

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE – UNICENTRO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL

KENNITHY KURPEL

**PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO E
CONFEITARIA POR WETLANDS CONSTRUÍDAS CONSIDERANDO
DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA**

IRATI

2021

KENNITHY KURPEL

**PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO E
CONFEITARIA POR WETLANDS CONSTRUÍDAS CONSIDERANDO
DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção de grau de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, linha de pesquisa em Tratamento de Água de Abastecimento e Águas Residuárias, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, UNICENTRO.

Orientadora: Prof^a. Dra. Kely Viviane de Souza

Coorientadora: Prof^a. Dra. Izabel Passos Bonete

IRATI

2021

Catálogo na Publicação
Rede de Bibliotecas da Unicentro

K96p

Kurpel, Kennithy

Pós tratamento de efluentes da indústria de panificação e confeitaria por wetlands construídas considerando diferentes tempos de detenção hidráulica / Kennithy Kurpel. -- Irati, 2021.

xviii, 103 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, 2021.

Orientadora: Kely Viviane de Souza

Coorientadora: Izabel Passos Bonete

Banca examinadora: Kely Viviane de Souza, Sandro Xavier de Campos, Carlos Magno de Sousa Vidal

Bibliografia

1. Sistemas Wetlands Construídas. 2. Fitorremediação. 3. Macrófitas. 4. Tempo de detenção hidráulica. 5. Efluente de indústria de panificação e confeitaria. I. Título. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

CDD 628.4

TERMO DE APROVAÇÃO

Kennithy Kurpel

Pós tratamento de efluentes da indústria de panificação e confeitaria por Wetlands Construídas considerando diferentes tempos de detenção hidráulica.

Dissertação aprovada em 30/04/2021, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:



Dra. Kely Viviane de Souza

Universidade Estadual do Centro-Oeste
Orientadora e Presidente da Banca



Dr. Sandro Xavier de Campos

Universidade Estadual de Ponta Grossa



Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal

Universidade Estadual do Centro-Oeste

Irati-PR, 30 de abril de 2021.

AGRADECIMENTOS

Reconheço que o desafio foi imenso, conciliar a profissão, estudos, aulas, deslocamento (Chopinzinho a Irati), e ainda, ao final uma Pandemia Global. Diante de todos os desafios enfrentados agradeço ao meu DEUS pela força e saúde a mim concedida. Ao tempo de convivência no Campus da UNICENTRO de Irati, agradeço a todos os colaboradores e professores de modo em geral, pois não tenho como descrever o nome de cada um que colaborou nessa trajetória.

Agradeço à minha noiva Andrieli Aparecida Tavares por todo incentivo, compreensão e amor, sendo uma base forte para que eu chegasse até aqui, lhe amo. À minha família que sempre me apoiou, pai, mãe e irmãs, obrigado. Às minhas orientadoras, Professora Dra. Kely Viviane de Souza e Professora Dra. Izabel Passos Bonete, por aceitarem o desafio, por estarem sempre disponíveis, por incentivarem, por contribuírem de forma brilhante nesse projeto, muito obrigado por tudo. Aos acadêmicos Otávio Maia Vicakas e Rafael Lucas Alexandre, que abraçaram o projeto, contribuíram e auxiliaram nas fases laboratoriais sem medir esforços. Ao meu amigo/irmão Tiago Antônio Santini pela parceria, amizade, contribuição e “força” para recarregar os efluentes, ao meu grande amigo Felipe Marcel Dalmas Kotwiski pelos grandes auxílios e contribuição durante toda a fase do mestrado. Aos meus colegas de sala de aula, pela amizade e companheirismo. Por fim, aos professores membros da banca pelos ensinamentos e correções, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental – PPGESA pela oportunidade, a todos os professores do programa e a secretaria Joelma. Todos estarão guardados em um lugar especial em meu coração.

RESUMO

A fitorremediação com macrófitas é uma boa alternativa para a recuperação de ambientes contaminados com efluentes, desta forma, foram desenvolvidos os Sistemas *Wetlands* Construídas (SAC's), os quais são projetados para reproduzir os sistemas *wetlands* naturais. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho das *Wetlands* construídas em escala piloto, como pós-tratamento de efluentes da Indústria de Panificação e Confeitaria, operados em diferentes tempos de detenção hidráulica, coletando efluentes após os tratamentos em reatores anaeróbios e lagoa de aeração. As atividades foram separadas em duas fases: 1. Caracterização do efluente bruto, construção das unidades piloto dos SAC's, período para estabilização do leito e a aplicação de mudas de macrófitas aquáticas (*Juncus effusus* e *Syngonium podophyllum*). 2. Aplicação dos efluentes líquidos nos leitos piloto, coleta do efluente final para avaliação da eficiência de remoção de parâmetros específicos conforme os períodos de detenção hidráulica pré-estipulados de 5, 10, 15, 20, 25, 40 e 45 horas. Foi realizado dois módulos de aplicação nos leitos conforme os tempos de detenção hidráulica, separados em Batelada 01 e Batelada 02, ou seja, o efluente foi lançado nos leitos em duas fases, respeitando os períodos de detenção e assim realizado as coletas do efluente final. Utilizou dois leitos (singonio e junco) para efluente do reator anaeróbio e dois leitos (singonio e junco) para efluente da lagoa aerada. Para avaliação da eficiência de remoção considerou os seguintes parâmetros: cor verdadeira (uH), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), unidade nefelométrica de turbidez (NTU - *Nephelometric Turbidity Unity*), nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e nitrito (NO_2^-). Os resultados mostraram que nas maiores horas de tempo de detenção hidráulica (TDH) (> 40 h) foram significativos e influenciaram positivamente na redução de valores de cor verdadeira, DQO e turbidez. Dentre as espécies de macrófitas testadas, observou-se significância e melhor eficiência de *J. effusus* na redução de valores das variáveis fósforo total e turbidez, enquanto a espécie *S. podophyllum* obteve melhor resultado para a variável DQO. Desta forma, é possível concluir que o sistema *wetlands* foi eficiente na redução dos parâmetros de cor verdadeira e NH_4^+ dos efluentes da lagoa aerada, DQO dos efluentes oriundos do reator anaeróbico e turbidez em ambos os efluentes.

Palavras-chave: Sistemas *Wetlands* Construídas; fitorremediação; macrófitas; tempo de detenção hidráulica; efluente de indústria de panificação e confeitaria.

ABSTRACT

Phytoremediation with macrophytes is a good alternative for the recovery of environments contaminated with effluents, thus, Constructed Wetlands Systems (SAC's) were developed, which are classified to reproduce natural wet systems. The objective of this work was to evaluate the performance of Wetlands built on a pilot scale, as post-treatment of effluents from the Bakery and Confectionery Industry, operated at different times of hydraulic detention, collecting effluents after treatments in anaerobic and aeration reactors. The activities were separated into two phases: 1. Characterization of raw effluent, construction of SAC's pilot units, period for bed stabilization and application of aquatic macrophyte seedlings (*Juncus effusus* and *Syngonium podophyllum*). 2. Application of liquid effluents in pilot beds, collection of the final effluent to evaluate the removal efficiency of specific parameters according to pre-stipulated hydraulic detention periods of 5, 10, 15, 20, 25, 40 and 45 hours. Two application modules were carried out on the beds according to the hydraulic detention times, separated in Batch 01 and Batch 02, that is, the effluent was released into the beds in two phases, respecting the detention periods and thus the collection of the final effluent was carried out. It used two beds (*syngonio* and reed) for effluent from the anaerobic reactor and two beds (*syngonio* and reed) for effluent from the aerated lagoon. To evaluate the removal efficiency, the following parameters were considered: true color (uH), chemical oxygen demand (COD), total phosphorus (PT), nephelometric turbidity unit (NTU - Nephelometric Turbidity Unity), ammonia nitrogen (NH₄⁺) and nitrite (NO₂⁻). The results showed that the longest hours of hydraulic detention time (TDH) (> 40 h) were significant and positively influenced the reduction of true color values, COD and turbidity. Among the species of macrophytes tested, it was observed significance and better efficiency of *J. effusus* in reducing values of the variables total phosphorus and turbidity, while the species *S. podophyllum* obtained better results for the variable COD. Thus, it is possible to conclude that the wetlands system was efficient in reducing the parameters of true color and NH₄⁺ of the effluents from the aerated lagoon, COD of effluents from the anaerobic reactor and turbidity in both effluents.

Keywords: Constructed Wetlands Systems; phytoremediation; macrophytes; hydraulic detention time; effluent from the bakery and confectionery industry

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Classificação dos reatores biológicos quanto ao tipo de biomassa utilizada	31
Figura 02 - Esquema simplificado de um sistema de tratamento de Lodo Ativado ..	32
Figura 03 - Representação de um <i>wetland</i> construída de fluxo superficial (WFS) ...	36
Figura 04 - Representação de um <i>wetland</i> construída de fluxo subsuperficial (WFSS)	37
Figura 05 - Representação gráfica de uma <i>wetland</i> construída de fluxo subsuperficial horizontal	38
Figura 06 - Representação gráfica de uma <i>wetland</i> construída de fluxo subsuperficial vertical (WFV)	38
Figura 07 - Representação gráfica dos tipos de macrófitas aquáticas	40
Figura 08 - Fluxograma da Estação de Tratamento de Efluentes em estudo e locais de coleta	49
Figura 09 - Representação do circuito de bateladas, leitos e parâmetros analisados	54
Figura 10 - Histograma (A) e Box plot (B) da cor verdadeira (uH) em mg Pt L ⁻¹ no reator anaeróbico	59
Figura 11 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da cor verdadeira (uH) em mg Pt L ⁻¹ no reator anaeróbico	60
Figura 12 - Histograma (A) e Box plot (B) da cor verdadeira (uH) em mg Pt L ⁻¹ no reator lodo ativado	61
Figura 13 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da cor verdadeira (uH) em mg Pt L ⁻¹ no reator lodo ativado	61
Figura 14 - Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em mg L ⁻¹ no reator anaeróbico	64
Figura 15 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg L ⁻¹ no reator anaeróbico	65
Figura 16 - Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em mg L ⁻¹ no reator lodo ativado	65
Figura 17 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg L ⁻¹ no reator lodo ativado	66
Figura 18 - Histograma (A) e Box plot (B) do fósforo total (PT) em mg L ⁻¹ no reator anaeróbico	68
Figura 19 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média do fósforo total (PT) em mg L ⁻¹ no reator anaeróbico	69
Figura 20 - Histograma (A) e Box plot (B) do fósforo total (PT) em mg L ⁻¹ no reator lodo ativado	70
Figura 21 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média do fósforo total (PT) em mg L ⁻¹ no reator lodo ativado	71
Figura 22 - Histograma (A) e Box plot (B) da turbidez (NTU) no reator anaeróbico ..	72

Figura 23 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da turbidez (NTU) no reator anaeróbico	73
Figura 24 - Histograma (A) e Box plot (B) da turbidez (NTU) no reator lodo ativado	74
Figura 25 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da turbidez (NTU) no lodo ativado	74
Figura 26 - Histograma (A) e Box plot (B) do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg L^{-1} no reator anaeróbico	78
Figura 27 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg L^{-1} no reator anaeróbico	78
Figura 28 - Histograma (A) e Box plot (B) do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg L^{-1} no reator lodo ativado	79
Figura 29 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg L^{-1} no reator lodo ativado	81
Figura 30 - Histograma (A) e Box plot (B) de nitrito (NO_2^-) em mg L^{-1} no reator anaeróbico	82
Figura 31 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrito (NO_2^-) em mg L^{-1} no reator anaeróbico	84
Figura 32 - Histograma (A) e Box plot (B) de nitrito (NO_2^-) em mg L^{-1} no reator lodo ativado	83
Figura 33 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrito (NO_2^-) em mg L^{-1} no reator lodo ativado	84

LISTA DE QUADRO

Quadro 01 - Classificação de contaminantes presentes em efluentes.....	27
Quadro 02 - Passos para dimensionamento de um WC	46
Quadro 03 - Fotos da sequência de montagem dos leitos.....	50
Quadro 04 - Indicação do efluente conforme disposição das Macrófitas utilizadas.	52
Quadro 05 - Comparação do desenvolvimento das macrófitas nos leitos.....	53
Quadro 06 - Graus de liberdade e valores-p da análise de variância para as variáveis cor verdadeira (uH), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), turbidez (NTU), nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e nitrito (NH_2^+) em sistema <i>wetlands</i> para reator anaeróbico e lodos ativados.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Informações dos diferentes ambientes, doadores e receptores de elétrons nos processos biológicos	30
Tabela 02 - Condições ambientais favoráveis aos processos biológicos aeróbios a anaeróbios	30
Tabela 03 - Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos WC	35
Tabela 04 - Material suporte e sua granulometria	43
Tabela 05 - Eficiências médias obtidas para nitrogênio (N), fósforo (P), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) em sistemas de <i>wetlands</i> construídas de acordo com o tipo de fluxo d'água adotado	44
Tabela 06 - Necessidade de área de tecnologias de tratamento de águas residuais selecionadas para tratamento secundário para climas quentes a temperados	45
Tabela 07 - Valores para a constante de decaimento e coeficiente de temperatura para sistemas de WCFS e WCFSS de acordo com o poluente a ser removido	47
Tabela 08 - Parâmetros Físico-químicos analisados e método utilizado	49
Tabela 09 - Metodologia de aplicações do afluente nos leitos pilotos	53
Tabela 10 - Frequência e número total das análises realizadas	54
Tabela 11 - Esquema de avaliação e comparação das eficiências de remoção	55
Tabela 12 - Parâmetros do efluente bruto coletado	57
Tabela 13 - Valores médios do parâmetro cor verdadeira (uH em mg Pt L ⁻¹) nos dois sistemas testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema <i>wetland</i> de tratamento	62
Tabela 14 - Valores médios do parâmetro demanda química de oxigênio (DQO em mg/L ⁻¹) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema <i>wetland</i> de tratamento	67
Tabela 15 - Valores médios do parâmetro fósforo total (PT em mg/L ⁻¹) nos dois efluentes testados, Reator Anaeróbio e lagoa aerada em sistema <i>wetland</i> de tratamento	71
Tabela 16 - Valores médios do parâmetro Turbidez (NTU) no Reator Anaeróbio, em sistema <i>wetlands</i> de tratamento	76
Tabela 17 - Valores médios do parâmetro Turbidez (NTU) lagoa aerada em sistema <i>wetland</i> de tratamento	77
Tabela 18 - Valores médios do parâmetro nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺ em mg/L ⁻¹) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema <i>wetlands</i> de tratamento	80
Tabela 19 - Valores médios do parâmetro do efluente nitrito (NO ₂ ⁻ em mg/L ⁻¹) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema <i>wetland</i> de tratamento	85

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIP - Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria;
ABITRIGO - Associação Brasileira da Indústria do trigo;
ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas;
ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ATP - Adenosina trifosfato;
CEMA - Conselho Estadual de Meio Ambiente
Cl - Cloreto
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT - Carbônico orgânico total;
Cr6+ - Cromo hexavalente
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio;
DQO - Demanda Química de Oxigênio;
EP - Equivalente Populacional;
ESALQ - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”;
ETE - Estação de tratamento de efluentes;
FUNASA - Fundação Nacional de Saúde;
H₂S - Sulfeto de Hidrogênio;
Ha - Hectare;
ISO - International Organization for Standardization;
ITPC - Instituto Tecnológico de Panificação e Confeitaria;
Je - Juncus effusus;
L – Litro;
m - Metro;
m² - Metro quadrado;
m³ - Metro cúbico;
mg - Miligrama;
Mg+ - Magnésio;
mm - Milímetros;
N - Nitrogênio;
Na+ - Sódio;
NBR - Norma Técnica;

NH₃ - Amônia;

NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniaco;

NO₂ - Nitrito;

OD - Oxigênio Dissolvido;

pH - potencial hidrogeniônico;

PT - Fósforo total;

RMSP - Região Metropolitana de São Paulo;

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos;

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo;

SAC's - Sistemas *Wetlands* Construídas;

SINDIPAN - Sindicato das Indústrias de Panificação e Confeitaria;

SNIS - Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento;

Sp - *Syngonium podophyllum*;

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica;

USEPA - United States Environmental Protection Agency;

USP - Universidade de São Paulo;

uT - Unidade de turbidez;

uH - Cor Verdadeira;

WC - *Wetlands* Construídas;

WFH - *Wetlands* de Fluxo Subsuperficial Horizontal;

WFSS - *Wetlands* de Fluxo Subsuperficial;

WFV - *Wetlands* de Fluxo Subsuperficial Vertical;

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	19
2.0 OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo Geral	21
2.2 Objetivos Específicos	21
3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1 O Segmento de Panificação.....	22
3.2 Preservação da Água	24
3.3 Efluentes industriais	25
3.4 Tecnologias de Tratamento de Efluentes	27
3.4.1 Tratamento preliminar	28
3.4.2 Tratamento primário	28
3.4.3 Tratamento secundário	29
3.5 Sistemas <i>Wetlands</i> Construídas (SAC's)	33
3.5.1 Tipos de Fluxos nas <i>Wetlands</i> Construídas.....	36
3.5.2 Macrófitas aquáticas	39
3.5.3 Material Suporte.....	42
3.5.4 Dimensionamento de <i>Wetlands</i> Construídas.....	44
4.0 MATERIAIS E MÉTODOS	48
4.1.1 Caracterização do Efluente Bruto.....	48
4.1.2 Construção das Unidades Piloto	50
4.1.3 Estabilização do Material Suporte	51
4.1.4 Implantação das macrófitas.....	52
4.2 Segunda Fase	53
4.2.1 Cronograma de Aplicações e Análises do Efluente Final	53
4.2.2 Manejos para Aplicação do Efluente nos Leitos.....	55
4.3 Avaliação da eficiência de remoção	55
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1 Caracterização do Efluente Bruto para pós-tratamento	58
5.2 Tratamento do efluente no sistema <i>Wetland</i> de acordo com o tempo de detenção hidráulica e espécies de macrófitas	59
5.2.1 Cor Verdadeira (uH)	62
5.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	66

5.2.3	Fósforo Total (PT).....	71
5.2.4	Turbidez	74
5.2.5	Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺).....	80
5.2.6	Nitrito (NO ₂ ⁻).....	84
5.3	Compilação dos resultados	88
6.0	CONCLUSÕES.....	92
7.0	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93

1.0 INTRODUÇÃO

O uso da água em processos industriais vem se tornando assunto de grande importância, pois, uma vez utilizada, a mesma perde sua qualidade e em muitos casos não há uma garantia de devolução ao meio ambiente com as mesmas características que foram coletadas.

Os processos industriais vem sendo destaque na questão da contribuição da qualidade dos recursos hídricos, uma vez que o setor não dispõe de sistemas eficientes que visem o reuso e tratamento adequado para com seus efluentes líquidos gerados.

Mesmo com novas tecnologias disponíveis no mercado onde trabalham com o reuso da água, minimização da utilização do recurso e tratamento adequado, ainda estamos na era de tratamento de fim de linha (*end of line*) ou Tecnologia Fim de Tubo, o qual busca remediar subprodutos gerados em um processo produtivo.

Em relação a visão *in plant desing* (na planta do projeto), que não se baseia apenas no tratamento do efluente final, e sim, na busca constante de tecnologias limpas, na minimização e reuso dos resíduos gerados, as indústrias serão desafiadas a implantarem estratégias que visem tal tecnologia que uma vez implantada, terão vantagem competitiva frente a novos modelos de mercado que gerem produtos com menor impacto ambiental gerado.

Vale ressaltar que é importante a indústria realizar estudos e análises dos efluentes para constatar se os parâmetros estão conforme preconiza a Resolução CONAMA 430/2011, sendo que os efluentes deverão ter um tratamento que obedeça às condições e os padrões de lançamento, considerando à manutenção da qualidade do corpo hídrico receptor.

Em especial, indústrias do ramo de panificação e confeitaria geram efluentes líquidos de difícil tratamento devido excesso de gorduras e elevada DQO (Demanda Química de Oxigênio). Atividade tal, tem se destacado no mercado Brasileiro, com surgimento expressivo de novas indústrias do segmento e ampliação das já existentes segundo Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria (ABIP), tornando assim um desafio na área ambiental para incorporação de métodos que visem eficiência no tratamento de efluentes e que garanta o mínimo de impacto adverso ao meio ambiente.

Diante da problemática relacionada a geração de efluentes líquidos no ramo, ocorre a necessidade de aplicação de técnicas que visem o tratamento das águas residuárias, uma alternativa que vem se destacando é a fitorremediação, onde emprega sistemas vegetais fotossintetizantes aliado a microbiota gerada nos leitos como agentes remediadores.

A fitorremediação com macrófitas é uma boa alternativa para a recuperação de ambientes contaminados com efluentes, pois as plantas conseguem se adaptar, possuindo uma rápida multiplicação e realizam absorção de contaminantes dos líquidos presentes no leito. Com isso, tem-se os Sistemas *Wetlands* Construídas (SAC's), os quais são projetados para reproduzir os sistemas *wetlands* naturais.

Os SAC's são sistemas artificiais, projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) aderidas em um leito/substrato, composto geralmente com areia, solo ou cascalho, onde ocorre a proliferação de biofilmes que acumulam populações variadas de microrganismos, que através de processos biológicos, químicos e físicos realizam o tratamento dos efluentes líquidos.

Esta alternativa de tratamento de efluentes vem se destacando no cenário nacional, uma vez que, utiliza tecnologia simples, tratamento robusto, de baixo custo e simples operação e manutenção, não sendo necessários demais componentes como energia elétrica, produtos químicos, maquinários e pessoas envolvidas por tempo exclusivo.

Assim, foi utilizado *Wetlands* Construídas como alternativa para tratamento de efluentes líquidos industriais, onde será empregado vegetais fotossintetizantes (macrófitas), utilizando duas espécies para comparação, a *Juncus effusus* e *Syngonium podophyllum*, avaliando a capacidade de depuração de ambas espécies implantadas em meio de suporte composto de brita $\frac{3}{4}$ (25 a 50 mm) e pedrisco (4,8 a 9,5 mm), montados em escala piloto, monitorando em diferentes tempos de detenção hidráulica a eficiência de remoção de Cor verdadeira, Demanda Química de Oxigênio, Fósforo, Turbidez, Nitrogênio Amoniacal e Nitrito.

O sistema foi proposto como pós-tratamento dos efluentes líquidos de uma Indústria de Panificação e Confeitaria, cujo efluente foi coletado ao final do tratamento em reator anaeróbio e lagoa aerada, lançando nos WC e avaliando a eficiência de tratamento. Evidencia-se que este método é inovador para pós-tratamento deste tipo de efluente industrial, tornando uma tecnologia eficiente e barata para implantação.

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho das *Wetlands* Construídas em escala piloto operados em diferentes tempos de detenção hidráulica, sendo um pós-tratamento de efluentes de Indústria de Panificação e Confeitaria, utilizando efluente posterior ao tratamento em reatores anaeróbios e lagoa de aeração.

2.2 Objetivos Específicos

- Desenvolver em escala piloto, leito de *Wetlands* construídas com Fluxo Horizontal de Escoamento Subsuperficial;
- Utilizar e comparar o uso de macrófitas da espécie *Juncus effusus* e *Syngonium podophyllum* em um material suporte composto de pedra $\frac{3}{4}$ e pedrisco;
- Monitorar a eficiência de remoção em *Wetlands* construídas para Cor verdadeira, Demanda Química de Oxigênio, Fósforo, Turbidez, Nitrogênio Amoniacal e Nitrito, do efluente da Indústria de Panificação e Confeitaria;
- Comparar diferentes tempos de detenção hidráulica do efluente coletado nos leitos de *Wetlands* construídas para fins de comparação.

3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O Segmento de Panificação

A panificação é uma das artes culinárias mais antigas. Em 7.000 a.C a produção de pães era feita com a mistura de farinha ao fruto de carvalho. Eram achatados, duros e secos e, em virtude de apresentarem sabor amargo, deveriam ser lavados diversas vezes para retirar o amargor. Em 8.000 a. C. houve os primeiros relatos sobre a produção e consumo de pães pelo homem, a massa de farinha de trigo era obtida pela moagem rudimentar com pedras, sendo esta misturada à água e cozida em pedras aquecidas (ABIP, 2016).

Há relatos de que os primeiros pães fermentados são oriundos da região do Egito, pois, registros encontrados em tumbas, na forma de hieróglifos, indicam que essa sociedade já cultivava trigo desde 5.000 anos atrás (RAMOS, 2017). Da Mesopotâmia o trigo se espalhou pelo mundo, sendo que, os Chineses já conheciam o trigo e faziam farinha, macarrões e pastéis (ABITRIGO, 2016).

No Brasil, a produção de pães passou a ser conhecida no século XIX. Antes deste período, os alimentos consumidos eram o biju de tapioca derivado da mandioca. O trigo passou a ser cultivado no Brasil com a chegada dos portugueses, porém, sua expansão comercial ocorreu somente a partir de 1940, no sul do país (ROSSI e NEVES, 2004). Com a chegada dos primeiros imigrantes europeus, surgiu entre os brasileiros o hábito de acompanhar as refeições com o pão. O pão francês é o mais conhecido e consumido, uma baguete reduzida, que disputou a preferência dos consumidores com o arredondado pão italiano de casca mais dura.

Hoje de acordo com a Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria (ABIP), o setor de panificação é composto por mais de 63 mil empresas (em sua maioria micro e pequeno porte). Em parceria com Instituto Tecnológico de Panificação e Confeitaria (ITPC), no ano de 2019 o setor teve um crescimento da ordem de 2,65% (sem descontar a inflação), o que equivale a um faturamento de R\$ 95,08 bilhões (ABIP, 2019).

No Brasil essa parcela de panificação e confeitaria é composta na sua grande parte de pequenas e médias empresas. Em média trabalham numa panificadora cerca

de 15 pessoas, sendo 10 empregados e os demais proprietários ou familiares (SINDIPAN, 2019).

Os segmentos da panificação e confeitaria precisam adequar-se às exigências de mercado e à legislação vigente por meio do Licenciamento Ambiental. Afinal, com o cumprimento das normas estabelecidas pela lei e órgãos ambientais os consumidores têm segurança de que a empresa está apta a fornecer produtos de qualidade e saudáveis, produzidos de acordo com os princípios de controle dos impactos ambientais (ABIP, 2019). A norma NBR ISO 14.001/2004, em seu item 3.4, define impacto ambiental como sendo “qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização”.

Neste contexto, o setor de Panificação caracteriza-se como um gerador de resíduos orgânicos e sólidos. Sendo considerados resíduos sólidos materiais gerados em diferentes momentos do processo produtivo, a partir da extração e beneficiamento da matéria-prima até a distribuição e consumo de mercadorias (BRASIL, 2014).

No Brasil, o montante de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados atingiu a marca de mais de 78,3 milhões de toneladas no ano de 2016, ou seja, cerca de 214,5 toneladas de RSU foram produzidas diariamente. Ademais, apenas 58,4% dos RSU coletados possuem encaminhamento ambientalmente adequado, 81 mil toneladas de RSU por dia são destinadas a unidades inadequadas, tais como lixões e aterros controlados, conforme a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2017).

Em sua maioria os resíduos do setor de panificação são considerados como resíduos sólidos não inertes. Estes resíduos são caracterizados na Classe II A segundo a norma NBR 10.004 (2004), são resíduos na forma líquida, gasosa ou mesmo sólidos, que, apesar de não terem capacidade de destruição, trazem a possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente. Estes resíduos podem ser: garrafa PET, restos de construção, latas de refrigerantes, papel, sacolas de plásticos, restos orgânicos, óleo de cozinha e outros. Apesar de suas características o óleo de cozinha é classificado como Classe II A não perigoso, não inerte e sua correta destinação exige licença ambiental do panificador, transportador e do receptor (RIBEIRO, 2013).

3.2 Preservação da Água

A água é considerada um bem essencial para a manutenção de todas as formas de vida, possibilitando a realização de todas as atividades humanas, a manutenção da biodiversidade do planeta, a produção de alimentos e todos os ciclos naturais (OLIVEIRA, 2005). Apesar de sua aparente fartura, sabe-se que é um recurso escasso e apenas uma pequena porcentagem está disponível para o consumo na superfície terrestre, sendo o Brasil um dos países com maior disponibilidade de água potável (BORGES et al., 2019).

Ademais, a situação de escassez vem aumentando com o crescimento desenfreado da população mundial e o consequente aumento da produção de bens de consumo, tornando a água uma matéria prima essencial nos processos industriais a exemplo as indústrias alimentícias que consomem muita água em seus procedimentos, originando uma grande geração de efluentes industriais, sendo assim de suma importância medidas corretas de preservação da água neste setor (BORGES et al., 2019).

