: lagoas facultativas, sistema de lagoas anaeróbias seguidas

por lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas e sistema de lagoas aeradas de mistura completa, seguidas por lagoas de decantação. Esses sistemas geralmente são utilizados por países em desenvolvimento e em regiões de clima quente, por possuírem uma simples operação, necessidade de poucos equipamentos e clima favorável (VON SPERLING, 2002b).

#### **3.2.4 Tratamento terciário**

O último nível de tratamento destina-se a remoção de sólidos suspensos residuais, usualmente por filtros granulares, filtros de pano ou microtelas. Outro objetivo desse tratamento é a desinfecção e remoção de nutrientes (METCALF e EDDY, 2016).

### **3.3 *Wetlands* Construídos**

Os *Wetlands* Construídos (WC's) ou sistemas alagados construídos (SAC's) são definidos como áreas onde a água e a biota são responsáveis por regular as características naturais dos ecossistemas aquáticos. Essas áreas ocorrem quando o lençol freático está na superfície da terra ou próximo a ela, ou onde a terra é coberta por água rasa como nos pântanos, charcos, turfas, águas naturais ou artificiais, doces, salobras ou salgadas, incluindo áreas marinhas em que a profundidade na maré baixa não ultrapasse dos seis metros (RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT, 2013).

Esses sistemas utilizam em sua composição o meio suporte, os microrganismos e a zona de raízes das plantas, com a finalidade de realizar a despoluição das águas residuárias através de processos físicos, químicos e biológicos (LIANG et al., 2017), como adsorção, desorção e degradação da matéria orgânica por microrganismos (MENDONÇA et al., 2012).

Os WC's possuem diferentes configurações e modelos, e quanto ao fluxo do efluente, Castillo-Valenzuela, Martinez-Guerra & Gude (2017) classificam os *Wetland* como: WC's de fluxo superficial e WC's de fluxo subsuperficial, que podem ser horizontais e verticais. Os WC's de Fluxo Superficial possuem características semelhantes aos pântanos e áreas alagadas naturais, onde o sistema sofre alagamentos acima do nível do solo. Para esse sistema, são

utilizadas plantas emergentes, submersas e flutuantes. Apesar de possuir eficiência na remoção de nutrientes, esse sistema não é recomendado uma vez que pode atrair insetos vetores de doenças e acabar sendo prejudicial à saúde humana. Geralmente essa configuração é usada após um tratamento secundário, com o objetivo de polimento ao efluente tratado (KADLEC e WALLACE, 2009).

De acordo com Silva, Bernardes e Ramos (2015), como suportes utilizados nos sistemas de fluxo subsuperficial geralmente se tem materiais como areia grossa, cascalho, pedregulho e brita, sendo utilizados em alguns casos materiais inertes como pneus e conchas de ostra, que apresentaram alta eficiência na remoção de poluentes.

Entre as configurações de WC's subsuperficiais, um dos mais comumente utilizados para a descentralização de efluentes, é o de fluxo subsuperficial horizontal. Esses sistemas podem possuir diferentes critérios quanto ao processo de tratamento, como o emprego de macrófitas, carga orgânica, taxa hidráulica, regime de alimentação e composição do material filtrante. Sendo que a escolha dos métodos do sistema irá depender das características da localidade da unidade de tratamento. Para uma manutenção da vida útil, recomenda-se a remoção de material grosseiro, gorduras e sólidos em suspensão presentes no efluente, sendo necessária a utilização de unidades de tratamento primário a montante dos *Wetland* (SEZERINO et al., 2015).

Esse tipo de configuração é recomendado em áreas com baixa disponibilidade de energia para o uso das bombas e de lugares que possuam baixo gradiente hidráulico. Nesse sistema é necessária a aeração do substrato, onde as bactérias e as raízes das plantas são responsáveis pela remoção da matéria orgânica. Ao contrário dos *Wetland* de fluxo subsuperficial vertical, nos de fluxo horizontal o efluente entra pela pequena área do cano em uma extremidade, onde o nível do efluente não deve ser maior que um terço da altura do substrato (HOFFMANN, 2011).

Para Junior-Machioni (2016), os *Wetland* de fluxo subsuperficial vertical apresentam eficiência significativa, pois possuem a capacidade de realizar processos de nitrificação e desnitrificação, remoção de matéria orgânica e remoção do fósforo. O ambiente possui uma região anaeróbia, que realiza a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica com maior eficiência em

relação ao fluxo horizontal. Este sistema utiliza uma distribuição do fluxo do efluente ao longo da superfície do *Wetland* e um sistema de captação.

Segundo Kadlec e Wallace (2009), a diferença entre os WC's de Fluxo Subsuperficial Vertical para os WC's de Fluxo Subsuperficial Horizontal está no sentido em que o efluente percorre o leito e o sistema de raízes das plantas, sendo que na primeira configuração o efluente flui da parte superior até a zona radicular por ação gravitacional. Uma das vantagens desse primeiro modelo é que ele possibilita maior entrada de oxigênio no sistema, devido à movimentação causada pelo recebimento vertical do efluente.

### 3.4 Macrófitas

De acordo com Dias, Do Nascimento e De Menezes (2016), as macrófitas aquáticas podem ser utilizadas para a remoção de microrganismos patogênicos da água, especialmente no tratamento das águas cinzas e negras. O papel das plantas aquáticas para o tratamento de efluente está intimamente ligado à sua capacidade de adaptação. Nos solos bem drenados, os poros apresentam grandes quantidades de oxigênio, possibilitando sua captação pelas raízes das plantas. Já nos solos saturados, a água ocupa toda a porção porosa onde a difusão do oxigênio é muito lenta e o ambiente acaba tornando-se anaeróbico, fazendo com que a macrófita capte oxigênio pela parte aérea, transportando-o internamente até as raízes (BRIX, 1994).

Vários estudos relatam a eficácia do uso de macrófitas na melhoria das características físico-químicas de efluentes, sendo eficientes na remoção de sólidos suspensos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes, metais pesados e na redução de microrganismos patogênicos (LETO et al., 2013; WENLIN et al; 2014 REHMAN et al., 2017). Segundo Uteau et al. (2015), a degradação da matéria orgânica em águas residuais é possível uma vez que as macrófitas são responsáveis por realizarem a liberação de oxigênio através da rizosfera.

Entre as espécies empregadas para o tratamento de efluentes no Brasil, tem-se utilizado as macrófitas *Typha* spp (COSTA et al, 2015), *Hemerocallis flava* (CHAGAS et al., 2011; PRATA et al., 2016), *Paspalum vaginatum*,



*Brachiaria mutica* (SOUZA et al., 2017), *Cynodon* spp. (MATOS et al., 2008) *Cyperus strigosus* (SECCHI, KONRAD e TONETTO, 2016), entre outras.

O papel das macrófitas no tratamento de efluentes em *Wetlands* Construídos pode ser observado na tabela 1.

Tabela 1 – Papel desempenhado pelas macrófitas no tratamento de efluentes em *Wetlands* Construídos. Adaptada de Brix (1997).

Localização na planta	Papel no processo de tratamento
Partes aéreas da planta	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Atenuação da luz - redução do crescimento de fitoplâncton</li> <li>▪ Influência no microclima, isolamento durante o inverno</li> <li>▪ Velocidade do vento reduzida e com isso, o risco reduzido de ressuspensão</li> <li>▪ Aparência estética agradável do sistema</li> <li>▪ Armazenamento de nutrientes</li> </ul>
Parte submersa	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Filtragem de grandes detritos</li> <li>▪ Redução da velocidade do escoamento, aumentando a taxa de sedimentação e reduzindo o risco de ressuspensão</li> <li>▪ Formação de biofilmes</li> <li>▪ Excreção de oxigênio, aumentando a degradação aeróbica</li> <li>▪ Absorção de nutrientes</li> </ul>
Raízes e rizoma	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Estabilização do sedimento</li> <li>▪ Diminuição da erosão</li> <li>▪ Prevenção de colmatção em sistemas de fluxo vertical</li> <li>▪ Fornecimento de oxigênio para a rizosfera, aumentando a degradação e nitrificação</li> <li>▪ Absorção de nutrientes</li> <li>▪ Liberação de antibióticos</li> </ul>

### 3.5 Microalgas

As microalgas são organismos unicelulares fotossintetizantes, com pouca ou nenhuma diferenciação celular, geralmente microscópicas e aquáticas. Possuem grande importância econômica, uma vez que podem ser utilizadas para a produção de biocombustíveis, nas indústrias farmacêuticas, no armazenamento de energia solar, alimentação humana e animal, biorremediação ambiental, dermatologia/cosmética, medicina, entre outras utilidades (DE ALMEIDA LOPES et al., 2015). Possuem também a capacidade

de remoção de matéria orgânica de águas residuais, retirando os nutrientes, removendo metais pesados e ainda diminuindo a quantidade de patógenos através do aumento de oxigênio presente no meio (ANSILAGO, OTTONELLI e DE CARVALHO, 2016). Ainda, são utilizadas como organismos bioindicadores em programas de monitoramento ambiental em ecossistemas aquáticos (LOBO et al., 2014, 2015, 2016 a,b).

De acordo com Jimeno et al. (2017), as microalgas podem ser empregadas no tratamento de vários tipos de efluentes (domésticos, agrícola, industrial, etc.) graças à sua tolerância a altas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e matéria orgânica. Além disso, também são utilizadas para a remoção de substâncias tóxicas, como agrotóxicos, herbicidas e metais pesados por apresentarem resistência e acumularem esses compostos em concentrações significativas sem afetar a sua atividade biológica.

Para Sukačová et al. (2015), o emprego de microalgas no tratamento de águas residuais tem sido considerado uma alternativa econômica e ambientalmente sustentável, pois dispensa o uso de produtos químicos como coprecipitadores com ferro ou alumínio para remoção de fósforo.

As taxas de crescimento desses organismos variam de acordo com o tipo de metabolismo (formas autotróficas, heterotróficas e mixotróficas). Cada condição possui suas vantagens e desvantagens. Na condição heterotrófica, a velocidade de crescimento é significativamente maior do que nos outros tipos de condições. Entretanto no metabolismo autotrófico, a capacidade de remoção de nitrogênio e fósforo é significativamente maior do que no metabolismo heterotrófico. Nos cultivos autotróficos, a disponibilidade de luz limita a remoção de nutrientes da água residual. Já no caso de culturas heterotróficas e mixotróficas, os meios de culturas são fáceis de serem contaminados com bactérias, podendo inibir o crescimento das microalgas (KIM et al., 2013).

Em relação ao uso combinado de microalgas e *Wetlands* Construídos para o tratamento de efluentes, Celente (2018) observou que houve uma redução significativa de parâmetros importantes tais como: condutividade (49%), sólidos totais dissolvidos (48%), turbidez (98%), cor aparente (82%), nitrogênio amoniacal (99%), nitrogênio total (70%), fósforo solúvel (44%), carbono orgânico total (69%), carbono inorgânico (86%), carbono total (83%) e demanda química de oxigênio (72%). Sendo que somente as microalgas contribuíram com uma

média de  $76 \pm 24\%$  da eficiência total do sistema e, em relação à ecotoxicidade aguda, as mesmas contribuíram para a total detoxificação do efluente.

### 3.6 Efeitos da temperatura e fotoperíodo no crescimento microalgal

As diferentes condições ambientais do ambiente natural podem influenciar no crescimento microalgal, alterando sua eficiência quanto à remoção e recuperação de macronutrientes. Estas condições sofrem variações segundo dois ciclos: o circadiano (variações de luz e temperatura num ciclo de 24h) e o sazonal (variação anual que está dependente da zona geográfica e climática) (BLANKEN et al., 2013).

