



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
E MEIO AMBIENTE



POTENCIAL DE USO DE MACRÓFITAS E BIOFILME COMO
FERRAMENTA DE BIORREMEDIAÇÃO NA LAGOA FACULTATIVA DA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE MAMANGUAPE-PB

LUANNY DANTAS DE BRITO

JOÃO PESSOA

2021

LUANNY DANTAS DE BRITO

**POTENCIAL DE USO DE MACRÓFITAS E BIOFILME COMO FERRAMENTA
DE BIORREMEDIAÇÃO NA LAGOA FACULTATIVA DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO DE MAMANGUAPE-PB**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação Desenvolvimento
e Meio Ambiente da Universidade Federal da
Paraíba, para obtenção do título de Mestre em
Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientadora: Dra. Maria Cristina Basílio
Crispim da Silva

JOÃO PESSOA

2021

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

B862p Brito, Luanny Dantas de.

Potencial de uso de macrófitas e biofilme como ferramenta de biorremediação na lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgoto de Mamanguape-PB / Luanny Dantas de Brito. - João Pessoa, 2021.

110 f. : il.

Orientação: Maria Cristina Crispim.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCEN.

1. Meio ambiente - Recuperação. 2. Biorremediação.
3. Tratamento de efluentes. 4. Macrófitas flutuantes.
5. Fitorremediação. I. Crispim, Maria Cristina. II.
Título.

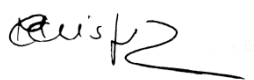
UFPB/BC

CDU 502.174(043)

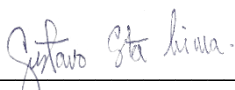
**POTENCIAL DE USO DE MACRÓFITAS E BIOFILME COMO FERRAMENTA DE
BIORREMEDIAÇÃO NA LAGOA FACULTATIVA DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO DE MAMANGUAPE-PB**

LUANNY DANTAS DE BRITO

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dr^a Maria Cristina Crispim
Universidade Federal da Paraíba



Prof. Dr. Gustavo Ferreira da Costa Lima
Universidade Federal da Paraíba



Profa. Dr^a. Vivian Maria de Arruda Magalhães
Doutora em Engenharia Química pela UFRN

JOÃO PESSOA

2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, o autor da vida e da sabedoria. Aquele que nos dá forças para superar os obstáculos e que nos faz ter fé mesmo em momentos difíceis.

Aos meus pais, Lilliane Dantas e Genival Brito, pela educação que me deram e por todo o amor e dedicação para comigo.

À minha orientadora, Prof. Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva, por ser mais que orientadora, por ser uma amiga que podemos contar, por toda a paciência, dedicação e pelos ensinamentos passados a mim, para que eu obtivesse êxito no meu trabalho.

Às minhas grandes amigas de infância, Vivian, Cheyenne e Eduarda que estiveram e estão comigo nos momentos mais importantes da minha vida.

Aos grandes amigos que o EJC me deu e por quem eu tenho um amor enorme: Djalma, Jordanna, Ryan, Juliana, Matheus, Caio, Miguel, Ellen, Davi, Amanda, Rodrigues e Silvia.

Aos meus amigos e companheiros do curso que compartilharam dois anos de formação e de aprendizado, em especial Rebecca, Maiane, Amanda, Rodrigo, Danielly, Carlos e Sâmia.

A Randolpho, Gemerson, Rebecca, Daniel, Bruno e Robert que me ajudaram bastante na efetivação da minha pesquisa, compartilhando informações, conhecimentos e muito trabalho braçal.

À Universidade Federal da Paraíba, que juntamente com seu corpo docente foi uma fonte de saber e conhecimento, capacitando-me e dando suporte em tudo que me foi necessário.

A todos os professores do PRODEMA por todo o conhecimento compartilhado e adquirido.

À CAGEPA pela autorização para a realização dos experimentos na ETE de Mamanguape e também à prefeitura de Mamanguape.

À Universidade Federal da Paraíba (UFPB) e à CAPES, pelo seu apoio financeiro com a concessão da bolsa.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a elaboração desta dissertação, agradeço enormemente.

RESUMO

Uma das principais causas de poluição dos corpos hídricos é o lançamento de efluentes sem tratamento apropriado, gerando uma série de problemas ambientais. Para proteger os recursos ambientais é crescente o investimento em tecnologias de tratamento de esgotos. Uma ferramenta eficiente e economicamente viável é a biorremediação. Esta pesquisa teve como objetivo avaliar o potencial de uso do biofilme e das macrófitas flutuantes como ferramenta de biorremediação na Estação de Tratamento de Esgotos de Mamanguape-PB. Devido a problemas estruturais, os módulos de biofilme afundaram alguns dias após sua implantação, impossibilitando a análise dessa ferramenta biorremediadora. A pesquisa então seguiu e avaliou-se a eficiência da fitorremediação com a presença de diferentes densidades de macrófitas na lagoa facultativa da ETE. Para tanto, foram implantadas estruturas contendo macrófitas das espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. Foram realizadas coletas de amostras de água em pontos de entrada e saída da Lagoa Facultativa, e posteriores análises laboratoriais de indicadores de qualidade de água (pH, oxigênio dissolvido, potencial de oxirredução, amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e clorofila *a*) antes da implantação do sistema (controle), quando estavam presentes pouca quantidade de macrófitas na lagoa e quando tinham muitas macrófitas. Os dados adquiridos foram analisados estatisticamente através do software *R*, e também de acordo com a capacidade de depuração dos parâmetros. Diante dos resultados obtidos verificou-se que no controle alguns parâmetros analisados, como nitrato, ortofosfato e clorofila *a* estavam mais elevados no final, revelando que a lagoa aumenta o seu estado trófico ao longo do seu percurso de tratamento. No tratamento com poucas macrófitas a quantidade de nitrito e nitrato chegou a ser nula. Ambos tratamentos fitorremediadores foram mais eficientes na depuração de clorofila *a* do que o tratamento convencional. A fitorremediação com maior densidade de macrófitas foi eficiente para tornar os valores de pH mais próximos aos aceitáveis para lagoas facultativas; tornou o potencial de oxirredução mais regular, favorecendo o surgimento de condições oxidantes na entrada e na saída da lagoa, situação que não ocorria com o tratamento convencional; e elevou os níveis de OD entre a entrada e a saída da lagoa, enquanto que nos outros dois tratamentos ocorreu uma diminuição. Além disso, após a fitorremediação houve um aumento na biodiversidade local em que as macrófitas aquáticas foram utilizadas com habitat para diferentes espécies. Conclui-se que não houve o efeito esperado da fitorremediação com poucas e muitas macrófitas, pois apesar de ter tido melhorias na qualidade da água da lagoa, elas não foram estatisticamente significativas, com exceção apenas do parâmetro de pH. Sendo assim, é válido o desenvolvimento de mais pesquisas utilizando diferentes densidades de macrófitas para o biotratamento, principalmente em Estações de Tratamento de Esgotos, para que se possa haver uma melhor avaliação quanto a seu potencial biorremediador em diferentes unidades de tratamento. Além disso, é importante que se haja um manejo de retirada das macrófitas em paralelo, podendo estas serem usadas como matéria prima em biodigestores caseiros e na compostagem.

Palavras-chave: biorremediação, tratamento de efluentes, macrófitas flutuantes, fitorremediação.