As preocupações com a problemática ambiental e o uso correto da água estão inseridas na Saúde Pública, desde seus primórdios, no entanto, somente na metade do século XX acabou se estruturando como uma área específica para tratar dessas questões. Nesta época já eram apontados alguns dos principais problemas de saúde enfrentados pela humanidade, os quais tinham relação com a vida em comunidade, o controle e a melhoria do ambiente físico (saneamento), o controle de doenças transmissíveis e a efetividade de cuidados médicos, a produção de alimentos e a quantidade e qualidade da água disponível para a população (RIBEIRO, 2019; ROSEN, 2015).

Os recursos hídricos vêm sofrendo intensas interferências antrópicas, que vêm somando para o aumento da poluição e comprometendo a sua qualidade. A deterioração dos ambientes aquáticos tem se caracterizado em um dos maiores problemas mundiais, sendo que os maiores responsáveis por esta contaminação são os lançamentos de efluentes domésticos e industriais sem tratamento. Os principais elementos existentes na composição das águas derivadas dos processos industriais são basicamente carboidratos, proteínas, óleos, gorduras, e substâncias utilizadas na limpeza da indústria e tubulações (POKRYWIECKI et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2012).

Assim, o descarte irregular de efluentes lançados no ecossistema, podem acarretar impactos ambientais e também gerar efeitos prejudiciais à saúde humana, da fauna e flora deste ecossistema (HESPANHOL, 2008; CALIJURI, 2013). Além disso, depositados de forma inadequada no solo, podem contaminar o solo, as águas superficiais e subterrâneas, provocando sérios danos ao ambiente, deixando-os impróprios para uso à biota (OLIVEIRA et al., 2012).

Deste modo, o setor alimentício possui características particulares, uma vez que os alimentos possuem um ciclo curto e podem sofrer alterações de acordo com o processo de produção. A água é usada desde a sua incorporação nos produtos até a lavagem de materiais, equipamentos e instalações, nos sistemas de refrigeração e geração de vapor, podendo seu uso variar de acordo com o ramo e a tecnologia de que dispõem em seus processos (RODRIGUES et al., 2008).

Assim em virtude do seu alto grau de poluição e por leis ambientais cada vez mais rígidas, o estudo das técnicas de tratamento de efluentes industriais em especial das indústrias alimentícias tem apresentado grande relevância (DURAN et al., 2013).

Segundo o levantamento realizado em 2015, pelo Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), pouco mais de 50% da população brasileira têm acesso à coleta de esgoto e cerca de 70% de todo esgoto coletado passa por algum nível de tratamento antes de seu lançamento nos corpos hídricos (BRASIL, 2011). Deste modo, a falta de tratamento de esgotos sanitários tem como consequências: a veiculação hídrica de doenças infecciosas, impactos ambientais negativos, como a degradação de corpos hídricos e o comprometimento da qualidade de vida humana (BENASSI et al., 2018).

3.3 Efluentes industriais

A água é utilizada como matéria prima essencial nos processos industriais. Esse tipo de atividade gera uma grande quantidade de efluentes os quais, se não forem tratados adequadamente, provocam poluição e prejuízos aos canais hídricos, o que torna as exigências ambientais mais criteriosas (BORGES et al., 2019).

O setor alimentício utiliza cerca de 30% de água, conseqüentemente, o volume de efluente gerado é bastante elevado. Geralmente, para cada tonelada de

produto alimentício produzido gera-se de 2 a 73 m³ de efluente, dependendo das características da indústria (VAN DEN HENDE et al., 2016).

A água resultante desses procedimentos denomina-se "efluentes industriais". Como o setor de alimentos é bastante diversificado, os efluentes gerados durante o processo industrial apresentam diferentes volumes e características as quais variam de acordo com o tipo de produto gerado e com o tipo de processamento que cada empresa utiliza (DURAN et al., 2013)

Os efluentes industriais têm uma carga poluidora que deve ser controlada. A estimativa destas águas residuais, seja para disposição em corpos receptores ou para reutilização, exige um tratamento prévio adequado. Para definir as tecnologias que serão empregadas no tratamento, são necessárias análises físicas, químicas e biológicas dos componentes poluidores presentes nessas águas, tais como: parâmetros físicos (cor verdadeira, cor aparente e transparência), turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), parâmetros químicos (oxigênio dissolvido (O.D.), demanda química de oxigênio (D.Q.O), carbono orgânico total (COT) (GUTTERRES e AQUIM, 2013; CHAPMAN, 1996; OGA et al., 2014; OSIBANJO et al., 2011; KOLB et al., 2017; LI et al., 2018).

Assim o tratamento ideal para cada tipo de efluente é indicado de acordo com a carga poluidora e a presença de contaminantes, ao passo que ao serem lançados no corpo receptor, estejam de acordo com as exigências legais. Podendo os tratamentos envolver processos e operações unitárias de natureza física, química e biológica, que podem ser utilizadas separadamente ou de forma combinada visando alcançar a retirada eficiente dos contaminantes do efluente (CAVALCANTI, 2009).

Neste sentido, Pala e Erden (2005) analisaram os efluentes gerados por uma panificadora na Turquia, para um possível pós-tratamento com processo Fenton. Esse tipo de água residuária contém vários tipos de poluentes e geralmente é caracterizado com alta DQO e cor, além de conter poluentes orgânicos não biodegradáveis. Mesmo após o tratamento biológico, os autores observaram que os parâmetros ainda permaneceram muito elevados e possivelmente não atenderiam os padrões legislativos para despejo no corpo hídrico.

Portanto, devido ao elevado potencial poluidor relacionado aos efluentes da indústria alimentícia, o tratamento é indispensável para o descarte. No Brasil, os parâmetros de descarte dos efluentes é estabelecida pela Resolução CONAMA

430/2011 (BRASIL, 2011), e no Paraná, alguns deles são regidos pela Portaria CEMA 70 (PARANÁ, 2009).

No entanto, com a vasta diversificação de alimentos industrializados, em sua composição e o tipo de processo aos quais são submetidos, fazem com que exista uma grande amplitude dos parâmetros a serem observados, o que influencia diretamente no tipo de tratamento a ser empregado.

3.4 Tecnologias de Tratamento de Efluentes

O tratamento ideal para cada tipo de efluente é indicado de acordo com a sua carga poluidora e a presença de contaminantes. Podem ser classificados em seis grupos, como mostrado no Quadro 1, de modo que ao serem lançados no corpo receptor, atendam às exigências legais. Os principais tipos de tratamentos de efluentes podem ser separados por etapas: tratamentos preliminares, primários, secundários e terciários, tendo cada um desses estágios, uma função principal (OLAJIRE, 2012).

Quadro 1 - Classificação de contaminantes presentes em efluentes

Classe	Contaminantes	Exemplos
1	Sais inorgânicos dissolvidos	Íons metálicos e não metálicos (Cl, Cr6+, Na+, Mg+, CN-, NH4+, etc.)
2	Gases dissolvidos	NH3, H2S
3	Compostos orgânicos dissolvidos	Solventes, pesticidas, herbicidas, tensoativos e açúcares, entre outros.
4	Partículas em suspensão	Areia, sílica coloidal, sais insolúveis, sólidos suspensos diversos
5	Microrganismos	Bactérias, vírus, protozoários, fungos, leveduras.
6	Óleos e graxas	

Fonte: MIERZWA e HESPANHOL, 2005.

Os processos utilizados para a retirada dos contaminantes do efluente podem ser classificados em processos unitários de natureza física, química e biológica, podendo ainda serem utilizados separadamente ou de forma combinada (CAVALCANTI, 2009). A seguir serão apresentados os principais tipos de tratamentos de efluentes.

3.4.1 Tratamento preliminar

Este tratamento tem por objetivo principal a remoção de sólidos grosseiros (>25mm) e sólidos em suspensão, tais como detritos minerais (areia e cascalho) e materiais mais densos ou flutuantes, através de mecanismos de ordem física. Óleos e graxas também podem ser removidos nesta etapa (TELLES e COSTA, 2007).

Para os sólidos maiores, as operações de gradeamento e peneiramento são bastante utilizadas, uma vez que o material em suspensão que for maior que as aberturas das grades e/ou peneiras é retido e removido (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Trituradores também podem ser utilizados. O principal propósito destes mecanismos é a proteção dos dispositivos (bombas e tubulações) de transporte, tratamento e dos corpos receptores (VON SPERLING, 2005).

A remoção da areia e outros detritos minerais são realizados através de desarenadores ou "caixas de areia". O processo advém através da sedimentação, com a redução da velocidade do efluente (diminuindo a capacidade de carreamento), permitindo que os grãos maiores e mais densos sedimentem pela ação da gravidade, alojando-se no fundo do tanque (JORDÃO, 2005; VON SPERLING, 2005). O principal objetivo desta separação é a proteção dos equipamentos, reduzindo entupimentos, obstruções e depósito de materiais, de forma a facilitar o manuseio e transporte das fases líquida e sólida, ao longo dos componentes de um sistema de tratamento (TELLES e COSTA, 2007).

Além disso, o tratamento preliminar também pode realizar a Equalização do efluente. Nesta operação é possível controlar as oscilações das vazões e carga orgânica biodegradável, alcançar condições uniformes do efluente na entrada do sistema de tratamento, obter taxas de alimentação química compatíveis com a capacidade do sistema, além de um fluxo contínuo durante os períodos de parada da estação de tratamento (VON SPERLING, 2005). Um complemento desse processo de equalização é a neutralização do efluente, onde o objetivo é a regularização do pH, adição de ácido ou base.

3.4.2 Tratamento primário

O objetivo deste tratamento é a remoção dos sólidos sedimentares ($> 10^{-3}$ mm), e a remoção dos sólidos que não foram extraídos no tratamento prévio de processos físico-químicos.

Neste processo o efluente passa lentamente por um decantador primário, permitindo que o material sólido em suspensão, sedimente no fundo do sistema. Esse material sedimentável é chamado de lodo primário bruto sendo removido por meio de bombas ou raspadores (VON SPERLING, 2005). Já para os sólidos não sedimentáveis, os quais promovem turbidez ao efluente uma alternativa de remoção é a clarificação ou tratamento primário avançado.

Primeiramente, há a coagulação, com a desestabilização do coloide em uma mistura rápida, neutralizando as cargas, pelo meio do uso de coagulantes (sulfato de alumínio, cloreto férrico). Após esta etapa, podem ser adicionados floculadores, que são produtos químicos que promovem o agrupamento das partículas. Recomenda-se nesta etapa uma agitação mais suave do efluente, para uma melhor formação dos flocos (VON SPERLING, 2005; STEIN, 2014).

Ainda nesta etapa, para efluentes com elevadas concentrações de óleos e graxas, pode ser realizada a técnica de Flotação, com a adição de bolhas de ar. As partículas em suspensão aderem a essas bolhas e são carregadas para a superfície do líquido, formando uma espuma que pode, então, ser retirada com raspadores (OLAJIRE, 2012).

Com essas duas etapas apenas já é possível obter uma remoção de sólidos em suspensão de 60 a 70% (VON SPERLING, 2005).

3.4.3 Tratamento secundário

A principal finalidade neste tratamento é a remoção da matéria orgânica biodegradável dissolvida e em suspensão através de mecanismos biológicos que degradam a matéria orgânica através da ação de microrganismos (bactérias, algas, fungos ou protozoários). Na degradação de poluentes através de reações bioquímicas, resultando em produtos inorgânicos, como água, gás carbônico e nitrogênio gasoso, que são mais aceitáveis no meio ambiente, além da biomassa gerada pelo crescimento celular (VON SPERLING et al., 2009; CARMINATI, 2016).

A transformação dos substratos orgânicos se dá em etapas, através do envolvimento e consumo dos compostos carbonáceos e nutrientes pelos processos

metabólicos de crescimento (anabolismo) e obtenção de energia (catabolismo) das células da população microbiana (VON SPERLING, 2018; CARMINATI, 2016).

Esse fenômeno já ocorre naturalmente nos corpos hídricos, entretanto no processo de tratamento são mais intensos, devido a maior disponibilidade de energia e uma alta concentração microbiana, que aceleram o processo de biodegradação, ocasionando uma melhor depuração dos efluentes (GEBARA, 1999; ALMADA, 2012; CARMINATI, 2016).

Os processos biológicos podem ser classificados de acordo com três aspectos principais: o ambiente bioquímico, a configuração do reator e a retenção ou não de biomassa. Estão apresentadas nas Tabelas 01 e 02, informações referentes aos diferentes ambientes dos processos biológicos.

Tabela 01 - Informações dos diferentes ambientes, doadores e receptores de elétrons nos processos biológicos.

Ambiente	Doador de elétrons	Receptor de elétrons	Processo
Aeróbio	Matéria Orgânica Amônia (NH ₄ ⁺)	Oxigênio	Oxidação aeróbia
Anóxico	Matéria Orgânica Hidrogênio (H ₂)	Nitrato (NO ₃ ⁻)	Desnitrificação
Anaeróbio	Acetato (C ₂ H ₃ O ₂)	Sulfato (SO ₄ ²⁻)	Redução de sulfato
	Hidrogênio (H ₂)	Gás carbônico (CO ₂)	Metanogênico

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2005).

Tabela 02 - Condições ambientais favoráveis aos processos biológicos aeróbios a anaeróbios.

Condições	Processos Biológicos	
	Aeróbio	Anaeróbio
Temperatura	10 a 40 °C	Faixas: Psicrofílica (0 a 20 °C) Mesofílica (20 a 42°C) Termofílica (50 a 65 °C)
pH	6 – 8	Etapa de produção de: Ácidos (5,5 - 6,0) Metano (6,8 - 7,2)
Nutrientes (DBOu:N:P)	100:5:1	350:5:1
O.D.	>0,5 mg/L	Ausente

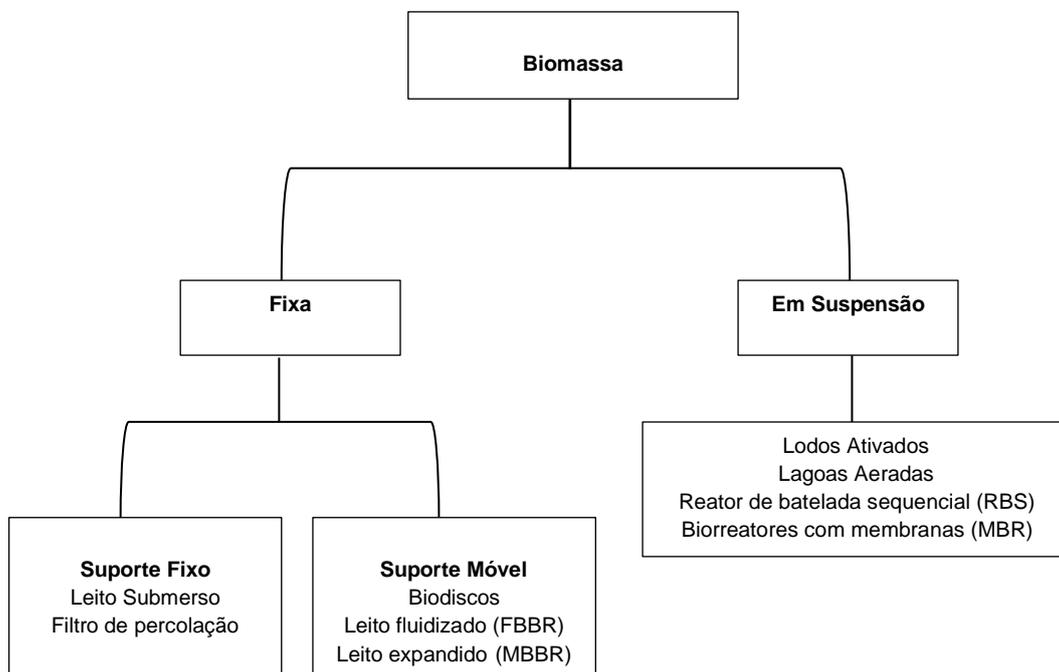
Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2005).

No ambiente bioquímico, os processos podem ser aeróbios ou anaeróbios. No processo aeróbio há presença de oxigênio dissolvido (OD), o qual funciona como um aceptor final de elétrons no metabolismo microbiano. O oxigênio disponível permite a geração de moléculas de ATP, importantes para armazenamento e transporte de energia, através da reoxidação das moléculas responsáveis pela movimentação de

elétrons. Já nos processos anaeróbios, não há presença, nem a participação de oxigênio no sistema. Neste caso, o composto microbiano (usualmente bactérias) utilizam-se de substâncias orgânicas ou inorgânicas como aceptores finais de elétrons (VON SPERLING, 2005).

Quanto ao tipo de reator, existem duas configurações com o mesmo princípio de degradação biológica. Uma onde o crescimento da massa microbiana ocorre de forma dispersa na massa líquida por meio da formação de flocos, que são mantidos em suspensão por meio de aeração. E outra, de biomassa fixa sob a forma de biofilmes aderidos ao meio suporte, normalmente são materiais plásticos, podendo permanecer fixos ou móveis no reator (DEZOTTI, 2011). Na Figura 01 estão representadas as classificações dos reatores em relação à tipologia de biomassa.

Figura 01 - Classificação dos reatores biológicos quanto ao tipo de biomassa utilizada.



Fonte: Adaptado de CARMINATI (2016).

Há também a possibilidade de operar de forma combinada, com biomassa suspensa e aderida visando atingir uma maior remoção de componentes orgânicos e nitrogênio, melhorando a eficiência e capacidade de tratamento das estações (CALDERÓN et al., 2012; CARMINATI, 2016).

Dentre as heterogeneidades nos tipos de processos biológicos empregados, nos tratamentos de efluentes industriais são utilizados, principalmente, as lagoas

aeradas e lodos ativados como sistema aeróbico, e biodigestor anaeróbico como processo anaeróbico (LEMMERTZ, 2012).

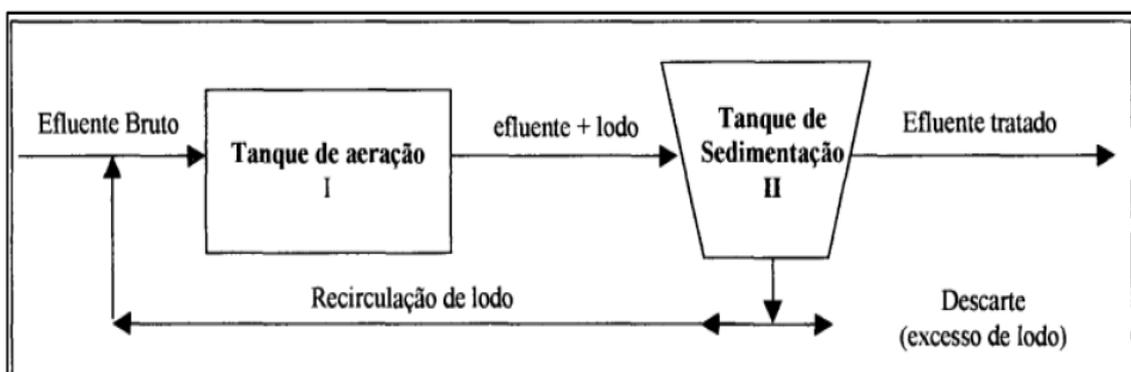
Lodos ativados

Este processo é definido pela metabolização e floculação de grande parte da matéria orgânica mediante agitação do efluente junto com microrganismos e oxigênio. Embora, os microrganismos estejam em pequenas quantidades no efluente, as condições ambientais como pH e a temperatura adequada, a presença de matéria orgânica e oxigênio, além de nutrientes essenciais como nitrogênio e fósforo, permitem a reprodução acelerada desses microrganismos (VON SPERLING, 2002; LEMMERTZ, 2012).

Dessa forma, este processo é denominado de lodo ativado, em consequência do agrupamento dos microrganismos em colônias, as quais permanecem em suspensão por causa do sistema de aeração constante (VON SPERLING, 2002; CORDI, 2008).

O sistema de lodos ativados normalmente empregados utiliza-se de um tanque de aeração por onde o efluente entra e é misturado ao lodo ativado, e com isso ocorre a oxidação da matéria orgânica. No tanque de sedimentação ocorre a deposição de flocos microbianos que são resultados da fase de oxidação no tanque de aeração (RODRIGUES, 2001). Um esquema deste tipo de sistema de lodos ativados está representado na Figura 02.

Figura 02 - Esquema simplificado de um sistema de tratamento de Lodo Ativado



Fonte: Adaptado de RODRIGUES (2001).

A recirculação do lodo neste processo ocasiona uma potencialização da oxidação da matéria orgânica e um menor tempo de residência do efluente no sistema,

devido ao aumento na quantidade de microrganismos que permanecem no meio por mais tempo (RODRIGUES, 2001).

Lagoas aeradas

O funcionamento de uma lagoa aerada é semelhante ao do tanque de aeração de um lodo ativado, porém com algumas diferenças, neste sistema não ocorre a sedimentação do lodo, pois toda a biomassa está distribuída de forma homogênea pela lagoa e não há a recirculação do lodo (GIORDANO, 2004).

A operação desses tipos de lagoas acontece com o auxílio de uma lagoa aerada facultativa. Assim denominadas por mesclar condições aeróbicas na parte superior, com a suspensão da biomassa, e anaeróbicas na parte inferior, ocorrendo uma sedimentação (GIORDANO, 2004; CORDI, 2008).

Reator anaeróbico

O Reator anaeróbico consiste em uma câmara fechada, onde ocorre o processo bioquímico de digestão anaeróbica, com a decomposição da matéria orgânica por ação de bactérias, sem a necessidade de oxigenação. Os produtos resultantes deste processo são biofertilizantes e biogás. Este é composto, majoritariamente, por metano e dióxido de carbono. Além do mais, este metano contido no biogás produzido pode ser convertido em energia elétrica, térmica ou mecânica, devido a sua elevada capacidade energética, o que resulta em uma vantagem aos biodigestores (VOGUELS et al., 1988; PEREIRA et al., 2015).

Um sistema comum de biodigestor ainda consegue promover a digestão de efluentes com alta concentração de sólidos, além de, normalmente, ter uma elevada capacidade volumétrica, que possibilita ter um tempo maior de retenção do efluente (CORDI et al., 2008).

Para tanto, dentre estas tecnologias alternativas aplicadas para o tratamento de esgotos, destacam-se as *wetlands* construídas, o qual será tratado com mais ênfase no tópico a seguir.

3.5 Sistemas *Wetlands* Construídas (SAC's)

O termo *wetlands* vem do inglês e se traduz como terras úmidas, ou terras alagadas, sendo utilizado para definir vários ecossistemas naturais que se caracterizam por ficarem parcialmente ou completamente inundados durante o ano (SALATI, 2003). Assim, as *wetlands* construídas (WC) são desenvolvidas para tratar águas residuárias, principalmente às de esgotos sanitários. Esses sistemas são projetados para utilizar plantas aquáticas e micro-organismos para controlar a poluição da água, melhorando sua qualidade (BENASSI et al., 2018).

As *wetlands* construídas foram pensadas para tirar proveito da capacidade de assimilação e conversão de matéria orgânica (carbono) e os nutrientes (nitrogênio e fósforo), como ocorre nos alagados naturais (BENASSI et al., 2018). Apresentam por características em sua construção, operação e manutenção simplificadas, e dispensam o uso de produtos químicos, além de poder ser utilizado como paisagismo local (SILVA, 2007; MASI, et al., 2017).

O primeiro projeto desenvolvido no Brasil com os sistemas de *wetlands* foi feito por Salati et al., (1984), com a construção de um lago artificial nas proximidades do córrego Piracicamirim na ESALQ (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”), em Piracicaba, SP. Outros projetos também foram realizados através de sistemas combinados. Um exemplo é o projeto para purificação das águas do rio Piracicaba, com uma eficiência de 70% para DBO; 99% para coliformes totais e fecais; 70% para DQO; 90% para cor e 95% para turbidez (MANFRINATO, 1989).

Outro exemplo do uso de *wetlands* construídas é o projeto de intervenção na várzea dos Parelheiros, RMSP, proposta pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP. O projeto objetivou a melhoria da qualidade da água afluente à várzea e da qualidade da água afluente a Represa Guarapiranga. O projeto utilizou os sistemas integrados de *wetlands* construídas em uma área total de 42,183 ha (SALATI FILHO et. al, 2002).

No Estado da Bahia também foram apresentados dois projetos de *wetlands*, um para pós-tratamento de águas residuárias, provenientes do Hospital de Base Luís Eduardo Magalhães, no município de Itabuna, e outro para tratamento e reuso de águas residuárias domésticas do Complexo Ford Amazon, no município de Camaçari, ambos bem-sucedidos (ANJOS, 2003).

As *wetlands* construídas são habitualmente utilizadas para o tratamento de águas residuárias, como de aeroporto, campo de *golf*, agricultura, suínos, produtos lácteos e os esgotos industriais (KADLEC e WALLACE, 2009; DANIELS, 2013;

PAULO et al., 2013; VYMAZAL e BŘEZINOVÁ, 2015; FIA et al., 2017). As WC podem ser dimensionados em diferentes arranjos de concepção por apresentarem uma versatilidade no uso de diferentes efluentes.

Neste sentido, as *wetlands* construídas têm sido utilizados com sucesso na remoção de nitrogênio e outros poluentes de águas residuais. Esta remoção é baseada em processos físicos, químicos e biológicos (TOET et al., 2003). Nos processos físicos atuam os mecanismos de filtração, sedimentação, adsorção e volatilização da amônia. Nos químicos têm-se: a precipitação ou co-precipitação de compostos insolúveis; e a oxidação e redução de metais. Já os processos biológicos por sua vez têm-se: o metabolismo bacteriano, os quais são responsáveis pela remoção de sólidos coloidais e substâncias orgânicas solúveis por bactérias livres ou aderidas as plantas e ao meio suporte, a nitrificação e a desnitrificação. Na Tabela 03 estão apresentados de forma resumida os mecanismos básicos de remoção de poluentes em *wetlands* construídas.

Tabela 03 - Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos WC

Constituintes dos esgotos	Mecanismo de Remoção
Sólidos Suspensos	Sedimentação e Filtração
Material Orgânico Solúvel	Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia)
Nitrogênio	Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação microbiana, Retirada pela planta, Adsorção, Volatilização da amônia
Fósforo	Adsorção e Retirada pela planta
Metais	Complexação, Precipitação, retirada pela planta Oxi/Red. Microbiana
Patogênicos	Sedimentação, Filtração, Predação

Fonte: Adaptado de Cooper et al. (1996).

Nestes sistemas, a tecnologia baseia-se em processos bióticos e abióticos. Nos processos bióticos os microrganismos crescem aderidos à fração sólida do substrato e na raiz das plantas. Sendo estes capazes de mineralizar a matéria carbonácea presente na água residuária, tornando-a menos complexa. Os processos abióticos contemplam a sedimentação e adsorção de íons no substrato (LIN et al. 2005).

Os principais componentes das WC são: o meio de suporte (solo, areia, brita, dentre outros), espécies específicas de áreas alagadas (macrófitas aquáticas) e a

fauna associada a estes elementos, além do regime hidráulico (VALENTIM, 2003; PHILIPPI, SEZERINO, 2004).

Deste modo, dentre as principais vantagens da utilização de *wetlands* construídas para o tratamento de esgotos sanitários, destacam-se: Baixo custo de implantação, operação e manutenção quando comparadas com estações convencionais de tratamento de efluentes; baixa demanda energética, são esteticamente mais agradáveis que as estações de tratamento convencionais, potencial de reuso ou reciclagem da água, reciclagem de nutrientes, reciclagem de nutrientes com a compostagem das plantas aquáticas (BENASSI et al., 2018).

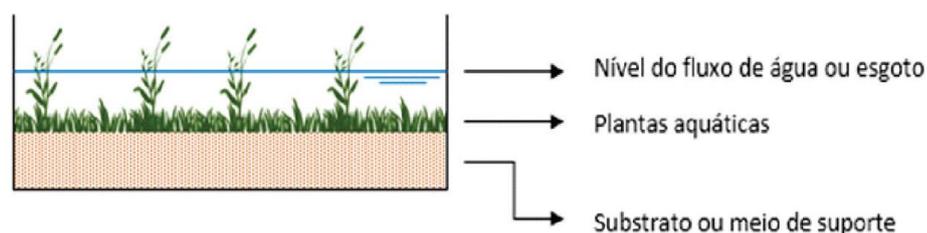
3.5.1 Tipos de Fluxos nas *Wetlands* Construídas

As *wetlands* construídas são constituídas por três tipos de sistemas fundamentais baseados em macrófitas aquáticas, segundo Vymazal (2007, 2014) podem ser: flutuantes, submersas e emergentes. Os sistemas de plantas emergentes são os mais utilizados e podem variar de acordo com o nível de coluna d'água, sendo basicamente de dois tipos: as de fluxo superficial e as de fluxo subsuperficial, sendo esta última dividida em duas categorias (fluxos horizontais ou verticais), dependendo da direção do fluido. A seguir serão tratados estes tipos de *Wetlands* construídas com mais detalhes (BENASSI et al., 2018).