Estudos como o de González-Fernández et al. (2016) demonstram a influência que a temperatura e o fotoperíodo exercem sobre o crescimento microalgal. Os autores introduziram as espécies *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Chlamydomonas reinhardtii* em três cenários com diferentes condições ambientais. O primeiro cenário foi ajustado em 23 °C e 14 h de iluminação, o cenário III foi definido em 15 °C e 11 h de iluminação. Para poder atribuir as diferenças observadas a qualquer um dos dois parâmetros, o cenário II foi estabelecido, correspondente ao cultivo de microalgas a 15 °C com fotoperíodo de 14 h. Foi observado que a biomassa microalgal duplicou em todos os cenários testados durante o cultivo. Entretanto, no cenário I, as microalgas cresceram mais rapidamente e atingiram o máximo de crescimento após 6 dias de cultivo, permanecendo constante posteriormente. Nos cenários II e III, as microalgas apresentaram produtividade atrasada em relação ao cenário I, provavelmente em função da temperatura mais baixa.

Resultados semelhantes foram encontrados por Delgadillo-Mirquez et al. (2016), que observaram a redução da atividade microbiana e ausência de crescimento microalgal em temperatura de 5 °C. Ao contrário disso, ocorreu o aumento da taxa de crescimento a 25 °C, demonstrando a influência da temperatura sobre o desenvolvimento desses microrganismos.

Wahidin, Idris e Shaleh (2013), em seu estudo sobre a influência da intensidade da luz e do fotoperíodo no crescimento de microalgas, observaram que a taxa de crescimento de *Nannochloropsis* sp. foi maior durante o

fotoperíodo de 18h/6h (18L:06E) sob a intensidade de luz de  $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , seguido do fotoperíodo de 12h/12h (12L:12E) sob a intensidade de luz de  $200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Ao contrário, o crescimento microalgal decaiu no ciclo de fotoperíodo de luz contínua (24L:00E), nas mesmas intensidades de luz ( $100$  e  $200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ).

Em relação à remoção de nutrientes, Munõz et al. (2004) observaram que a eficiência na remoção duplicou quando a temperatura aumentou de  $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$  para  $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ , usando um consórcio de *Chlorella sorokiniana* e *Ralstonia basiliensis*.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Caracterização do local de estudo

Entre os meses de março a dezembro de 2018, avaliou-se a remoção e recuperação de nutrientes utilizando microalgas em diferentes ciclos de fotoperíodos, para seu uso combinado com WC junto à Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), localizada na Avenida Independência, nº 2293, Município de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil, nas coordenadas geográficas 29°43'59" S e 52°24'52" O (Fig. 1).

Figura 1 – Imagem de satélite da Universidade de Santa Cruz do Sul e a localização da ETE. Retirado de Google Earth (2018).

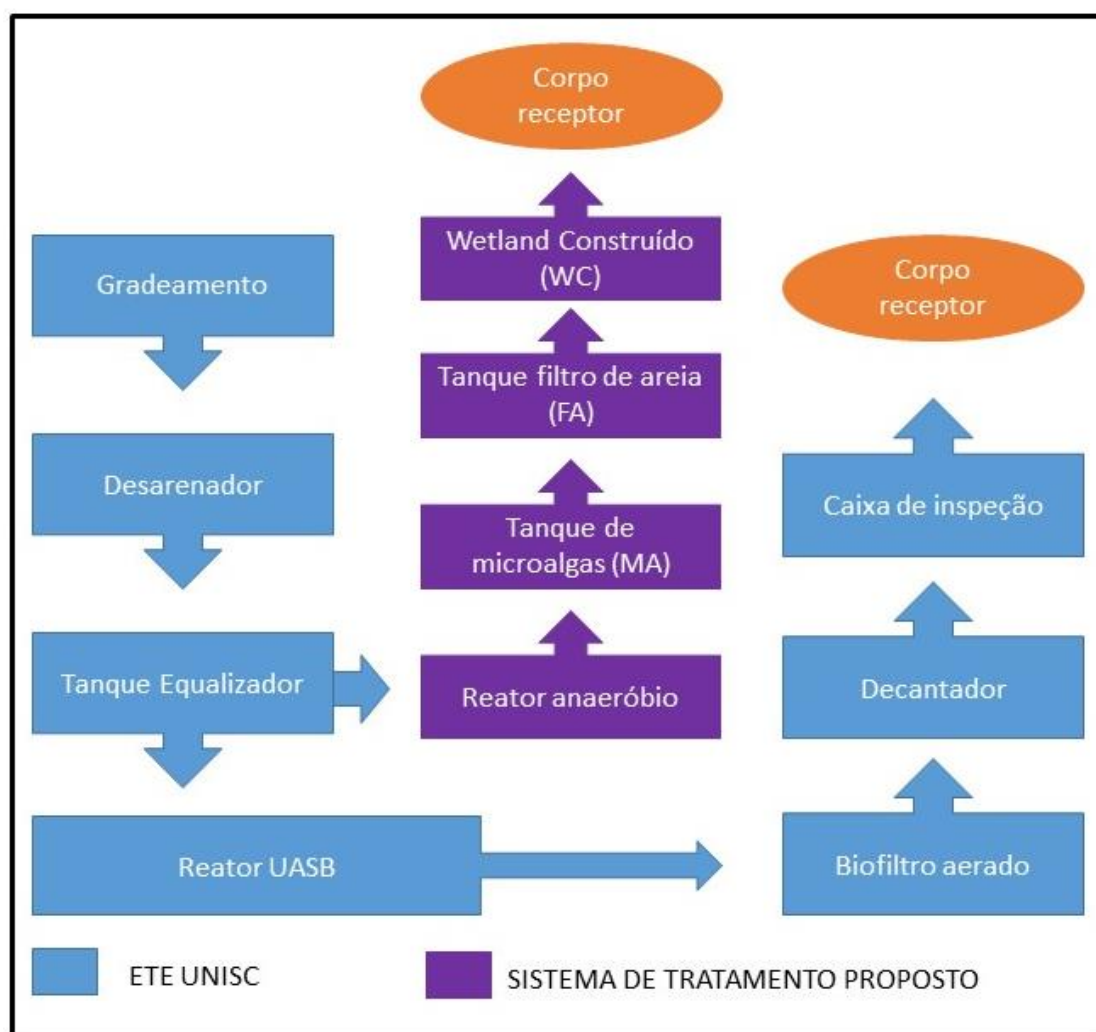


O efluente provido da ETE é composto por águas negras e amarelas oriundas dos sanitários da universidade, operando com uma vazão mínima e máxima de 70 e 120 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>, respectivamente (DÜPONT & LOBO, 2012).

O procedimento empregado para o tratamento de efluentes consiste nas seguintes etapas: assim que o efluente chega, passa por um tratamento preliminar convencional (gradeamento, desarenador e tanque equalizador) seguido do tratamento secundário que consiste em um reator anaeróbio de

manta de lodo de fluxo ascendente (UASB); tratamento secundário utilizando um sistema de biofiltro (BA), e por último, o efluente percorre por um decantador secundário, com uma descarga máxima de  $360 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$  (Fig. 2). Após o tratamento, o efluente tratado é encaminhado por galerias e canal pluvial municipal, sendo descartado no Arroio Lajeado (DÜPONT & LOBO, 2012).

Figura 2 – Representação esquemática do procedimento empregado para o tratamento de efluentes da ETE da UNISC e do tratamento proposto.



## 4.2 Configuração do Sistema

Para o tratamento proposto, o efluente logo que chegava à ETE, era direcionado ao tratamento preliminar (gradeamento, desarenador e tanque equalizado), seguido do tratamento secundário através de reator anaeróbio (RA),

correspondente a um Multi Biodigestor de 1.450 litros da marca Bakof Tec, confeccionado de Polietileno de Média Densidade (Fig. 3).

Figura 3 – Reator anaeróbio utilizado para o tratamento secundário de efluente.



Por fim, o efluente foi destinado ao sistema desenvolvido, que apresentou uma configuração em série de três caixas de duzentos litros cada, produzidas com material de polietileno de alta densidade (PEAD) e com formato retangular (92 cm de comprimento; 55 cm de largura; 58,5cm de altura). Para facilitar o transporte do efluente por gravidade, as três caixas estavam instaladas no formato de degraus (Fig. 4), sendo que a primeira caixa do sistema (MA) estava situada a 1,4 m acima do solo, a segunda (FA) à 75 cm e a última (WC) a 10 cm acima do solo, com uma distância horizontal de aproximadamente 5 cm entre cada caixa.

Figura 4 – Sistema de tratamento de efluentes proposto, composto por três caixas de PEAD com 200 litros cada.



A primeira caixa foi destinada ao tratamento com microalgas (MA) (Fig. 5), a segunda ao tratamento com filtro de areia (FA) (Fig. 6) e a terceira destinada ao sistema de *Wetland* construído (WC) (Fig. 7), com regime hidráulico horizontal.

Figura 5 - Primeira caixa do sistema, destinada ao tratamento com microalgas.





Figura 6 – Caixa destinada ao tratamento com filtro de areia.



Figura 7 – Sistema de Wetland Construído com a macrófita *Chrysopogon zizanioides*.



Em relação à primeira caixa do sistema, esta recebia o efluente do reator anaeróbio (RA) por meio de uma motobomba hidráulica, com uma potência de motor de  $\frac{1}{2}$  cv e vazão máxima de  $1,8 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  (Fig. 8). O efluente recebido do reator RA era armazenado em uma bombona de água de 200 litros até ser

direcionado à primeira caixa do tratamento de efluentes pela motobomba (Fig. 9).

Figura 8 – Motobomba hidráulica para bombeamento do efluente até a primeira caixa do sistema.



Figura 9 – Bombona de 200 litros para o armazenamento de efluente.



Nesse sistema instalou-se um suporte de acrílico para a fixação das microalgas (Fig. 10). Esse suporte possuía uma dupla camada e apresentava rugosidades para facilitar a adesão e o surgimento do biofilme. Além disso, possuía 45° de declividade e as camadas de acrílico possuíam aproximadamente 1,5 cm de distância entre si, com uma área superficial de 0,54 m<sup>2</sup>. Nessa caixa, o efluente era recirculado por uma bomba submersa de 8 Watts com vazão de 520 L h<sup>-1</sup>.

Figura 10 – Suporte de acrílico para a fixação das microalgas. Na figura A é possível observar o biofilme formado por microalgas e na figura B observam-se as rugosidades para facilitar a adesão das mesmas.



O sistema também contou com iluminação automática por uma lâmpada tubular de LED de Luz Branca de 9 Watts e 6000 Kelvin, com 60 cm de comprimento (Fig. 11a), regulado por um controlador de luz (Fig. 11b). Para diminuir a influência do meio externo através da luz solar, cobriu-se essa caixa com uma lona de vinil e folha de alumínio.

A segunda caixa do sistema foi composta por uma camada inicial de 15 cm de cascalho, seguida de 40 cm de brita nº 2, 15 cm de brita nº 3 e por fim, uma fina camada de areia.

Já a terceira e última caixa, destinada ao tratamento com *Wetland* Construído, possuía como substrato uma primeira camada de 15 cm de cascalho e uma segunda camada com 40 cm de brita nº 2. Nessa caixa, realizou-se o plantio de 16 brotos por metro quadrado da macrófita *Chrysopogon zizanioides*, popularmente conhecida como Capim-vetiver.

Figura 11 – Lâmpada LED e controlador de luz. Na figura A observa-se o sistema de iluminação por lâmpada tubular de LED na primeira caixa do sistema proposto. Na figura B observa-se o controlador de luz conectado à lâmpada de LED na primeira caixa do sistema proposto.



#### 4.2.1 Ciclos de luz

Para avaliar a eficiência do crescimento de microalgas em diferentes ciclos de fotoperíodos, foram determinados três diferentes ciclos de luz para a exposição das microalgas, sendo eles: 12h/12h, 24h e 18h/06h (luz/escuro), cada um com sete semanas de duração. No primeiro ciclo, as microalgas ficaram expostas à 12h/12h (luz/escuro) entre o dia 09 de julho ao dia 20 de agosto de 2018. O segundo ciclo (24h luz) ocorreu entre o dia 27 de agosto ao dia 22 de outubro de 2018. Já o último ciclo 18h/06h (luz/escuro), teve duração do dia 29 de outubro ao dia 10 de dezembro de 2018. Nos três ciclos de luz foram realizadas as mesmas quantidades de análises para os parâmetros destacados abaixo.