ABSTRACT

One of the main causes of pollution of water bodies is the discharge of effluents without proper treatment, generating a series of environmental problems. To protect environmental resources, investment in wastewater treatment technologies is increasing. A tool considered efficient and economically viable is bioremediation. This research aimed to evaluate the potential use of biofilm and floating macrophytes as a tool for bioremediation in the Wastewater Treatment Plant (WTP) of Mamanguape-PB. Because of structural problems, the biofilm modules sank a few days after their implantation, making it impossible to analyze this bioremediation tool. The research followed and the efficiency of the phytoremediation was evaluated with the presence of different densities of macrophytes in the facultative lake of the WTP. Therefore, structures containing macrophytes of the species *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* were implanted. Water samples were collected at points of entry and exit of the Facultative Lagoon, and subsequent laboratory analyzes of water quality indicators (pH, dissolved oxygen, redox potential, ammonia, nitrite, nitrate, orthophosphate, electrical conductivity, total solids dissolved and Chlorophyll a) before the implementation of the system (control), when there were few macrophytes present in the lake and when there were many macrophytes. The collected data were statistically analyzed using the R software, and also according to the depuration capacity of the parameters. In view of the results obtained it was found that in the control some parameters analyzed, such as nitrate, orthophosphate and chlorophyll a were higher at the end, revealing that the pond increases its trophic state along its treatment path. In the treatment with few macrophytes the quantities of nitrite and nitrate became zero. Both phytoremediation treatments were more efficient in the purification of chlorophyll a than the conventional treatment. Phytoremediation with higher macrophyte density was efficient to make pH values closer to those acceptable for facultative ponds; it made the oxidation-reduction potential more regular, favoring the appearance of oxidizing conditions at the entrance and exit of the lake, a situation that did not occur with conventional treatment; increased the DO levels between the entrance and exit of the pond, while in the other two treatments there was a decrease. Furthermore, after phytoremediation there was an increase in local biodiversity where aquatic macrophytes were used as habitat for different species. We conclude that there was not the expected effect of phytoremediation with few and many macrophytes, because although there were improvements in the water quality of the pond, they were not statistically significant, except for the pH parameter. Thus, it is worth developing further research using different densities of macrophytes for biotreatment, especially in sewage treatment plants, so that there can be a better evaluation of their bioremediation potential in different treatment units. In addition, it is important that there is a management of removal of macrophytes in parallel, which can be used as raw material in home biodigesters and composting.

Keywords: bioremediation, wastewater treatment, floating macrophytes, phytoremediation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Esquema do Sistema Australiano de Lagoas.	25
Figura 2– Vista aérea da ETE-Mamanguape, com a localização dos dois pontos amostrais.	32
Figura 3 – Chegada do esgoto na lagoa facultativa com vazão variável em diferentes períodos do dia.	33
Figura 4 – Saída do Esgoto da ETE através de tubulação de 400 mm.	33
Figura 5 – Macrófitas utilizadas na biorremediação: A) <i>Eichhornia crassipes</i> ; B) <i>Pistia stratiotes</i> .	34
Figura 6 – Estruturas de conduítes amarradas nas margens da lagoa facultativa.	35
Figura 7 - (A) Implantação das macrófitas na ETE de Mamanguape. (B) Detalhe das macrófitas dentro da estrutura de conduítes.	36
Figura 8 – Macrófitas em pouca quantidade: A) vista da lateral da ETE; B) vista da entrada da ETE.	37
Figura 9 – Macrófitas em grande quantidade: A) vista da lateral da ETE; B) vista da entrada da ETE.	37
Figura 10 – Módulos de biofilme: A) Estrutura de PVC com o substrato (plástico) de fixação para o biofilme; B) Distribuição dos módulos na lagoa facultativa.	38
Figura 11 – Módulos de biofilme submersos.	39
Figura 12 – Precipitação pluviométrica de Mamanguape entre os meses de Agosto de 2019 e abril de 2021.	42
Figura 13 – Valores de pH na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	45
Figura 14 – Capacidade de depuração do pH durante o período da pesquisa.	46
Figura 15 – Valores de pH na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,6023), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,001755) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,04307).	47
Figura 16 – Concentrações de sólidos totais dissolvidos na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	49
Figura 17 – Capacidade de depuração do STD durante o período da pesquisa.	50
Figura 18 – Concentrações de sólidos totais dissolvidos na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,6191), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,1891) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,4651).	52
Figura 19 – Valores de Condutividade na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	54

Figura 20 – Capacidade de depuração da condutividade elétrica durante o período da pesquisa.	55
Figura 21 – Valores de condutividade na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5392), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,1814) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,4777).	56
Figura 22 – Valores de ORP na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	59
Figura 23 - Capacidade de depuração do Potencial de oxirredução durante o período da pesquisa.	60
Figura 24 – Valores de ORP na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,126), com poucas macrófitas (B) (p-value = $6,743 \times 10^{-5}$) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,372).	62
Figura 25 – Concentrações de OD na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	64
Figura 26 - Capacidade de depuração do Oxigênio Dissolvido (OD) durante o período da pesquisa.	66
Figura 27 – Concentrações de Oxigênio Dissolvido na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5633), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,0209) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,8738).	67
Figura 28 – Concentrações de amônia na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	70
Figura 29 - Capacidade de depuração da amônia durante o período da pesquisa.	72
Figura 30 – Concentrações de amônia na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,0672), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,6029) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,326).	74
Figura 31 – Concentrações de nitrito na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	76
Figura 32 - Capacidade de depuração do nitrito durante o período da pesquisa.	77
Figura 33 – Concentrações de nitrito na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,2477), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,4185) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,1775).	78
Figura 34 - Concentrações de nitrato na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	81
Figura 35 - Capacidade de depuração do nitrato durante o período da pesquisa.	82
Figura 36 - Concentrações de nitrato na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,7087), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,6378) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,6523).	84

Figura 37 - Concentrações de ortofosfato na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	86
Figura 38 - Capacidade de depuração do ortofosfato durante o período da pesquisa.	87
Figura 39 - Concentrações de ortofosfato na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,00815), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,001495) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,1607).	89
Figura 40 - Concentrações de clorofila <i>a</i> na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.	91
Figura 41 - Capacidade de depuração da clorofila <i>a</i> durante o período da pesquisa.	93
Figura 42 - Concentrações de Clorofila <i>a</i> na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5911), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,8114) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,6083).	94
Figura 43 – Registros de gado e vestígios e capivara antes da fitorremediação.	95
Figura 44 – Espécies encontradas após a fitorremediação.	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Níveis de atendimento com rede de água e esgoto no Brasil.	22
Tabela 2 – Variáveis físicas e químicas e seus respectivos métodos de análise;	40

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA – Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba

ANA – Agência Nacional de Águas

CEBDS - Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

OD – Oxigênio Dissolvido

ONU – Organização das Nações Unidas

ORP – Potencial de Oxirredução

PLANASA – Plano Nacional de Saneamento

pH – Potencial Hidrogeniônico

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

SINISA - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico

SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

STD – Sólidos Totais Dissolvidos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivos Específicos	18
3 HIPÓTESES	18
4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
4.1 Saneamento Básico, Recursos Hídricos e Meio Ambiente	19
4.2 Tratamento de Efluentes	23
4.3 Biorremediação	27
4.4 Biofilme como Biorremediador	28
4.5 Macrófitas Aquáticas e a Fitorremediação	29
5 MATERIAL E MÉTODOS	31
5.1 Área de Estudo	31
5.2 Experimento de Biorremediação	34
5.2.1 Implantação das macrófitas aquáticas flutuantes	34
5.2.2 Implantação dos módulos de biofilme	37
5.3 Coletas de Amostra	39
5.4 Parâmetros Físicos e Químicos	40
5.5 Análise Estatística	40
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES	42
6.1 Análise dos Parâmetros Físicos e Químicos	43
6.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)	43
6.1.2 Sólidos totais dissolvidos (STD)	48
6.1.3 Condutividade Elétrica	52
6.1.4 Potencial de Oxirredução (ORP)	57
6.1.5 Oxigênio Dissolvido (OD)	63
6.1.6 Amônia	68
6.1.7 Nitrito	75
6.1.8 Nitrato	79
6.1.9 Ortofosfato	85
6.1.10 Clorofila <i>a</i>	90

6.2 Aumento da biodiversidade	95
7 CONCLUSÕES	97
8 CONSIDERAÇÕES FINAIS	99
9 REFERÊNCIAS	101

1. INTRODUÇÃO

A água existente no mundo é um recurso imprescindível à vida dos seres vivos, seja como meio de vida para as espécies, como fonte para a produção de bens e serviços ou como recurso representativo de valores socioculturais (PHILIPPI JR *et al.*, 2004). De acordo com Carvalho *et al.* (2008), a maior parte das águas superficiais são responsáveis não apenas por fornecer a água necessária ao abastecimento urbano, como também, por receber uma grande quantidade de efluentes gerados pela população, através de esgotos domésticos e industriais.

O modo como o homem interfere no meio ambiente através de suas atividades, e a forma como vem ocorrendo o uso e a ocupação do solo, afetam direta ou indiretamente a qualidade e quantidade dos recursos naturais, principalmente pela introdução de substâncias de composições bastante variadas no solo e nos corpos hídricos, implicando em uma considerável quantidade de alterações físicas, químicas ou biológicas e também em uma degradação irreversível nesses ambientes (GRIZA *et al.*, 2008; XIAO *et al.* 2017).

As principais fontes poluidoras dos corpos hídricos são: a mineração, a aplicação de fertilizantes e pesticidas, e o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado (PHILIPPI Jr, 2005; DIAS *et al.*, 2019). No Brasil, mesmo com investimentos em empresas de saneamento, ainda é pequeno o volume de esgoto que recebe tratamento eficaz antes de chegar aos rios (TUCCI, 2008), e muitas vezes, mesmo após o tratamento, os efluentes são lançados nos corpos receptores com elevadas cargas poluidoras, principalmente de nutrientes e cianobactérias tóxicas (SOUSA, 2009).

Embora existam padrões e diretrizes para a gestão e lançamento de efluentes, como os dispostos na Resolução CONAMA nº 430/2011, o Brasil ainda enfrenta grandes problemas em todo o território nacional, e isto deve-se, principalmente, à ausência de fiscalização dos órgãos públicos aos causadores da degradação ambiental (BORGES, et al. 2019). Diante disto, é bastante comum o lançamento de efluentes nos corpos hídricos com uma grande quantidade de nutrientes inorgânicos, como o fósforo e o nitrogênio, podendo gerar uma proliferação excessiva de algas, e conseqüentemente uma redução no oxigênio dissolvido no meio, acarretando na diminuição da biodiversidade do ambiente aquático (BAUMGARTEN et al., 1996), provocando um fenômeno chamado de eutrofização.

Visando a melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto, manter as características dos efluentes dentro dos padrões de lançamento exigidos pelos órgãos ambientais, e minimizar os impactos causados nos corpos hídricos, novas tecnologias de biotratamento vêm sendo adotadas. Dentre essas tecnologias, uma que vem ganhando grande

força por ser considerada bastante eficiente, com potencial de reprodutibilidade, e economicamente viável para auxiliar na melhoria do tratamento de efluentes é a biorremediação (BHUPATHIRAJU *et al.*, 2002; CRISPIM *et al.* 2009; MALLMANN *et al.* 2019).

A biorremediação é um processo que utiliza organismos vivos para remoção, degradação ou transformação de poluentes tóxicos de um ambiente contaminado, formando compostos menos tóxicos ou não tóxicos, assim como para a redução do excesso de nutrientes, possibilitando a minimização dos impactos antropogênicos e em alguns casos até a restauração da sua condição natural (CARNEIRO; GARILIO, 2010; PEREIRA; FREITAS, 2012).

Dentre as tecnologias de biorremediação que vêm demonstrando sucesso para o tratamento de esgoto, destacam-se as que utilizam macrófitas aquáticas, denominada também de fitorremediação, e as que fazem uso do biofilme, principalmente por sua capacidade de absorver e reduzir concentrações de poluentes e compostos químicos, melhorando, assim, a qualidade da água (ALMEIDA; ALMEIDA, 2005; SOUSA, 2015).

O biofilme pode ser utilizado em lagoas de estabilização com a finalidade de aumentar a eficiência no tratamento de esgotos, contribuindo para a melhoria da qualidade da água nestes ambientes, como proposto por Bento (2005), em pesquisas experimentais. De acordo com pesquisas desenvolvidas acerca do potencial do biofilme como biorremediador, este tem apresentado eficácia na remoção de nutrientes como nitratos e fosfatos, podendo contribuir na solução de problemas como a poluição hídrica e a eutrofização (ROESELERS *et al.*, 2008; CRISPIM *et al.*, 2009).

A utilização de macrófitas aquáticas flutuantes em sistemas de tratamento de efluentes visa depurar e reduzir as cargas poluidoras inorgânicas, as substâncias tóxicas, os metais pesados e os microrganismos patógenos (DIAS *et al.*, 2016). Nesta tecnologia alternativa de tratamento, também denominada de wetland artificial ou jardins filtrantes, o rizoma das plantas, através de processos químicos, físicos e biológicos, é responsável por despoluir as águas residuárias, realizando funções análogas ao tratamento convencional dos esgotos domésticos (SILVA, 2007).

Atualmente, no município de Mamanguape, apenas 3,9% do esgoto gerado pela população é coletado e tratado através da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do município, e este tratamento é focado na remoção da matéria orgânica do esgoto, não sendo, portanto, eficiente na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, o que pode promover a eutrofização das águas do corpo hídrico receptor do esgoto tratado. Além disso as águas liberadas pelos efluentes de ETEs são ricas em cianobactérias (SOUSA, 2015).

Embora o número de pesquisas utilizando o biofilme e as macrófitas como ferramenta de biorremediação venha aumentando, geralmente nelas se usa apenas um tipo de biorremediador por vez, ou seja, ou o biofilme, ou as macrófitas aquáticas (SOUZA, 2004; PÉREZ, 2015; MARINHO, 2018; MELLO, 2018). Além disso, a maioria das pesquisas que utilizam as macrófitas ou o biofilme ainda são feitas em nível experimental, não sendo aplicadas dentro das lagoas de estabilizações contidas nas ETEs (JUNGLES, 2007).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o potencial de uso do biofilme e das macrófitas flutuantes, como ferramenta de biorremediação, na lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Mamanguape-PB

2.2 Objetivos Específicos

- Verificar a eficiência do sistema de tratamento da Estação de Tratamento de Esgoto de Mamanguape, através de indicadores de qualidade de água.
- Avaliar a eficiência da fitorremediação com a presença de diferentes densidades de macrófitas na lagoa facultativa da ETE.