Wetlands de Fluxo Superficial (WFS):

Os sistemas de WFS exibem a lâmina d'água acima da superfície do solo e as plantas se encontram enraizadas na camada de sedimento na base da coluna de água (Figura 03) (MASI et al., 2017). Estes sistemas são mais rasos e não possuem materiais filtrantes, na superfície da lâmina de água (GARGALLO et al., 2017).

Figura 03 - Representação de uma *wetland* construída de fluxo superficial (WFS).



Fonte: Sanchez (2017).

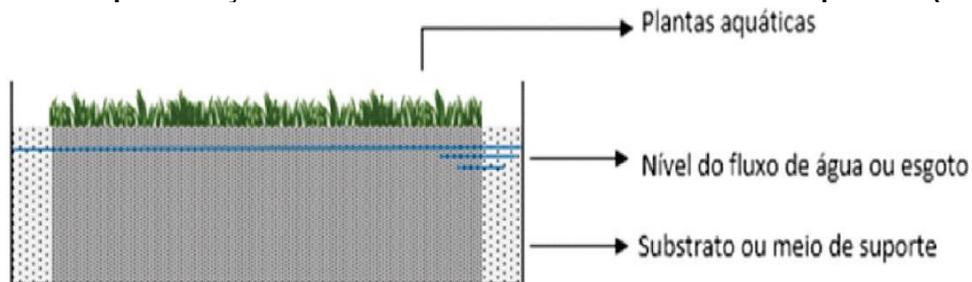
Nestes sistemas, a depuração do efluente ocorre pela absorção de nutrientes por meio das macrófitas, havendo o transporte de oxigênio para a rizosfera pela ação de microrganismos associados (ANSARI et al., 2016; GARGALLO et al., 2017).

Wetlands de Fluxo Subsuperficial (WFSS):

Estes sistemas são conhecidos como filtros plantados, pois utilizam materiais filtrantes, como areia e brita para fixação das plantas. O escoamento é denominado subsuperficial, uma vez que a coluna de água ou do efluente não aparece na superfície do sistema, ou seja, localizam-se abaixo da primeira camada dos materiais filtrantes, como observado na Figura 04 (BENASSI et al., 2018).

Os processos de depuração da matéria orgânica e transformação da série nitrogenada, bem como a retenção do fósforo, são físicos (filtração e sedimentação); químicos (adsorção, complexação e troca iônica) e biológicos (degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia, predação e retirada de nutrientes pelas macrófitas), ocorrendo tanto no material filtrante como na rizosfera (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; VYMAZAL e KROEPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL e ŠVEHLA, 2013; CASELLES-OSORIO et al., 2017).

Figura 04 - Representação de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial (WFSS).



Fonte: Sanchez (2017).

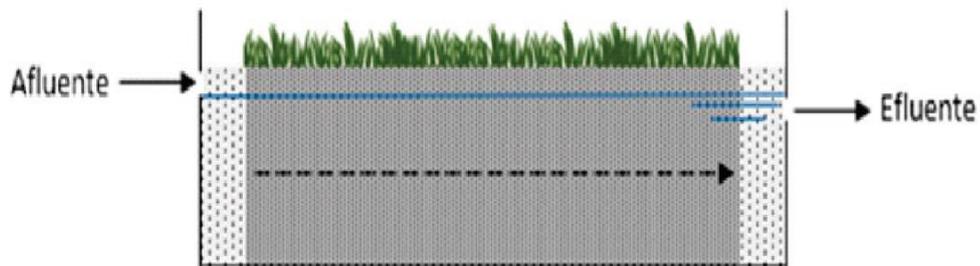
Este sistema ainda pode ser classificado como horizontal, vertical ou sistema híbrido, ao depender do sentido do líquido ou da associação destes sistemas (VYMAZAL e KROEPFELOVÁ, 2008).

Wetlands de Fluxo Subsuperficial Horizontal (WFH):

Os sistemas de *wetlands* horizontais são projetados para que o efluente se mantenha abaixo do nível do terreno, assim, a lâmina d'água não fica visível, fazendo com que os efluentes percolem entre as aberturas do meio filtrante (brita, pedra, cascalho, areia ou solo) e das raízes e rizomas das plantas (macrófitas emergentes)

em um caminho mais ou menos horizontal até alcançar a zona de saída (Figura 05) (VYMAZAL e KROEPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2014). No sistema WFH, o esgoto entra em contato com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (SEZERINO, 2006). As zonas aeróbias ocorrem perto das raízes e rizomas. Durante a passagem do esgoto pela rizosfera, acontece a degradação do mesmo através da ação de microrganismos e pelos processos físicos e químicos (BRIX, 1987; ANSARI et al., 2016).

Figura 05 - Representação gráfica de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal.

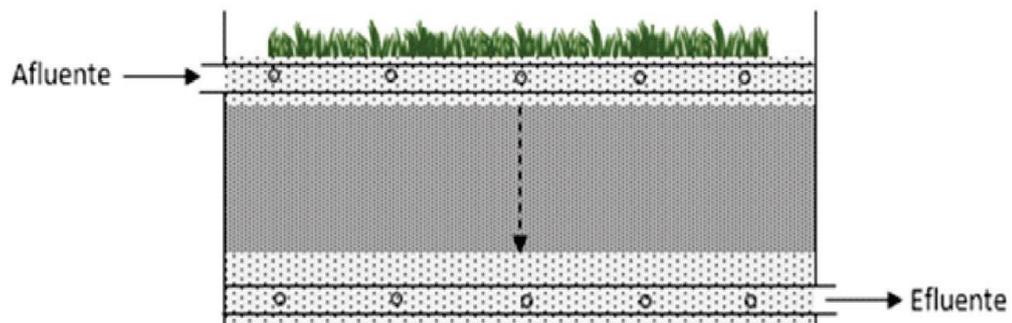


Fonte: Sanchez (2017).

Wetlands de Fluxo Subsuperficial Vertical (WFV):

São sistemas implantados com plantas emergentes no leito filtrante. O efluente a ser tratado é distribuído homogeneamente na superfície leito, infiltrando e percolando verticalmente através do meio poroso até atingir o fundo da unidade onde são coletados (Figura 06). Neste sistema, prevalece à entrada de ar, carregado através do efluente, e por conseguinte maior presença de zonas aeróbias. E o sistema vertical é alimentado de forma intermitente, por meio de bateladas, com águas residuárias pré-tratadas ou não (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; OLIJNYK, 2008; VYMAZAL, 2014; ANSARI et al., 2016).

Figura 06 - Representação gráfica de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical (WFV).



Fonte: Sanchez (2017).

O sentido descendente é mais aconselhado uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas. Além disso, o tratamento é mais eficaz, pois nessas camadas existem as raízes, que por sua vez acabam absorvendo os nutrientes do esgoto e os microrganismos rizosféricos têm grande participação no tratamento (ANSARI et al., 2016).

3.5.2 Macrófitas aquáticas

Podem ser consideradas plantas que vivem na água ou sobre a água, ou ainda, plantas de margem que têm relação com água em abundância (Pott e Pott, 2000). Outra definição considera estes organismos como vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente (ou por diversos meses) totais ou parcialmente submersas em água doce ou salobra ou ainda flutuantes (Irgang e Gastal Jr., 1996).

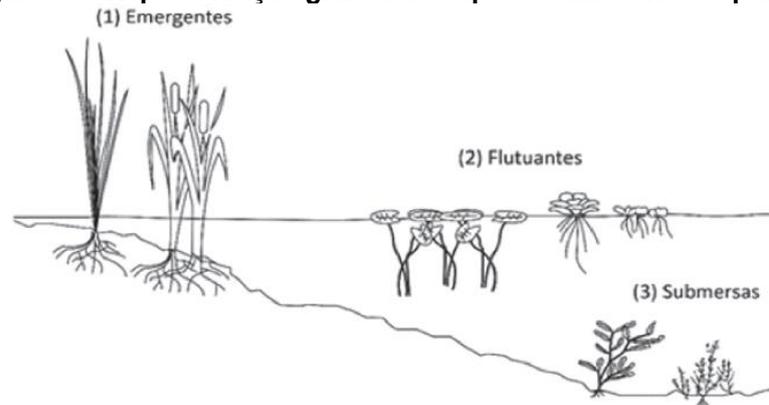
Macrófitas são vegetais que incluem desde as macroalgas até as angiospermas e desempenham papel importante no tratamento de águas residuárias, favorecendo a degradação dos compostos orgânicos (ESTEVES, 1998).

Uma das principais funções das macrófitas aquáticas é fornecer oxigênio e nitrogênio através de seus aerênquimas do caule até as raízes. Nas raízes das plantas, estão fixadas bactérias responsáveis pela decomposição da matéria carbonácea presente no efluente. Estas transformam a matéria orgânica em nutrientes, que são utilizados no crescimento da própria planta (NAIME; GARCIA, 2005).

As plantas associadas aos microrganismos, atuam na vegetação e produzem ambientes aeróbios próximos a região da rizosfera (região onde ocorre o tratamento biológico aeróbio do efluente) (CUNHA, 2006).

As plantas desempenham um importante papel no tratamento em WC. Dentre as principais atribuições, destacam-se: promoção de área superficial para aderência de micro-organismos (nas raízes); liberação de oxigênio para o material filtrante; prevenção da colmatação do material filtrante; embelezamento paisagístico; e retirada e armazenamento de nutrientes. Podem ser classificadas em três grupos: (1) emergentes, (2) livres flutuantes e (3) submersas (Figura 07).

Figura 07 - Representação gráfica dos tipos de macrófitas aquáticas.



Fonte: Sanchez (2017).

Dentre as plantas macrófitas utilizadas no sistema de WC, o *Juncus effusus* (Junco) tem sido testado como planta fitorremediadora (PRATAS et al., 2010). Pertence à família Juncaceae, de plantas herbáceas, hábito cespitoso e terrenos brejosos (SOUZA e LORENZI, 2005). A fitorremediação com macrófitas têm-se mostrado uma boa alternativa para a recuperação de ambientes contaminados com efluentes. Essas plantas proporcionam boa capacidade de absorção de contaminantes, além de uma rápida multiplicação, favorecendo a fitorremediação numa maior parte do meio (PEREIRA, 2010).

Em estudo realizado com o sistema de tratamento por *wetland* construída, por meio da utilização do *Juncus effusus*, este se mostrou eficiente quando aplicado ao efluente de frigorífico de suínos. Foi possível observar uma redução da condutividade elétrica, valores do pH próximos à neutralidade e uma redução de DQO de 98,4% (DOS SANTOS et al., 2016). Evidenciando a eficiência desta espécie no uso do sistema WC para fitorremediação de efluentes tóxicos no solo.

Outra planta que pode ser utilizada é o *Syngonium podophyllum* (singônio), uma planta de fácil cultivo oriunda da América Central, partes do Caribe e América do Sul onde o clima predominante é tropical, adaptando-se muito bem no Brasil. Pertence à família da Aracacea onde as suas espécies são de uso ornamental como folhagens, trepadeiras, de forrações etc., sendo também utilizado como remediadoras de meios contaminados, um exemplo é a *Alocasia macrorrhiza*, que possui seu potencial comprovado (QUEENSLAND, 2016). Contudo, não foram encontrados trabalhos com esta espécie na utilização de tratamento de efluentes industriais e no sistema de WC.

No entanto, em alguns estudos buscou-se com o uso *Syngonium podophyllum* avaliar o possível potencial de remediação dos contaminantes do solo, como os

efeitos de chumbo e remoção de petróleo, explosivos, pesticidas e principalmente os metais tóxicos no meio ambiente. Em ambos os trabalhos a espécie se mostrou promissora para remoção dos contaminantes tóxicos no solo, tornando-se um método barato que pode ser aceito como ecologicamente limpo e mais viável em relação a corretores de solo que sempre necessitam de produtos químicos (VICAKAS e DE SOUZA, 2018; DE SOUZA et al., 2018).

Há poucos trabalhos com a macrófita singônio na literatura, estas espécies são mais utilizadas como planta ornamental como folhagens, trepadeiras, de forrações etc., sendo também utilizado como remediadoras de meios contaminados (QUEENSLAND, 2016).

Em alguns estudos buscou-se com o uso *Syngonium podophyllum* avaliar o possível potencial de remediação dos contaminantes do solo, como os efeitos de chumbo e remoção de petróleo, explosivos, pesticidas e principalmente os metais tóxicos no meio ambiente. Em ambos os trabalhos a espécie se mostrou promissora para remoção dos poluentes tóxicos no solo, tornando-se um método barato que pode ser aceito como ecologicamente limpo e mais viável em relação a corretores de solo que sempre necessitam de produtos químicos (VICAKAS e DE SOUZA, 2018; DE SOUZA et al., 2018). E como observado no presente trabalho, esta espécie também apresenta um bom potencial para tratamento de efluentes industriais.

As macrófitas precisam de nutrientes para seu desenvolvimento como todas as plantas, e seu desenvolvimento reflete a qualidade da água em que vivem (KLETECKE, 2011). Na utilização do sistema de *wetland* o tratamento do efluente ocorre pela absorção de nutrientes por meio das macrófitas, transporte de oxigênio para a rizosfera e pela ação de microrganismos associados (ANSARI et al., 2016; GARGALLO et al., 2017).

Os usos das macrófitas na *wetlands* demonstram boas eficiências na remoção de sólidos suspensos, DBO e na concentração de nutrientes (Fósforo e Nitrogênio). Dentro de um sistema *wetlands* ocorrem diversos processos que contribuem para a melhoria da qualidade do efluente, são eles: adsorção de íons amônio e de metais pelos argilominerais, adsorção de íons metálicos, de pesticidas e de compostos a base de fósforo pela matéria orgânica; decomposição da matéria orgânica; decomposição da matéria orgânica biodegradável, tanto aeróbia como anaerobiamente; remoção de patógenos por microrganismos; retiradas de metais

pesados e outras substâncias tóxicas (dentro de limites) pelas plantas (macrófitas) (MARQUES et al., 2018).

A remoção da matéria orgânica e dos nutrientes dentro de um filtro *wetland* se deve ao uso de macrófitas aquáticas. Estas espécies são utilizadas porque apresentam boas adaptações a diversos tipos de ambientes, desde brejos até ambientes totalmente submersos. Deste modo, dentre as principais vantagens da utilização de *wetlands* construídas para o tratamento de esgotos sanitários, destacam-se: Baixo custo de implantação, operação e manutenção quando comparadas com estações convencionais de tratamento de efluentes; baixa demanda energética, são esteticamente mais agradáveis que as estações de tratamento convencionais, potencial de reuso ou reciclagem da água, reciclagem de nutrientes, reciclagem de nutrientes com a compostagem das plantas aquáticas (BENASSI et al., 2018).

3.5.3 Material Suporte

O material suporte ou substrato, também conhecido como material filtrante funciona tanto como meio de suporte para o estabelecimento das macrófitas aquáticas, quanto como filtro para a retenção de sólidos suspensos que estão presentes no esgoto e como meio para aderência dos micro-organismos (BENASSI et al., 2018).

Além disso, a maioria dos processos químicos e biológicos ocorre no material suporte sendo os principais responsáveis pela melhoria da qualidade da água. Nas *wetlands* construídas podem ser utilizados materiais suportes de diferentes tipos, tais como: areias, solos naturais, pedras, cascalhos, cinzas, cascas, pneu picado, fibra de coco, entre outros; e em diferentes granulometrias (BENASSI et al., 2018).

Cada substrato possui características próprias, como granulometria, porosidade e permeabilidade (condutividade hidráulica), que vão influenciar na dinâmica de escoamento do sistema. A fim de manter elevada a condutividade hidráulica e elevar a vida útil dos sistemas, os substratos mais amplamente utilizados e recomendados para *wetlands* construídas são: areia, brita e cascalho (BENASSI et al., 2018).

Na tabela 04 a seguir, é demonstrado a granulometria para cada material utilizado como meio de suporte, seguindo as especificações da ABNT NBR 6502/1995 e NBR 7211/2009.

Tabela 04 – Material suporte e sua granulometria

Material Suporte	Granulometria (mm)
Areia	0,06 a 2
Brita tipo 01	9,5 a 19
Brita tipo 02	19 a 25
Cascalho	2 a 60

Fontes: NBR 6502/1995; e NBR 7211/2009 (ABNT, 1995; 2009)

A microbiota mais habitualmente encontrada em WC é composta por fungos e bactérias. Tais microrganismos desenvolvem-se, principalmente, aderidos ao material suporte ou às raízes das macrófitas aquáticas, formando o biofilme. O substrato é um grande aliado às raízes das macrófitas aquáticas, porque é o local ideal para remoção de nutrientes e formação do biofilme microbiano. Ele deve ser capaz de manter por longo período as condições de fluxo do efluente, sendo capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos como íon amônia (NH_4^{+1}) e íon ortofosfato (PO_4^{-3}) (MARQUES, 1999; SEZERINO, 2006; SALARO JUNIOR, 2008).

Nas *wetlands* construídas, os microrganismos realizam importante papel tanto na mineralização da matéria orgânica e do fósforo orgânico quanto na conversão das variadas formas de nitrogênio. As bactérias, leveduras e fungos são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, pois utilizam grande parte do carbono disponível como fonte de energia para síntese, manutenção e crescimento celular (BENASSI et al., 2018).

As bactérias também são importantes na remoção do nitrogênio orgânico. Primeiramente ocorre a transformação do nitrogênio orgânico em amônia (N-NH_4^+) pela ação de bactérias aeróbias e anaeróbias, associadas às raízes das macrófitas. Em seguida, no processo de nitrificação, a amônia é convertida em nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-), por bactérias nitrificantes, na presença de oxigênio dissolvido. E por fim, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso (N_2), sob condições anóxicas, por bactérias desnitrificantes (BENASSI et al., 2018).

Serão apresentados na Tabela 5 os resultados obtidos nas diferentes configurações de sistema de WC (Fluxo superficial - WCFS, subsuperficial horizontal - WCFH e subsuperficial vertical - WCFV), em relação à eficiência de remoção dos poluentes no sistema de *wetlands* construídas.

Tabela 5 - Eficiências médias obtidas para nitrogênio (N), fósforo (P), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) em sistemas de *wetlands* construídos de acordo com o tipo de fluxo d'água adotado

Topo de WC	Poluente	Remoção Média (%)
WCFS	P	85,0
	N	< 10,0
	DBO	31,0
	DQO	< 20,0
WCFH	P	51,5
	N	30,0
	DBO	81,5
	DQO	76,5
WCFV	P	60,0
	N	45,0
	DBO	59,0
	DQO	63,5

Fonte: Adaptado de Machado (2017).

Como pode ser avaliado na Tabela 05, em consideração somente aos parâmetros de DBO e DQO, os melhores níveis de eficiência se dão nos sistemas de fluxo horizontal subsuperficial e no fluxo vertical.

Em análise, os principais mecanismos responsáveis pela remoção de nitrogênio em WC são: nitrificação-desnitrificação, sedimentação de nitrogênio orgânico, assimilação por plantas, assimilação por microrganismos e a volatilização da amônia (Sezerino, 2006; Vymazal e Kroepfelová, 2008).

3.5.4 Dimensionamento de *Wetlands* Construídas

As características dos leitos submersos vegetados, não se assemelham a sistemas alagados naturais, pelo fato de não apresentar água livre na superfície, sendo que os leitos possuem pedras, cascalhos ou areia, onde dão condições para o crescimento de plantas aquáticas no meio (VON SPERLING et al., 2009).

O escoamento nos leitos ficando abaixo da superfície, o líquido fica em contato com as raízes e os rizomas das plantas, onde ocorre o desenvolvimento do biofilme bacteriano, sendo que gênero das plantas utilizadas são: *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites*, entre outras. Indica-se que altura total do leito seja entre 0,4 e 0,6 metros, e o perfil de escoamento da água no do leito fique entre 0,3 e 0,5 metros (VON SPERLING et al., 2009).

O meio de suporte deve apresentar granulometria suficiente que permita o escoamento continuado dos efluentes, onde as *wetlands* construídas destinados a tratamento de efluentes de tanques sépticos os requisitos de área situam-se em torno de 2,0 a 6,0 m²/habitante, e para efluentes de reatores anaeróbios, entre 1,0 e 4,0 m²/habitante (VON SPERLING et al., 2009).

No livro da série de *Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, no Capítulo 07 “*Tratamento Zonas Úmidas*”, pelo Grupo de Trabalho da IWA sobre Integração do Uso de Zonas Úmidas de Tratamento do ano de 2017, composto por vários autores, dentre eles Marcos Von Sperling, os mesmos fazem uma comparação dos requisitos específicos da área de tratamento em relação ao Equivalente Populacional (EP) com tecnologias selecionadas para tratamento secundário de águas residuais domésticas, assim, obtém dados de necessidade de área em equivalente populacional para cada tecnologia evidenciada. Na tabela 06, relacionan-se as tecnologias para tratamento com os requisitos de área em m²/EP.

Tabela 06 - Necessidade de área de tecnologias de tratamento de águas residuais selecionadas para tratamento secundário para climas quentes a temperados.

Tecnologia de tratamento	Requisito de área de tratamento (m ² /EP)
Lagoa Facultativa	2,0 – 6,0
Lagoa anaeróbia + facultativa	1,2 – 3,0
Reator UASB	0,03 – 0,10
Lodo Ativado SBR	0,12 – 0,30
Filtro Biológico	0,15 – 0,40
WCFH	3,0 – 10,0
WCFV	1,2 – 5,0
WCFV Sistema Frances	2,0 – 2,5

Fonte: Von Sperling *et al.*, (2009), Hoffmann *et al.*, (2011), Kadlec e Wallace (2009), Molle *et al.*, (2005).

Ocorre diversas formas de dimensionamento de WC, sendo que alguns modelos podem ser empregados para este fim, como: I – cinética de primeira ordem aplicada a reatores pistão; II – relação de área *per capita*; III – carregamento orgânico superficial e taxa hidráulica aplicados e IV – taxa de transferência de oxigênio (BRASIL, 2018).

O *Manual de Sistemas de Wetlands Construídas para o Tratamento de Esgotos Sanitários: implantação, operação e manutenção*, desenvolvido por discentes e docentes vinculados ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal do ABC (PPG-CTA/ UFABC), Universidade de

São Paulo (USP) e também Superintendente de Gestão Ambiental da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), financiado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), traz um passo a passo em relação ao dimensionamento de *Wetlands* Construídas, conforme apresentado no Quadro 02.

Quadro 02 - Passos para dimensionamento de um WC

Passo	Descrição	Fórmula	Observação
01	Escolher o tipo de WC mais indicado para o tratamento desejado, ou seja, optar pela WC que potencialize a remoção do(s) principal(is) poluente(s);		
02	Caracterizar físico-quimicamente o esgoto a ser tratado, determinando a concentração afluyente (que chega ao sistema) do principal poluente a ser removido;		
03	Definir a eficiência de remoção e/ou a concentração final desejada para o principal poluente que se pretende remover.		
04	Determinar a vazão média a ser tratada, em função da contribuição <i>per capita</i> e da população atendida.		
05	Calcular a porosidade do leito com base na porosidade do material suporte.	$P = \frac{V_t \cdot V_s}{V_t}$	P = Porosidade do Leito (%) V _t = Volume útil total do leito (m ³) V _s = Volume de sólidos presentes no leito (m ³)
06	Determinar o coeficiente de decaimento do poluente (K _t), que representa o comportamento da remoção do poluente ou contaminante em função da influência causada pela temperatura e pelo tempo.	$K_t = K_{20}(\theta)^{(T-20)}$	K ₂₀ (*) = constante de decaimento a 20°C (d ⁻¹); θ = Coeficiente de temperatura T = Temperatura da <i>wetland</i> construída (°C)
07	Definir a altura da coluna do fluido (nível do esgoto).		A <i>United States Environmental Protection Agency</i> (USEPA) recomenda operar sistemas de <i>wetlands</i> construídas com o nível de 0,5 m.
08	Calcular a área superficial (A _s),	$A_s = \frac{Q_{med} \cdot \ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right)}{K_t \cdot h \cdot p}$	A _s : Área superficial do leito (m ²); Q _{med} : Vazão média através do leito (m ³ /d); C _a : Concentração do poluente no afluyente - concentração de entrada (mg/L); C _e : Concentração do poluente no efluyente - concentração de saída (mg/L); K _t : Coeficiente de decaimento do poluente (d ⁻¹); h: Altura do nível do esgoto (m); p: Porosidade do leito (%).
09	Com base na área superficial (A _s) calculada, deve-se determinar as dimensões (largura e comprimento) do leito.		Recomenda-se que o comprimento seja consideravelmente maior que a largura do leito, a fim de garantir o modelo de fluxo em pistão.
10	Cálculo do tempo de detenção hidráulica (TDH), a qual expressa a razão entre as	$TDH = \frac{l \cdot c \cdot h \cdot p}{Q_{med}}$	TDH: Tempo de detenção hidráulica (d); l: Largura do leito (m);

	características da <i>wetland</i> construída e a vazão média do efluente.		c: Comprimento do leito (m); h: Altura do nível do esgoto (m); p: Porosidade do leito, em número decimal; Q _{méd} : Vazão média através do leito (m ³ /d)
11	Escolher a espécie de macrófita mais adequada levando-se em consideração os aspectos físico-químicos do efluente a ser tratado.		

Fonte: Manual de Sistemas de Wetlands Construídas para o Tratamento de Esgotos Sanitários, 2018.
(* Os valores da constante K_{20} e do coeficiente de temperatura (θ) dependem do poluente a ser removido.

Na Tabela 07 estão apresentados os principais valores encontrados para K_{20} e θ para *wetlands* construídas de fluxos superficial (WCFS) e subsuperficial (WCFSS).

Tabela 07 - Valores para a constante de decaimento e coeficiente de temperatura para sistemas de WCFS e WCFSS de acordo com o poluente a ser removido.

Tipo de WC	Poluente	Temperatura (°C)	Constante de decaimento K_{20} (d^{-1});	Coeficiente de temperatura
	$DBO_{5,20}$		0,678	1,06
WCFS	Nitrogênio Amoniacal (NH_4)	20	0,2187	1,048
	Nitrato (NO_3)		1,000	1,15
	$DBO_{5,20}$		1,104	1,06
WCFSS	Nitrogênio Amoniacal (NH_4)	20	0,2187	1,048
	Nitrato (NO_3)		1,000	1,15

Fonte: Kadlec; Wallace (2008); Wang *et al.* (2010); Crites *et al.* (2014)

Assim, como observado em função das boas eficiências esperadas, bem como de uma operação e conservação eficientes em caso de implantação, os SAC's são um tratamento viável. Além disso, para aplicação em sistemas maiores demonstram maiores economias em escala significativa, o que ratifica uma interessante proposta para tratamento de esgoto e/ou efluente industrial de forma sustentável.

4.0 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida no Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual do Centro-Oeste, Campus de Irati/PR e as análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental e Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Ambiental da mesma Instituição.

Para execução, as atividades foram separadas em duas fases. A primeira com a caracterização do efluente bruto, construção das unidades piloto dos SAC's e período para estabilização do leito. Na segunda fase, procedeu-se a aplicação dos efluentes líquidos nos leitos piloto e posterior coletado efluente final para avaliação da eficiência de remoção de parâmetros específicos conforme os períodos de detenção hidráulica pré-estipulados.