#### 4.3 Caracterização do Efluente

A montagem da estrutura para o tratamento ocorreu no mês de março de 2018 e antes de começar a realizar as análises, realizou-se uma aclimação do sistema entre os meses de abril a junho de 2018, onde o sistema foi alimentado somente com água corrente e posteriormente com diluições de efluente,

aumentando aos poucos a sua concentração. Transcorrida a aclimação do sistema, começou-se a realizar as análises (Tab. 2), que foram feitas imediatamente após a coleta e, quando necessário, preservadas conforme as recomendações para cada método para posterior análise.

Tabela 2 – Parâmetros analisados para a caracterização do efluente.

Parâmetros	Método	Frequência
1. pH	Potenciométrico	Semanal
2. Turbidez	Método Ótico	Semanal
3. Condutividade	Eletroquímico	Semanal
4. Cor aparente (420 nm)	Colorimétrico	Semanal
5. STD	Condutivímetro	Semanal
6. STS	Cone Imhoff	Quinzenal
7. Fósforo Solúvel	Colorimétrico/Molibdato de Amônio	Quinzenal
8. NH <sub>3</sub>	Destilação/Titulométrico	Quinzenal
9. Identificação microalgal	Microscopia óptica	Quinzenal
10. Coliformes totais	Placas de contagem Petrifilm™ 3M®	Quinzenal
11. <i>Escherichia coli</i>	Placas de contagem Petrifilm™ 3M®	Quinzenal
12. Carbono Orgânico Total	Oxidação Catalítica por Combustão	Quinzenal
13. Carbono Inorgânico Total	Oxidação Catalítica por Combustão	Quinzenal
14. Carbono Total	Oxidação Catalítica por Combustão	Quinzenal
15. Nitrogênio Total	Oxidação Catalítica por Combustão	Quinzenal
16. DQO	Colorimétrico/Titulométrico	Quinzenal
17. DBO	Colorimétrico/Titulométrico	Quinzenal
18. Ecotoxicidade aguda	CE(I) <sub>50</sub> ( <i>Daphnia magna</i> )	Quinzenal

#### 4.3.1 Identificação das microalgas

A identificação das microalgas foi realizada através de microscopia óptica nos aumentos de 100x e 1.000x no Laboratório de Limnologia da UNISC, com amostras retiradas do tanque de microalgas (MA), nos meses de julho (ciclo 12h/12h), outubro (24h luz) e dezembro de 2018 (18h/06h). Após a observação por microscopia, os gêneros foram identificados utilizando bibliografia específica (BICUDO & MENEZES, 2006, LOBO et al., 2014).

#### 4.3.2 Microrganismos Patogênicos

Em relação aos microrganismos patogênicos, foram realizadas análises para *Escherichia coli* e Coliformes totais em amostras do Efluente Bruto (EB) e WC. Para isso, utilizaram-se as Placas para Contagem de *Escherichia coli* e Coliformes Petrifilm™ 3M®, onde todos os materiais utilizados foram auto clavados. Para a preparação da análise, realizou-se uma diluição de 1:10 (v/v),

onde foram pipetados 1 mL de cada amostra para 9 mL de solução salina (85 – 90%). Preparou-se também uma solução de controle, contendo somente 1 mL de solução salina para confirmar o sucesso da análise. Quando necessário, corrigiu-se o pH (entre 6,5 e 7,5) utilizando-se HCl (1%, v/v). Em seguida, essa amostra foi homogeneizada, e retirou-se uma alíquota de 1 mL da amostra com auxílio de um micropipetador automático, depositando-a no centro do filme inferior e descendo o filme superior cuidadosamente, de forma a evitar a formação de bolhas de ar. As placas foram incubadas de acordo com o Método Oficial AOAC 991.14, onde para Coliformes realizou-se a incubação por  $24\text{h} \pm 2\text{h}$  a  $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$  e para *E. coli*, incubou-se a  $48\text{h} \pm 2\text{h}$  a  $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ .

Transpassado o período de incubação, contabilizaram-se as colônias de Coliformes totais (colônias vermelhas e azuis com formação de gás) e de *E. coli* (colônias azuis com formação de gás). Em caso de formação de mais de 150 colônias, era realizada uma média de 2 quadrantes representativos, multiplicando o número médio por 20 (total de quadrantes) para determinar a contagem estimada por placa. Já no caso de alteração da cor do gel da placa de vermelho (cor natural) para roxo-azulado, estimava-se o número de colônias superior a  $10^8$ .

#### **4.3.3 Testes de Ecotoxicidade**

Em relação ao teste de ecotoxicidade aguda, realizaram-se análises em amostras do EB e do WC. Para isso, cultivaram-se neonatos (entre 2 e 26 horas de idade) do microcrustáceo *Daphnia magna* sob o controle do fotoperíodo (16h/08h) a  $20 \pm 2^\circ\text{C}$ , que foram alimentados diariamente com algas da espécie *Desmodesmus subspicatus*, conforme descrito pela norma técnica brasileira 12713 (ABNT, 2009).

Para aferição do sucesso do cultivo, realizou-se um teste de sensibilidade com *D. magna*, onde o organismo foi exposto à diferentes concentrações de dicromato de potássio, além de soluções de controle com água reconstituída. Após 24 horas de teste com as amostras no escuro, observou-se a mortalidade e imobilidade dos organismos.

Para analisar o grau de toxicidade do efluente, foram expostos 10 indivíduos de *D. magna* em 25 mL de cada amostra (EB e WC) em duplicata, com contagem dos indivíduos vivos e mortos após 24 e 48 horas. Os ensaios de toxicidade aguda foram classificados utilizando-se uma escala de toxicidade relativa, adaptada de Lobo et al. (2006) (Tabela 3).

Tabela 3 – Escala de toxicidade relativa para ensaio de toxicidade aguda. Retirada de Lobo et al. (2006).

Percentil	CE(I) <sub>50</sub> 48h	Toxicidade
25°	< 25%	Extremamente Tóxica
50°	25 – 50%	Altamente Tóxica
75°	50 – 75%	Medianamente Tóxica
-	> 75%	Pouco Tóxica

#### 4.4 Processamento da Informação

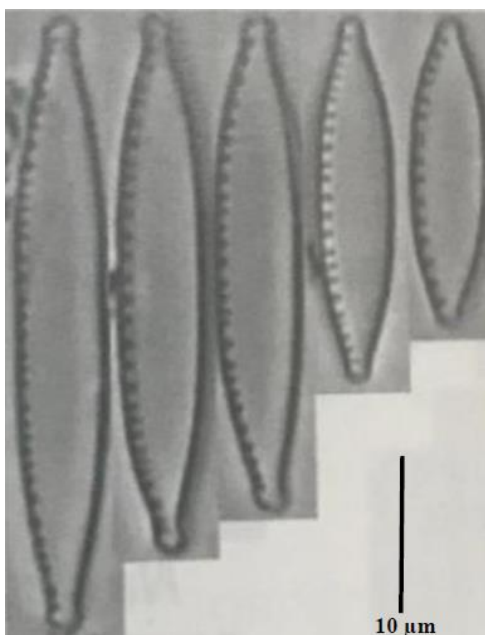
Para o processamento da informação, empregou-se a estatística descritiva para a tabulação dos dados e sua ilustração gráfica como, por exemplo, gráfico de barras para visualização e interpretação das medidas de localização e dispersão (CALLEGARI-JACQUES, 2006). As diferenças estatísticas foram estabelecidas utilizando a prova estatística não paramétrica de Kruskal-Wallis. 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).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Identificação das microalgas

Com relação à identificação das microalgas, os resultados indicaram a predominância de três espécies nos três ciclos de luz; duas diatomáceas (*Nitzschia* e *Gomphonema* sp.) e uma Chlorophyta (*Chlorella* sp.). De acordo com Maity et al., (2014), algas do gênero *Nitzschia* e *Chlorella*, como as espécies *Nitzschia* cf. *pusilla* e *C. vulgaris*, são geralmente usadas para a remoção de poluentes de águas residuais, como nitrogênio, fósforo e potássio. O gênero *Nitzschia* é caracterizado por possuir espécies com alta tolerância à poluição orgânica e eutrofização, como a diatomácea *N. palea* (Fig. 12), que é encontrada em águas com grande concentração de nutrientes e baixas concentrações de oxigênio dissolvido (LOBO et al., 2014; SCHUCH et al., 2015).

Figura 12 – Espécie *Nitzschia palea*. Retirado de Lobo et al. (2014).



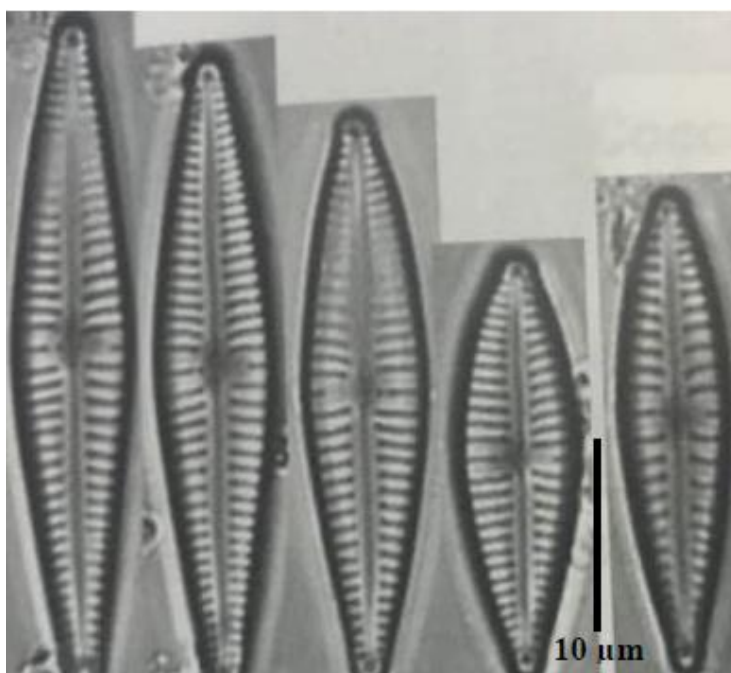
Para Schuch et al., (2015), entre os fatores que colaboram para a proliferação de algas diatomáceas, podem destacar-se os altos valores de oxigênio dissolvido, fosfatos, turbidez, *Escherichia coli* e sólidos totais dissolvidos. Em um estudo realizado por Yen et al. (2014), os autores



observaram que o crescimento de microalgas pode ser influenciado por vários fatores, tanto biótico como presença de patógenos (bactérias, fungos e vírus, e a competição por outras microalgas), como fatores abióticos (luminosidade, temperatura, pH, salinidade, nutrientes, concentração de oxigênio dissolvido e a presença de compostos tóxicos).

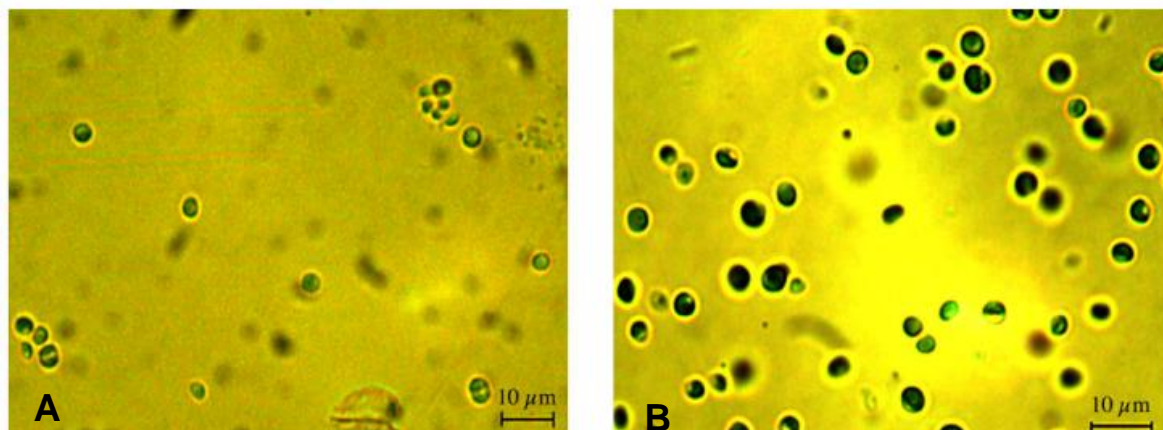
Para Lobo et al. (2014), o gênero *Gomphonema* compreende um grupo de diatomáceas de água doce de grande diversidade, sendo característico de ambientes ricos em nutrientes, onde apresenta grau intermediário de tolerância à eutrofização (vt = 2,5) como, por exemplo a espécie *Gomphonema parvulum* (Fig 13).