3. HIPÓTESE

- H1: O sistema de fitorremediação com macrófitas aquáticas é eficiente para a melhoria do efluente da lagoa facultativa da ETE de Mamanguape-PB.
- H2: As diferentes densidades de macrófitas interferem na eficácia do tratamento do efluente da lagoa facultativa da ETE de Mamanguape-PB.

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 Saneamento básico, Recursos Hídricos e Meio Ambiente

A água é um recurso natural que assegura a existência dos ecossistemas, pois além de proporcionar o suporte à vida de diferentes comunidades biológicas, é também de grande importância para as atividades econômicas, como por exemplo, a agricultura e a indústria, exercendo um importante papel na qualidade de vida das populações (SHUBO, 2003; PEREIRA, 2011).

Os conflitos pelo uso da água estão gerando cada vez mais preocupação, e geralmente são motivados por fatores como o processo desordenado de urbanização, a ocupação indevida em áreas de drenagem das bacias hidrográficas, além dos desperdícios e a não conservação do recurso (PANTANO, 2016). Problemas como estes, somados ao avanço tecnológico, vêm comprometendo a qualidade das águas dos rios, lagos e reservatórios e prejudicando o equilíbrio ambiental.

Os recursos hídricos são atingidos com a contaminação do solo e consequentemente do lençol freático, com alterações nos cursos dos rios, assoreamento com a deposição de sedimentos e também com a produção de efluentes domésticos e industriais, que são uns dos principais problemas nos centros urbanos. Diante de toda essa problemática torna-se cada vez mais urgente a gestão adequada dos recursos hídricos e dos sistemas de esgotamento sanitário, e para se obter êxito nessa gestão, o setor de saneamento básico é primordial (ARAÚJO; BERTUSSI, 2018).

O saneamento básico compreende o conjunto de ações que visam proporcionar e garantir condições de segurança e bem estar para uma população, e inclui os seguintes serviços: abastecimento de água, esgotamento sanitário (coleta e tratamento), drenagem de águas pluviais urbanas e manejo de resíduos sólidos (DALTRO FILHO, 2004; SAIANI; TONETO JUNIOR; DOURADO, 2013), sendo, portanto, um serviço multidisciplinar, que engloba os aspectos sociais, econômicos e ambientais, sociais e econômicos (SOUSA, 2015).

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU, 2010) o acesso à água potável e ao esgotamento sanitário é um direito humano e de necessidade imediata, sendo um dever da sociedade em desenvolvimento, prestar serviços básicos de saneamento, uma vez que sua ausência ou deficiência acarretam consequências negativas ao meio ambiente, à qualidade de vida e à saúde da população (SANTOS *et al.*, 2018; ROSSONI *et al.*, 2020). Para Paes *et al.* (2014), o saneamento básico é um dos principais indicadores de desenvolvimento

socioeconômico e de qualidade de vida de uma população, uma vez que seus serviços possuem grande influência sobre a vida dos seres humanos, incluindo a saúde, e sobre o ambiente.

Em países da América Latina e do Caribe, a disposição inadequada de águas servidas e de esgoto estão sendo responsáveis por contaminar a água potável, e originando doenças diarreicas e gastroentéricas (SANTOS, 2006). No Brasil, ocorre uma situação semelhante, em que a ausência de saneamento básico é apontada como uma das maiores causadoras da mortalidade infantil, oriundas de doenças parasitárias e infecciosas (PAES *et al.*, 2014). Isto mostra o quanto é urgente a melhoria dos serviços de saneamento básico em nosso país, principalmente na área de esgotamento sanitário.

Avanços nos serviços de saneamento básico no Brasil começaram a ocorrer com maior frequência da década de 70 em diante, com a implantação do Sistema Nacional de Saneamento e a criação do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), em 1971 (SANTOS *et al.* 2018). O PLANASA era um modelo centralizado de financiamento de investimentos em saneamento, que tinha por finalidade expandir os serviços de esgotamento sanitário e abastecimento de água e propiciando a sua universalização (HOHMANN, 2012). Com a criação do PLANASA, o percentual de domicílios brasileiros com abastecimento de água cresceu de 35% para 55%, enquanto o percentual de domicílios com rede acessível de coleta de esgotos aumentou de 15% para 29%, do início ao fim da década de 70 (SAIANI; TONETO JR., 2010).

Apesar do aumento de investimentos no setor e da melhoria significativa nos índices, na década de 80 dificuldades internas provocaram uma crise no plano, levando à sua extinção, em 1992, antes que a universalização dos serviços de saneamento fosse alcançada (SANTOS *et al.*, 2018; NOHARA; POSTAL JÚNIOR, 2019). Para Turolla (2002) O PLANASA foi o único instrumento articulado financiador e modernizador do setor de saneamento básico no país, de tal forma que as iniciativas e políticas governamentais que o sucederam foram vistos como desarticulados e pontuais (ARAÚJO; BERTUSSI, 2018).

Posteriormente à extinção do PLANASA, a lei federal nº 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), um importante marco regulamentador para o setor de saneamento básico, uma vez que apresenta particularidades do uso da água, como o dever de proteção a este recurso, a prioridade de uso, e os seus usos múltiplos, além de determinar as outorgas necessárias para o lançamento dos efluentes nos corpos hídricos (LEONETI; PRADO; OLIVEIRA 2011; SOUSA, 2015). Esta lei, também conhecida como “Lei das Águas”, estabeleceu instrumentos para uma melhor gestão dos recursos hídricos de domínio federal e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Dentre os

objetivos desta lei, destacam-se: garantir à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água; a utilização integrada e racional dos recursos hídricos; e a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos (BRASIL, 1997).

Nos últimos anos, o principal marco regulatório no setor de saneamento foi a promulgação da Lei Nacional do Saneamento Básico (Lei nº 11.445), no ano de 2007. Esta lei estabelece as diretrizes nacionais para a política federal de saneamento básico e para o saneamento básico, orientando a ação do governo federal com a finalidade de proporcionar a expansão dos serviços de saneamento básico no território nacional e sua universalização, definindo programas, planos, ações e estratégias para investimentos no setor (BRASIL, 2007).

A lei nº 11.445/2007 ainda instituiu o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico (SINISA), uma importante ferramenta de coleta e sistematização de dados da prestação de serviços públicos de saneamento básico, responsável por facilitar o acesso dessas informações ao público, auxiliando no acompanhamento do progresso do setor de saneamento, e quando for necessário, a obtenção de dados suficientes para exigências de futuros investimentos no setor (BRASIL, 2007). É importante destacar que o SINISA constitui-se na evolução do atual Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), com as ampliações de escala e de escopo, complementações de informações e indicadores.

Desde a sua criação até os dias atuais, poucas deliberações da lei de saneamento foram cumpridas. Diante do déficit significativo de investimentos em infraestruturas de saneamento, as agências reguladoras surgem como entidades capazes de estimular a universalização dos serviços de saneamento no país. No entanto, poucas agências reguladoras de serviços de saneamento básico foram criadas para acompanhar os investimentos que estão sendo realizados no setor e auditar e certificar as infraestruturas que já existem (MELO; GALVÃO JÚNIOR 2013). Além disso, o poder dos órgãos reguladores estaduais e municipais é fraco quando comparado com o das grandes empresas de saneamento, prejudicando assim o desenvolvimento do setor.