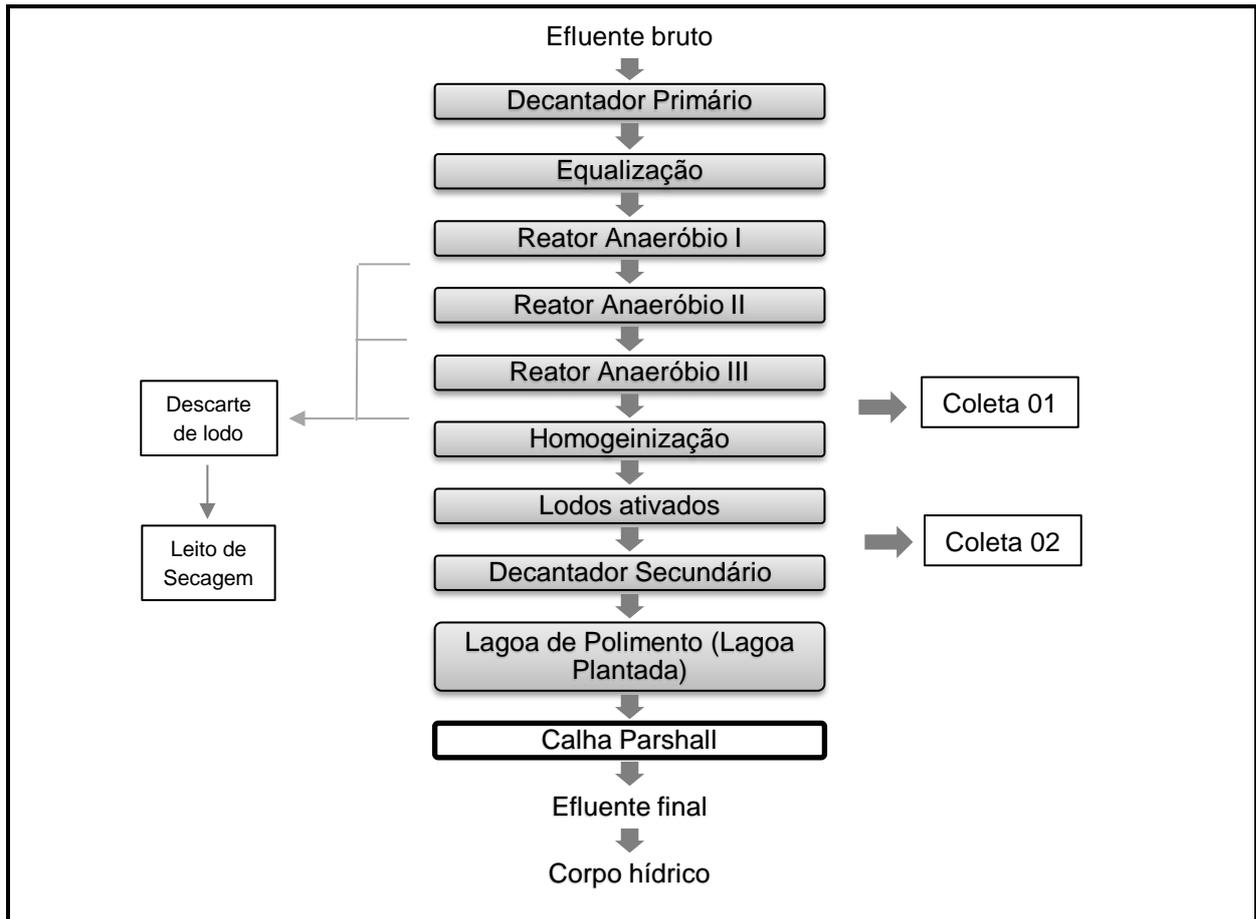
4.1 Primeira Fase

4.1.1 Caracterização do Efluente Bruto

O efluente utilizado foi coletado na Estação de Tratamento de Efluentes líquidos de uma indústria do ramo de panificação e confeitaria localizado no Município de Chopinzinho e transportado até o Laboratório da UNICENTRO. As matérias-primas utilizadas pela indústria são: água, farinha de trigo, sal, açúcar, fermento biológico, queijo, polvilho azedo, ovos pasteurizados, óleo de soja. Os efluentes líquidos gerados são da higienização e limpeza dos utensílios, mesas, recipientes, com eventuais sobras dos produtos utilizados. Ocorre uma geração de 1,7 m³/hora de efluentes líquidos, com uma jornada de trabalho de 20 horas diárias, e são tratados em ETE (Estação de Tratamento de Efluentes) própria.

Foram praticadas coletas em dois pontos específicos dentre as fases de tratamento, na saída do Reator Anaeróbio III - Coleta 01 e após Lagoa de aeração - Coleta 02, realizando assim os ensaios para avaliação dos parâmetros, para caracterização do efluente bruto. Na figura 08 é apresentado o fluxograma da ETE da indústria com indicação dos pontos de coleta.

Figura 08 - Fluxograma da Estação de Tratamento de Efluentes em estudo e locais de coleta.



Fonte: O autor (2021).

O efluente bruto para tratamento nas WC foi caracterizado seguindo as metodologias padrão descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), apresentados na Tabela 08, sendo que após a coleta manteve as amostras refrigeradas entre 1°C e 4°C até encaminhamento junto ao laboratório da UNICENTRO, Campus de Irati, por um tempo de 5 horas.

Tabela 08 - Parâmetros Físico-químicos analisados e método utilizado.

Parâmetro	Método
Cor verdadeira (uH)	2120C
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220C
Fósforo Total (PT)	4500-P E
Turbidez (NTU)	2130 B
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺)	4500 NH ₃
Nitrito (NO ₂ ⁻)	4500 NO ₂

Fonte: O autor (2021).

Para melhor compreensão dos locais de coleta, é demonstrado no fluxograma da ETE (Figura 8) da indústria geradora dos efluentes líquidos utilizados, com indicação dos pontos de coleta. As coletas foram realizadas conforme o cronograma de atividades, entre período de tratamento nos leitos pilotos e análises laboratoriais para avaliação da eficiência de remoção.

4.1.2 Construção das Unidades Piloto

As unidades experimentais foram constituídas por quatro leitos horizontais em escala piloto instalados em paralelo. Os leitos foram construídos a partir de bombonas de PEAD de 200 Litros, serradas transversalmente ficando cada calha com o volume útil aproximado de 100 L. Cada unidade apresenta seção transversal semicircular com raio interno aproximado de 0,31 metros e comprimento de 0,90 metros.

No Quadro 03, demonstram-se as fases de construção dos leitos.

Quadro 03 - Fotos da sequência de montagem dos leitos.



Fonte: O autor (2021).

Utilizou-se bombonas de 60 litros para realizar a distribuição do efluente nos leitos de *Wetlands*, interligadas por canos de meia polegada (25 mm). Como meio de suporte foi utilizado brita $\frac{3}{4}$ (espessura da pedra entre 25 a 50 mm) ao fundo, com cerca de 15 cm de altura e pedrisco (com espessura entre 4,8 a 9,5 mm) com 10 cm de altura. Ainda utilizou manta Bidim geotêxtil na tubulação de saída para que o meio de suporte não obstruísse o cano de remoção do efluente do leito. Para facilitar o escoamento, empregou-se uma declividade média de 0,5% sobre o solo base das unidades experimentais, evidenciando que buscou que os leitos atendessem as especificações de leitos de fluxo subsuperficial de escoamento horizontal.

Como objetivo do experimento foi em avaliar a eficiência de remoção em diferentes tempos de detenção hidráulica de parâmetros específicos, não realizou cálculo de dimensionamento para os leitos, ressaltando que, para estudos futuros poderá ser utilizado a espessura do material suporte, a área dos leitos e o volume de efluentes tratados junto a unidade piloto para formular regra de dimensionamento para o efluente utilizado.

Ao final do período de detenção hidráulica, o efluente líquido não aproveitado, era direcionado para outro depósito de 60 litros e dada destinação final de forma adequada.

4.1.3 Estabilização do Material Suporte

Com objetivo de gerar condições para o desenvolvimento de microrganismos no material suporte, biofilme, procedeu-se o lançamento do efluente direto nos leitos, atribuindo tempo de detenção hidráulica aleatório, por um período de 30 dias.

O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (PHILIPPI et al., 1999).

Em evidencia, de acordo com Philippi e Sezerino (2004), as bactérias crescem nas raízes submersas e caules das plantas aquáticas e são as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes por desempenhar três funções básicas: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação. Sendo assim, são os microrganismos presentes no biofilme que irão promover as ações de depuração dos efluentes nos leitos de WC.

4.1.4 Implantação das macrófitas

Após período de estabilização do material suporte com emprego de dosagens de efluentes, procedeu-se a aplicação de mudas de macrófitas aquáticas, utilizando *Juncus effusus* (Junco) e *Syngonium podophyllum* (Singonio). As mudas foram dispostas conforme a característica do efluente a ser tratado e analisado, ou seja, dois leitos, um com singonio e outro com junco para efluente do reator anaeróbio, e outros dois leitos, um terceiro com singonio e um quarto leito com junco para efluente da lagoa aerada. No Quadro 04, demonstra-se a disposição das mudas nos leitos conforme o efluente a ser analisado.

Procurou-se selecionar mudas que apresentassem raízes bem desenvolvidas, variando altura das folhas e caules entre 20 a 30 centímetro. Para as mudas de junco, foi realizado a poda das folhas a fim de deixar tamanho uniforme das mesmas.

No quadro 04 é demonstrado a disposição das mudas de junco e singonio e o tipo de efluente líquido por leito.

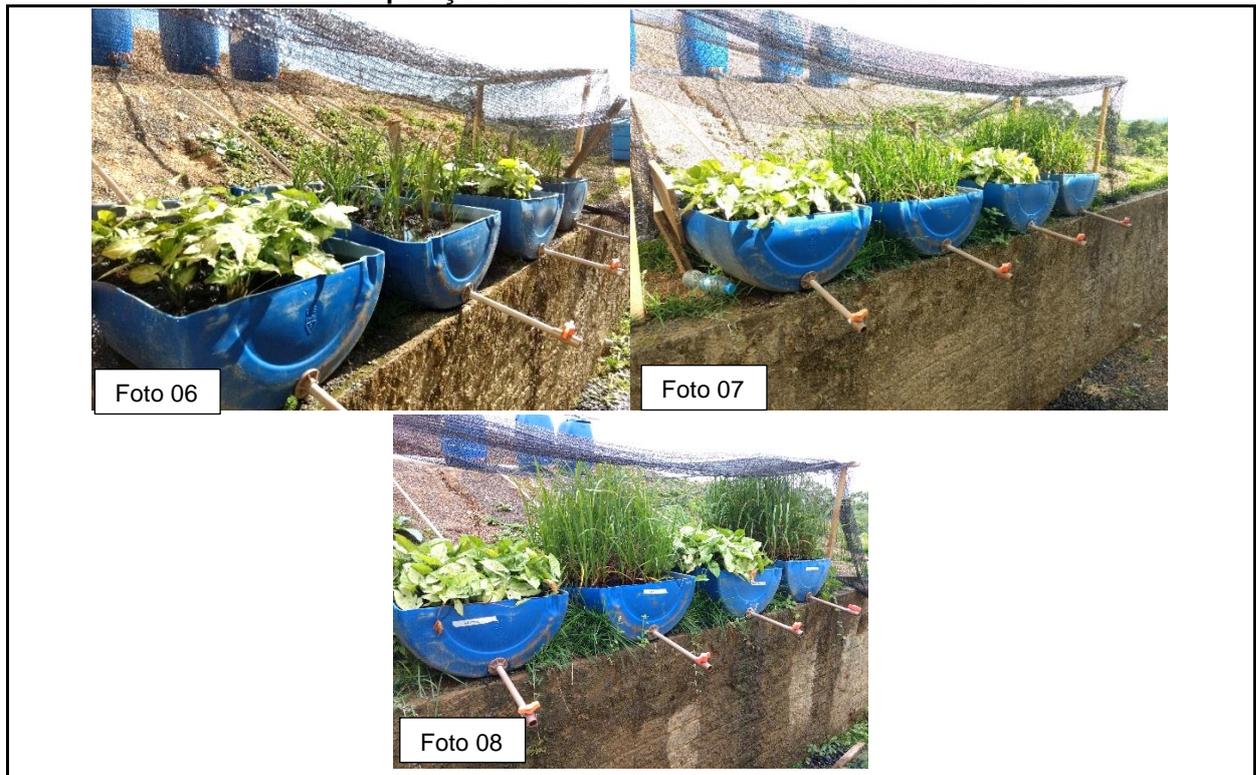
Quadro 04 - Indicação do efluente conforme disposição das Macrófitas utilizadas.



Fonte: O autor (2021).

O monitoramento das mudas implantadas nos leitos ocorreu por um período de 90 dias, com inclusão de efluente para averiguar a adaptabilidade das mesmas, e ainda, evidenciar se o efluente traria complicações no desenvolvimento das mesmas. Com adição do efluente no período determinado, avaliou um ótimo desenvolvimento das macrófitas, validando o uso das espécies escolhidas. A seguir é demonstrado o estágio de desenvolvimento das macrófitas no período monitorado (Quadro 05).

Quadro 05 - Comparação do desenvolvimento das macrófitas nos leitos.



Fonte: O autor (2021).

Com relação ao Quadro 05, a foto 06 refere-se ao início da implantação das macrófitas no leito, após o período de estabilização do material suporte, sendo o estágio inicial do monitoramento dos vegetais, 2 semanas após o plantio. A foto 07 identifica a ambientalização das macrófitas no leito e adaptabilidade junto ao efluente lançado, observando o desenvolvimento de ambas as espécies utilizadas, retratando um período de 45 dias após a implantação. Já na foto 08 demonstra-se o período final de 90 dias do monitoramento das macrófitas, em que se observa seu estágio de desenvolvimento avançado, evidenciando-se a ótima adaptabilidade das macrófitas em relação ao leito e ao efluente líquido utilizado. Assim, iniciou-se as etapas da segunda fase do experimento científico.

4.2 Segunda Fase

4.2.1 Cronograma de Aplicações e Análises do Efluente Final

Após as avaliações da primeira fase, estipulou-se cronograma de trabalho com aplicação de efluente nos leitos de WC piloto, e coleta pós-período de detenção hidráulica programada, conforme indicado na Tabela 09.

Tabela 09 - Metodologia de aplicações do afluente nos leitos pilotos.

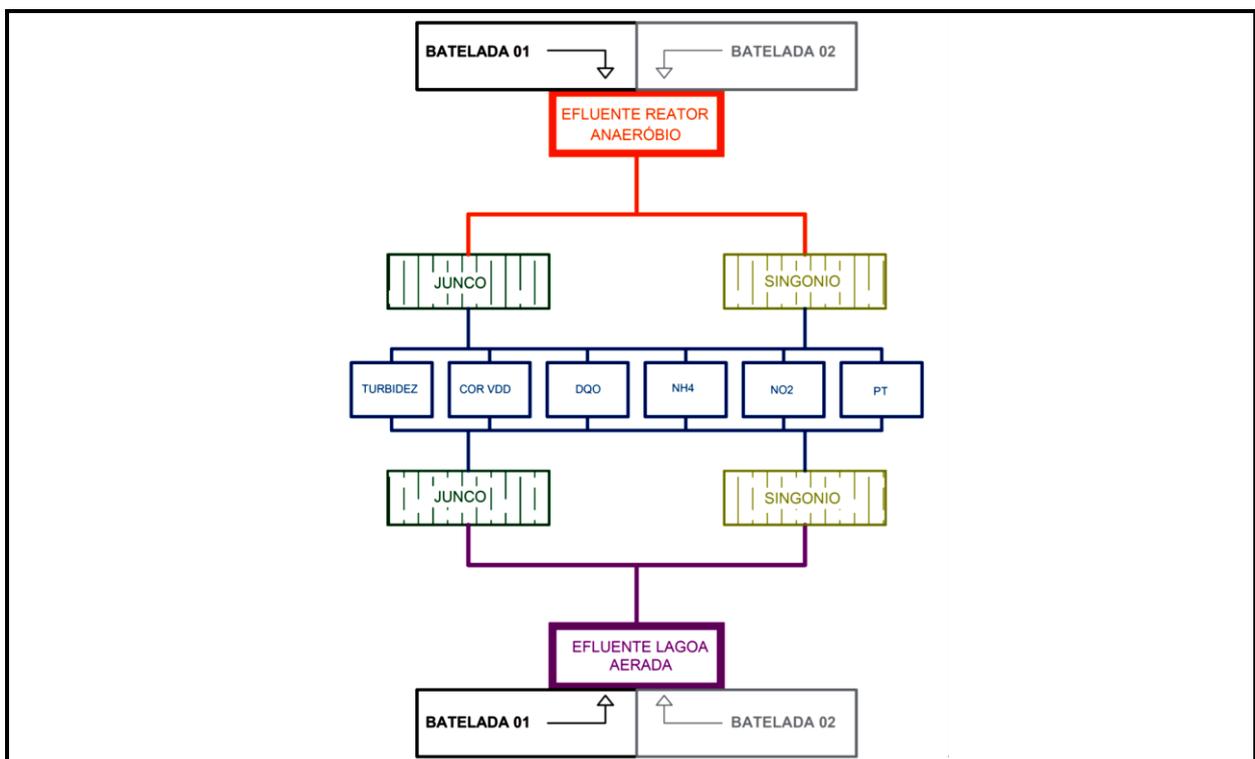
Aplicações	Batelada 01	Batelada 02
01	05 horas	05 horas
02	10 horas	10 horas
03	20 horas	20 horas
04	25 horas	25 horas
05	40 horas	40 horas
06	45 horas	45 horas

Fonte: O autor (2021).

Foi realizado dois módulos de aplicação nos leitos conforme os tempos de detenção hidráulica, separadas em Batelada 01 e Batelada 02. Os efluentes finais foram coletados e analisados, averiguando a eficiência de remoção para: cor verdadeira, DQO, Fósforo total, Turbidez, NH_4^+ e NO_2^- .

Na Figura 09 demonstra-se a metodologia das aplicações conforme as bateladas nos leitos das *Wetlands* construídas piloto e as análises referentes, sendo esse o circuito planejado.

Figura 09 - Representação do circuito de bateladas, leitos e parâmetros analisados.



Fonte: O autor (2021).

Ao final de cada período de detenção hidráulica, coletou-se amostras para avaliação da eficiência de tratamento nas unidades piloto. Na Tabela 10 demonstra-se o número total de análises realizadas por batelada.

Tabela 10 - Frequência e número total das análises realizadas.

Aplicações	Batelada 01	Nº Análises B01	Batelada 02	Nº Análises B01
01	05 horas	06	05 horas	06
02	10 horas	06	10 horas	06
03	20 horas	06	20 horas	06
04	25 horas	06	25 horas	06
05	40 horas	06	40 horas	06
06	45 horas	06	45 horas	06
TOTAL	145 horas	36	145 horas	36

Fonte: O autor (2021).

4.2.2 Manejos para Aplicação do Efluente nos Leitos

Para aplicação dos efluentes nos leitos, tomou-se o cuidado de não realizar período de detenção hidráulica em dias com precipitações pluviométricas, para que possível introdução de água externa aos leitos não interferisse na condição do efluente em análise.

Ao início de cada batelada, realizou-se o esvaziamento por completo de líquidos presentes nos leitos, para que assim somente o efluente coletado na indústria permanecesse nas *Wetlands* piloto para realização das coletas nos TDH programado.

Contudo, procurou-se controlar qualquer evento externo que pudesse interferir na avaliação da eficiência de remoção dos parâmetros estudados, em especial introdução de água de chuvas nos leitos que provoca a diluição do efluente, ressaltando que eventos como evaporação e evapotranspiração nos leitos não foram considerados.

4.3 Avaliação da eficiência de remoção

Para comparação das eficiências de remoção, as avaliações foram realizadas conforme descritas na Tabela 11:

Tabela 11 - Esquema de avaliação e comparação das eficiências de remoção

Efluente	Macrófitas	Fase	Resultado
Reator Anaeróbio	Sp	B01	Melhor eficiência ente Sp e Je
		B02	
	Je	B01	
		B02	
Lodos Ativados	Sp	B01	Melhor eficiência ente Sp e Je
		B02	
	Je	B01	
		B02	

Observação: Sp (*Syngonium podophyllum*), Je (*Juncus effusus*), B01 (Batelada 01) e B02 (Batelada 02)

Diante do esquema para avaliação entre as eficiências dos leitos, procedeu a comparação dos dados.

4.4 Análise de dados

Os dados coletados em cada um dos efluentes, Reator Anaeróbio e Lagoa aerada, referentes aos parâmetros: cor verdadeira (uH), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), unidade nefelométrica de turbidez (NTU), nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e nitrito (NO_2^-), foram analisados no software RStudio (2019), por meio de análise de variância (ANOVA).

Foram aplicados delineamentos (DIC) em esquema fatorial, que permitem o estudo do efeito de dois ou mais tratamentos ao mesmo tempo, bem como avalia de forma conjunta os fatores e a condução do experimento.

Para cada um dos parâmetros foram conduzidas duas repetições e foram utilizados esquemas fatoriais 2 x 6, que correspondem a modelos estatísticos com dois fatores, macrófitas e diferentes períodos de detenção hidráulico (TDH), sendo o fator macrófitas com dois níveis (Sp e Je) e o fator TDH com seis níveis (5; 10; 20, 25, 40 e 45).

As variáveis foram analisadas por meio de estatística descritiva com utilização do software RStudio (2019), utilizando-se gráficos de histograma, Box Plot e interação entre Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e macrófitas analisadas.

Na sequência, realizou-se a Análise da Variância (ANOVA) para um nível de 5% de probabilidade de erro. Para tanto, primeiramente, realizou-se a verificação das pressuposições da ANOVA, em relação aos resíduos, por meio dos testes de

normalidade de Shapiro Wilk, do teste de homocedasticidade de Bartlet e o teste de independência de Durbin-Watson, para um nível de 1% de probabilidade, de modo que para p-valores $> 0,01$, em qualquer dos testes, concluiu-se pela normalidade, homocedasticidade e independência dos resíduos.

Nos casos em que não foram verificadas as pressuposições da ANOVA, em relação aos resíduos, buscou-se, primeiramente, transformar os dados usando a transformação Box-Cox que consiste em transformar os valores da variável resposta Y_i por $Y_i(\lambda)$, sendo o valor de λ estimado por máxima verossimilhança e igual ao valor que maximiza esta função. Após a transformação de Y_i por $Y_i(\lambda)$, verifica-se novamente as pressuposições da ANOVA. Não sendo possível ainda, verificar as pressuposições, buscou-se excluir os *outliers* do conjunto de dados.

Na ANOVA, quando a interação entre os fatores é significativa (p-valor $<0,05$) faz-se necessário observar os efeitos de cada um dos fatores separadamente para cada nível do outro fator. Entretanto, quando a interação não resulta significativa (p-valor $>0,05$), tem-se que o efeito de um fator não depende do efeito do outro, sendo assim, realizadas inferências separadamente para cada um dos fatores, pois os mesmos são independentes.

Quando as médias resultaram estatisticamente diferentes aplicou-se o teste de comparações múltiplas de Tukey, ao nível de 5% de significância.

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do Efluente Bruto para pós-tratamento

Da coleta de efluente bruto nas duas fases de tratamento da ETE na Indústria de Panificação e Confeitaria, sendo uma após Reator Anaeróbio e outra coleta após a lagoa aerada, obteve-se os seguintes resultados, conforme Tabela 12.

Para os pontos de coleta selecionados, objetivou avaliar o pós-tratamento de efluente de um sistema anaeróbio e de uma lagoa aerada em WC.

Tabela 12 - Parâmetros do efluente bruto coletado para pós-tratamento.

Parâmetros	Resultados	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Cor verdadeira	106 mg Pt /L ⁻¹	54 mg Pt /L ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	1.088,00 mg/L ⁻¹	1.352,86 mg/L ⁻¹
Fósforo Total (PT)	3,43 mg/L ⁻¹	2,03 mg/L ⁻¹
Turbidez	21,10 uT	25,70 uT
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺)	9,20 mg/L ⁻¹	27,85 mg/L ⁻¹
Nitrito (NO ₂ ⁻)	0,955 mg/L ⁻¹	0,285 mg/L ⁻¹

Fonte: O autor (2021).

A Legislação Brasileira traz padrões estabelecidos como limite de lançamento de efluentes industriais, preconizados através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 e a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. As resoluções são responsáveis por fixarem valores de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos para qualquer fonte poluidora que realizam o lançamento de seus efluentes em corpos hídricos.

De acordo com as resoluções citadas anteriormente, o limite estabelecido para Cor verdadeira em corpos de água doce é de 75 mg Pt/L⁻¹. Desta forma observa-se que para o efluente bruto, apenas o coletado em lodo ativado atendeu a legislação. A turbidez deve atender o limite de 100 uT, portanto os valores obtidos do efluente bruto nos dois efluentes, estão de acordo com a legislação (Tabela 12).

Em relação ao fósforo total o limite de lançamento para cursos hídricos em ambientes lênticos é de até 0,030 mg/L⁻¹ e, em ambientes intermediários e tributários diretos de ambiente lêntico, é de até 0,010 mg/L⁻¹. Comparando os valores com os

determinados por meio da legislação do CONAMA, o efluente bruto não atendeu os valores da normativa, estando com valores até 68 vezes maiores (Tabela 12).

O nitrogênio amoniacal apresenta limites em relação as faixas de pH, variando de 3,7 mg L⁻¹ N para pH ≤ 7,5; 2,0 mg L⁻¹ N para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0 mg L⁻¹ N para 8,0 < pH ≤ 8,5 e 0,5 mg L⁻¹ N para pH > 8,5. É possível observar que para o nitrogênio amoniacal, os valores obtidos do efluente bruto estão acima do limite estabelecido nos dois reatores. Em relação ao nitrito o limite é de 1,0 mg/L⁻¹ N, o qual apresentou-se abaixo do limite estabelecido pela legislação em ambos os efluentes coletados (Tabela 12). Em consideração a DQO, as Resoluções do CONAMA 357 e 430 não adotam limites de lançamento.

O estado do Paraná relaciona os limites de lançamento pela Resolução CEMA nº 070/2009 em seu Anexo 07, considerando a re-ratificação pela Resolução CEMA nº 072, de 22 de outubro de 2009. Devido atividade de Panificação e Confeitaria não estar relacionada no rol de atividades industriais listadas no Anexo 7, o enquadramento se dá como Outras Atividades, estabelecendo limite apenas para DQO com 200,00 mg/L⁻¹.

5.2 Tratamento do efluente no sistema *Wetland* de acordo com o tempo de detenção hidráulica e espécies de macrófitas

A análise de dados mostrou que de maneira geral os maiores tempos de TDH foram significativos e influenciaram positivamente na redução de valores das variáveis cor verdadeira (uH), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez (NTU) e nitrogênio amoniacal (NH₄⁺).

Dentre as espécies de macrófitas testadas, observou-se significância e melhor eficiência de junco na redução de valores das variáveis PT e NTU, enquanto a espécie singônio obteve melhores resultados para a variável DQO. Com relação ao nitrito, observou-se que não houve interação entre os fatores e não ocorreu influência dos tratamentos analisados de forma separada, conforme dados estatísticos.

Nas tabelas 13 e 14 a seguir, demonstram-se os resultados dos parâmetros em relação ao TDH para cada efluente, separados conforme as macrófitas utilizadas.

Tabela 13 - Parâmetros analisados nos leitos de *Syngonium podophyllum*.

Efluente	TDH	Macrófita <i>Syngonium podophyllum</i>											
		Cor VDD (mg uH/l)		DQO (mg/l)		PT (mg/l)		Turbidez (NTU)		NH ₄ ⁺ (mg/l)		NO ₂ ⁻ (mg/l)	
		Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02
Reator Anaeróbio	05	313	405	350	615	1,906	1,634	56,1	60,3	3,95	2,32	0,016	0,024
	10	170	346	392	518	1,832	1,464	56,7	37,6	3,98	2,82	0,090	0,022
	20	201	313	267	15	2,066	1,738	40,0	43,3	3,31	1,80	0,008	0,031
	25	108	295	149	149	1,737	1,391	45,1	28,2	2,69	3,21	0,004	0,024
	40	166	213	204	13	1,808	1,411	41,8	33,5	2,36	3,08	0,006	0,014
	45	133	87	53	3	1,888	1,151	40,2	34,8	3,52	2,04	0,003	0,011
Parâmetros Bruto		106		1.088,00		3,43		21,1		9,2		0,955	
Lagoa Aerada	05	238	76	131	216	3,151	1,266	76,5	5,81	4,68	4,98	0,070	0,136
	10	283	224	157	15	3,153	3,202	21,5	63,00	12,70	6,90	0,017	0,799
	20	157	245	117	135	3,326	3,133	57,5	13,60	7,21	7,31	0,263	0,812
	25	194	133	214	106	2,884	1,796	36,9	18,90	6,20	4,92	0,108	0,020
	40	128	90	105	30	2,718	2,105	30,1	16,80	2,65	4,34	0,005	0,022
	45	103	38	154	194	2,761	1,925	23,1	11,00	2,66	1,93	0,011	0,260
Parâmetros Bruto		54		1.352,86		2,304		25,7		27,85		0,285	

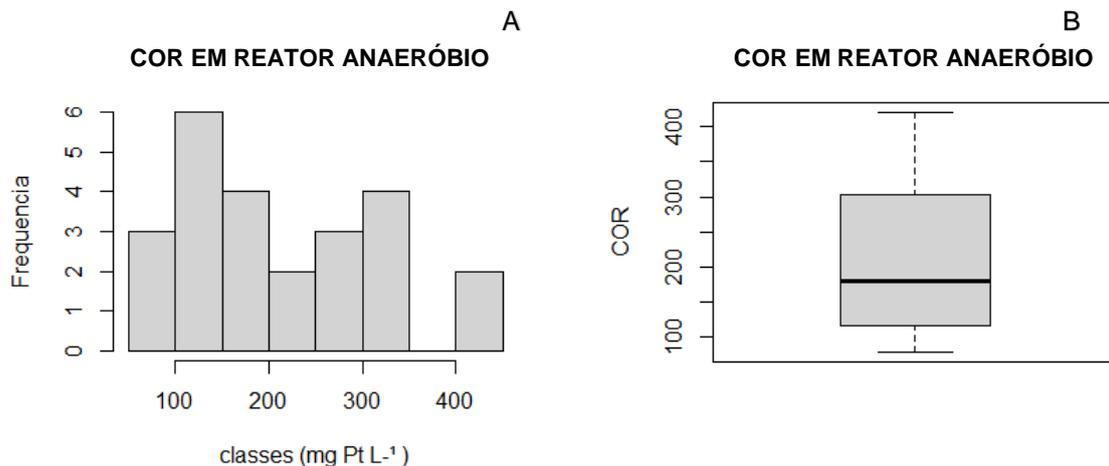
Tabela 14 - Parâmetros analisados nos leitos de *Juncus effusus*.