Figura 13 – Espécie *Gomphonema parvulum*. Retirado de Lobo et al. (2014).



O gênero *Chlorella* (Fig. 14) encontrado durante as análises é composto por algas verdes com parede celular de estrutura rígida e complexa, com alto conteúdo lipídico nas suas células e potencial para a produção de biodiesel (ZHANG et al., 2018, SAKARIKA e KORNAROS, 2019).

Figura 14 – Espécies *Chlorella vulgaris* (A) e *C. sorokiniana* (B). Retirado de Politaeva et al. (2018).



Hammouda et al. (2015) observaram em seu estudo utilizando a microalga *Chlorella* sp. para o tratamento de águas residuais que a porcentagem de eficiência de remoção de DBO, DQO,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  e  $\text{PO}_4\text{-P}$  alcançou 90.8%, 80.1%, 98.9%, 87.6% e 90.0%, respectivamente. Além do mais, essa espécie possui a capacidade de acumular os metais pesados de águas residuais, tais como níquel (99.5%), manganês (73.2%), ferro (92.2%), zinco (51.4%) e alumínio (98.8%). Wang et al. (2009) observaram em seu estudo sobre o cultivo de *Chlorella* sp. em estações de tratamento de águas residuais que o uso combinado dos gêneros *Chlorella* + *Nitzschia* foi responsável pela remoção de 92% de Nitrogênio, 74% de Fósforo, 97% de DBO e 87% de DQO.

## 5.2 Ciclos de luz e caracterização do efluente

### 5.2.1 Primeiro ciclo de luz (12h/12h)

Em relação aos parâmetros realizados no primeiro ciclo de luz (12h/12h), os valores obtidos em amostras de efluente bruto, reator anaeróbio (RA), tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e *Wetland* encontram-se na tabela 4. Os resultados referentes às concentrações médias de fósforo solúvel, nitrogênio amoniacal, demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio serão discutidos no item 5.4.

Observando a tabela 4, é possível concluir que o RA+MA foram responsáveis pela remoção de 98.3% de turbidez, 93.6% de carbono orgânico total (COT), 92.5% de cor aparente, 82.0% de carbono total (CT), 67.5% de nitrogênio total (NT), 66.9% de carbono inorgânico (CI), 39.1% de condutividade e 25.7% de sólidos totais dissolvidos (STD). RA+MA foram responsáveis também pela remoção de 100% de sólidos totais suspensos (STS).

Tabela 4 – Concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) dos parâmetros analisados em amostras de efluente bruto, RA, tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e *Wetland* (WC) no primeiro ciclo de luz (12h/12h).

Parâmetros	Bruto	RA	MA	FA	WC
pH (n = 7)	6.6 $\pm$ 0.2	6.5 $\pm$ 0.2	6.4 $\pm$ 0.4	6.4 $\pm$ 0.5	6.6 $\pm$ 0.3
Turbidez (n = 7)	245.5 $\pm$ 111.6	62.9 $\pm$ 20.5	4.2 $\pm$ 4.1	1.0 $\pm$ 0.4	1.6 $\pm$ 1.7
Condutividade (n = 7)	847.1 $\pm$ 369.0	797.1 $\pm$ 220.6	515.8 $\pm$ 123.8	503.8 $\pm$ 237.5	418.0 $\pm$ 65.0
Cor aparente (420 nm) (n = 7)	0.8 $\pm$ 0.0	0.3 $\pm$ 0.1	0.1 $\pm$ 0.0	0.1 $\pm$ 0.1	0.0 $\pm$ 0.0
STD (n = 7)	378.1 $\pm$ 225.1	420.5 $\pm$ 115.4	281.0 $\pm$ 48.8	258.0 $\pm$ 59.8	211.1 $\pm$ 33.0
STS (n = 4)	12.7 $\pm$ 6.2	5.0 $\pm$ 1.8	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Coliformes totais (UFC) (n = 3)	1.9 $\pm$ 1.9 (ln(x+1))	N.A.	N.A.	N.A.	2.3 $\pm$ 2.0
<i>E. coli</i> (n = 3)	1.9 $\pm$ 1.9 (ln(x+1))	N.A.	N.A.	N.A.	0.0 $\pm$ 0.0
COT (n = 4)	78.5 $\pm$ 31.1	25.9 $\pm$ 8.1	5.0 $\pm$ 10.1	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
CI (n = 4)	92.3 $\pm$ 32.8	122.5 $\pm$ 45.6	30.5 $\pm$ 24.4	24.6 $\pm$ 7.7	28.1 $\pm$ 1.0
CT (n = 4)	171.0 $\pm$ 63.0	148.5 $\pm$ 51.8	30.7 $\pm$ 21.1	14.8 $\pm$ 8.6	18.6 $\pm$ 1.1
NT (n = 4)	95.0 $\pm$ 35.2	110.0 $\pm$ 39.8	30.9 $\pm$ 5.0	18.7 $\pm$ 5.4	13.6 $\pm$ 2.3
CE(I) <sub>5048h</sub> (n = 3)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo Solúvel (n = 4)	3.5 $\pm$ 2.4	3.8 $\pm$ 2.5	2.6 $\pm$ 1.8	2.2 $\pm$ 1.0	1.4 $\pm$ 0.8
Nitrogênio amoniacal (NH <sub>3</sub> ) (n = 4)	75.2 $\pm$ 41.0	79.9 $\pm$ 34.3	9.8 $\pm$ 8.3	3.9 $\pm$ 2.0	4.4 $\pm$ 3.5

Concentrações dadas em mg L<sup>-1</sup> com exceção do pH (adimensional), condutividade ( $\mu$ s.cm<sup>-1</sup>), turbidez (NTU), cor (adimensional), Coliformes totais/ *E. coli* (UFC mL<sup>-1</sup>), CE(I)<sub>5048h</sub> dada em porcentagem e Temperatura (°C). N.A. = Não avaliado.

O RA+MA+FA foram responsáveis pela remoção de 99.6% de turbidez, 91.3% de CT, 73.3% de CI, 85.0% de cor aparente, 80.3% de NT, 40.5% de condutividade e 31.8% de sólidos totais dissolvidos. Além disso, foram responsáveis pela remoção de 100% de STS e COT.

Ao final do processo de tratamento do primeiro ciclo de luz, observa-se a redução de 99.4% de turbidez, 95.0% de cor aparente, 89.1% de carbono total, 85.7% de nitrogênio total, 69.5% de carbono inorgânico, 50.6% de condutividade e 44.2% de STD.

Parâmetros como sólidos totais suspensos, carbono orgânico total, Coliformes totais e *E. coli* reduziram em um total de 100.0% ao final do processo de tratamento.

### 5.2.2 Segundo ciclo de luz (24h luz)

Para o segundo ciclo de luz não foi possível a realização de análises dos parâmetros de COT, CI, CT e NT, devido à problemas operacionais, não sendo possível realizá-las também no último ciclo de luz (18h/06h). Entretanto, as análises para os outros parâmetros foram realizadas normalmente. Os valores obtidos em amostras de efluente bruto, RA, tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e *Wetland* encontram-se na tabela 5.

Observa-se na tabela 5 que o RA+MA foram responsáveis pela remoção de 100.0% de STS, 98.9% da turbidez, 53.6% de condutividade, 87.5% de cor aparente e 53.1% de STD. O RA+MA+FA removeram 99.7% de turbidez, 87.5% de cor aparente, 70.5% de STD, 65.1% de condutividade e 100% de STS.

Ao final do processo de tratamento houve a remoção de 99.7% de turbidez, 87.5% de cor aparente, 77.2% de STD e 75.0% de condutividade. Houve também uma remoção de 100% de STS, Coliformes totais e *E. coli*.

Tabela 5 – Concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) dos parâmetros analisados em amostras de efluente bruto, RA, tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e *Wetland* (WC) no segundo ciclo de luz (24h luz).

Parâmetros	Bruto	RA	MA	FA	WC
pH (n = 7)	6.9 $\pm$ 0.1	6.9 $\pm$ 0.1	7.1 $\pm$ 0.1	7.1 $\pm$ 0.1	7.0 $\pm$ 0.1
Turbidez (n = 7)	244.0 $\pm$ 324.4	78.9 $\pm$ 48.1	2.4 $\pm$ 2.0	0.7 $\pm$ 0.5	0.8 $\pm$ 0.8

Condutividade (n = 7)	1179.1 ± 349.0	761.8 ± 223.3	546.7 ± 57.5	411.7 ± 63.8	293.1 ± 58.2
Cor aparente (420 nm) (n = 7)	0.8 ± 0.2	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1
STD (n = 7)	591.1 ± 174.6	404.0 ± 98.6	277.1 ± 25.6	174.2 ± 85.1	134.5 ± 67.1
STS (n = 4)	4.1 ± 2.7	2.4 ± 1.9	0.0 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
Coliformes totais (UFC) (n = 3)	1.9 ± 1.9 (ln(x+1))	N.A.	N.A.	N.A.	7.3 ± 9.4
<i>E. coli</i> (UFC) (n = 3)	1.9 ± 1.9 (ln(x+1))	N.A.	N.A.	N.A.	0.0 ± 0.0
CE(I) <sub>50</sub> 48h (n = 3)	44.6 ± 38.1	N.A.	N.A.	N.A.	ST*
Fósforo Solúvel (n = 4)	3.7 ± 0.3	2.7 ± 1.9	4.3 ± 0.8	2.6 ± 0.5	1.2 ± 1.0
Nitrogênio amoniacoal (NH <sub>3</sub> ) (n = 4)	18.5 ± 18.9	24.4 ± 25.4	2.3 ± 1.3	3.7 ± 5.2	1.1 ± 0.7
DQO (n = 3)	1088.6 ± 29.2	738.9 ± 142.0	405.8 ± 304.1	345.6 ± 262.0	395.1 ± 316.1
DBO (n = 3)	183.3 ± 4.7	162.4 ± 102.4	102.1 ± 113.1	97.3 ± 109.2	105.0 ± 122.8

Concentrações dadas em mg L<sup>-1</sup> com exceção do pH (adimensional), condutividade (μs.cm<sup>-1</sup>), turbidez (NTU), cor (adimensional), Coliformes totais/ *E. coli* (UFC mL<sup>-1</sup>) e CE(I)<sub>50</sub>48h dada em porcentagem e Temperatura (°C). \*ST = Sem toxicidade. N.A. = Não avaliado.

### 5.2.3 Terceiro ciclo de luz (18h/06h)

Os parâmetros avaliados no terceiro ciclo de luz (18h/06h), para as amostras de efluente bruto, reator anaeróbio (RA), tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e *Wetland* (WC) encontram-se na tabela 6.

Observa-se na tabela 6 que o RA+MA foram responsáveis pela remoção de 100.0% de cor aparente, 96.4% de turbidez, 50.6% de STD e 49.6% de condutividade. Além disso, houve a remoção de 100.0% de STS. O RA+MA+FA foram responsáveis pela remoção de 100.0% de cor aparente, 99.0% de turbidez, 63.9% de STD, 62.7% de condutividade e 100.0% de STS.