Apesar dos esforços para tornar os serviços de saneamento básico universais no Brasil, o país ainda se encontra distante da universalização. Em pesquisa realizada em 2011 pelo Instituto Trata Brasil, em conjunto com o Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável (CEBDS), constatou-se que o país ocupa a posição 112^a, em um ranking contendo um total de 200 países (FERREIRA; GARCIA, 2017).

Além do baixo progresso no processo de universalização dos serviços de saneamento, de acordo com dados do SNIS no ano de 2018, evidenciou-se também uma desigualdade regional quanto ao nível de atendimento (Tabela 1).

Tabela 1 – Níveis de atendimento com rede de água e esgoto no Brasil.

Macrorregião	Índice de atendimento com rede de água (%)	Índice de atendimento com rede de coleta de esgotos (%)
Norte	57,1	10,5
Nordeste	74,2	28,0
Sudeste	91,0	79,2
Sul	90,2	45,2
Centro-oeste	89,0	52,9
Brasil	83,6	53,2

Fonte: Adaptado de SNIS (2018)

A partir desses dados, verifica-se que no ano de 2018, os índices de atendimento total com rede de abastecimento de água e de atendimento total com rede de esgotos alcançaram valores de 83,6% e 53,2%, respectivamente, demonstrando que ainda falta muito para que 100% do país seja atendido por estes serviços. Além disso é possível identificar a diferença considerável entre as regiões. Enquanto a região Sudeste apresenta índices elevados, quando comparado com as demais regiões, as regiões Nordeste e Norte apresentam os piores índices (SNIS, 2018), certamente por conta dos baixos investimentos realizados nessas duas regiões, uma vez que a evolução do acesso aos serviços de saneamento está diretamente relacionada aos investimentos realizados (ARAÚJO; BERTUSSI, 2018).

De acordo com o último censo realizado em 2010 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e estatística (IBGE), na Paraíba, estado localizado no Nordeste brasileiro, 16,8% dos domicílios possuíam saneamento inadequado, desprovidos, portanto, de sistema de abastecimento de água e esgoto, e sem nenhum tipo de coleta de lixo (IBGE, 2011).

A cidade de Mamanguape reflete bem essa realidade observada na Paraíba. O município conta com uma parcela de apenas 8,3% que possui esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2010). De acordo com dados da Agência Nacional de Águas (ANA), 90% da parcela de esgoto gerado na cidade não possui nem coleta nem tratamento (ANA, 2017) ficando a cargo das fossas sépticas a tarefa de recolher os efluentes gerados nos domicílios. Apenas no ano de 2019, através da lei nº1090/2019 foi criada a Política Municipal de saneamento básico do município

e a instituição do Plano Municipal de Saneamento Básico, com vistas a disciplinar o planejamento e a execução das ações, obras e serviços de saneamento e promover a saúde e qualidade de vida da população e a sustentabilidade ambiental do município (MAMANGUAPE, 2019).

4.2 Tratamento de Efluentes

A poluição das águas superficiais é causada, na maioria das vezes, pelo lançamento direto ou indireto de efluentes domésticos e industriais, não tratados ou tratados inadequadamente (TERRA, 2016). A maioria das nações desenvolvidas já conseguiu superar problemas relacionados com a poluição hídrica e encontra-se em fase de refinamento quanto ao controle de poluentes e de seus impactos em ecossistemas sensíveis (OLIVEIRA, 2006). Enquanto isso, em países em desenvolvimento, os efluentes domésticos e industriais não recebem sequer o tratamento primário, antes de serem lançados nos corpos hídricos, transportando matéria orgânica e poluentes, sendo os principais responsáveis pela poluição e pela eutrofização destes ambientes (ZANINI, 2009).

A eutrofização é um processo desencadeado pelo aumento das concentrações de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos. A presença desses nutrientes, estimula a proliferação excessiva de algas, causando uma série de efeitos prejudiciais à qualidade da água e ao meio ambiente, como: redução do oxigênio dissolvido no meio aquático, mortandade de peixes, odor e sabor desagradável, mudanças na biodiversidade aquática, comprometimento da água destinada ao abastecimento público, dentre outros (GALLI; ABE, 2010; PÉREZ, 2015; POÇAS, 2015).

Uma forma de controlar e diminuir a entrada de poluentes e nutrientes nos ambientes aquáticos, e conseqüentemente minimizar o processo de eutrofização, é a melhoria no saneamento básico e a implantação de sistemas de tratamento de efluentes, afinal o tratamento é a melhor alternativa para diminuir os danos causados ao ambiente (BRANDÃO, 2008; SOUSA, 2015).

No Brasil, as Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011 dispõem sobre a classificação e enquadramento dos corpos de água e estabelecem condições e padrões específicos de lançamento de efluentes nos corpos hídricos receptores, de modo a controlar e garantir a qualidade da água dos mesmos. Diante disto, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) devem manter os parâmetros dos efluentes em conformidade com os limites exigidos nestas resoluções (POÇAS, 2015).

O processo de tratamento de efluentes em uma ETE, geralmente, é realizado seguindo quatro níveis (VON SPERLING, 1996):

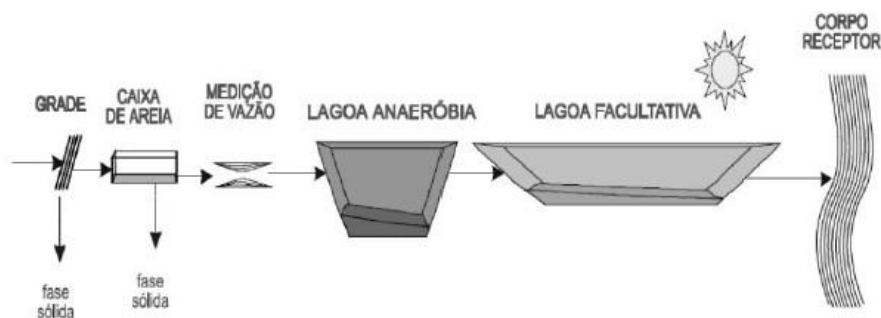
- Tratamento preliminar: visa remover os sólidos grosseiros através de mecanismos físicos, além de proteger as unidades de tratamento subsequentes, impedindo a sua obstrução e entupimento. Geralmente é feito através de unidades de gradeamento.
- Tratamento primário: objetiva a retirada dos sólidos sedimentáveis e, por consequência, parte da matéria orgânica, através de mecanismos físicos. Neste nível de tratamento são utilizadas lagoas anaeróbias/ reatores anaeróbios ou decantadores primários.
- Tratamento secundário: busca remover a matéria orgânica em suspensão fina, que não foi removida no tratamento primário, e possivelmente alguns nutrientes, como o nitrogênio e fósforo. As lagoas de estabilização facultativas e aeróbias pertencem a este nível de tratamento.
- Tratamento terciário: prioriza remover poluentes não biodegradáveis e tóxicos, organismos patogênicos e também a retirada complementar de poluentes que não foram suficientemente depurados no tratamento secundário.