Efluente	TDH	Macrófita <i>Juncus effusus</i>											
		Cor VDD (mg Pt/l)		DQO (mg/l)		PT (mg/l)		Turbidez (uT)		NH4+ (mg/l)		NO2- (mg/l)	
		Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02
Reator Anaeróbio	05	123	420	253	166,78	1,228	1,200	24,10	63,2	5,66	4,48	0,009	0,027
	10	115	318	174,25	75,55	1,341	1,139	21,50	31,4	5,56	2,62	0,011	0,020
	20	117	266	127,02	84,65	0,736	1,699	20,50	22,8	3,79	2,63	0,013	0,020
	25	152	278,85	178,35	87,15	0,537	0,839	15,60	15,2	3,30	3,00	0,007	0,024
	40	116	79,39	100,37	31,11	0,833	0,625	13,10	10,7	3,32	2,38	0,005	0,015
	45	88	192,05	220,62	28,32	0,411	0,568	9,65	12,8	2,28	3,17	0,020	0,016
Parâmetros Bruto		106		1.088,00		3,43		21,1		9,2		0,955	
Lagoa Aerada	05	289	198	143,53	201,50	2,056	1,377	56,1	13,5	8,42	2,35	0,170	0,014
	10	293	236	255,62	126,10	2,092	1,139	56,7	25,1	10,66	6,37	0,073	0,122
	20	205	233	288,97	66,10	1,615	1,432	49,2	20,9	7,19	6,51	0,090	0,066
	25	201	160,94	162,80	80,92	1,262	1,246	45,1	13,0	6,65	1,78	0,037	0,060
	40	164	96,42	280,25	54,74	0,822	1,054	41,8	13,5	3,37	5,37	0,062	0,028
	45	120	56,87	179,06	65,84	0,984	0,919	40,2	17,3	3,92	1,64	0,058	0,026
Parâmetros Bruto		54		1.352,86		2,304		25,7		27,85		0,285	

5.2.1 Cor Verdadeira (uH)

A análise estatística descritiva da cor verdadeira (uH) no reator anaeróbio apresentou maior frequência entre as classes de 100-150 mg Pt/L⁻¹ e de 150-200 mg Pt/L⁻¹, além disso, observou-se ausência na classe 350-400 mg Pt/L⁻¹ (Figura 10A). De acordo com o box plot (Figura 10 B), os dados são assimétricos e apresentam alta amplitude (variação de, aproximadamente 100 a 400 mg Pt/L⁻¹).

Figura 10 - Histograma (A) e Box plot (B) da cor verdadeira (COR) em mg Pt L⁻¹ no reator anaeróbio.



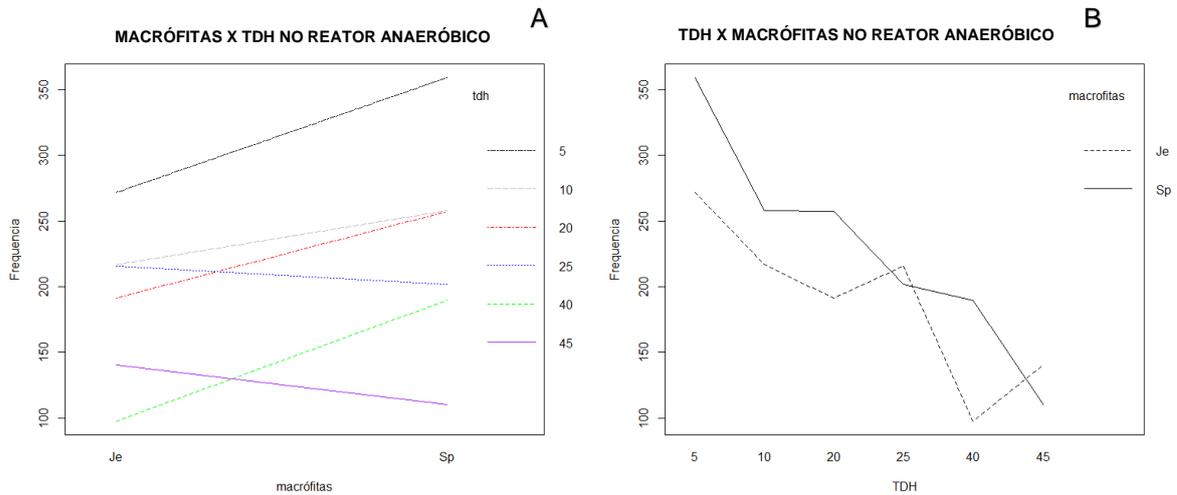
Fonte: O Autor (2021).

A análise estatística dos resíduos indicou normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk (p-valor= 0,8033), bem como homocedasticidade dos resíduos pelo Teste de Bartlett, em relação aos dois fatores (macrófitas e TDH), com p-valores > 0,01 (0,2757 e 0,2070 respectivamente) e, independência dos resíduos pelo teste de Durbin Watson, (p-valor=0,9899), atendendo as pressuposições da ANOVA.

Embora não se tenha constatado interação significativa entre os fatores no parâmetro cor verdadeira (p-valor = 0,938), os gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas mostraram que para a maioria dos tempos (5, 10, 20 e 40) a espécie junco (Je) obteve menores valores médios de cor verdadeira, enquanto nos tempos 25 e 45 a espécie apresentou maiores médias em relação ao singonio (Sp) (Figura 11A e B).

Portando, os melhores índices de tratamento para cor verdadeira foram identificados para a macrófita singonio para o maior tempo de detenção hidráulica.

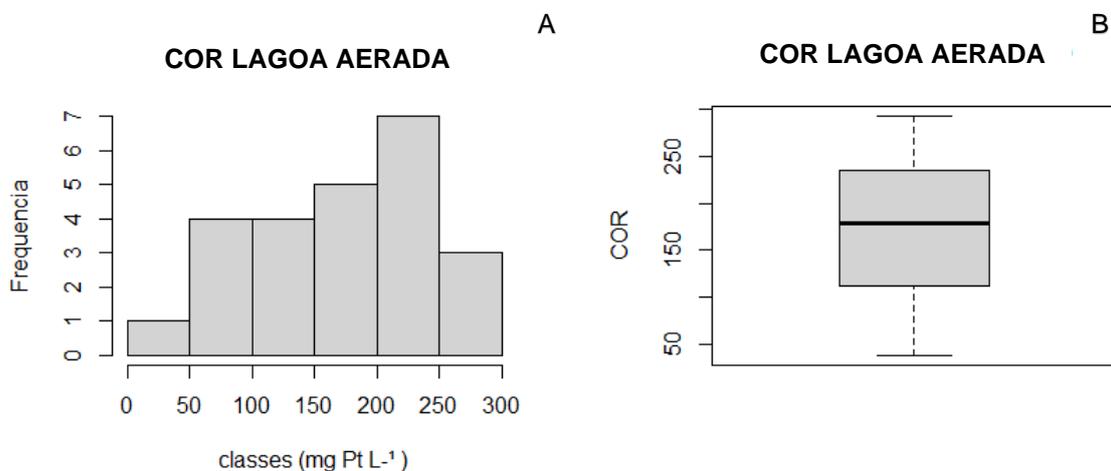
Figura 11 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da cor verdadeira (uH) em mg Pt L⁻¹ no reator anaeróbico.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco.

Em relação a cor verdadeira do efluente da lagoa aerada, foi possível observar que a maior frequência da variável, ocorreu entre 200 a 250 mg Pt/L⁻¹; além disso, diferentemente do reator anaeróbico, observou-se frequência em todas as classes (Figura 12 A). Pelo box plot (Figura 12 B) constatou-se que os dados se apresentaram simétricos, porém com alta amplitude (aproximadamente de 50 a 300 mg Pt/L⁻¹).

Figura 12 - Histograma (A) e Box plot (B) da cor verdadeira (uH) em mg Pt L⁻¹ na lagoa aerada.



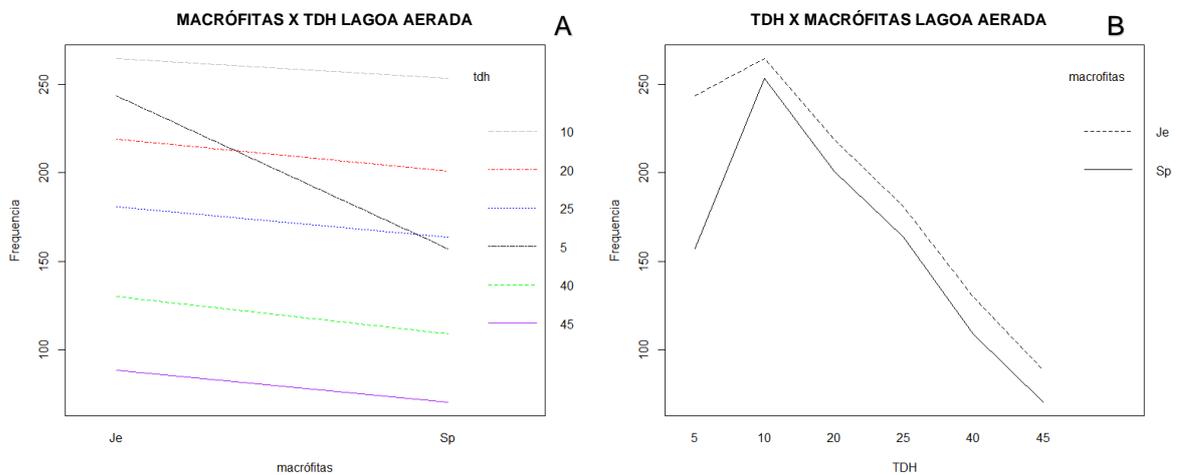
Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco.

Na análise estatística dos resíduos, para verificação das pressuposições da ANOVA, também se constatou resíduos dentro da normalidade (p -valor= 0,1798) pelo teste de Shapiro Wilk, bem como homocedasticidade dos resíduos em relação ao fator

macrófitas (p-valor=0,2384) e TDH (p-valor=0,5443) pelo teste de Bartlett, e ainda, a independência dos resíduos (p-valor = 0,6975), pelo teste de Durbin Watson.

Na Lagoa aerada, ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores macrófitas e TDH (p-valor=0,914), o comportamento da cor verdadeira em relação a espécies e TDH mostrou que, em todos os tempos obteve-se menores valores médios para a espécie singônio (Sp), porém, a mudança mais significativa foi observada no tempo 5 horas, sendo a diferença de aproximadamente, 100 mg Pt/L⁻¹ (Figura 13A e B).

Figura 13 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da cor verdadeira (uH) em mg Pt/L⁻¹ na lagoa aerada.



VFonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Em relação a análise de cada fator pela ANOVA, não foi constatada diferença significativa entre as médias na cor verdadeira no Reator Anaeróbico, para as espécies de macrófitas Je e Sp (p-valor= 0,370). Também não foi constatada diferença significativa em relação as médias nas diferentes horas de TDH para a cor verdadeira (uH) no Reator Anaeróbico (p-valor=0,215). Entretanto, para o efluente oriundo da lagoa aerada, ainda que as médias para o fator macrófitas tenham resultado estatisticamente iguais (p-valor= 0,216), houve diferença significativa entre as médias para a cor verdadeira nas horas de TDH (p-valor= 0,006<0,05), sendo aplicado o teste de Tukey, a 5 % de significância. As médias do parâmetro cor verdadeira (uH) nos dois sistemas testados reator anaeróbico e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, para as macrófitas e TDH, estão indicadas na Tabela 13.

Tabela 15 - Valores médios do parâmetro cor verdadeira (uH em mg Pt/L⁻¹) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento.

Fatores	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Macrófitas		
Junco	188,70 a	187,80 a
Singônio	229,20 a	159,10 a
TDH	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
5	315,3 a	200,3 abc
10	237,3 a	259,0 a
20	224,3 a	210,0 ab
25	208,4 a	172,2 abc
40	143,6 a	119,6 bc
45	125,3 a	79,5 c

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

No Reator Anaeróbio, embora estatisticamente iguais, a média obtida para a espécie junco (188,70 mg Pt/L⁻¹) foi aproximadamente 1,2 vezes menor que a média obtida para a espécie singônio (229,20 mg Pt/L⁻¹). Na lagoa aerada, a média para a espécie junco, embora também estatisticamente iguais, foi próxima de 1,1 vezes maior que a média da cor verdadeira na espécie singônio.

A média geral da cor verdadeira obtida no fator TDH no Reator Anaeróbio foi de 209,3 mg Pt/L⁻¹, sendo que a maior média foi obtida nas 5 horas (315,3 mg Pt/L⁻¹), indicando uma diferença de 190,0 mg Pt/L⁻¹ da média encontrada as 45 horas (125,3 mg Pt/L⁻¹) e, na lagoa aerada, a maior média foi obtida no tempo 10 horas (259,0 mg Pt/L⁻¹), a qual apresentou diferença de 179,5 mg Pt/L⁻¹ das 45 horas (79,5 mg Pt/L⁻¹), que foi a menor média de cor verdadeira encontrada entre os dois sistemas. Os resultados sugerem que quanto maior o tempo do efluente dentro do sistema *wetlands*, melhor será a remoção para cor verdadeira.

Em comparação, a eficiência na diminuição de valores para o parâmetro da cor verdadeira em águas para abastecimento chegou próximos a 98% nos maiores tempos de TDH (MECA, 2018). Sistemas *wetlands* construído de fluxo horizontal (WCFH) obtiveram eficiência de remoção de até 95% da cor verdadeira em efluentes oriundos de bacia de escoamento de um bairro residencial (FIGA, 2017). No entanto, quando comparado com o que a legislação permite, a cor verdadeira ficou acima do padrão estabelecido na resolução CONAMA 357, apresentando uma diferença de aproximadamente 75 mg Pt/L⁻¹.

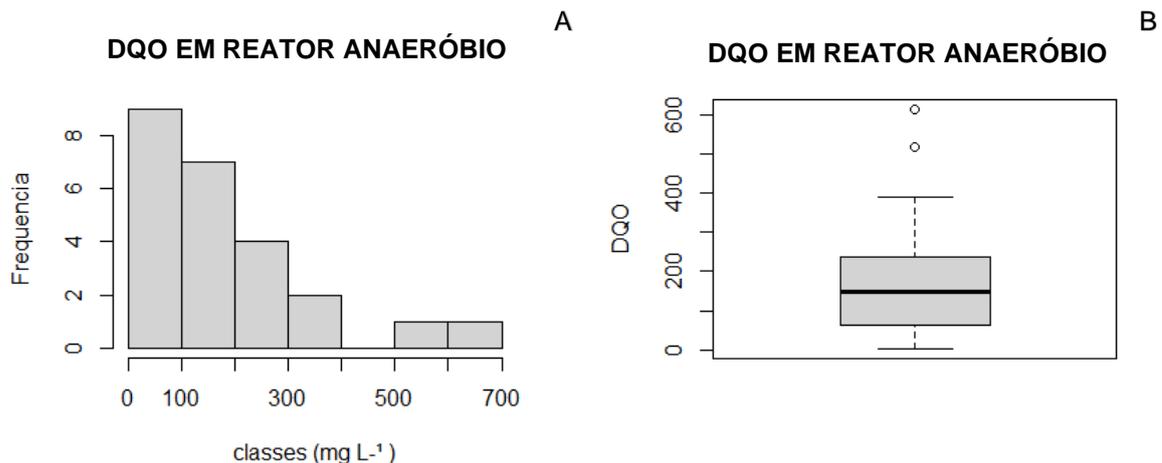
A cor verdadeira dos recursos hídricos está relacionada com a presença de minerais e substâncias orgânicas naturais (CHAPMAN, 1996). Assim, quanto maior a eficiência de tratamento do sistema ao efluente melhor será a cor verdadeira. Os

resultados indicaram que o sistema *wetland* com um período de TDH maior que 45 horas, obteve-se melhores resultados para redução deste parâmetro, entretanto, pode ocorrer influência de outros parâmetros dentro do sistema como da demanda química de oxigênio (DQO). A redução desse parâmetro está relacionada pela filtração de partículas em suspensão e sorção do material dissolvido, pois quanto menor a DQO menor a matéria orgânica encontrada no meio e melhor será a cor verdadeira.

5.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A análise estatística descritiva da demanda química de oxigênio (DQO) com o efluente do Reator Anaeróbio apresentou maior frequência entre as classes de 0 a 100 mg/L⁻¹ e mostrou-se ausente entre 400 a 500 mg/L⁻¹ (Figura 14 A). Pelo box plot verificou-se a presença de outliers a partir de 500 mg/L⁻¹, bem como ampla variabilidade dos dados (aproximadamente de 0 a 620 mg/L⁻¹) (Figura 14 B).

Figura 14 - Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em mg L⁻¹ no reator anaeróbio.



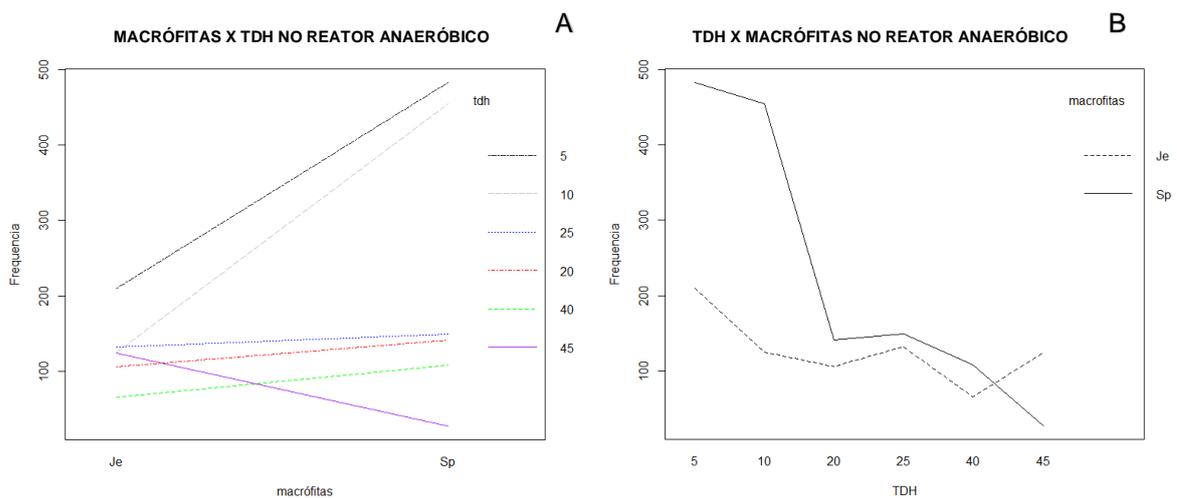
Fonte: O Autor (2021).

Pela análise estatística dos resíduos, verificou-se as pressuposições da ANOVA, constatando-se resíduos dentro da normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk (p-valor= 0,7904), resíduos homocedásticos pelo teste de Bartlett, em relação aos dois fatores (macrófitas e TDH), com p-valores > 0,01 (0,1103 e 0,6427 respectivamente) e, resíduos independentes pelo teste de Durbin Watson (p-valor = 0,6119).

Assim como para o parâmetro cor verdadeira, ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores (p-valor = 0,0871), pelos gráficos de

interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, Figura 15 A e B, foi possível observar no parâmetro DQO, que nas primeiras horas de TDH (5 e 10) há diferença no comportamento das espécies macrófitas, sendo observado as menores médias para a espécie de Junco, com uma diferença de aproximadamente 350 mg/L^{-1} . Entretanto, ao final da avaliação, em 45 horas, o comportamento observado na média de DQO é menor para o singônio, com uma diferença aproximada de 50 mg/L^{-1} .

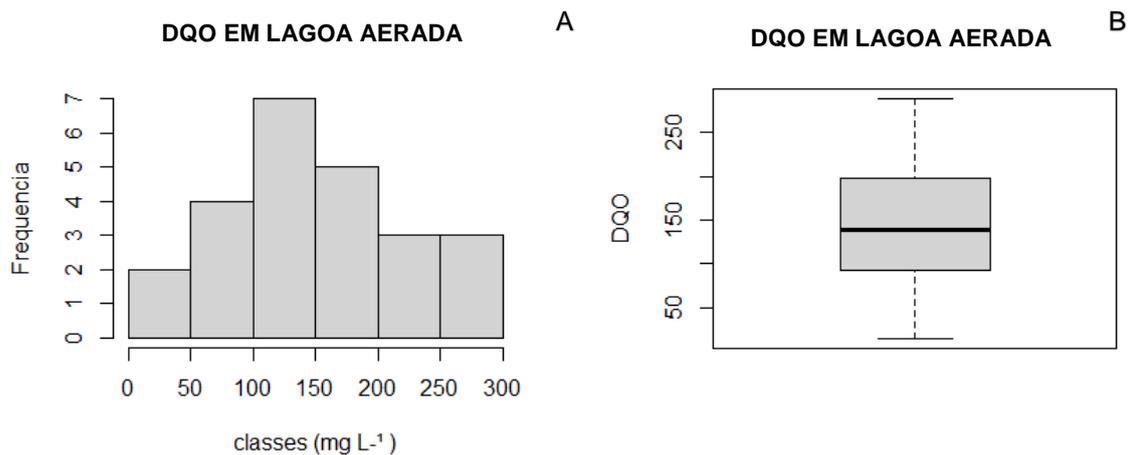
Figura 15 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L^{-1} no reator anaeróbico.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Em relação a demanda química de oxigênio (DQO) em efluentes da lagoa aerada, constatou-se pelo histograma da Figura 16 A, que a maior frequência de DQO encontrou-se entre $100 \text{ a } 150 \text{ mg/L}^{-1}$, além disso a classe máxima encontrada foi de $200\text{-}300 \text{ mg/L}^{-1}$, contrário ao obtido nos reatores anaeróbios, os quais apresentaram outliers entre $600 \text{ a } 700 \text{ mg/L}^{-1}$. O box plot mostrou dados simétricos e sem presença de outliers (Figura 16 B).

Figura 16 - Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L^{-1} na lagoa aerada.

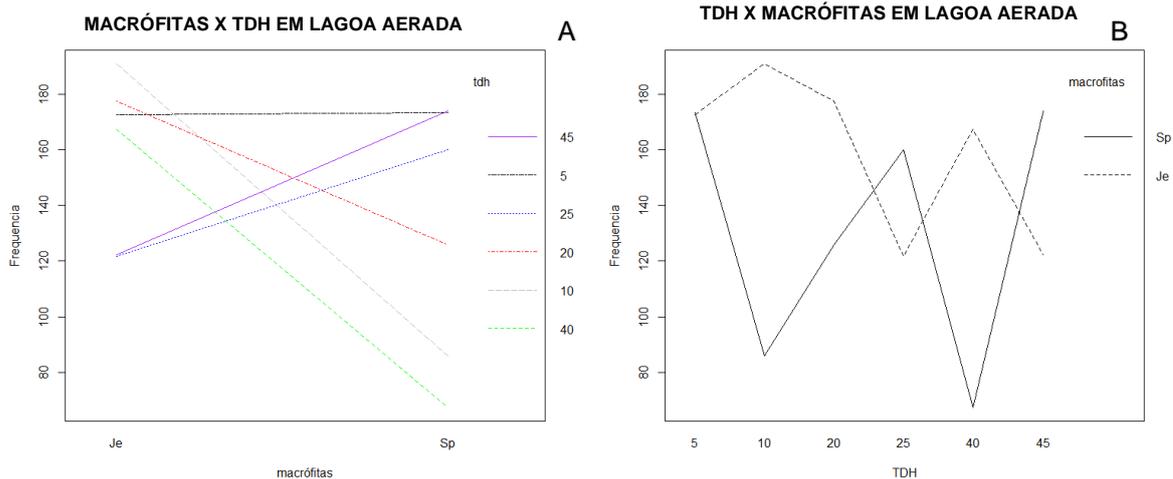


Fonte: O Autor (2021).

A análise estatística dos resíduos, indicou resíduos normais pelo teste de Shapiro-Wilk (p -valor= 0,5908), resíduos homocedásticos em relação aos dois fatores (macrófitas e TDH) pelo teste de Bartlett, com p -valores $>0,01$ (0,0812 e 0,6976 respectivamente) e, resíduos independentes pelo teste de Durbin Watson (p -valor = 0,9429), atendendo as pressuposições da ANOVA.

Ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores (p -valor = 0,7041) para DQO do efluente da lagoa aerada, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, Figura 17 A e B, observou-se que na avaliação de cinco horas o comportamento das espécies foi muito semelhante. As maiores diferenciações ocorreram as 10 e 40 horas, sendo observados maiores médias de DQO para a espécie Junco, valores os quais foram aproximadamente 50% maiores. Ao final do processo, observou-se que as maiores médias de DQO foram obtidas para a espécie (Singônio), com uma média superior em aproximadamente 40 mg/L⁻¹.

Figura 17 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg L⁻¹ na lagoa aerada.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Como não houve interação entre os fatores, macrófitas e TDH para a DQO, foram realizadas inferências separadamente para cada um dos fatores nos dois sistemas. No Reator Anaeróbio constatou-se diferença significativa entre as médias obtidas para macrófitas Je e Sp ($p\text{-valor}= 0,0357 < 0,05$), bem como se constatou diferença significativa em relação as médias obtidas nas horas de TDH ($p\text{-valor}=0,0126 < 0,05$), sendo aplicado o teste de Tukey a 5% de significância para comparação das médias. Para o efluente oriundo da lagoa aerada, as médias para o fator macrófitas e TDH, resultaram estatisticamente iguais, com $p\text{-valor}= 0,4580$ e $p\text{-valor}= 0,9687$, respectivamente. As médias de DQO nas macrófitas Je e Sp e nas horas de TDH nos dois sistemas testados Reator Anaeróbio e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 14.

Tabela 16 - Valores médios do parâmetro demanda química de oxigênio (DQO em mg/L^{-1}) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento.

Fatores	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Macrófitas		
Junco	277,30 a	158,80 a
Singônio	127,60 b	131,20 a
TDH		
5	346,2 a	173,0 a
10	289,9 ab	138,4 a
20	140,9 ab	151,8 a
25	123,4 ab	140,9 a
40	87,1 b	148,2 a
45	76,2 b	173,0 a

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

No Reator Anaeróbio, a média de DQO na espécie junco ($277,30 \text{ mg/L}^{-1}$), foi 2,2 vezes maior que a média para a espécie singônio ($127,60 \text{ mg/L}^{-1}$). Em relação ao TDH, no efluente oriundo da lagoa aerada, observou-se uma média geral de $154,2 \text{ mg/L}^{-1}$ e, no efluente oriundo do Reator Anaeróbio, foi observada nas cinco horas a maior concentração de DQO (346 mg/L^{-1}). Por consequência, à medida que as horas de tratamento do efluente aumentaram, a concentração de DQO diminuiu, sendo encontrado uma diferença de 270 mg/L^{-1} em comparação às 45 horas ($76,2 \text{ mg/L}^{-1}$).

Os resultados estão em conformidade com as normas das Resoluções nº 357/05 e 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) onde os padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores, devem possuir uma concentração máxima de matéria orgânica de 120 mg/L^{-1} em termos de DBO e nitrogênio amoniacal de 20 mg/L^{-1} .

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria oxidável através de um agente químico. Este parâmetro permite conhecer a quantidade total de oxigênio que pode ser consumida pelos microorganismos (MAIER, 2007). Segundo Sonune e Garode (2018), o teste de DQO é um método rápido para estimar a matéria orgânica presente em amostras de águas residuais. Verifica-se que o resultado de remoção de DQO obtido para este estudo encontra-se dentro do intervalo apresentado na literatura para efluentes industriais. Na literatura encontram-se diferentes valores de remoção de DQO, como exemplo podemos citar remoção de 9,3% (FIA et al., 2010), 64,9% (MATSUMOTO; ENRIQUEZ, 2018) até valores maiores que 80% (OLIVEIRA; SANTANA, 2011; DOS SANTOS et al., 2016).

Com relação ao TDH, foi observado que em tratamento de efluente de um frigorífico de suínos, o maior tempo (96 horas) foi eficiente na diminuição da DQO (250 mg/L^{-1}) (DOS SANTOS et al., 2016). Abreu e Zaiat (2008) observaram que o reator anaeróbio com TDH de 10 horas foi capaz de reduzir 252 mg/L^{-1} de DQO, enquanto o reator anaeróbio-aeróbio reduziu em 166 mg/L^{-1} o DQO em tratamento de esgoto sanitário.