Tabela 6 – Concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) em amostras de efluente bruto, RA, tanque de microalgas (MA), filtro de areia (FA) e *Wetland* (WC) no terceiro ciclo de luz (18h/06h).

Parâmetros	Bruto	RA	MA	FA	WC
pH (n = 7)	7.2 $\pm$ 0.2	7.0 $\pm$ 0.1	7.4 $\pm$ 0.1	7.2 $\pm$ 0.1	7.0 $\pm$ 0.1
Turbidez (n = 7)	111.0 $\pm$ 65.9	86.7 $\pm$ 43.8	4.0 $\pm$ 2.3	1.1 $\pm$ 1.0	0.4 $\pm$ 0.4
Condutividade (n = 7)	1316.8 $\pm$ 705.0	1077.8 $\pm$ 227.4	663.1 $\pm$ 104.4	491.4 $\pm$ 104.2	398.4 $\pm$ 72.0
Cor aparente (420 nm) (n = 7)	0,4 $\pm$ 0,1	0.2 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
STD (n = 7)	674.0 $\pm$ 361.5	534.4 $\pm$ 107.2	333.2 $\pm$ 54.4	243.5 $\pm$ 50.4	195.2 $\pm$ 38.7
STS (n = 4)	4,7 $\pm$ 2,1	4.5 $\pm$ 4.5	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Coliformes totais (n = 3)	1.9 $\pm$ 1.9 (ln(x+1))	N.A.	N.A.	N.A.	17.6 $\pm$ 26.3
<i>E. coli</i> (n = 3)	1.9 $\pm$ 1.9 (ln(x+1))	N.A.	N.A.	N.A.	0.0 $\pm$ 0.0
CE(I) <sub>50</sub> 48h (n = 3)	23.0 $\pm$ 1.4	N.A.	N.A.	N.A.	ST*
Fósforo Solúvel (n = 4)	2,8 $\pm$ 0,6	4.0 $\pm$ 0.6	3.9 $\pm$ 0.1	2.9 $\pm$ 0.6	2,1 $\pm$ 0,1
Nitrogênio amoniacal (NH <sub>3</sub> ) (n = 4)	43.4 $\pm$ 28.7	52.9 $\pm$ 13.0	2.8 $\pm$ 3.3	2.1 $\pm$ 2.8	5.7 $\pm$ 6.7
DQO (n = 3)	360.4 $\pm$ 110.7	254.6 $\pm$ 26.9	195.8 $\pm$ 100.3	245.1 $\pm$ 70.6	138.8 $\pm$ 17.1
DBO (n = 3)	240.8 $\pm$ 111.4	223.5 $\pm$ 117.5	185.1 $\pm$ 136.1	168.9 $\pm$ 118.5	142.8 $\pm$ 115.1

Concentrações dadas em mg L<sup>-1</sup> com exceção do pH (adimensional), condutividade ( $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), turbidez (NTU), cor (adimensional), Coliformes totais/ *E. coli* (UFC mL<sup>-1</sup>) e CE(I)<sub>50</sub>48h dada em porcentagem e Temperatura (°C). \*ST = Sem toxicidade. N.A. = Não avaliado.

Ao final do processo de tratamento do terceiro ciclo de luz houve a remoção de 100.0% de cor aparente, 99.6% de turbidez, 71.0% de STD e 69.7% de condutividade e 100.0% de STS, Coliformes totais e *E. coli*.

Como pode ser observado nas tabelas 4, 5 e 6, nos três ciclos de luz houve redução de todos os parâmetros analisados, indicando que o sistema proposto possui capacidade para o tratamento de águas residuais.

### 5.3 Ecotoxicidade

Quanto à Ecotoxicidade aguda e ao segundo ciclo de luz (24h), observa-se que de acordo com Lobo et al. (2006), o efluente Bruto foi caracterizado como altamente tóxico, uma vez que apresentou uma  $CE(I)_{5048h}$  média de  $44,6 \pm 38,1\%$ . Já no terceiro ciclo de luz (18h/06h), o efluente Bruto foi caracterizado como extremamente tóxico, uma vez que apresentou uma  $CE(I)_{5048h}$  média de  $23 \pm 1,4\%$ . Apesar disso, tanto no segundo quanto no terceiro ciclo, efluente tratado não apresentou toxicidade. Destaca-se ainda que não foi possível a realização das análises de ecotoxicidade do efluente bruto e tratado no primeiro ciclo de luz, devido à problemas operacionais.

A toxicidade do efluente bruto está intimamente relacionada às concentrações de nitrogênio. De acordo com Derks (2007), em efluentes domésticos ou agroindustriais, as formas mais comuns de nitrogênio são: nitrogênio orgânico, amoniacal e, em menor quantidade, nitrato e nitrito. Para Alves et al. (2018), esse nutriente pode ser encontrado em diferentes tipos de águas residuárias, como chorume, efluentes industriais e esgoto sanitário e o descarte incorreto desse tipo de efluente provoca impactos negativos sobre a dinâmica populacional de animais aquáticos. Ainda, de acordo com os mesmos autores, a remoção de nitrogênio está baseada na conversão de amônia a nitrito e nitrato (nitrificação) e posterior redução destes a nitrogênio gasoso (desnitrificação).

Diversos são os estudos que relacionam o efeito negativo de diferentes concentrações de amônia em animais aquáticos, como peixes e crustáceos (Baker et al, 2017; Garriga et al., 2017; Dos Santos Silva et al., 2018). Para Mehta (2017), o envenenamento por amônia encontrado em peixes pode causar necrose das brânquias, afetando também o cérebro e aumentando a taxa de respiração, provocando a morte de peixes.

A redução significativa da toxicidade ao final do processo de tratamento pode estar relacionada aos mecanismos de assimilação de nitrogênio pelo biofilme e nitrificação em nitrito e nitrato. Além do mais, descarta-se a possibilidade de que a redução seja provocada pela volatilização de amônia ( $NH_3$ ), uma vez o pH manteve-se muito abaixo de 9,5, que é o valor onde

aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal se encontra na forma volátil  $\text{NH}_4^+$  (VYMAZAL, 2007).

Almeida et al. (2017), em seu estudo sobre remoção de nitrato em *Wetlands* construídos de fluxo vertical utilizando *Vetiveria zizanioides*, observaram baixas concentrações de  $\text{NH}_4$ , sugerindo que a redução de nitrato em amônia não tenha sido o principal fator para a remoção de nitrato no sistema de *Wetland*. Os autores relacionam a detoxificação do efluente à grande extensão das raízes da macrófita *V. zizanioides* presente no tanque de *Wetland*. Para Kadlec e Wallace (2009), essas raízes contribuem para a remoção de nitrato em águas residuais, através de diferentes estados de oxidação (anóxicos e anaeróbicos), onde a desnitrificação pode ocorrer.

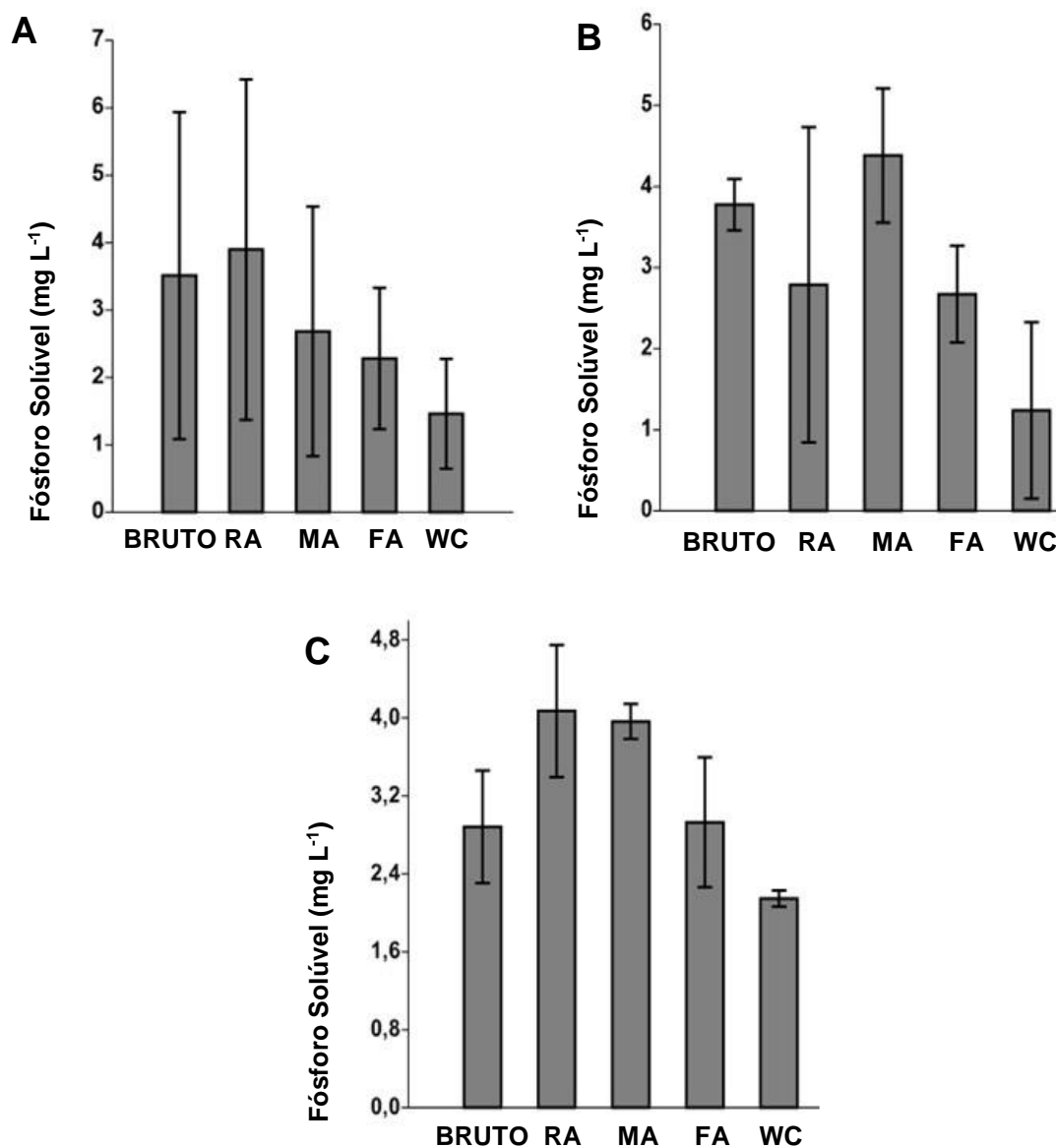
#### 5.4 Remoção de nutrientes

Nas condições experimentais do sistema proposto e quanto aos parâmetros de fósforo solúvel ( $n = 4$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) ( $n = 4$ ), DQO ( $n = 3$ ) e DBO ( $n = 3$ ), observou-se que não houve diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os valores destas variáveis para o sistema de microalgas (MA), comparando os 3 ciclos de fotoperíodo (12h/12h, 24h luz e 18h/06h), como pode ser observado nas tabelas 4, 5 e 6. Entretanto, o que pode ser observado é que o sistema desenvolvido como um todo (bruto, RA, MA, FA e WC) apresentou grande eficiência no que diz respeito à remoção destes nutrientes.

Uma comparação entre os valores de fósforo solúvel nos três ciclos de luz pode ser observada na Figura 15.



Figura 13 – Valores de fósforo solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos três ciclos de luz. Na figura A, é possível observar os resultados referentes ao primeiro ciclo de luz (12h/12h), na figura B, observam-se os resultados do segundo ciclo (24h luz) e na figura C, é possível observar os dados do último ciclo de luz (18h/06h).