Dentro das ETEs, o principal objetivo a ser alcançado é a redução e depuração das substâncias orgânicas e inorgânicas, bem como a carga de microrganismos patogênicos (OLIVEIRA et al., 2017). Desta forma, após ser tratado, o efluente pode ser lançado no corpo hídrico receptor sem causar danos à saúde ambiental aquática, e de acordo com o parâmetros físico-químicos e microbiológicos recomendados pela legislação em vigor. Porém, em muitos casos, isto não ocorre, principalmente devido à falta de fiscalização (TERRA, 2016).

Apesar dos investimentos e melhorias feitos no setor de saneamento, atualmente no Brasil apenas 46,3% do esgoto gerado recebe tratamento, e muitas vezes este tratamento é incompleto, não possuindo em geral o tratamento terciário (SNIS, 2018).

Por apresentar um clima tropical com temperaturas elevadas e área territorial disponível para a sua implementação, o método mais utilizado para o tratamento secundário de esgotos no país tem sido o de lagoas de estabilização (PÉREZ, 2015), e mais especificamente o sistema australiano de lagoas, que é composto por um sistema de lagoa de estabilização anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa (VON SPERLING, 2002) (Figura 1).

Figura 1- Esquema do Sistema Australiano de Lagoas.



Fonte: Von Sperling (2002).

As lagoas de estabilização constituem-se em grandes tanques afundados no solo, em que o esgoto é tratado através de uma série de atividades e interações dos microrganismos realizados por processos naturais, sendo as cianobactérias, bactérias heterotróficas, e as algas, as principais reguladoras na reciclagem de nutrientes. Essas lagoas atuam como reatores biológicos, reduzindo a carga de matéria orgânica e a quantidade de microrganismos patogênicos (PACHECO; WOLFF, 2004). A estabilização da matéria orgânica é realizada por meio de processos anaeróbios de fermentação, aeróbios de oxidação bacteriológica, e por redução através da fotossíntese (JUNGLES, 2007).

O sistema australiano é formado por um conjunto de lagoas, contendo uma lagoa anaeróbia e uma lagoa facultativa. A eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nas lagoas anaeróbias geralmente é da ordem de 50 a 70%, necessitando, assim, de uma unidade posterior de tratamento que possa aumentar essa eficiência, que neste caso é constituída por uma lagoa facultativa (VON SPERLING, 2002).

Na lagoa anaeróbia é fundamental a existência de condições estritamente anaeróbias, o que geralmente é alcançado com o lançamento de uma grande carga de matéria orgânica por unidade de volume da lagoa, suscitando em uma taxa de consumo de oxigênio muito maior que a taxa de produção (PACHECO; WOLFF 2004). Esse tipo de lagoa, geralmente, possui uma profundidade maior, variando de 3 a 5 metros, com o intuito de reduzir a penetração do oxigênio, produzido na superfície, a camadas mais inferiores. (ANDRADE, 2001). Pelo fato de serem mais profundas, as lagoas anaeróbias demandam uma menor área superficial para sua construção.

O processo de tratamento nas lagoas facultativas ocorre em três zonas da lagoa: anaeróbia, aeróbia e facultativa. Neste tipo de lagoa, a entrada de esgoto na lagoa é feita de forma contínua e após tratado sai da lagoa pela extremidade oposta (SOUSA, 2015). Durante este percurso, que dura alguns dias, a matéria orgânica em suspensão sedimenta no fundo da lagoa e forma o lodo,

que em seguida é decomposto por microrganismos anaeróbios (zona anaeróbia) (VON SPERLING, 2005). Enquanto isso, nas zonas superficiais da lagoa (zona aeróbia) a matéria orgânica dissolvida na massa líquida, será tratada por meio de bactérias aeróbias (SOUSA, 2015). A presença de oxigênio é fundamental nesta zona, e ele é fornecido através da fotossíntese realizada pela comunidade fitoplanctônica e por meio de trocas gasosas da atmosfera com a superfície líquida da lagoa. Na zona facultativa, a matéria orgânica dissolvida também pode ser decomposta por bactérias facultativas, que sobrevivem tanto em meio aeróbio quanto em meio anaeróbio (VON SPERLING, 2005). A estabilização da matéria orgânica ocorre mais lentamente nas lagoas facultativas, uma vez que elas dependem fundamentalmente de processos naturais, implicando em um período de detenção superior a 20 dias. Além disso, para que as atividades fotossintetizadoras ocorram de forma mais efetiva, são necessárias grandes áreas superficiais para a construção desse tipo de lagoa, e uma boa incidência luminosa (VON SPERLING, 2002). É importante destacar o papel do fitoplâncton que em lagoas do tipo facultativa, atua na elevação do pH, na produção de OD, e na remoção de nutrientes nitrogenados e fosfatados (POMPÊO, 2017). No entanto, quando estão presentes em elevadas quantidades nessas lagoas, ou quando predominam quantidades elevadas de cianobactérias, pode ocorrer liberação de ainda mais nutrientes e toxinas, causando graves problemas para os corpos hídricos receptores dos efluentes das ETEs (SOUSA, 2015).

No sistema australiano, a remoção da DBO realizada pela lagoa anaeróbia, proporciona uma economia de área superficial de cerca de 1/3 da área ocupada por uma lagoa facultativa que trabalha como unidade única no tratamento da mesma quantidade de efluente, reduzindo assim o requisito de área (PACHECO; WOLFF, 2004).

Apesar de demonstrar eficiência satisfatória com relação à redução de matéria orgânica do efluente, os métodos convencionais de tratamento de esgoto, como o citado anteriormente, muitas vezes são ineficientes na remoção de concentrações diminutas de metais pesados, nutrientes, cianobactérias tóxicas, não atendendo, assim, padrões de lançamento em corpos hídricos estabelecidos pela legislação, além de necessitar de uma grande área para sua implantação e apresentar um elevado custo quando comparados com sistemas alternativos de tratamento (SILVA, 2007; DIAS, 2019). Além disso, em se tratando de nutrientes nitrogenados e fosfatados, responsáveis pela eutrofização dos ecossistemas aquáticos, ETEs capazes de removê-los são pouco frequentes no Brasil (UNESCO, 2017).

Para Marinho (2018), nem sempre um tratamento eficiente de esgoto é o sinônimo de grandes obras de infraestrutura. A biorremediação vem emergindo como uma técnica eficiente

na remoção de nutrientes, com potencial e economicamente viável, podendo contribuir com a melhoria do tratamento de efluentes (RODRIGUES *et al.*, 2018; DIAS *et al.* 2019).

4.3 Biorremediação

A biorremediação é uma tecnologia de biotratamento de locais contaminados, que faz uso de agentes biológicos, como fungos, algas, bactérias, protozoários, para modificar, remover ou decompor poluentes alvos (MARIANO, 2006). De acordo com Marinho (2018) ela pode utilizar tanto os microrganismos do próprio ambiente como também culturas geneticamente modificadas, e adaptadas para uma determinada situação.

No processo de biorremediação o metabolismo de microrganismos contribui na depuração e eliminação dos poluentes, visando reduzir a concentração dos mesmos, a níveis mais aceitáveis, e transformando-os em compostos com menor toxicidade (YAKUBU, 2007). Em casos de ambientes ricos em nutrientes, esses microrganismos podem absorver e metabolizar os poluentes, retirando-os do ambiente e diminuindo a eutrofização.