Mees et al. (2009) buscando o tratamento de efluente de um frigorífico de suínos através de *wetlands*, aplicaram um tempo de retenção hidráulica de 5 dias, obtendo uma eficiência na remoção de DQO de 77,2%.

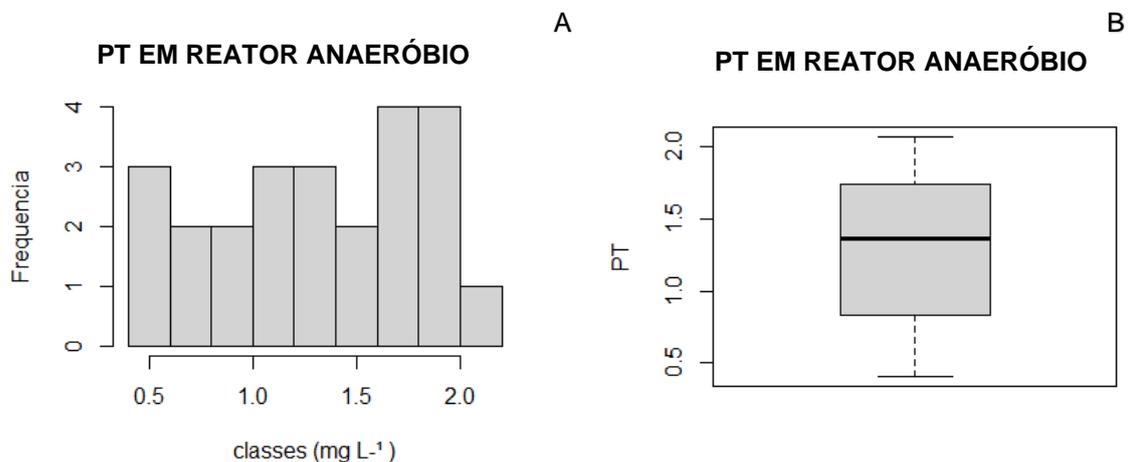
Este parâmetro é considerado um dos mais importantes, uma vez que quanto maior a DQO, maior é a quantidade de poluição na amostra de água, portanto condições que provocam a remoção de DQO são interessantes (KOLB et al., 2017; LI

et al., 2018). Sendo assim os resultados do presente trabalho para este parâmetro demonstraram eficiência na redução deste parâmetro físico-químico e da matéria orgânica presentes no efluente industrial reduzindo dessa forma a possibilidade de contaminação dos corpos hídricos receptores.

5.2.3 Fósforo Total (PT)

A estatística descritiva mostrou que o fósforo total (PT) do efluente do Reator Anaeróbio apresentou maior frequência entre as classes de 1,7 a 2,0 mg/L⁻¹ e menor frequência na classe > 2,0 mg/L⁻¹ (Figura 18 A). O box plot mostrou que os dados podem ser considerados assimétricos, porém apresentaram baixa amplitude (Figura 18 B).

Figura 18 - Histograma (A) e Box plot (B) do fosforo total (PT) em mg/L⁻¹ no reator anaeróbio.



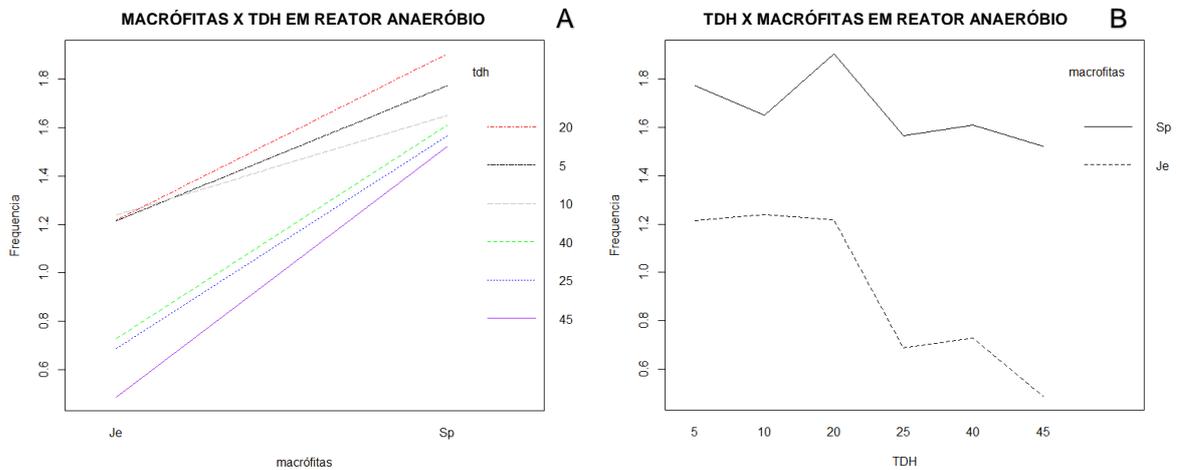
Fonte: O Autor (2021).

Na análise estatística dos resíduos para verificação das pressuposições da ANOVA, constatou-se a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk (p-valor= 0,777), bem como homocedasticidade dos resíduos pelo Teste de Bartlett, em relação ao fator macrófitas (p-valor=0,9892- e TDH (p-valor=0,3276) e, também a independência dos resíduos pelo teste de Durbin Watson, (p-valor=0,9347).

Não foi constatada interação significativa entre os fatores no parâmetro PT (p-valor = 0,7213), entretanto os gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas Je e Sp, mostraram que o comportamento da média de fósforo total foi similar em todas as avaliações de TDH. Foi possível observar que as menores médias, em todas as horas, foram encontradas

para a espécie junco (Je), enquanto as maiores médias observadas para a espécie singônio (Sp). Ao final da avaliação, as 45 horas, a diferença na média entre as Macrófitas em relação ao fósforo total foi de aproximadamente $1,2 \text{ mg/L}^{-1}$, com junco apresentando um valor próximo, de $0,6 \text{ mg/L}^{-1}$ (Figura 19 A e B).

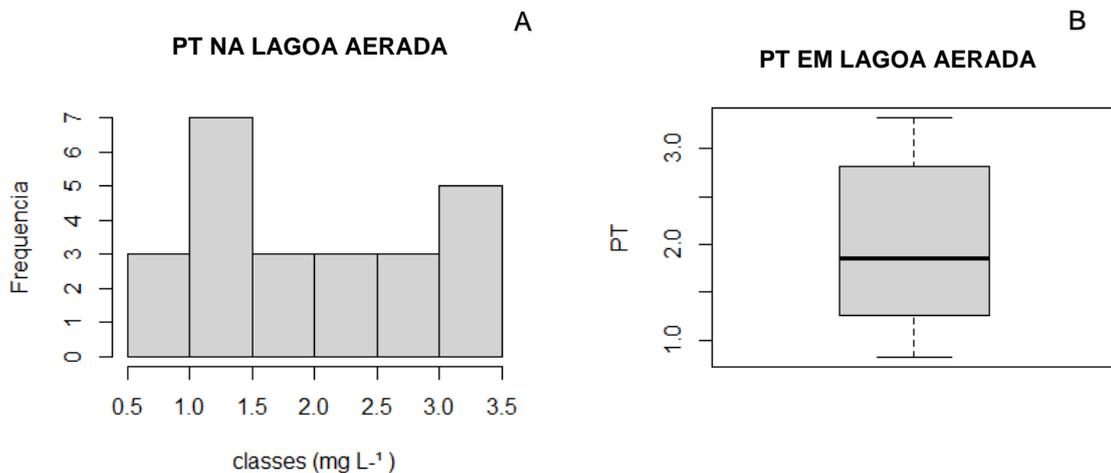
Figura 19 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média do fósforo total (PT) em mg/L^{-1} no reator anaeróbio.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Em relação a análise estatística descritiva do fósforo total no sistema Lodo Ativado, o histograma mostrou que a maior frequência de fósforo total ocorreu entre $1,0$ e $1,5 \text{ mg/L}^{-1}$ (Figura 20 A). O box plot mostrou dados assimétricos e com alta amplitude (Figura 20 B).

Figura 20 - Histograma (A) e Box plot (B) do fosforo total (PT) em mg/L^{-1} Na lagoa aerada.

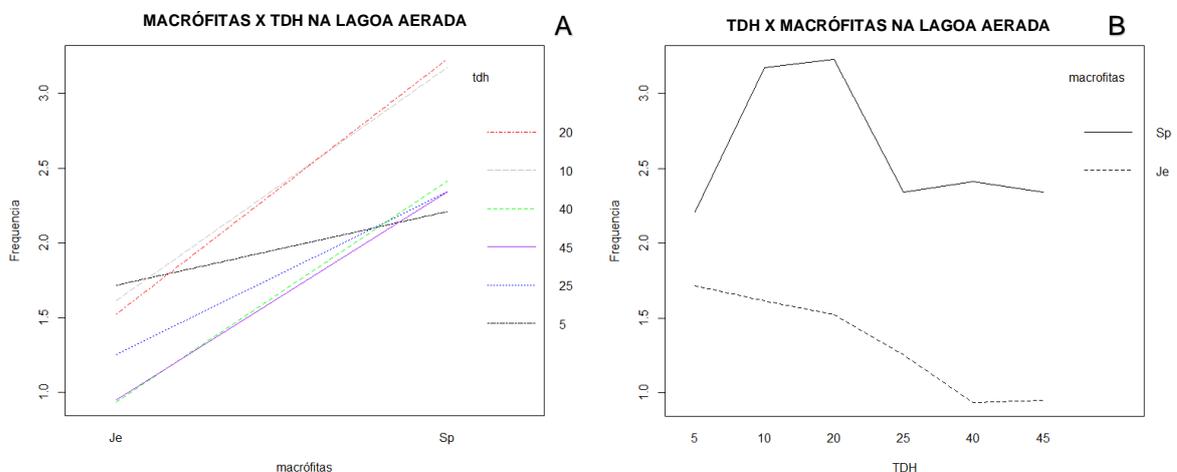


Fonte: O Autor (2021).

Na análise estatística dos resíduos, constatou-se resíduos normais pelo teste de Shapiro-Wilk (p -valor= 0,8107), bem como homocedasticidade dos resíduos pelo Teste de Bartlett, em relação a macrófitas (p -valor=0,0301) e TDH (p -valor= 0,0916) e, independência dos resíduos pelo teste de Durbin Watson, (p -valor=0,7706).

A interação entre os fatores no parâmetro PT não foi significativa (p -valor = 0,345), porém os gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas na lagoa aerada, mostraram que a média de fósforo total seguiu a mesma tendência do reator anaeróbico, sendo que as menores médias foram observadas para a espécie de Junco, ao final das 45 horas, diferença essa que chegou a aproximadamente $1,5 \text{ mg/L}^{-1}$ (Figura 21 A e B).

Figura 21 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média do fósforo total (PT) em mg/L^{-1} na lagoa aerada.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Na análise de cada fator pela ANOVA, macrófitas e TDH, para o fósforo total no Reator Anaeróbico, constatou-se diferença significativa entre as macrófitas Je e Sp (p -valor= $7,33 \times 10^{-5} < 0,05$), entretanto, não foi observada diferença significativa nas médias de fósforo total em relação as horas de TDH (p -valor=0,1220). Do mesmo modo, para o efluente oriundo da lagoa aerada, as médias para o fator macrófitas Je e Sp apresentaram diferença significativa (p -valor= $5,83 \times 10^{-5} < 0,01$) e as médias de fósforo total no fator TDH, resultaram estatisticamente iguais (p -valor= 0,183) (Tabela 15).

Tabela 17 - Valores médios do parâmetro fósforo total (PT em mg/L^{-1}) nos dois efluentes testados, Reator Anaeróbico e Lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento.

Fatores	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbico	Lagoa aerada
Macrófitas		

Junco	0,93 b	1,33 b
Singônio	1,68 a	2,61 a
TDH	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
5	1,49 a	1,96 a
10	1,44 a	2,40 a
20	1,56 a	2,38 a
25	1,13 a	1,80 a
40	1,17 a	1,67 a
45	1,00 a	1,65 a

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

No Reator Anaeróbico, a média de fósforo total na espécie junco ($0,93 \text{ mg/L}^{-1}$), foi 1,8 vezes menor que a média para a espécie singônio ($1,68 \text{ mg/L}^{-1}$). O mesmo foi observado no efluente derivado da lagoa aerada, em que a média para a espécie junco ($1,33 \text{ mg/L}^{-1}$) também foi menor que a média para a espécie singônio ($2,61 \text{ mg/L}^{-1}$), aproximadamente 2,0 vezes menor.

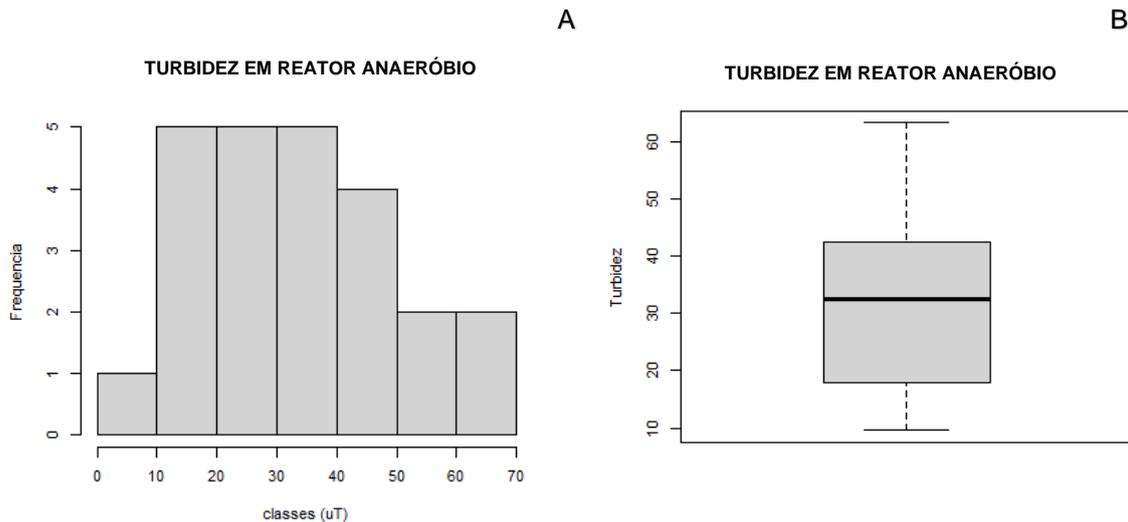
A média geral obtida para o fósforo total foi de $1,29 \text{ mg/L}^{-1}$ de PT no Reator Anaeróbico e $1,97 \text{ mg/L}^{-1}$ para lagoa aerada. Os resultados estão acima do limite estipulado para o lançamento final em cursos hídricos, que é de até $0,030 \text{ mg/L}^{-1}$ em ambientes lênticos e $0,010 \text{ mg/L}^{-1}$ em ambientes intermediários e tributários diretos de ambiente lêntico, de acordo com o CONAMA nº 430/2011.

O fósforo é conhecido pelo potencial poluidor, entretanto as tecnologias para gerenciamento deste resíduo ainda estão sendo desenvolvidas. As principais tecnologias abordam processos químicos como a adsorção e processos biológicos como uso de macro e microalgas (MARONEZE et al., 2014). O aspecto poluidor do fósforo em cursos d'água está relacionado ao fornecimento de nutrição a microrganismos, os quais podem ser responsáveis pela eutrofização meio (VON SPERLING et al., 2009; HUSSAR et al., 2005).

5.2.4 Turbidez

A turbidez na análise estatística descritiva no Reator Anaeróbico mostrou maior frequência de valores entre 10 a 40 uT (Figura 22 A), por meio do Box plot é possível observar que os dados são assimétricos e apresentaram alta amplitude de valores (0 a 70 uT) (Figura 22 B).

Figura 22 - Histograma (A) e Box plot (B) da turbidez (uT) no reator anaeróbio.



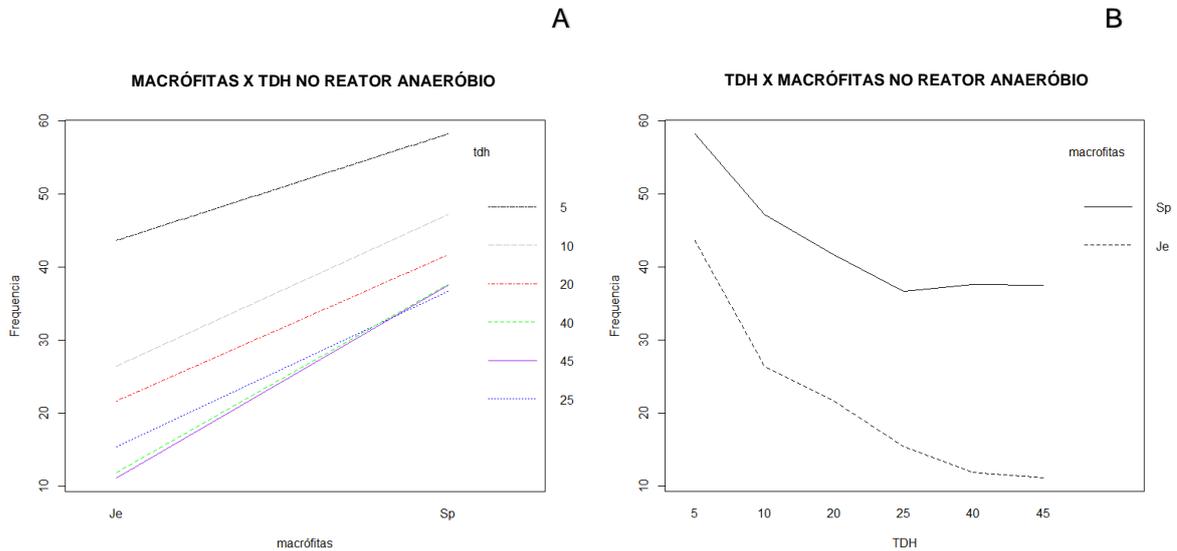
Fonte: O Autor (2021).

Na verificação das pressuposições da ANOVA, quanto a normalidade, homocedasticidade e independência dos resíduos, constatou-se a não validade da análise de variância para o conjunto de dados originais, pois a suposição de homocedasticidade dos resíduos para o fator TDH não foi satisfeita (p -valor= 0,00621 <0,01). Assim, os dados foram transformados e reajustados, sendo que após a transformação dos dados, obteve-se resíduos normais pelo teste de Shapiro-Wilk (p -valor=0,9897), homocedasticidade dos resíduos pelo teste de Bartlett em relação a macrófitas (p -valor=0,05001) e em relação a TDH (p -valor=0,2321) e ainda, a independência dos resíduos pelo teste de Durbin-Watson (p -valor=0,6808).

Foi constatada interação significativa entre os fatores macrófitas e TDH (p -valor = 0,0405 <0,05) para turbidez no sistema Reator Anaeróbico. Desse modo, a análise de cada fator foi realizada observando-se os efeitos de cada um dos fatores separadamente para cada nível do outro fator.

Pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se, conforme Figuras 23 A e B, que a espécie de junco apresentou as menores médias de turbidez em todos os tempos de detenção hidráulica. Ao final da avaliação, com 45 horas, a média de turbidez para Junco foi de aproximadamente 10 uT, um valor quatro vezes menor que o obtido pela espécie Singônio.

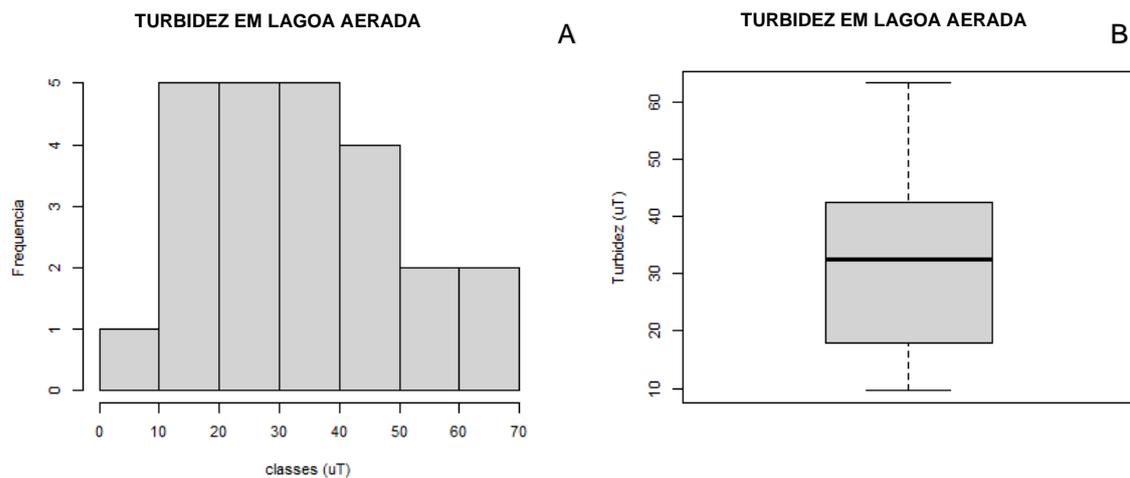
Figura 23 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da turbidez (uT) no reator anaeróbico.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

No efluente da Lagoa aerada, o histograma representado pela Figura 24 A, mostrou que a maior frequência de turbidez foi obtida entre 10 a 40 uT. Os dados representados pelo box plot mostraram assimetria e alta amplitude de valores (Figura 24 B).

Figura 24 - Histograma (A) e Box plot (B) da turbidez (uT) na lagoa aerada.

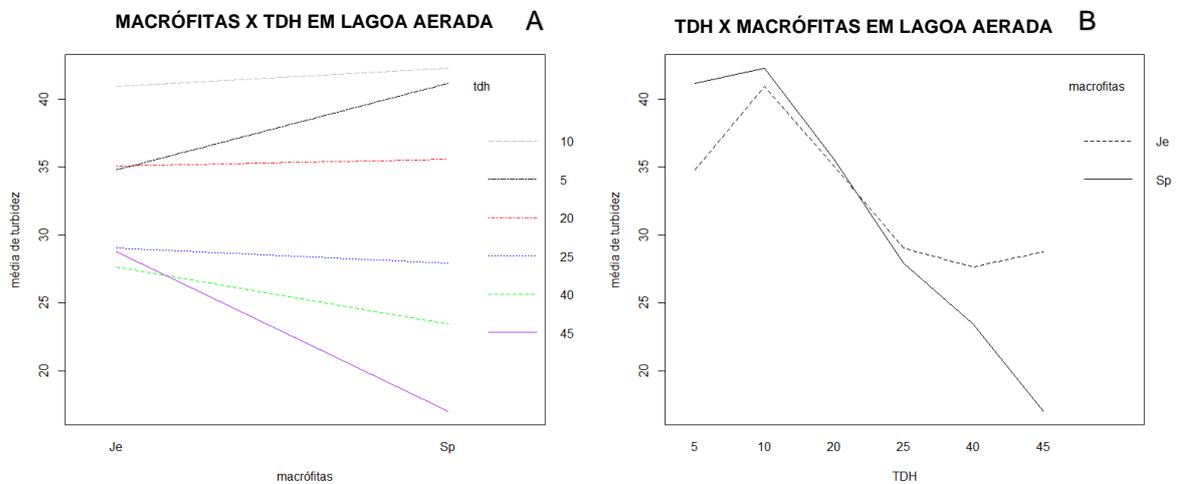


Fonte: O Autor (2021).

Foi verificada a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk (p -valor=0,3301), bem como a homocedasticidade pelo teste de Bartlett em relação ao fator macrofitas (p -valor=0,4746) e TDH (p -valor = 0,4441) e também, a independência dos resíduos (p -valor=0,5213), atendendo as suposições da ANOVA.

Embora não se tenha constatado interação significativa entre os fatores (p -valor = 0,9972) para turbidez no sistema Reator Anaeróbico, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se, conforme Figuras 25 A e B, que existem diferenças de comportamento entre os dois fatores, principalmente na primeira hora de avaliação (5 horas) e na última hora (45 horas). As cinco horas, é possível observar que a maior média de turbidez foi obtida para a espécie singônio (~ 40 uT), enquanto junco apresentou ~ 35 uT. Porém, após 45 horas, a menor média de turbidez foi obtida para a espécie singônio, apresentando uma diferença de ~ 20 uT em relação a espécie de junco (Figura 25 A e B).

Figura 25 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da turbidez (uT) na lagoa aerada.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Para o parâmetro turbidez (TUR), os valores obtidos atenderam o limite de 100 uT. É possível encontrar na literatura observações de que não há limite de lançamento para turbidez, e que altos valores representam a presença de muitos sólidos suspensos, os quais são responsáveis por impedir a passagem de luz (BORGES et al., 2019).

Em relação a análise de cada fator pela ANOVA, para o efluente oriundo do Reator Anaeróbico no parâmetro turbidez, em que foi constatada a interação entre os fatores, observou-se os efeitos de cada um dos fatores separadamente para cada nível do outro fator. Assim, pelo menos uma das combinações entre os níveis do fator macrófitas e do fator TDH têm efeitos diferentes.

Em relação a macrófitas dentro de cada nível de TDH, constatou-se que dentro do nível 5 e 10 de TDH, as médias do fator macrófitas Je e Sp são estatisticamente iguais (p -valores $>0,05$), entretanto dentro dos demais níveis de TDH (20, 25, 40 e 45), as médias são estatisticamente diferentes (p -valores $<0,05$). Em relação ao desdobramento de TDH dentro de cada nível de macrófitas Je e Sp, constatou-se que as médias de turbidez nas horas de TDH dentro do nível Je de macrófitas diferem significativamente (p -valor $<0,05$), sendo necessário aplicar o teste de Tukey para comparações múltiplas das médias. Quanto as médias de turbidez nas horas de TDH dentro do nível Sp de macrófitas não foram observadas diferenças significativas nesse fator (p -valor $>0,05$). As médias de turbidez para o Reator Anaeróbio, em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 16.

Tabela 18 - Valores médios do parâmetro Turbidez (TUR em uT) no Reator Anaeróbio, em sistema *wetlands* de tratamento.

Fatores		Origem do efluente
TDH	Macrófitas	Reator Anaeróbio
5	Junco	36,77 a
	Singônio	58,14 a
10	Junco	25,74 a
	Singônio	45,67 a
20	Junco	21,60 b
	Sigônio	41,60 a
25	Junco	15,40 b
	Sigônio	35,16 a
40	Junco	11,81 b
	Singônio	37,30 a
45	Junco	11,11 b
	Singônio	37,35 a
Macrófitas	TDH	Reator Anaeróbio
Junco	5	36,80 a
	10	25,74 ab
	20	21,60 abc
	25	15,40 bcd
	40	11,81 cd
	45	11,11 d
Singônio	5	58,1 a
	10	45,7 a
	20	41,6 a
	25	35,2 a
	40	37,3 a
	45	37,4 a

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

No Reator Anaeróbico, a média de turbidez na espécie junco nas diferentes horas de TDH foi menor que a média para a espécie singônio, ficando entre 1,5 a 3,4 vezes menor, dependendo do tempo de detenção.

As menores médias obtidas de turbidez para o fator TDH foram para a espécie junco, variando de 36,8 uT nas 5 horas de TDH a 11,11 uT nas 45 horas, uma variação de 25,69 uT, corresponde a, aproximadamente, 70% de remoção. Para o singônio, que apresentou as maiores médias de turbidez, a variação foi de 58,1 uT nas 5 horas de TDH a 37,4 uT nas 45 horas, uma variação de 20,7 uT, equivalente a aproximadamente 36%.

Para o efluente oriundo da lagoa aerada, em que não foi constada interação entre os fatores, tanto as médias para o fator macrófitas resultaram estatisticamente iguais (p -valor=0,8885), como para as horas de TDH (p -valor= 0,8752). As médias de turbidez para os dois fatores na lagoa aerada, em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 17.

Tabela 19 – Valores médios do parâmetro Turbidez (TUR em uT) na lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento.

Fatores	Origem do efluente
Macrófitas	Lagoa aerada
Junco	32,7 a
Singônio	31,2 a
TDH	Lagoa aerada
5	37,9 a
10	41,6 a
20	35,3 a
25	28,5 a
40	25,6 a
45	22,9 a

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

Foi possível observar que a maior média de TUR com o uso de Junco no Reator Anaeróbio, foi obtida em cinco horas (36,80 uT), com uma diferença de 25,70 uT comparada às 45 horas (11,11 uT), desta forma o maior tempo de detenção hidráulica foi mais eficaz em diminuir a turbidez no reator anaeróbio, ficando próximo de 70% a remoção da turbidez. Com o uso de Singônio no Reator Anaeróbio, não foram detectadas diferenças significativas, sendo que a média de turbidez foi de 42,6 uT. No efluente da lagoa aerada também não foram detectadas diferenças significativas, o qual apresentou média geral de 31,9 uT (Tabela 17).