Em relação à remoção de fósforo solúvel e ao primeiro ciclo de luz (12h/12h) (Fig. 15a), o RA+MA foram responsáveis pela remoção de 25.7%, o RA+MA+FA removeram 37.1% e ao final do tratamento, houve uma remoção de 60.0%. No segundo ciclo de luz (Fig. 15b), observou-se um aumento de 16.0% das concentrações de fósforo solúvel no MA em relação ao efluente bruto. No FA houve a remoção de 29.7% em relação ao bruto e ao final do processo de tratamento houve a remoção de 67.6% de fósforo solúvel em relação ao efluente

bruto. O aumento das concentrações de fósforo no tanque de microalgas pode estar possivelmente relacionado ao revolvimento das áreas de sedimentação do lodo no reator anaeróbio, ocorrendo a ressuspensão e conseqüentemente, o aumento das concentrações desse nutriente (GRASSI, 2014).

Já no terceiro ciclo de luz (Fig. 15c), observou-se o aumento de 37.5% das concentrações de fósforo solúvel no MA e 1.7% no MA+FA em relação ao efluente bruto. A redução desse parâmetro só foi realizada no final do processo de tratamento (WC), onde houve a remoção de 25.0% de fósforo.

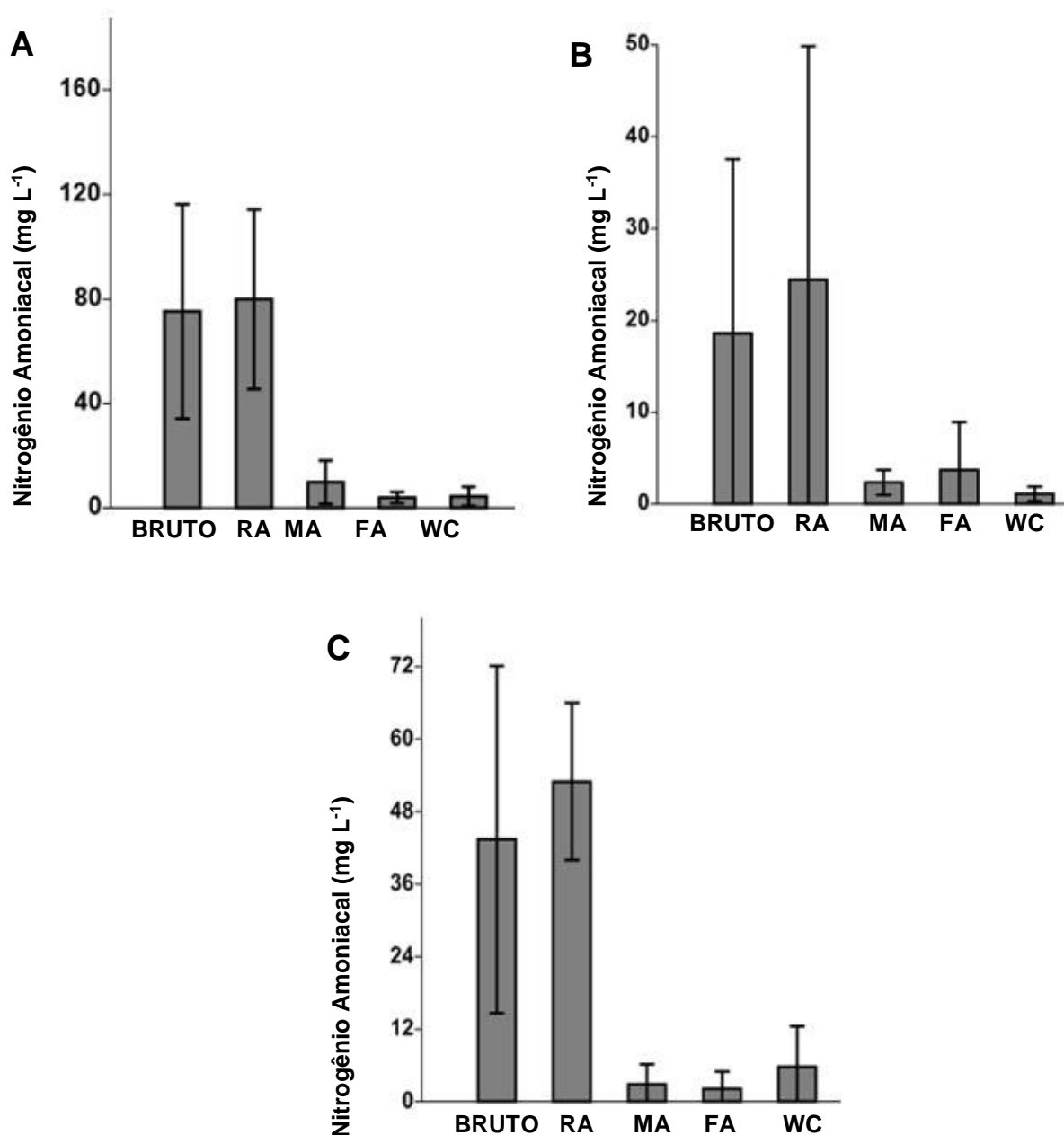
Com base nesses resultados, é possível verificar que o ciclo de luz mais eficiente quanto à remoção de fósforo solúvel ao final do processo de tratamento foi o de 24h, com uma eficiência de 67.6%, seguido do ciclo 12h/12h com 60.0% e por último, o de 18h/06h com 25.0%.

Resultados semelhantes foram encontrados por Sukačová et al. (2015), em seu estudo sobre a remoção de fósforo usando microalgas para uso terciário no tratamento de águas. Os autores observaram que o fotoperíodo com maior eficiência de remoção foi o de 24h de iluminação artificial contínua, com redução de  $97 \pm 1\%$  do fósforo total de águas residuais. Já no fotoperíodo de iluminação por luz natural (12h:12h luz/escuro) a remoção de fósforo diminuiu em comparação ao fotoperíodo de 24h luz, variando 36 a 41%.

O mesmo foi observado por Lee et al. (2015), em seu estudo sobre os efeitos do fotoperíodo na remoção de nutrientes, produção de biomassa e dinâmica populacional de algas-bactérias para tratamento de águas residuais municipais. Entretanto, diferentemente do presente estudo, os autores observaram condições de fotoperíodo de 12h:12h, 36h:12h e 60h:12h escuro/luz. Os autores observaram que as remoções de nitrogênio e fósforo foram relacionadas positivamente com o comprimento dos ciclos com maior duração de luz. Já a remoção de carbono foi relacionada positivamente com o comprimento dos ciclos escuros. Os autores observaram remoções de 59-80% de carbono, 35-88% de nitrogênio e 43-89% de fósforo. Quanto ao crescimento microbiano, observou-se que o fotoperíodo que mais favoreceu no aumento de biomassa foi o de 12h/12h. Para Vymazal (2007), as algas removem fósforo das águas residuais por processos de adsorção, assimilação e precipitação, sendo que a luz é um dos fatores mais importantes que influenciam adsorção de fosfato.

Em relação aos valores de nitrogênio amoniacoal, uma comparação entre os três ciclos de luz pode ser observada na Figura 16.

Figura 14 – Valores de Nitrogênio amoniacoal ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos três ciclos de luz. Na figura A, é possível observar os resultados referentes ao primeiro ciclo de luz (12h/12h), na figura B, observam-se os resultados do segundo ciclo (24h luz) e na figura C, é possível observar os dados do último ciclo de luz (18h/06h).



Na figura 16 é possível observar que quanto ao parâmetro de nitrogênio amoniacoal ( $\text{NH}_3$ ) do primeiro ciclo de luz (12h/12h), no RA+MA houve a remoção de 86.9%, no RA+MA+FA de 94.8% e ao final do processo de tratamento houve

a remoção de 94.1% em relação ao efluente bruto. No segundo ciclo de luz (24h), o RA+MA removeram 87.6% de  $\text{NH}_3$ , o RA+MA+FA foram responsáveis pela remoção de 80.0% e ao final do processo de tratamento houve a remoção de 94.0% em relação ao efluente bruto.

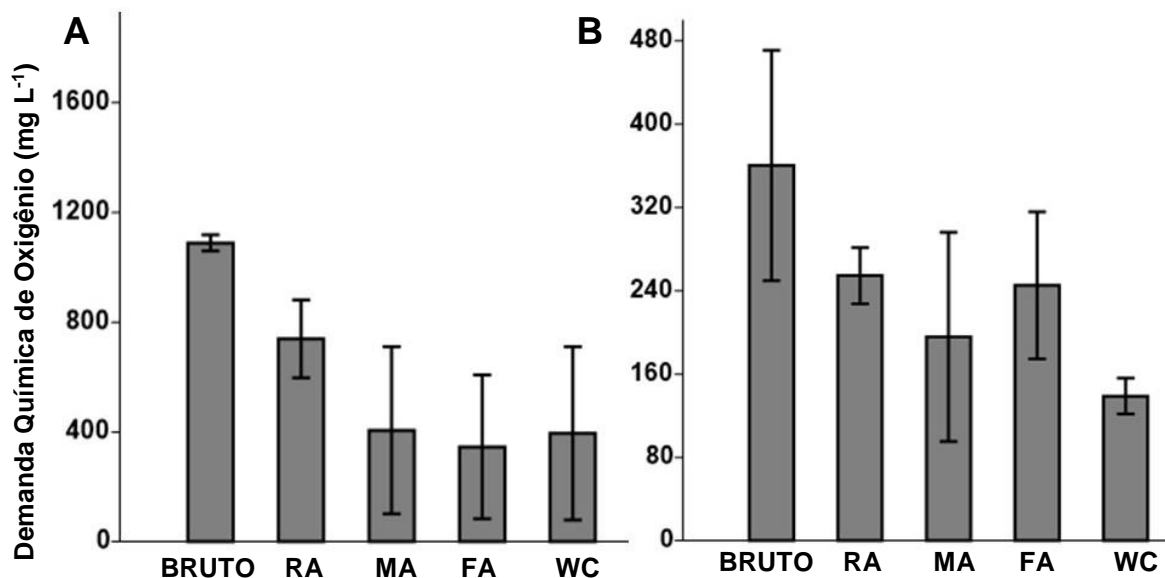
Já no terceiro ciclo (18h/06h), no RA+MA houve a remoção de 93.5%, no RA+MA+FA de 95.2%, sendo que ao final do tratamento houve a remoção de 86.9% das concentrações de nitrogênio amoniacal em comparação ao efluente bruto.

Dessa forma, os resultados indicam que tanto o ciclo de 12h/12h como o de 24h tiveram remoções semelhantes, sendo o primeiro com 94.1% e o segundo com 94.0% de remoção de  $\text{NH}_3$  ao final do processo de tratamento. Já o último ciclo removeu 86.9% desse parâmetro.

Ao observar a figura 16, percebe-se que o efluente bruto da UNISC possui concentrações de  $\text{NH}_3$  superiores aos valores típicos para efluentes domésticos brutos para países em desenvolvimento, de acordo com Von Sperling (2006). O autor salienta que nesse caso, as concentrações normais desses efluentes variam entre 20 – 35  $\text{mg L}^{-1}$ , o que difere dos resultados obtidos, onde as concentrações de  $\text{NH}_3$  variaram entre 18.6 e 75.2  $\text{mg L}^{-1}$ . Esses valores também diferenciam daqueles encontrados em outros estudos realizados na ETE da UNISC, onde valores de nitrogênio amoniacal para o efluente bruto variou entre 15.0 e 55.0  $\text{mg L}^{-1}$  (DÜPONT & LOBO, 2012). Outro estudo desenvolvido na ETE da UNISC como, por exemplo, o de Silveira (2016), encontrou valores maiores do que os trabalhos anteriores, com uma concentração média de  $68.8 \pm 35.7 \text{ mg L}^{-1}$ . O motivo da alta carga de  $\text{NH}_3$  pode ser atribuído ao fato do aumento da contribuição de ureia no efluente, uma vez que a ureia é rapidamente hidrolisada em amônia (VON SPERLING, 2006).

Em relação ao parâmetro de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) realizaram-se somente análises para os dois últimos ciclos de luz (24h e 18h/06h) devido a problemas técnicos operacionais. Uma comparação das concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) de DQO entre esses dois ciclos pode ser observada na figura 17.

Figura 15 – Valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos dois últimos ciclos de luz. Na figura A, observam-se os resultados referentes ao segundo ciclo (24h luz) e na figura B, os valores do último ciclo de luz (18h/06h).