As técnicas de biorremediação podem ser utilizadas na descontaminação do solo, na remoção de toxinas em poços subterrâneos, na degradação de herbicidas, no tratamento de esgoto, através da decomposição de substâncias orgânicas e inorgânicas, dentre outras aplicações (COUTINHO *et al.*, 2016; FERREIRA, 2020).

Levando em consideração a ineficiência dos tratamentos convencionais de esgoto, e sua baixa capacidade de depuração e remoção de nutrientes e cianobactérias, o desenvolvimento de tecnologias de biotratamento, como a biorremediação, tem sido essencial para mitigar os efeitos da eutrofização em ambientes poluídos (SOUSA, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2018, MARINHO, 2018; EIRAS, 2018; FERREIRA, 2020; SOUZA, 2020). Além desta tecnologia, assim como a fitorremediação, terem um baixo custo, sendo bem menos onerosa que os métodos convencionais de tratamento, possuem enorme potencial na remoção de contaminantes presentes na água (CRISPIM *et al.*, 2009; SOUSA, 2015; PÉREZ, 2015; DIAS *et al.*, 2016; MELLO, 2018; LIMA, 2020; PAZ, 2020; SOUZA, 2020).

Segundo Sousa (2015), para que um sistema de biorremediação seja implantado, é necessário caracterizar o ambiente a ser tratado, devendo, antes de sua aplicação, sempre se obter informações referentes às condições físicas, químicas e biológicas do local. Vale ressaltar, ainda, que o processo de tratamento por biorremediação pode ser *in situ*, quando a aplicação do método é feita diretamente no local contaminado, ou *ex situ*, quando é necessária a retirada do

solo ou efluente do local contaminado para o tratamento seja realizado em outro local (MARIANO, 2006; JACQUES *et al.*, 2007).

4.4 Biofilme como Biorremediador

Dentre as tecnologias de biorremediação existentes, destaca-se o biofilme ou perifíton, como observado por Crispim e colaboradores (2009), Pérez (2015), Marinho (2018) e Souza (2020). Ele é definido como uma complexa agregação de microrganismos, que atua de maneira altamente dinâmica e coordenada, associados a substratos sólidos naturais ou artificiais, geralmente imerso em um meio líquido (ALISSON, 2003; ROLDAN; RAMÍREZ, 2008). Vários tipos de substratos artificiais podem ser utilizados para o crescimento do biofilme, como exemplo: fibra de vidro, materiais de PVC, acrílico, dentre outros (JUNGLES, 2007; BENTO, 2005; PÉREZ, 2015).

O biofilme pode ser produzido por culturas puras de bactérias e por consórcios de microrganismos, incluindo algas, protozoários, fungos, microcrustáceos e rotíferos, tornando-o um sistema biológico completo, com a presença de organismos decompositores produtores e consumidores e decompositores (SCHNEIDER, 2007; SOUSA 2015). Sob determinadas condições, estes microrganismos são capazes de se aderir a superfícies sólidas, iniciando o crescimento celular e originando colônias. Quando essas colônias passam a agregar nutrientes, microrganismos e resíduos, origina-se o que se denomina biofilme (JUNGLES, 2007).

Essa complexa comunidade de microrganismos, interagindo entre si e com o meio, atua na maioria dos processos dentro do sistema aquático, ocasionando um aumento do desempenho no tratamento de esgotos (BENTO; REGINATTO; LAPOLLI 2004). Pesquisas experimentais realizadas para analisar o efeito do biofilme em lagoas de estabilização, observaram um aumento na eficiência do tratamento de esgotos, principalmente com relação à remoção de fósforo e nitrogênio (MUTTAMARA; PUETPAIBOONBENTO, 1996; BENTO, 2005; JUNGLES, 2007).

A aptidão do biofilme em absorver nutrientes, contribui no controle da eutrofização, uma vez que ajuda a diminuir a concentração destes compostos, envolvendo uma série de processos que vão desde a utilização desses nutrientes em seu próprio crescimento, até a transformação dos mesmos em substâncias biologicamente disponíveis para outros organismos (CRISPIM *et al.*, 2009; WU *et al.* 2014; PÉREZ, 2015).

4.5 Macrófitas Aquáticas e a Fitorremediação

A fitorremediação é um método de biorremediação que envolve a utilização de plantas e seus associados (microbiota) para tratar ambientes contaminados, tanto na água quanto no solo. As plantas utilizadas podem conter propriedades de extração, degradação, absorção, contenção ou imobilização do poluente e o sucesso desta técnica depende da existência de determinadas características nas plantas adotadas, como por exemplo, alta taxa de crescimento, boa capacidade de absorção, grande resistência ao poluente, facilidade de colheita (COUTINHO *et al.*, 2015; LIMA, 2019; FERREIRA, 2020; SOUZA, 2020).

O uso de macrófitas aquáticas flutuantes, jardins filtrantes, ou wetlands, são alternativas para a fitorremediação em sistemas de tratamento de efluentes domésticos e industriais (DIAS; NASCIMENTO; MENESES, 2016). Nesta opção de biotratamento, a despoluição é realizada por espécies de macrófitas aquáticas, que atuando em simbiose com microrganismos, podem agir em diferentes contaminantes, absorvendo, fixando e tratando poluentes (PLACEK *et al.*, 2016; MARQUES; AMÉRICO-PINHEIRO, 2018).

Para Marotta *et al.* (2009), sistemas de tratamento de efluentes utilizando macrófitas aquáticas, podem estimular a diminuição e prevenção do processo de eutrofização, promovendo a retenção e absorção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de ser uma tecnologia bastante econômica, possuir baixas taxas de degradação e desestabilização da área a ser remediada, oferecer facilidades quanto à sua retirada das lagoas, assim como, a possibilidade de se aproveitar a biomassa colhida (DIAS; NASCIMENTO; MENESES, 2016; LIMA, 2019).

Além de remover elevadas cargas de nutrientes, o sistema de remediação com macrófitas pode ser eficiente também na remoção de coliformes fecais, e de metais pesados como Zinco, Níquel, Chumbo, Cobre, Mercúrio, Urânio e Césio (BRAUN *et al.*, 2016), possuindo custos operativos e de manutenção extremamente baixos (YAMAMOTO, 2012). Vale salientar que a capacidade de remoção destes nutrientes e substâncias, por parte das macrófitas, é variável e depende do tipo de macrófita e dos mecanismos utilizados no sistema (MELLO, 2018).

Dentre as espécies de macrófitas que veem apresentando boa capacidade remediadora, destacam-se a *Eichhornia crassipes* (aguapé) e a *Pistia stratiotes* (alface-d'água). Pesquisas realizadas demonstraram que estas macrófitas contribuem para a extração de nutrientes, metais pesados, matéria orgânica, poluentes emergentes, coliformes e patógenos (GAO *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2014; ISMAIL *et al.*, 2015; VICTOR *et al.*, 2016; YAN *et al.*, 2017; MARQUES; AMÉRICO-PINHEIRO, 2018; SOUSA, 2015; PÉREZ, 2015; MELLO, 2018; LIMA, 2019). Figueiredo (2018) e Lima (2019) fizeram uso da *Eichhornia crassipes* para fitorremediar

ambientes lóticos poluídos em João Pessoa-PB, e conseguiram reduzir significativamente os nutrientes nesses locais.