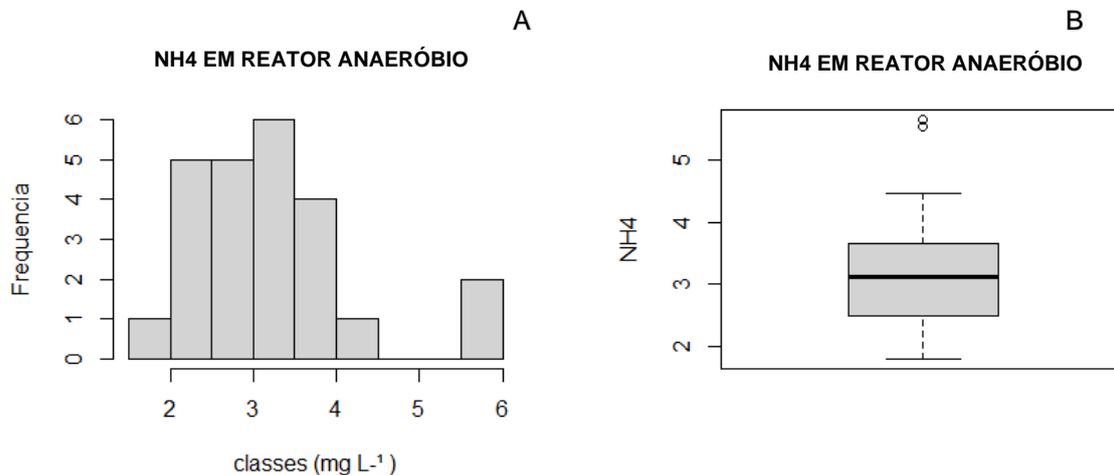
O maior tempo de TDH pode ter auxiliado na formação de uma densa rede capaz de reter partículas mais finas, e assim diminuir a turbidez (GENTELINI et al., 2008). Em tratamento de efluentes de viveiro de tilápias da variedade Nilo, observou-se que a maior remoção da turbidez (~ 82%) ocorreu após 14 dias, o maior tempo de

observação do estudo (HENRY-SILVA et al., 2006). Processos anaeróbios tendem a proporcionar maiores valores de turbidez, devido a deposição de substâncias sólidas na superfície (LIMA, 2001), entretanto estudos mostram que reatores anaeróbios foram capazes de reduzir em ~75% a turbidez de efluentes (CALHEIROS et al., 2009).

5.2.5 Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+)

Na análise estatística descritiva observa-se que no reator anaeróbio a maior quantidade de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) avaliado ocorreu entre 3 e 3,5 mg/L^{-1} , sendo ausente a partir de 4,5 até 5,5 mg/L^{-1} (Figura 26 A). Os dados podem ser considerados simétricos e com baixa amplitude, apresentando apenas dois outlier nas amostras, caracterizado pela quantidade de 5,66 mg/L^{-1} (Figura 26 B).

Figura 26 - Histograma (A) e Box plot (B) do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg/L^{-1} no reator anaeróbio.



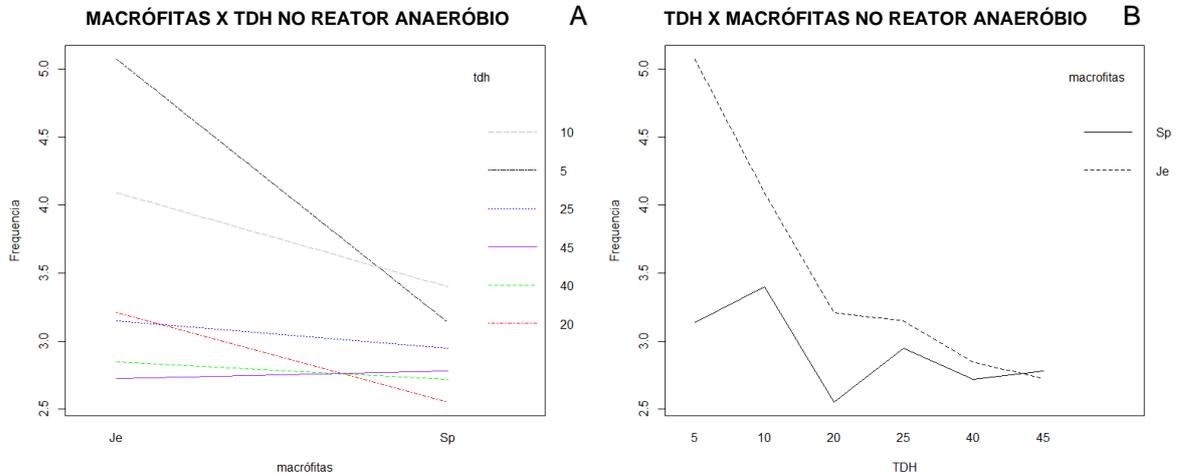
Fonte: O Autor (2021).

Na verificação das pressuposições da ANOVA, constatou-se a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk ($p\text{-valor}=0,4592$), bem como homocedasticidade dos resíduos pelo Teste de Bartlett, em relação aos dois fatores (macrófitas e TDH), com $p\text{-valores}>0,01$ (0,5709 e 0,2471 respectivamente) e independência dos resíduos pelo teste de Durbin Watson, ($p\text{-valor}=0,9626$).

Não foi constatada interação significativa entre os fatores ($p\text{-valor} = 0,7306$) para nitrogênio amoniacal no sistema reator anaeróbio, entretanto, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas,

observou-se, conforme Figuras 27 A e B, que nas horas 5, 10 e 20, ocorreu maior média de NH_4^+ para a espécie junco, enquanto nas horas finais (40 e 45) a média obtida foi muito próxima de $2,5 \text{ mg/L}^{-1}$ (Figura 27 A e B).

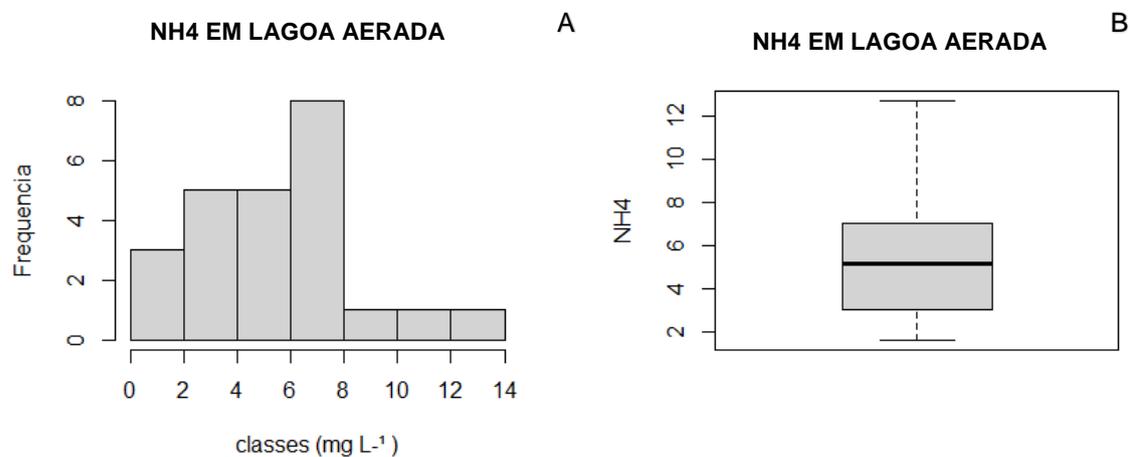
Figura 27 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg/L^{-1} no reator anaeróbio.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

O histograma mostrou que a maior frequência de NH_4^+ no efluente da lagoa aerada ocorreu entre $6 \text{ e } 8 \text{ mg/L}^{-1}$ (Figura 28 A). Com relação ao box plot, notou-se assimetria e alta dispersão entre os dados (Figura 28 B).

Figura 28 - Histograma (A) e Box plot (B) do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg/L^{-1} na lagoa aerada.

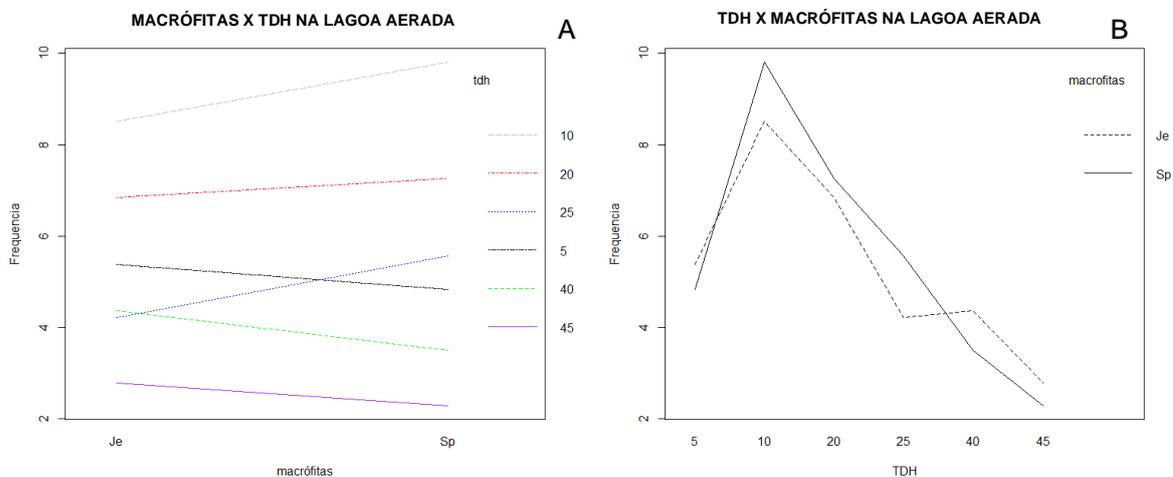


Fonte: O Autor (2021).

Na verificação das pressuposições da ANOVA, constatou-se normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk (p -valor=0,5951), bem como homocedasticidade dos resíduos pelo Teste de Bartlett, em relação a macrófitas (p -valor=0,186) e TDH (p -valor=0,0314) e ainda, constatou-se a independência dos resíduos pelo teste de Durbin Watson, (p -valor=0,758).

Embora não se tenha constatado interação significativa entre os fatores (p -valor = 0,9972) para nitrogênio amoniacal no sistema reator anaeróbio, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se, conforme Figuras 29 A e B, que na primeira hora de avaliação (5 horas) a média de NH_4^+ encontrava-se maior para a espécie singônio, entretanto, na última hora de avaliação (45 horas) foi observada uma média menor em relação a espécie de junco (Figura 29 A e B).

Figura 29 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg L^{-1} na lagoa aerada.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Na análise de cada fator pela ANOVA, para o parâmetro NH_4^+ , as médias para o fator macrófitas Je e Sp são estatisticamente iguais (p -valor=0,1590), bem como as médias para o fator TDH no Reator Anaeróbio (p -valor=0,3004). Para o efluente oriundo da lagoa aerada, as médias para o fator macrófitas Je e Sp também resultaram estatisticamente iguais (p -valor=0,8453), entretanto, constatou-se diferença significativa em relação as médias obtidas nas horas de TDH (p -valor=0,00202<0,05), sendo aplicado o teste de Tukey a 5% de significância para comparação das médias. As médias de TDH do parâmetro NH_4^+ nos dois efluentes

testados, Reator Anaeróbio e Lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 18, sendo que médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey.

Tabela 20 - Valores médios do parâmetro nitrogênio amoniacal (NH_4^+ em mg/L^{-1}) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e Lagoa aerada em sistema *wetlands* de tratamento.

Fatores	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Macrófitas		
Junco	3,52 a	5,35 a
Singônio	2,92 a	5,54 a
TDH	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
5	4,10 a	5,10 ab
10	3,75 a	9,15 a
20	2,88 a	7,06 ab
25	3,10 a	4,89 ab
40	2,78 a	3,93 ab
45	2,75 a	2,54 b

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

Em relação a TDH, os resultados indicam que às 10 horas, no efluente oriundo da lagoa aerada, o NH_4^+ apresentou a maior média ($9,15 \text{ mg/L}^{-1}$). Foi possível verificar que a concentração de NH_4^+ diminuiu conforme aumentou-se os horários de TDH, neste caso a diferença foi de $6,61 \text{ mg/L}^{-1}$ quando comparado as 45 horas. Os resultados estão de acordo com o estabelecido pela CONAMA 430/2011 o qual estabelece apenas limite para lançamento de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) em $20,0 \text{ mg/L}^{-1}$ (CONAMA, 2011).

As bactérias, leveduras e fungos são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, pois utilizam grande parte do carbono disponível como fonte de energia para síntese, manutenção e crescimento celular (BENASSI et al., 2018). As bactérias também são importantes na remoção do nitrogênio orgânico, onde ocorre, primeiramente, a transformação do nitrogênio orgânico em amônia (N-NH_4^+), pela ação de bactérias aeróbias e anaeróbias, associadas às raízes das macrófitas.

Em seguida, no processo de nitrificação, a amônia é convertida em nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-), por bactérias nitrificantes, na presença de oxigênio dissolvido. E por fim, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso (N_2), sob condições anóxicas, por bactérias desnitrificantes (BENASSI et al., 2018).

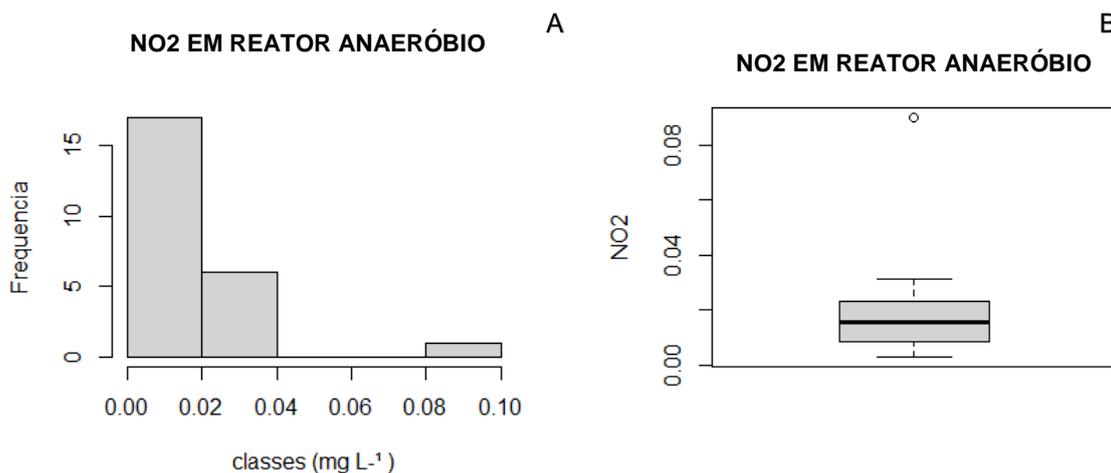
Para Ribeiro et al. (2019) a concentração de N-amoniacal para o efluente no TDH 0 foi de $123,57 \text{ mg/L}^{-1}$, sendo observada uma redução na remoção deste parâmetro com aumento de TDH avaliados e do número de plantas. Os melhores resultados observados pelos autores foram no tratamento com 3 plantas/vaso nos

TDH de 14 e 21 dias, com uma redução de 63,7 e 65,8 %, respectivamente, na concentração de N-amoniaco quando comparada ao TDH 0. De Matos et al. (2010) obtiveram eficiência média de remoção 52% de nitrogênio amoniacal no tratamento de água residuária de suinocultura. Esta redução do nitrogênio amoniacal indicam a ocorrência do processo de nitrificação. Salati (2006), afirma que o nitrogênio também pode ser removido como consequência da dinitrificação (desnitrificação) microbiológica.

5.2.6 Nitrito (NO_2^-)

De acordo com a análise estatística descritiva, a frequência de nitrito no reator anaeróbio foi maior entre as classes de 0,00 e 0,02 mg/L^{-1} (Figura 30 A), e o box plot mostrou dados assimétricos, com baixa variação, com a ocorrência de um *outlier* próximo a 0,08 mg/L^{-1} (Figura 30 B).

Figura 30 - Histograma (A) e Box plot (B) de nitrito (NO_2) em mg/L^{-1} no reator anaeróbio.



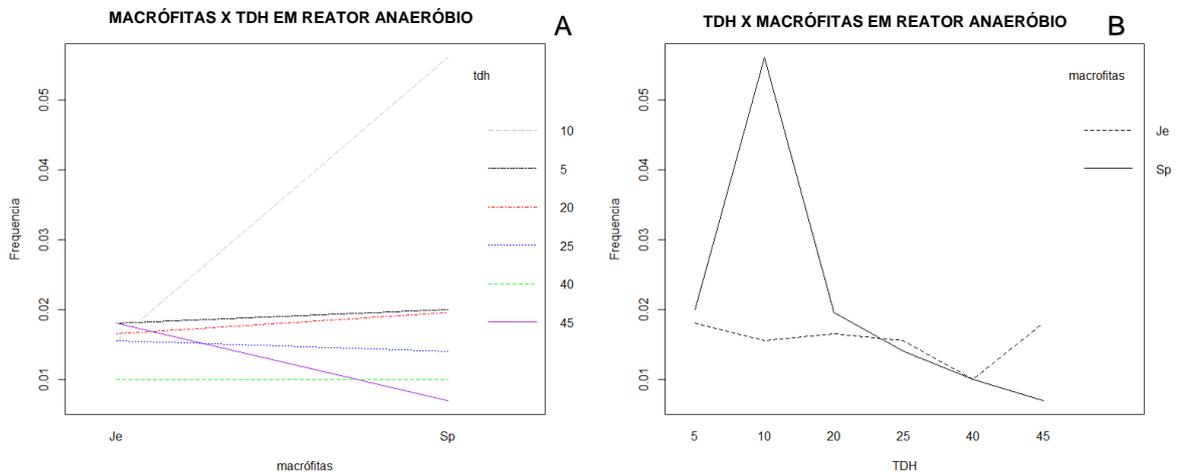
Fonte: O Autor (2021).

Na verificação das pressuposições da ANOVA, quanto a normalidade, homocedasticidade e independência dos resíduos, constatou-se a não validade da análise de variância para o conjunto de dados, pois a suposição de homocedasticidade dos resíduos para o fator macrófitas não foi satisfeita (p -valor=0,0039<0,01). Com a transformação dos dados, obteve-se normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk (p -valor=0,1055), bem como a homocedasticidade dos resíduos pelo teste de Bartlett em relação a macrófitas (p -valor=0,2199) e a TDH

(p-valor=0,9272) e ainda, a independência dos resíduos pelo teste de Durbin-Watson (p-valor=0,9703).

Também não foi constatada interação significativa entre os fatores (p-valor = 0,5052) para nitrito no efluente oriundo do Reator Anaeróbio. Porém, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se, conforme Figuras 31 A e B, que a média de nitrito na TDH de 10 horas foi maior na espécie singônio, com diferença $\sim 0,04 \text{ mg/L}^{-1}$ em relação a espécie junco, enquanto na última hora de avaliação houve maior concentração de nitrito na espécie de junco (Figura 31 A e B).

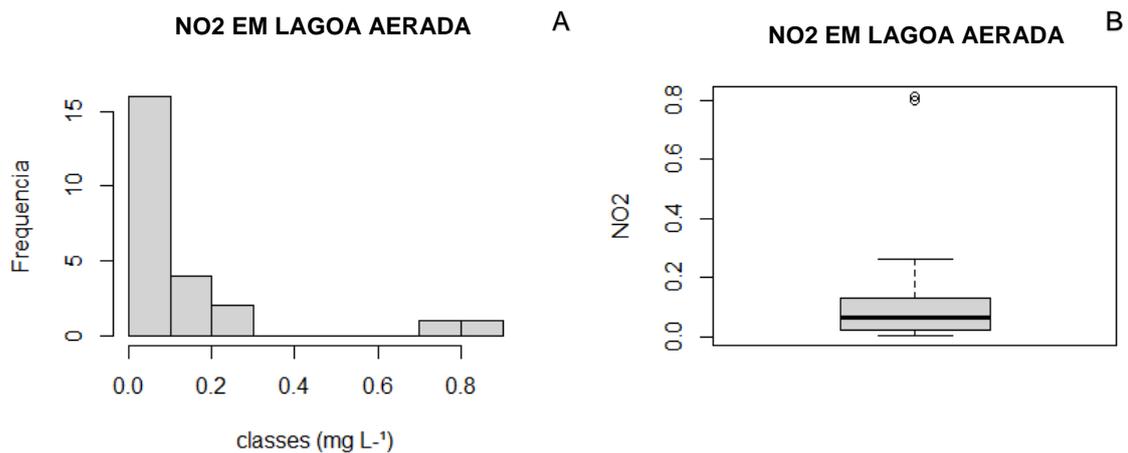
Figura 31 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrito (NO_2^-) em mg/L^{-1} no reator anaeróbio.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

No efluente proveniente da Lagoa aerada foi possível observar maior frequência de nitrito entre as classes 0,0 a $0,1 \text{ mg/L}^{-1}$ (Figura 32 A). Os dados apresentaram-se assimétricos, com uma faixa alta de variação e dois outlier com valor acima de $0,8 \text{ mg/L}^{-1}$ (Figura 32 B).

Figura 32 - Histograma (A) e Box plot (B) de nitrito (NO_2^-) em mg/L^{-1} na Lagoa aerada.

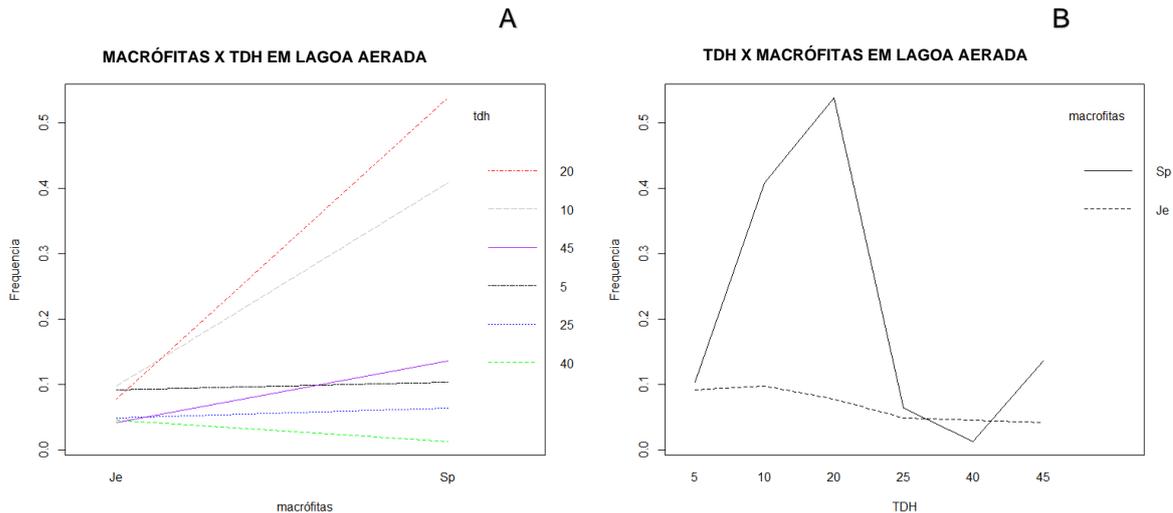


Fonte: O Autor (2021).

Constatou-se o não atendimento das pressuposições da análise de variância para o conjunto de dados originais, pois a suposição de normalidade não foi satisfeita ($p\text{-valor}=0,0025 < 0,01$). Assim, os dados foram transformados e reajustados, obtendo-se resíduos normais pelo teste de Shapiro-Wilk ($p\text{-valor}=0,9635$), homocedasticidade dos resíduos pelo teste de Bartlett em relação ao fator macrófitas ($p\text{-valor}=0,0383$) e em relação ao fator TDH ($p\text{-valor}=0,4179$) e ainda, a independência dos resíduos pelo teste de Durbin-Watson ($p\text{-valor}=0,5149$).

Ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores ($p\text{-valor} = 0,6679$) para nitrito no sistema reator anaeróbico, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se que, o nitrito apresentou maior diferenciação no comportamento entre 10 e 20 horas. Além disso, neste período houve menor média para a espécie de Junco (Je), a qual apresentou diferença de $0,3 \text{ mg/L}^{-1}$ comparada a espécie singônio (Sp) (Figura 33 A e B).

Figura 33 - Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrito (NO_2) em mg/L^{-1} na Lagoa aerada.



Fonte: O Autor (2021).
Sp: singônio; Je: junco

Não havendo interação entre os fatores, realizou-se a análise de cada fator pela ANOVA, para o parâmetro NO_2^- . Assim, as médias para o fator macrofitas Je e Sp são estatisticamente iguais ($p\text{-valor}=0,9753$), bem como as médias para o fator TDH no Reator Anaeróbio ($p\text{-valor}=0,4121$). O mesmo ocorreu para o efluente oriundo da Lagoa aerada, as médias para o fator macrofitas Je e Sp também resultaram estatisticamente iguais ($p\text{-valor}=0,6863$), assim como as médias para o fator TDH ($p\text{-valor}=0,2962$). As médias de TDH do parâmetro NO_2^- nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 19, sendo que médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey.

Tabela 21 – Valores médios do parâmetro do efluente nitrito (NO_2^- em mg/L^{-1}) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento.

Fatores	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Macrófitas		
Junco	0,0141 a	0,0542 a
Singônio	0,0142 a	0,0673 a
TDH	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
5	0,0176 a	0,0673 a
10	0,0262 a	0,1000 a
20	0,0161 a	0,1842 a
25	0,0115 a	0,0463 a
40	0,0090 a	0,0205 a
45	0,0103 a	0,0441 a

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

As diferentes horas do fator TDH não influenciaram as concentrações de nitrito (NO_2^-) no Reator Anaeróbio e na Lagoa aerada, os quais apresentaram médias

gerais de 0,02 e 0,08 respectivamente. Os valores de NO_2^- atenderam ao limite de 1,0 mg/L^{-1} propostos pelo CONAMA n° 430/2011, o que indica que ocorreu processo de nitrificação do nitrogênio orgânico (BENASSI et al., 2018).

Reatores anaeróbios foram eficientes na conversão de nitrogênio orgânico em espécies químicas menos tóxicas, como o nitrito, em esgoto sanitário contendo formaldeído (NOUR et al., 2020). A presença de nitrogênio na água está relacionada ao processo de eutrofização, que assim como o fósforo, o nitrogênio é responsável. A partir da eutrofização artificial (produzida pela poluição humana) comunidades aquáticas são modificadas, podendo ocorrer a diminuição da diversidade de espécies, aumento de algas e macrófitas, bem como mudanças nas condições químicas como a redução de oxigênio dissolvido (VAN RIJN, 2013; RIBEIRO et al., 2019).

A nitrificação ocorre na presença de oxigênio, oxidando o amônio em nitrato, e na ausência de oxigênio, o nitrato é utilizado por muitos microrganismos como um receptor de elétrons, na redução dissimilatória de nitrato a amônia, acoplada à oxidação anaeróbia de carbono orgânico; o nitrato pode ser convertido em gás dinitrogênio pela desnitrificação (LUVIZOTTO, 2013). Outro fator que pode ter atuado na remoção total do nitrogênio amoniacal no sistema, é o fato do nitrogênio possuir alta eletronegatividade e atração de elétrons, os demais compostos presentes no sistema tendem a competir pelo nitrogênio disponível para formação de ligações químicas. Os sistemas alagados possuem altos teores de matéria orgânica de maneira geral, porém são deficientes em nutrientes, principalmente em nitrogênio e fósforo que não se encontram prontamente disponíveis neste ambiente (LUVIZOTTO, 2013).

Nas condições em que este trabalho foi desenvolvido, pode-se indicar que o sistema de *wetland* construído também poderia ser uma alternativa para polimento final do efluente, pois como tratamento principal o sistema demandaria uma área de grande dimensão o que poderia inviabilizar financeiramente o sistema.

5.3 Compilação dos resultados

Através da avaliação dos parâmetros foi possível verificar a eficiência de remoção para cada fase analisada, conforme apresentado nas tabelas a seguir.

Tabela 22 - Resultados das eficiências de remoção para efluentes do reator anaeróbio e lagoa aerada com macrófita *Syngonium*.