Na figura 17, observa-se que no segundo ciclo (24h luz) houve a remoção de 62.7% de DQO no RA+MA, 68.2% no RA+MA+FA, totalizando 63.7% de remoção desse parâmetro ao final do processo de tratamento (WC). Ainda, em relação à DQO, no ciclo de 18h/06h houve a remoção de 46.7% no RA+MA, 32.0% no RA+MA+FA e 61.5% de remoção ao final do tratamento.

Através da figura 17 pode ser observado que os valores de DQO são aumentados após o tanque de microalgas. Esse aumento é melhor visualizado no ciclo de luz 18h/06h, onde as concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) vão de  $195.8 \pm 100.3$  (MA) para  $245.1 \pm 70.6$  (FA).

Para Araújo (2017), o tratamento aeróbio de águas residuais tem como função a estabilização da matéria orgânica, levando a formação de metano, produtos inorgânicos (dióxido de carbono), e resíduo líquido rico em minerais (matéria orgânica estabilizada). Quem realiza a estabilização da matéria orgânica são os microrganismos decompositores como as bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas.

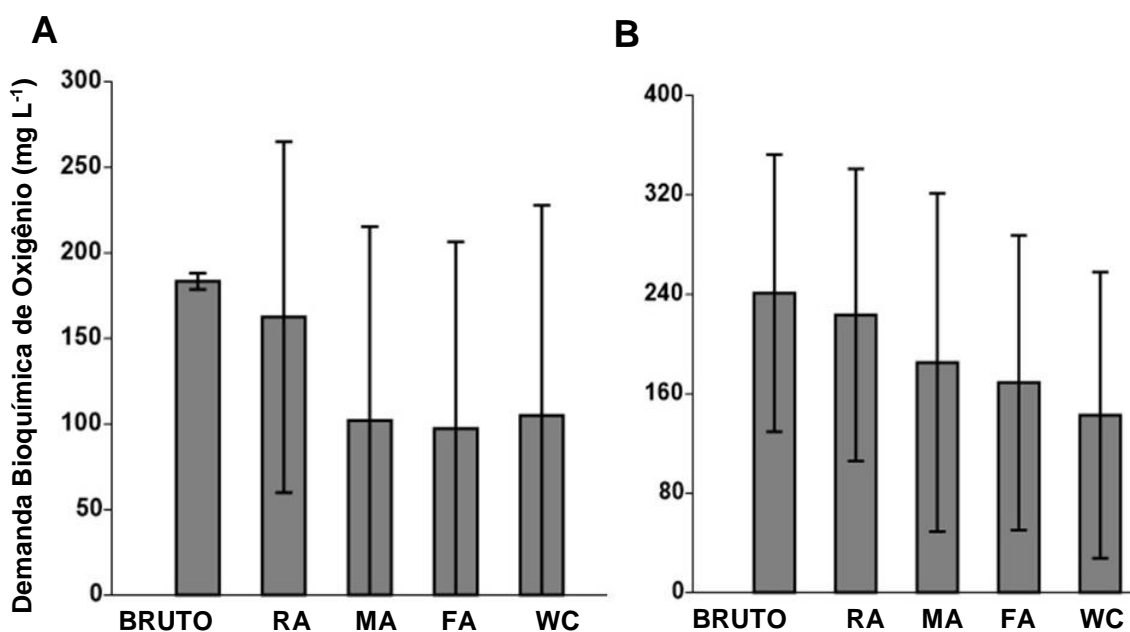
Após o tratamento aeróbio do reator anaeróbio, o efluente percorreu até o tanque de microalgas onde, de acordo com Wang et al. (2009), crescimento poderia ser por duas vias metabólicas diferentes: heterotróficas e autotrófica. Para os autores, a via metabólica do gênero *Chlorella* - encontrado durante as análises de identificação microalgal – pode alterar-se com o fornecimento de

substratos orgânicos, tais como ácidos ou glicose, o que significa que eles podem realizar o crescimento heterotrófico além do autotrófico comum, usando  $\text{CO}_2$  como única fonte de carbono. O crescimento heterotrófico de *Chlorella* pode prosseguir de maneira muito mais rápida por incorporar diretamente o substrato orgânico no processo de assimilação oxidativa. Entretanto, quando o substrato orgânico está disponível em baixas concentrações no efluente, como no caso de um tratamento anterior por reatores aeróbios, o crescimento autotrófico utiliza  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono, excretando pequenas substâncias orgânicas como o ácido glicólico ao ambiente como um produto da fotossíntese.

Em meio a essa explicação, acredita-se que a razão pela qual a DQO no efluente aumentou após o cultivo de microalgas, seja pelo fato de que as mesmas seguiram a via autotrófica, uma vez que o reator anaeróbico estabilizou a matéria orgânica presente no efluente. Isso pode explicar, também, o fato de que as microalgas pouco se desenvolveram na placa de acrílico, pois como explicado anteriormente, e também de acordo com Kim et al. (2013), nas condições autotróficas, a velocidade de crescimento é significativamente menor do que nos outros tipos de condições.

Para o parâmetro de DBO, uma comparação das concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) entre os ciclos de 24h luz e 18h/06h pode ser observada na figura 18.

Figura 16 – Valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) dos dois últimos ciclos de luz. Na figura A, observam-se os resultados referentes ao segundo ciclo (24h luz) e na figura B, os valores do último ciclo de luz (18h/06h).



Quanto ao parâmetro de DBO para o ciclo de 24h luz, no RA+MA houve a remoção de 44.3%, no RA+MA+FA de 46.9% e ao final do processo de tratamento, houve a remoção de 42.7% de DBO em comparação ao efluente bruto. Ainda em relação à esse parâmetro, no terceiro ciclo de luz (18h/06h), houve a remoção de 23.1% no RA+MA, 29.8% no RA+MA+FA e 40.7% de remoção ao final do tratamento, indicando que o ciclo com maior eficiência de remoção de DBO ao final do processo de tratamento foi o de 24h luz com 42.7%.

Considerando os resultados obtidos, concluímos que o ciclo de luz com melhor desempenho na remoção de nutrientes foi o ciclo de 24h, tendo em vista que houve uma remoção de 67.6% de fósforo solúvel, 94.0% de nitrogênio amoniacal, 63.7% de demanda química de oxigênio e 42.7% de demanda bioquímica de oxigênio ao final do processo de tratamento.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verificou-se que o efluente bruto e do reator anaeróbio caracterizaram-se por apresentar altas concentrações de nutrientes e, devido à sua característica toxicológica, poderia provocar efeito negativo sobre a dinâmica populacional de animais aquáticos.

Observou-se, também, que não houve diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os valores de fósforo solúvel, nitrogênio amoniacal, demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio para o sistema de microalgas (MA), comparando os três ciclos de fotoperíodo (12h/12h, 24h luz e 18h/06h). Entretanto, o sistema como um todo (bruto, RA, MA, FA e WC) apresentou alta eficiência de remoção de nutrientes, além da total detoxificação do efluente.

Quanto à eficiência de remoção, no fotoperíodo de 12h/12h, verificou-se uma remoção de 99.4% de turbidez, 95.0% de cor aparente, 89.1% de carbono total, 85.7% de nitrogênio total, 69.5% de carbono inorgânico, 50.6% de condutividade e 44.2% de STD ao final do processo de tratamento. No fotoperíodo de 24 horas luz, verificou-se uma remoção de 99.7% de turbidez, 87.5% de cor aparente, 77.2% de STD e 75.0% de condutividade ao final do tratamento. Já no fotoperíodo de 18h/06h, houve a remoção de 100.0% de cor aparente, 99.6% de turbidez, 71.0% de STD e 69.7% de condutividade. Quanto aos sólidos suspensos totais, coliformes totais e *Escherichia coli*, observou-se uma remoção de 100% ao final do processo de tratamento nos três ciclos de luz.

Em relação à remoção de nutrientes e matéria orgânica, os resultados indicaram que o ciclo com maior eficiência de remoção foi o de 24h, uma vez que removeu 67.6% de fósforo solúvel, 94.0% de nitrogênio amoniacal, 63.7% de demanda química de oxigênio e 42.7% de demanda bioquímica de oxigênio, evidenciando que a remoção desses parâmetros esteve relacionada positivamente com o ciclo com maior duração de luz.



## REFERÊNCIAS

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

ALMEIDA, A.; CARVALHO, F.; IMAGINÁRIO, M. J.; CASTANHEIRA, I.; PRAZERES, A. R.; RIBEIRO, C. Nitrate removal in vertical flow constructed *Wetland* planted with *Vetiveria zizanioides*: Effect of hydraulic load. *Ecological Engineering*, v. 99, p. 535–542, 2017.

ALVES, C.F.; BOCOLI, C. B. C.; OLIVEIRA, E.P.; PIZZO, M.M.; RODRIGUEZ, R.P. Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 9, n. 3, 2018.

ANSILAGO, M.; OTTONELLI, F.; DE CARVALHO; E. M. Cultivo da microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* em escala de bancada utilizando meio contaminado com metais pesados. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, vol. 21, n. 3, 2016.

ARAÚJO, Ana Paula Caixeta. Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos utilizando biodigestor anaeróbico. 2017, 42 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

BAKER, J. A.; GILRON, G.; CHALMERS, B. A.; ELPHICK, J.R.. Evaluation of the effect of water type on the toxicity of nitrate to aquatic organisms. *Chemosphere*, v.168, p. 435-440, 2017.

BICUDO, C.E.; MENEZES, M. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. Rima; 2006.

BLANKEN W.; CUARESMA M.; WIJFFELS R.H.; JANSSEN M. Cultivation of microalgae on artificial light comes at a cost. *Algal Research*, v. 2, n. 4, p. 333-40, 2013.

BRIX, Hans. Do macrophytes play a role in constructed treatment *Wetland*? *Water science and technology*, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, Hans. Functions of macrophytes in constructed *Wetland*. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

CALLEGARI-JACQUES, S. D. Bioestatística. Princípios e Aplicações. Porto Alegre: Artmed. 255 p. 2006.

CASTILLO-VALENZUELA, J.; MARTINEZ-GUERRA, E.; GUDE, V. G. *Wetland for Wastewater Treatment*. *Water Environment Research*, v. 89, n.10, p. 1163-1205, 2017.

CELENTE, Gleison de Souza. *Uso combinado de microalgas e Wetlands construídos com fluxo vertical como tratamento terciário descentralizado de efluente sanitário*. 2018. 104 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado e Doutorado) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2018.

CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; MONACO, P. A. V.; FRANÇA, L.G. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2011.

CORNELLI, R.; AMARAL, F. G.; DANILEVICZ, Â. D.; DE MACEDO GUIMARÃES, L. B. Métodos de tratamento de esgotos domésticos: uma revisão sistemática. *Revista de Estudos Ambientais*, Blumenau, vol. 16, n. 2, p. 20-36, 2014.

COSTA, J. F.; MARTINS, W. L.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed *Wetland* treating UASB reactor-trickling filter effluent. *Water Science and Technology*, London, v. 71, n. 7, p. 1004-1010, 2015.

DE ALMEIDA LOPES, T. S.; DA SILVA, A. L.; SILVA, A. F.; DANTAS, G. D.; FERREIRA, W. B. Estudo do potencial de geração de biocombustíveis líquidos a partir de microalgas: Utilização de efluentes agroindustriais e domésticos no desenvolvimento da *Chlorella* sp. *Revista Ciência e Tecnologia*, vol. 18, n. 33, 2015.

DELGADILLO-MIRQUEZ, L.; LOPES, F.; TAIDI, B.; PAREAU, D. Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture. *Biotechnology Reports*, v. 11, p. 18-26, 2016.

DERKS, Yanna. *Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação*. 2007. 103 f.

Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2007.

DIAS, F. S.; DO NASCIMENTO, J. P.; DE MENESES, J. M. Aplicação de macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico. *Revista Ambiental*, vol., 2, n. 1, p. 106-115, 2016.

DOS SANTOS SILVA, M. J.; DA COSTA, F. F.; LEME, F. P.; TAKATA, R.; COSTA, D. C.; MATTIOLI, C. C.; LUZ, R. K.; MIRANDA-FILHO, K.C. Biological responses of Neotropical freshwater fish *Lophiosilurus alexandri* exposed to ammonia and nitrite. *Science of The Total Environment*, v. 616, p. 1566-1575, 2018.

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.  
Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul.

GARRIGA, N., MONTORI, A., & LLORENTE, G. A. Impact of ammonium nitrate and sodium nitrate on tadpoles of *Alytes obstetricans*. *Ecotoxicology*, v. 26, n. 5, p. 667–674, 2017.

GEORGE, B.; PANCHA, I.; DESAI, C.; CHOKSHI, K.; PALIWAL, C.; GHOSH, T.; MISHRA, S. 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, p. 367–374, 2014.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; MAHDY, A.; BALLESTEROS, I.; BALLESTEROS, M. Impact of temperature and photoperiod on anaerobic biodegradability of microalgae grown in urban wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 106, p. 16-23, 2016.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>>. Acesso em 04 de nov. de 2018.

GRASSI, Patrícia. Avaliação da remoção de nitrogênio e fósforo da Estação de Tratamento de Efluentes de um abatedouro avícola. 2014. 78 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.; RYAN, P. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, [S.I.], v. 4, 2001.

HAMMOUDA, O.; ABDEL-RAOUF, N.; SHAABAN, M.; KAMAL, M.; PLANT, B. S. Treatment of mixed domestic-industrial wastewater using microalgae *Chlorella sp.* *J. Am. Sci*, v. 11, n. 12, p. 303-315, 2015.

HAN, Z.; CUI, B. Performance of macrophyte indicators to eutrophication pressure in ponds. *Ecological Engineering*, v. 96, p. 8-19, 2016.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; VON MÜNCH, E.; WINKER, M. Technology review of constructed *Wetland* - Subsurface flow constructed *Wetland* for greywater and domestic wastewater treatment. *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH*, Eschborn, p. 11 2011.

JIMENO, V. A.; MERCADO, E. R.; BALLESTEROS, D. M.; YÉPEZ, J. G.; VEGA, M. E. Uso de la microalga *Chlorella sp.* viva en suspensión en la decoloración del agua residual de una empresa textil. *Prospectiva*, v. 15, n.1, p. 93-99, 2017.

JUNIOR-MACHIONI, Marcos Antonio. Remoção de matéria orgânica e fosfato de esgoto de restaurante universitário via *Wetland* de fluxo vertical em fase de start up. 2016. 89 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2016.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment Wetland*. 2. Ed. Boca Raton, Florida: Taylor & Francis Group, 2009.

KIM, S.; PARK J. E.; CHO, Y. B., HWANG, S. J. Growth rate, organic carbon and nutrient removal rates of *Chlorella sorokiniana* in 129 autotrophic, heterotrophic and mixotrophic conditions. *Bioresour Technol*, v.144, p.8-13, 2013.

LEE, C. S.; LEE, S. A.; KO, S. R.; OH, H. M.; AHN, C. Y. Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater. *Water Research*, v. 68, p. 680–691, 2015.

LETO, C.; TUTTOLOMONDO, T.; LA BELLA, S.; LEONE, R.; LICATA, M. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed *Wetland*-phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the *Wetland* of Sicily (Italy). *Ecological engineering*, v. 61, p. 282-291, 2013.

LIANG, Y.; ZHU, H.; BAÑUELOS, G.; YAN, B.; ZHOU, Q.; YU, X.; CHENG, X. Constructed *Wetland* for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, v. 98, p. 275-285, 2017.

LOBO, E. A., HEINRICH, C. D., SCHUCH, M., WETZEL, C. E., ECTOR, L. Diatoms as bioindicators in rivers. p. 245-271. In: NECCHI Jr. (Ed.). *River Algae*. Springer International Publishing. 2016a.

LOBO, E. A., HEINRICH, C. D., SCHUCH, M., DÜPONT, A., COSTA, A. B., WETZEL, C. E., ECTOR, L. *Índice trófico da qualidade da água: Guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros*. Santa Cruz do Sul: EDUNISC. E-Book ([www.unisc.br/edunisc](http://www.unisc.br/edunisc)). ISBN: 978-85-7578-431-0. 2016b.

LOBO, E. A., SCHUCH, M., HEINRICH, C. D., COSTA, A. B., DÜPONT, A., WETZEL, C. E., ECTOR, L. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring Assessment*, 187: 354-366. 2015.

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, V. E.; FERREIRA, M. A. F. A produção do tabaco: impacto no ecossistema e na saúde humana na região de Santa Cruz do Sul/RS. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, p. 41-68, 2006.

LOBO, E. A.; WETZEL, C. E.; SCHUCH, M.; ECTOR, L. Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2014.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônomo de capim tifton 85 (*Cynodon* spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, vol, 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MAITY, J. P.; BUNDSCHUH, J.; CHEN, C. Y.; BHATTACHARYA, P. Microalgae for third generation biofuel production, mitigation of greenhouse gas emissions

and wastewater treatment: Present and future perspectives—A mini review. *Energy*, v. 78, p. 104-113, 2014.

MEHTA, Kamal. Impact of temperature on contaminants toxicity in fish fauna: A review. *Indian Journal of Science and Technology*, v. 10, n. 18, 2017.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, vol. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

MESQUITA, G. R.; VON RANDOW, J. R.; OLIVEIRA, R. L.; GONÇALVES, M. V. Viabilidade do lodo de esgoto na agricultura. *Persp. Online: exatas & eng.*, Campos dos Goytacazes, vol. 17, p. 80-87, 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5. ed. Porto Alegre: McGraw Hill Education, 2016.

MOLINOS-SENANTE, M.; GÓMEZ, T.; GARRIDO-BASERBA, M.; CABALLERO, R.; SALA-GARRIDO, R. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: a composite indicator approach. *Science of the total environment*, v. 497, p. 607-617, 2014.

MUNÕZ, R.; KOLLNER, C.; GUIEYSSE, B.; MATTIASSON, B. Photosynthetically oxygenated salicylate biodegradation in a continuous stirred tank photobioreactor. *Biotechnol. Bioeng.*, v. 87, n. 6, p. 797–803, 2004.

OLIVEIRA, C.; COELHO, P. N.; DE SÁ, O. R. Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos-MG. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, vol. 4, n. 24, 2016.

PACHECO, M. M.; HOELTZ, M.; MORAES, M.; SCHNEIDER, R. Microalgae: cultivation techniques and wastewater phycoremediation. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 50, n. 6, p. 585-601, 2015.

POLITAEVA, N. A.; KUZNETSOVA, T. A.; SMYATSKAYA, Y. A.; TRUKHINA, E. V., & ATAMANYUK, I. Energy Production from *Chlorella* Algae Biomass Under St. Petersburg Climatic Conditions. *Chemical and Petroleum Engineering*, v.53, n. 11-12, p. 801-805, 2018.

PRATA, R. C.; DE MATOS, A. T.; CECON, P. R.; MONACO, P. A.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto doméstico em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis flava*). *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, vol. 33, n. 6, 2016.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on *Wetland* (Ramsar, Iran, 1971), 6. ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland, p. 7, 2013.

REHMAN F.; PERVEZ A.; MAHMOOD Q.; NAWAB B. Wastewater remediation by optimum dissolve oxygen enhanced by macrophytes in constructed *Wetland*. *Ecological Engineering*, v. 102, p. 112-126, 2017.

SAKARIKA, M.; KORNAROS, M. *Chlorella vulgaris* as a green biofuel factory: Comparison between biodiesel, biogas and combustible biomass production. *Bioresource technology*, v. 273, p. 237-243, 2019.

SALAMA, E. S.; KURADE, M.; ABOU-SHANAB, R. A. I; EL-DALATONY, M.M.; YANG, I. S.; MIN. B; JEON, B.H. Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 79, p. 1189-1211, 2017.

SECCHI, F.; KONRAD, O.; TONETTO, J. Avaliação do balanço hídrico e da eficiência de um alagado construído como alternativa de tratamento para efluente doméstico. *Ciência e Natura*, Santa Maria, vol. 38, n. 1, 2016.

SEZERINO, P. H.; DOS SANTOS, M. O; PELISSARI, C.; CELIS, G. C; PHILIPPI, L. S. *Wetlands* construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. *Revista Engenharia e Construção Civil*, v. 2, n. 2, p. 1-10, 2015.

SCHUCH, M.; OLIVEIRA, M. A.; LOBO, E. A. Spatial response of epilithic diatom communities to downstream nutrient increases. *Water Environment Research*, v. 87, n. 6, p. 547-558, 2015.

SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de *Wetland* construído. *Eng Sanit Ambient*, Rio de Janeiro, vol. 20, n. 4, p. 533-542, 2015.

SILVEIRA, Elizandro. *Sistema Integrado Reator Anaeróbio+Microalgas+Wetlands Construídos no Tratamento de Efluentes*

Urbanos. 2016. 119f. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado e Doutorado) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2016.

SOARES, A. F.; DE ARAÚJO, A. S.; RODRIGUES, N. U.; DA CUNHA, N. C. Compensação ambiental devido à falta de tratamento de esgotos domésticos no município de Campanha (MG). *Ambiência*, Guarapuava, vol. 12, n. 3, p. 831-839, 2016.

SOUZA, M. A.; SANTOS, V. K.; COLARES, A. P.; MARTINS, R. N.; CORTE, W. C.; RIBEIRO, D. P. Produtividade de gramíneas cultivadas em sistemas alagados construídos no norte de Minas Gerais. *Revista Univap*, São José dos Campos, vol. 22, n. 40, 2017.

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.

UTEAU, D.; HAFNER, S.; PAGENKEMPER, S. K.; PETH, S.; GUIDO, L.; WIESENBERG, B.; KUZYAKOV, Y.; HORN, R. Oxygen and redox potential gradients in the rhizosphere of alfalfa grown on a loamy soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 178, n. 2, p. 278-287, 2015.

VON SPERLING, Marcos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, Marcos. *Lodos Ativados: Princípios Do Tratamento Biológico De Águas Residuárias*. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002a.

VON SPERLING, Marcos. *Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002b.

VON SPERLING, Marcos. *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. London: IWA Publishing, 2006.

VYMAZAL, Jan. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 380, n 1-3, p. 48–65, 2007.

WAHIDIN, S.; IDRIS, A.; SHALEH, S. 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.



WANG, L.; MIN, M.; LI, Y.; CHEN, P.; CHEN, Y.; LIU, Y.; RUAN, R. Cultivation of Green Algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from Municipal Wastewater Treatment Plant. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v.162(, n.4, p. 1174–1186, 2009.

WENLIN, W.; RUIMING, H.; YINJING, W.; BO, L.; XIAOYAN, T. Spatio-temporal patterns in rhizosphere oxygen profiles in the emergent plant species *Acorus calamus*. *PloS one*, v. 9, n. 5, p. e98457, 2014.

WINCK, M.; SILVEIRA, E. O.; ZERWES, F. V.; KIST, L. T.; Machado, E.L. *Wetlands* construídos como alternativa de remediação mais limpa para águas residuárias: estudos de análise de ciclo de vida. *Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente*, n. 77, 2015.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J. DONG, R. Development of constructed *Wetland* in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water research*, v. 57, p. 40–55, 2014.

YEN, H. W.; HU, I. C.; CHEN, C. Y.; CHANG, J. S. Design of photobioreactors for algal cultivation, in: Pandey A.; Lee D. J.; Soccol C. R. (Eds.). *Biofuels from Algae*. Elsevier, USA, 2014. p. 23–45.

ZHANG, C.; TANG, X.; & YANG, X. Overcoming the cell wall recalcitrance of heterotrophic *Chlorella* to promote the efficiency of lipid extraction. *Journal of Cleaner Production*, v. 198, p. 1224–1231, 2018.