		<i>Macrófita Syngonium podophyllum</i>											
Efluente	TDH	Cor VDD (mg uH/l)		DQO (mg/l)		PT (mg/l)		Turbidez (NTU)		NH ₄ ⁺ (mg/l)		NO ₂ ⁻ (mg/l)	
		Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02	Sp B01	Sp B02
Reator Anaeróbio	05	313	405	350	615	1,906	1,634	56,1	60,3	3,95	2,32	0,016	0,024
	10	170	346	392	518	1,832	1,464	56,7	37,6	3,98	2,82	0,090	0,022
	20	201	313	267	15	2,066	1,738	40,0	43,3	3,31	1,80	0,008	0,031
	25	108	295	149	149	1,737	1,391	45,1	28,2	2,69	3,21	0,004	0,024
	40	166	213	204	13	1,808	1,411	41,8	33,5	2,36	3,08	0,006	0,014
	45	133	87	53	3	1,888	1,151	40,2	34,8	3,52	2,04	0,003	0,011
Parâmetros Bruto		106		1.088,00		3,43		21,1		9,2		0,955	
Eficiência de Remoção		68,01%		92,18%		15,25%		35,31%		11,47%		67,70%	
Lagoa Aerada	05	238	76	131	216	3,151	1,266	76,5	5,81	4,68	4,98	0,070	0,136
	10	283	224	157	15	3,153	3,202	21,5	63,00	12,70	6,90	0,017	0,799
	20	157	245	117	135	3,326	3,133	57,5	13,60	7,21	7,31	0,263	0,812
	25	194	133	214	106	2,884	1,796	36,9	18,90	6,20	4,92	0,108	0,020
	40	128	90	105	30	2,718	2,105	30,1	16,80	2,65	4,34	0,005	0,022
	45	103	38	154	194	2,761	1,925	23,1	11,00	2,66	1,93	0,011	0,260
Parâmetros Bruto		54		1.352,86		2,304		25,7		27,85		0,285	
Eficiência de Remoção		53,36%		-		-		-		52,20%		-	

Tabela 23 - Resultados das eficiências de remoção para efluentes do reator anaeróbio e lagoa aerada com macrófita *Juncus*.

Efluente	TDH	Macrófita <i>Juncus effusus</i>											
		Cor VDD (mg Pt/l)		DQO (mg/l)		PT (mg/l)		Turbidez (uT)		NH4+ (mg/l)		NO2- (mg/l)	
		Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02	Je B01	Je B02
Reator Anaeróbio	05	123	420	253	166,78	1,228	1,200	24,10	63,2	5,66	4,48	0,009	0,027
	10	115	318	174,25	75,55	1,341	1,139	21,50	31,4	5,56	2,62	0,011	0,020
	20	117	266	127,02	84,65	0,736	1,699	20,50	22,8	3,79	2,63	0,013	0,020
	25	152	278,85	178,35	87,15	0,537	0,839	15,60	15,2	3,30	3,00	0,007	0,024
	40	116	79,39	100,37	31,11	0,833	0,625	13,10	10,7	3,32	2,38	0,005	0,015
	45	88	192,05	220,62	28,32	0,411	0,568	9,65	12,8	2,28	3,17	0,020	0,016
Parâmetros Bruto		106		1.088,00		3,43		21,1		9,2		0,955	
Eficiência de Remoção		41,36%		47,90%		59,59%		69,85%		44,47%		-	
Lagoa Aerada	05	289	198	143,53	201,50	2,056	1,377	56,1	13,5	8,42	2,35	0,170	0,014
	10	293	236	255,62	126,10	2,092	1,139	56,7	25,1	10,66	6,37	0,073	0,122
	20	205	233	288,97	66,10	1,615	1,432	49,2	20,9	7,19	6,51	0,090	0,066
	25	201	160,94	162,80	80,92	1,262	1,246	45,1	13,0	6,65	1,78	0,037	0,060
	40	164	96,42	280,25	54,74	0,822	1,054	41,8	13,5	3,37	5,37	0,062	0,028
	45	120	56,87	179,06	65,84	0,984	0,919	40,2	17,3	3,92	1,64	0,058	0,026
Parâmetros Bruto		54		1.352,86		2,304		25,7		27,85		0,285	
Eficiência de Remoção		64,87%		-		42,70%		-		41,82%		-	

Os parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total (PT), Turbidez (NTU) e Nitrito (NO_2^-) em relação ao uso da macrófita *Syngonium podophyllum* na lagoa aerada apresentaram valores destoantes os quais prejudicaram o cálculo para avaliação da média de remoção, analisando uma flutuação dos resultados na escala da detenção hidráulica.

Também observou flutuação nos resultados dos leitos da macrófita *Juncus effusus*, no efluente do reator anaeróbio para o parâmetro Nitrito (NO_2^-) e no efluente da lagoa aerada para os parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO), Turbidez (NTU) e Nitrito (NO_2^-). As variações dos parâmetros ocorridas em alguns tempos de detenção hidráulica podem estar relacionadas com o manejo pós-coleta do efluente final, ou ainda alguma reação ocorrida nos leitos que possam ter alterado os parâmetros para maior em relação a última coleta e análise realizada. Ressalta-se que não encontrou em literatura explicações que possam direcionar as possíveis causas das flutuações dos valores constatados.

No aspecto para comparação entre as macrófitas, observou maiores índices de remoção da *Syngonium* para Cor Verdadeira, já a *Juncus* teve melhor resultado para o parâmetro Nitrogênio Amônia.

Tabela 24 - Porcentagens de remoção dos parâmetros analisados em comparação das macrófitas utilizadas.

Macrófitas	Parâmetros					
	COR	DQO	PT	TURBIDEZ	NH_4^+	NO_2^-
SP	60,68%	-	-	-	31,84%	-
JE	53,12%	-	51,14%	-	43,15%	-

Os demais parâmetros não foram relacionados devido a flutuação nos resultados durante o período de detenção hidráulica utilizada, portanto não considerou na presente comparação.

Em virtude da oscilação dos valores identificados em alguns parâmetros, sugere-se nova pesquisa científica para averiguação e análise dos prováveis fatores decorrentes.

6.0 CONCLUSÕES

Diante do presente experimento, foi possível desenvolver em escala piloto leitos de *Wetlands* Construídas, de fluxo horizontal com escoamento subsuperficial, avaliando diferentes tempos de detenção hidráulica. Ainda, constatou-se um ótimo resultado na adaptação do *Juncus effusus* e *Syngonium podophyllum* em contato com efluentes líquidos da indústria de panificação e confeitaria.

Em comparação entre as espécies de macrófitas utilizadas nas duas bateladas, constatou-se que a *Syngonium podophyllum* apresentou melhor eficiência de tratamento para os parâmetros: Cor Verdadeira (uH) com uma média de 60,68% de remoção e Demanda Química de oxigênio (DQO) com 44,24% remoção. A espécie *Juncus effusus* apresentou melhores porcentagens de remoção para os parâmetros: Turbidez (NTU) com uma eficiência média de 34,97% e para nitrogênio amoniacal (NH_4^+) com uma média de 43,15% de remoção. Destaca-se que os valores dos parâmetros Fósforo Total (PT) e Nitrito (NO_2^-) não foram representativos para essa comparação.

Em aspecto ao tipo de efluente utilizado, efluentes de origem do reator anaeróbio apresentou melhores eficiências nos leitos de *wetlands* com a macrófita *Syngonium*, nos parâmetros de Cor verdadeira e DQO, com 68,01% e 92,18% de remoção respectivamente. Já para os demais parâmetros analisados, a espécie *Juncus* apresentou melhores resultados de remoção, sendo: Fósforo Total (PT) com 59,59%, Turbidez (NTU) com 69,85% e Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) com 44,15%. O parâmetro Nitrito não se teve significância para comparação.

Nos efluentes de origem da Lagoa Aerada, os parâmetros com significância foram: Cor Verdadeira e Nitrogênio Amoniacal, sendo que a espécie *Juncus* apresentou melhor remoção para a Cor, com 64,87% e a espécie *Syngonium* com 52,20% de eficiência para NH_4^+ .

O sistema de tratamento por *wetlands* mostrou-se eficaz em escala piloto para o tratamento dos efluentes líquidos utilizados, sendo que os melhores resultados de tempo de detenção hidráulica (TDH) foram às 45 horas, com a redução dos valores de cor verdadeira, turbidez e nitrogênio amoniacal. Enquanto para demanda química de oxigênio os melhores resultados foram obtidos a partir das 40 horas.

7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIP – Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria. **Qual a origem das padarias**. 2016. Disponível em: <http://www.abip.org.br/site/qual-aorigem-das-padarias/>. Acesso em: 28 de Mai de 2020.

ABITRIGO – Associação Brasileira da Indústria do Trigo. **Sobre o trigo: O trigo na história**. 2016. Disponível em: <http://www.abitrigo.com.br/index.php?mpg=02.04.00>. Acesso em: 28 de Mai de 2020.

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. São Paulo-SP, 2017.

ABREU, Sérgio Brasil; ZAIAT, Marcelo. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 13, n. 2, p. 181-188, 2008.

ALMADA, R. B., **Avaliação de Reatores de Leito móvel com biofilme (MBBR) em série para tratamento de diferentes efluentes de refinaria de petróleo visando ao reúso industrial**. Tese de Doutorado. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standart methods for the examination of water and wastewater. 23 ed. Washington: **American Public Health Association**, 2017.

ANJOS, J. Â. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. Tese (Doutorado), Escola Politécnica_USP, 2003.

ANSARI, A.A.; GILL, R.; GILL, S.S.; LANZA, G.R. **Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants**, Volume 4. Suíça, Springer, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO E CONFEITARIA - ABIP. **Performance do setor da panificação brasileiro**. Brasília: ABIP, 2019. Disponível em: <<http://www.abip.org.br>>. Acesso em: 28 de Mai de 2020.

BENASSI, R. F. et al. Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários: implantação, operação e manutenção. **Universidade Federal do ABC. Ministério da Saúde. FUNASA. Sabesp: São Paulo**, 2018.

BORGES, T. N.; COSTA, R. M.; GONTIJO, H. M. Caracterização do efluente de uma indústria de laticínios: proposta de tratamento. **Research, Society and Development**, v. 8, n. 1, p. 14, 2019.

BRASIL, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA**. Diário Oficial da república federativa do Brasil, Brasília, DF, 13 de maio de 2011.

BRASIL, Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

BRASIL, Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de orientações técnicas para elaboração de propostas para o programa de resíduos sólidos – FUNASA**. Brasília: Funasa, 2014.

BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*? **Water Sci. Technol**, v.35, p. 11–17, 1997.

BRIX, H. Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of *Wetland* Plants –The Root Zone Method. **Water. Science and. Technology**. vol. 19. n. 1/2, p. 107-118, 1987.

CALDERÓN, K. et al., “Comparative analysis of the bacterial diversity in a lab-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) applied to treat urban wastewater under different operational conditions”, **Bioresource Technology**, v. 121, pp. 119–126. 2012.

CALHEIROS, H. C.; PERICO, A. C. S.; NUNES, C. F. Estudo experimental de aspectos hidrodinâmicos e da partida de um reator anaeróbio sequencial tratando esgotos domésticos. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, p. 144-156, 2009.

CALIJURI, M. C. CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologias e Gestão**. Rio de Janeiro, RJ. p. 789, 2013.

CARMINATI, H. B., **Modelagem e Otimização de Sistemas MBBR para Tratamento de Efluentes**. Tese de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2016.

CASELLES-OSORIO, A. et al. Horizontal subsurface-flow constructed *wetland* removal efficiency using *Cyperus articulatus* L.. **Ecological Engineering**. V. 99, Fev. 2017, p. 479–485, 2017.

CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. São Paulo: Engenho, p. 2423-2428, 2009.

CETESB, **Águas superficiais – Variáveis de qualidade das águas. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. 2014. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/Águas-Superficiais/34-Variáveis-de-Qualidadedas-Águas>. Acessado em: 01 de jun. de 2020.

CHAPMAN, D. **Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition**. 2nd ed. London: E&FN Spon - Chapman & Hall, 1996.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento

de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da] União, n. 53, 18 mar. 2005, p. 58-63.

COOPER P. F., JOB G. D., GREEN B., SHUTES R. B. E. Reed beds and constructed *wetlands* for wastewater treatment. **Wrc publications**. 184pp. plus data diskette: Swindon, United Kingdom, 1996.

CORDI, L. et al. **Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos**. Engenharia Ambiental, v.5, n.1, p. 97-115, Espírito Santo do Pinhal, jan/abr 2008.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo – USP, p.157. 2006.

DANIELS, J.A. **Advances in Environmental Research**. Vol 30, New York, Nova Science Publishers, Inc, p. 72, 2013.

DE SOUZA, N. U. et al. Potencial fitorremediador da *Syngonium podophyllum* sob os efeitos de Chumbo no solo. **IV Congresso de Agrárias e ambientais**. 2018.

DE MATOS, Antonio Teixeira; DA SILVA FREITAS, Wallison; MONACO, Paola Alfonsa Vieira Lo. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G. L., BASSIN, J. P. **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para O estudo da diversidade microbiana**, 1ª Ed., Rio de Janeiro, Ed. Interciência Ltda. 2011.

DOS SANTOS, B. S. et al. Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído aplicado ao efluente de um frigorífico de suínos. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

DOTRO, Gabriela. LANGERGRABER, Gunter. MOLLE, Pascal. NIVALA, Jaime. PUIGAGUT, Jaume. STEIN, Otto, VON SPERLING, Marcos. **BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT SERIES, Treatment wetlands**. IWA Task Group on Mainstreaming the Use of Treatment Wetlands, v 07, 2017.

DURAN, A. et al. Homogeneous sonophotolysis of food processing industry wastewater: Study of synergistic effects, mineralization and toxicity removal. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 20, p. 785-791, 2013.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, p. 602, 1998.

FIA, Fátima RL et al. Remoção de compostos fenólicos em reatores anaeróbios de leito fixo com diferentes materiais suporte. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 10, p. 1079-1086, 2010.

FIA, Fátima Resende Luiz et al. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.

FIGA, Brena Juliana et al. Tratamento de efluente de wetlands construídos para reúso em fins não potáveis. 2017. Disponível em https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/176153/TCC_BrenaJulianaFiga.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em 14 abr 2021.

FOGAÇA, J. R. V. Tipos de tratamento de efluentes. **Brasil Escola**. Disponível em <<https://brasilecola.uol.com.br/quimica/tipos-tratamentoefluentes.htm>>. Acesso em: v. 1. 01 de jun. de 2020.

GARGALLO, S.; MARTÍN, M.; OLIVER, N.; HERNÁNDEZ-CRESPO, C. Sedimentation and resuspension modelling in free water surface constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 318–329, 2017.

GEBARA, F., “Activated sludge biofilm wastewater treatment system”, **Water Research**, v. 33, pp. 230–238, 1999.

GENTELINI, A. L. et al. Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. **Semina: Ciências Agrárias**, v.29, n. 2, p. 441-448, 2008.

GIORDANO, G. **Apostila de Tratamento e Controle de Efluentes Industriais**. Rio de Janeiro:UERJ - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2004.

GUTTERRES, M.; AQUIM, P.M. **Wastewater Reuse Focused on Industrial Applications**.In:Wasterwater Reuse and Management. 1ed. 512 p. chapter 5, p. 127-164. 2013.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n.5, p. 433-438, 2006.

HESPANHOL, I. **Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos**. Revista de estudos Avançados, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 131 – 158. 2008.

HUSSAR, G. J. et al. Efeito do uso do efluente de reator anaeróbio compartimentado na fertirrigação da beterraba. **Engenharia Ambiental**, v.2, n.1, p. 35-45, 2005.

IRGANG, B. E. e GASTAL Jr., CVS. 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS.Porto Alegre: CPG-Botânica/UFGS, p. 290, 1996.

JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4ª ed. ABES-RJ, 890p.2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

JUNIOR, Orlando C. **Filtros plantados com macrófitas (wetlands) empregados no tratamento do efluente de instalações de bovinocultura de leite**. 11f.Projeto de

pesquisa - Universidade Federal de Santa Maria Centro de Educação Superior Norte. RS. Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, 2010.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.R.. **Treatment Wetlands**, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida, 2009.

KOLB, M.; BAHADIR, M.; TEICHGRÄBER, B. Determination of chemical oxygen demand (COD) using an alternative wet chemical method free of mercury and dichromate. **Water research**, v. 122, p. 645-654, 2017.

KÖRNER, S., LYATUU, G.B. ; VERMAAT, J.E. The influence of Lemna gibba on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. **Water Research**. v. 32, n. 10, p. 3092-3098. 1998.

LEMMERTZ, I. S. **Curtume: processo, efluentes, toxicidade e novas tecnologias**. Novo Hamburgo, 2012, 67 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química), Feevale, Novo Hamburgo, 2012.

LI, J.; LUO, G.; HE, L.; XU, J.; LYU, J. Analytical approaches for determining chemical oxygen demand in water bodies: A review. **Critical reviews in analytical chemistry**, v. 48, n. 1, p. 47-65, 2018.

LIMA, E. B. N. R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia dorio Cuiabá**. Rio de Janeiro, 2001. 184 f. Tese (Doutorado Em Engenharia Civil)– COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 2001.

LIN, Y. F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; CHANG, Y.F.; CHEN, Y.M.; SHIH, K.C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, v.134, p.411-421, 2005.

LUVIZOTTO, D. M. **Transformações do nitrogênio e diversidade de Planctomycetes em sedimentos de manguezais**. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz. Piracicaba - SP, 2013.

MACHADO, A. I. et al. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 560-570, 2017.

MAIER, C., **Qualidades de Águas Superficiais e Tratamento de Águas Residuárias por Meio de Zona de Raízes em Propriedades de Agricultores Familiares**. Dissertação de Mestrado – UFSM, Santa Maria-RS, 2007.

MANFRINATO, E. S. **“Avaliação do Método Edafo-fitopedológico para o Tratamento Preliminar de Águas”**. Piracicaba-SP, 98 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo. Tese defendida em 04 de maio de 1989.

MARONEZE, M. M., ZEPKA, L. Q., VIEIRA, J. G., QUEIROZ, M. I., JACOB-LOPES, E. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 3, p. 445-458, 2014.

MARQUES, D. M. **Terras úmidas construídas de fluxo superficial**. IN: Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo / Coordenador José Roberto Campos. Rio de Janeiro, p. 464. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, 1999.

MARQUES, M. B. L., AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Wetlands: uma alternativa ecológica para o tratamento de efluentes. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 6, n. 41, 2018.

MASI, F.; RIZZO, A., BRESCIANI, R., CONTE, G. Constructed *Wetlands* for Combined Sewer Overflow treatment: ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 427–438, 2017.

MASI, F.; RIZZO, A., BRESCIANI, R., CONTE, G.. Constructed *Wetlands* for Combined Sewer Overflow treatment: ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 427–438, 2017.

MATSUMOTO, Tsunao; ENRIQUEZ, Yemall Alexander Maigual. Eficiência na remoção de NAT, DBO e DQO utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos associado ao decantador de coluna em uma produção intensiva de tilápia. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 21, n. 3, p. 609-614, 2016.

MAZUCATO, Valéria Sun Hwa et al. Comportamento de wetland construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 56506-56520, 2020.

MAZZER, C.; CAVALCANTI, O.A.; **Introdução à gestão ambiental de resíduos**. Infarma., v.16, n.11-12, p.67-77, 2004.

MECA, Karen Soraia. Influência do tempo de detenção hidráulica e do gradiente médio de velocidade na zona de contato no desempenho de unidade piloto de flotação por ar dissolvido aplicado à clarificação de água para abastecimento. 2014. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MEES, J. B. R. et al. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.

MENDONÇA, H. V. de et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

MIERZWA, J. C., HESPANHOL, I., **Água na indústria: uso racional e reuso**. São Paulo: Oficina de textos, 2005.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos tecnológicos**, v.1, n.2, p.9-20, jul./dez. 2005.

NOUR, E. A. A. et al. Uso de sistema combinado filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso no tratamento de esgoto sanitário contendo formaldeído. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.3, p.10106-10117, 2020.

OLAJIRE, A. A. The brewing industry and environmental challenges. **Journal of Cleaner Production**, p. 1-21, 2012.

OGA, S; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A.O. (eds.). **Fundamentos de Toxicologia**. 4ª edição. São Paulo: Atheneu Editora, 685p, 2014.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) de fluxos vertical e horizontal–sistemas híbridos**. 2008. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

OLIVEIRA, G. S. **Avaliação da qualidade da água do Rio São Lourenço em Matão – SP através das análises das variáveis físicas e químicas da água e dos microinvertebrados bentônicos**. 2005. 102 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Centro Universitário de Araraquara, Araraquara, 2005.

OLIVEIRA, J. P. W.; SANTOS, R. N. D.; BOEIRA, J. M. Genotoxicidade e Análises Físico- Químicas das águas do Rio dos Sinos (RS) usando *Allium cepa* e *Eichhornia crassipes* como bioindicadores. **Biochemistry and Biotechnology Reports**, v. 1, n. 1, p. 15– 22, 2012.

OLIVEIRA, Roberto A. de; SANTANA, Adriana M. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 178-192, 2011.

OSIBANJO, O.; DASO, A. P.; GBADEBO, A. M. The impact of industries on surface water quality of River Ona and River Alaro in Oluyole Industrial Estate, Ibadan, Nigeria. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 4, p. 696–702, 2011.

OSIBANJO, O.; DASO, A. P.; GBADEBO, A. M. The impact of industries on surface water quality of River Ona and River Alaro in Oluyole Industrial Estate, Ibadan, Nigeria. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 4, p. 696–702, 2011.

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Cema). Resolução nº 70, de 01 de Outubro de 2009. **Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências para empreendimentos industriais**. PR. 2009.

PALA, A.; ERDEN, G. Decolorization of baker's yeast industry effluent by Fenton oxidation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 127, p. 141-148, 2005.

PAULO, Paula L. et al. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95-100, 2013.

PEREIRA et al. **Avaliação de sistema de colunas para remediação de biogás a partir de biomassa não digerida**. Holos, ano 1, v. 8, p. 242-251, 2015.

PEREIRA, F. J. **Características anatômicas e fisiológicas de aguapé e índice de fitorremediação de alface d'água cultivados na presença de arsênio, cádmio e chumbo**. 2010. 116 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Fisiologia Vegetal) - Universidade Federal de Lavras. 2010.

PETRUCIO, MAURICIO M. & ESTEVES, FRANCISCO ANTÔNIO. Uptake of nitrogen and phosphorus in the water by Eichhornia crassipes and Salvinia auriculata. **Revista Brasileira Biologia**, 60(2):229-236. 2020.

PHILIPPI, L.S., SEZERINO P.H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis/SC: Ed. do Autor, 2004.

PHILIPPI, L.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. **Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone**. Water Science Technology, v. 40, n. 3, p.125-131, 1999.

POKRYWIECKI, Ticiane Sauer et al. **Avaliação do processo de tratamento de efluentes de laticínios** Evaluation of treatment process of dairy effluent. Revista Acadêmica Ciência Animal, v. 11, p. 155-161, 2013.

POTT, VJ. e POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa – Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal, p. 404, 2000.

PRATAS, J. et al. Acumulação de urânio em plantas aquáticas (região uranífera das Beiras): possibilidades de bioindicação e fitorremediação. **Revista Electrónica de Ciências da Terra – Geosciences**, Vila Real, v. 9, n. 15, p.1-4, 2010.

PRIYA. A. AVISHEK, K. PATHAK, G. Assessing the potentials of Lemna minor in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. **Environmental monitoring and assessment**. v.184, n. 7, p. 4301–4307. 2012.

QUEENSLAND, G. **Syngonium podophyllum; Special edition of Environmental Weeds of Australia for Biosecurity Queensland**. Disponível em: <https://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/media/Html/syngonium_podophyllum.htm>; Austrália, 2016. Acesso em: 01 jun. 2020.

RAMOS, M. C.; ANDRADE, V. S. de. Auditoria energética no setor de panificação: um estudo de caso em governador Valadares. in: congresso brasileiro de gestão ambiental, 8., 2017, Campo Grande. **VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambienta**. Campo Grande: Ibeas, p. 1 - 13. 2017.

RIBEIRO E.A; SANDRI D. & BOÊNO J.A. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate de bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, UAEEA/UFCG –v.17, n.4, p.425–433, 2013.

RIBEIRO, A. L. V., dos SANTOS, F. S., dos SANTOS, A. M., de FREITAS BRANCO, R. Contribuição da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* na remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes sanitários. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v.8, n.3, p. 215-234, 2019.

RODRIGUES, L. B.; SANTANA, N. B.; BONOMO, R. C. F.; SILVA, L. B. Apreciação ergonômica do processo de produção de queijos em indústrias de laticínios. **Revista Produção Online**. 8: 1 18, 2008.

RODRIGUES, M. B. **Degradação de espécies químicas de relevância ambiental utilizando-se processos oxidativos avançados**. Curitiba, 2001, 155 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

ROSEN, G. **A history of public health**. JHU Press, 2015.

ROSSI, R. M.; NEVES, M. F. (Coord.). **Estratégias para o trigo no Brasil**. São Paulo: Editora Atlas S.A., 2004.

SALARO JUNIOR, R. **Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (*wetlands*) na depuração de efluentes domésticos gerado em pequena comunidade**. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrônomicas. Botucatu. São Paulo, 2008.

SALATI FILHO, Enéas et al. **Melhoria da qualidade da água da várzea do Parelheiros através dos sistemas de “Wetlands” construídos**. In: XXVIII Congresso interamericano de engenharia Sanitária, Cancun, México. 2002.

SALATI, E. Controle de qualidade de água através de sistemas de Wetlands construídos. **FBDS Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável Rio de Janeiro-RJ**, 2006.

SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. São Paulo, Biológico, v.65, 2003.

SALATI, E., et al **“Método fitopedológico de despoluição de águas”** São Paulo: Fundação Salim Farah Maluf, 1984.

SANCHEZ, A. A. **Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário**. 2017. 148f. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do ABC, 2017.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed *wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 2006.

SILVA, S. C. **“Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 231 f. Tese

(Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2009.

Sindicato da Indústria de Panificação e Confeitaria de São Paulo - SINDIPAN. **Perfil do setor de panificação**. São Paulo: SINDIPAN, 2019. Disponível em: <http://www.sindipan.org.br/analise/perfset.htm>. Acesso em: 28 de Maio de 2020.

SONUNE, N.; GARODE, A. Isolation, characterization and identification of extracellular enzyme producer *Bacillus licheniformis* from municipal wastewater and evaluation of their biodegradability. **Biotechnology Research and Innovation**, v. 2, n. 1, p. 37-44, 2018.

SOUSA, J. T., et al. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "Wetlands" construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira**, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005.

STEIN, R. T. **Caracterização e avaliação do sistema de tratamento de efluentes de uma indústria alimentícia, visando o reuso**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso. de Engenharia Ambiental, Centro Universitário Univates, Lajeado, RS, Brasil, 2014.

TELLES, D. A., COSTA, R. H. P. G. **Reuso da água: conceitos, teorias e práticas**. 1a edição, São Paulo: Bluncher, 2007.

TOET, S. et al. Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. **Biomedical and Life Sciences**, v. 501, n. 1, p. 29-44, 2003.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados "constructed wetland" para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. 210 f. Tese (Doutorado. Em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP, 2003.

VAN DEN HENDE, et al. Technical potential of microalgal bacterial floc raceway ponds treating food-industry effluents while producing microalgal bacterial biomasses: An outdoor pilot-scale study. **Bioresource Technology**, v.218, p. 969-979, 2016.

VAN RIJN, J. Waste treatment in recirculating aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, v. 53, p. 49–56, 2013.

VICAKAS, O. M.; DE SOUZA, N. U. POTENCIAL FITORREMEIADOR DA SYNGONIUM PODOPHYLLUM SOB OS EFEITOS DE CHUMBO NO SOLO. **IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. 2018.

VICAKAS, O. M.; DE SOUZA, N. U. Potencial Fitorremediador da *Syngonium Podophyllum* sob os Efeitos de Chumbo no Solo. **IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. 2018.

VOGUELS, G.D; KELTJENS, J.T; DRIFT, C.V.D. **Biochemistry of methane production**. In: ZEHNDER, A.J.B *Biology of anaerobic microorganisms*. New York:John Wiley, 872p.1988.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. v. 3. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA; Universidade Federal de Minas Gerais. p. 196 .2002.

VON SPERLING, M. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Belo Horizonte, ed: 3, p. 452, UFMG, 2005.

VON SPERLING. M., CHERNICHARO. C.A.L. **A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality criteria standards**. In: XXVII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2000, Porto Alegre. Anais. Porto Alegre: AIDIS, 2000.

VON SPERLING M; CORAUCCI FILHO B; MONZEGGIA LO; PIVELI RP. **Remoção de nutrientes em sistemas naturais**. In: Bastos FS; Von Sperling M, coordenadores. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro (RJ): ABES; 2009. p. 318-334. 2009.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias **Lodos ativados**. 4ª Ed. Vol 4, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 461p. 2018.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, 4ª Ed. Vol 1, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 472p. 2018.

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

VYMAZAL, J. Constructed *wetlands* for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, v. 73, p.724–751, 2014.

VYMAZAL, J.; KROPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. República Tcheca: Springer, 2008.

VYMAZAL, J.; ŠVEHLA, J. Iron and manganese in sediments of constructed *wetlands* with horizontal subsurface flow treating municipal sewage. **Ecological Engineering**, v.50, p.69-75, 2013.

VYMAZAL, Jan; BŘEZINOVÁ, Tereza. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. **Environment international**, v. 75, p. 11-20, 2015.