Apesar do uso do biofilme e das macrófitas aquáticas para tratamento de efluentes ser recente, é inegável os avanços alcançados através da utilização dessas tecnologias naturais, e que podem trazer benefícios na recuperação de ecossistemas, sendo economicamente viáveis e ambientalmente sustentáveis (FLYNN *et al.*, 2013; WU *et al.*, 2014).

5. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa consiste em um conjunto de ações sugeridas para solucionar algum problema, baseando-se em metodologias sistemáticas e racionais (SILVA; MENEZES, 2005). Diante disto, quanto à sua forma de abordagem, a presente pesquisa é do tipo quantitativa. Para Fonseca (2002) uma pesquisa é dita quantitativa, quando se faz uso da linguagem matemática para descrever as causas de um fenômeno, e as relações entre variáveis. Neste tipo de pesquisa considera-se que é possível traduzir em números informações para classificá-las e analisá-las (SILVA; MENEZES, 2005).

Com relação à sua natureza, a pesquisa em questão é do tipo aplicada, uma vez que busca produzir conhecimentos para aplicação prática e direcionados a solucionar problemas específicos (SILVA; MENEZES, 2005), que neste caso é a melhoria na eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto, por meio da fitorremediação.

Quanto a seus procedimentos técnicos, esta pesquisa é do tipo experimental, em que um objeto de estudo é definido, variáveis capazes de influenciá-lo são selecionadas, e posteriormente definem-se os meios de controle e de observação dos efeitos que tais variáveis produzem no objeto (GIL, 2019). No caso desta pesquisa, o objeto de estudo é a ETE de Mamanguape, onde foi instalado um sistema de biorremediação e observou-se o comportamento de variáveis físicas e químicas após sua implantação.

5.1 Área de Estudo

A presente pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgotos do município de Mamanguape (ETE – Mamanguape), situada nas coordenadas 6°50'39.870" Sul e 35° 6'12.273" Oeste, a cerca de 56 Km da capital paraibana, João Pessoa. O município de Mamanguape possui aproximadamente 44.657 habitantes, em uma área territorial de 340, 5 Km² (IBGE, 2018).

A ETE – Mamanguape (Figura 2) começou a ser construída no ano de 2003 e teve sua obra concluída em 2005. Ela possui uma área superficial de 8,5 hectares e é composta por duas lagoas de estabilização, uma anaeróbia e uma facultativa, caracterizando o sistema australiano de lagoas (ANA, 2019). O seu monitoramento e operação são realizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). O experimento foi realizado apenas na lagoa facultativa.

Figura 2 – Vista aérea da ETE-Mamanguape, com localização dos pontos amostrais.



Fonte: Google Earth (2020).

Atualmente a ETE recebe e trata apenas 3,9% do esgoto gerado no município de Mamanguape, oriundo principalmente do centro da cidade, atendendo a uma população estimada de 1.363 pessoas (ANA, 2019). O tratamento realizado pela ETE é o secundário, e possui uma eficiência de 75% na remoção da DBO, mas não apresenta nenhum procedimento adicional voltado para a remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio (ANA, 2019), lançando, mesmo após o tratamento, uma grande quantidade de nutrientes e de cianobactérias no corpo hídrico receptor, conforme análises realizadas e apresentadas posteriormente.

O esgoto chega na ETE com uma vazão aproximada de 1,5 L/s (ANA, 2017) e é enviado primeiramente para a lagoa anaeróbia e posteriormente encaminhada para a lagoa facultativa, com uma vazão que varia ao longo do dia (Figura 3). O esgoto tratado é enviado para um afluente do Rio Mamanguape, distante aproximadamente 550 metros da ETE, através de uma tubulação de diâmetro 400mm (Figura 4).

Figura 3 – Chegada do esgoto na lagoa facultativa com vazão variável em diferentes períodos do dia.



Fonte: Acervo pessoal (2020).

Figura 4 – Saída do Esgoto da ETE através de tubulação de 400 mm.



Fonte: Acervo pessoal (2020)

O afluente do Rio Mamanguape, que recebe o esgoto tratado, possui uma vazão de referência de 5,3 L/s e se enquadra na Classe 2 de corpos de água (AESAs, 2016; ANA, 2017). De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, os corpos hídricos de classe 2 podem ser destinados ao abastecimento para consumo humano, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação por contato primário (mergulho, natação, etc.), à irrigação de vegetação, à aquicultura e à atividade de pesca. Diante dessa diversidade de destinações dadas aos corpos hídricos de Classe 2, constata-se a importância em melhorar a qualidade do tratamento realizado pela ETE de Mamanguape, principalmente na questão da remoção dos nutrientes e das cianobactérias.

A Bacia do Rio Mamanguape, na qual está inserida a ETE e o corpo hídrico receptor do esgoto tratado, é uma das principais bacias hidrográficas do estado da Paraíba (SANTOS;

ARAÚJO; MARCELINO, 2015). Ela possui uma área de 3.522,69 Km² (AESA, 2016), seu principal rio é o Mamanguape, que recebe contribuições dos corpos de água como os rios Araçagi, Guariba e Riacho Bloqueio. O Rio Mamanguape é o mais importante na drenagem da porção oriental da Paraíba, além de possuir uma grande diversidade de relevo, clima, tipos de ocupação e atividades econômicas que diferenciam as regiões ao longo de sua extensão (RODRIGUES et al., 2008).

5.2 Experimento de Biorremediação

5.2.1 Implantação das macrófitas aquáticas flutuantes

Por apresentarem grande potencial remediador, principalmente com relação à redução de clorofila a, absorção de nutrientes, redução de matéria orgânica e metais pesados, constatados através de pesquisas (GAO et al., 2014; SOUSA, 2015; MELLO, 2018; QIN et al., 2016), as espécies de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas nesse estudo foram *Eichhornia crassipes*, popularmente chamada de aguapé e *Pistia stratiotes* (Figuras 5A e 5B) chamada de alface d'água, selecionadas por Mello (2018) como as mais eficientes na remoção de nutrientes dentre as quatro espécies de macrófitas pesquisadas por ele.

Figura 5 – Macrófitas utilizadas na biorremediação: A) *Eichhornia crassipes*; B) *Pistia stratiotes*.



Fonte: Acervo Pessoal (2020).

As macrófitas foram retiradas das margens do Rio Cabelo (em João Pessoa) e transportadas para a ETE de Mamanguape. Foram montadas estruturas com conduítes de PVC

com 25 mm de diâmetro, da marca Amanco. Esse material foi escolhido por flutuar quando colocado na água. Com a ajuda de colaboradores, as pontas dos conduítes foram unidas com fita isolante, e suas extremidades foram amarradas, com fios de nylon resistente, em pregos colocados nas margens da lagoa (Figura 6).

Figura 6 – Estruturas de conduítes amarradas nas margens da lagoa facultativa.



Fonte: Acervo pessoal, 2020

Um total de oito estruturas de conduítes foram colocados em locais variados próximos às margens da lagoa, mas principalmente em locais perto da entrada, até perto do meio da lagoa. Após a montagem das estruturas, as macrófitas das duas espécies foram inseridas juntas na lagoa facultativa da ETE de Mamanguape (Figuras 7A e 7B), em Agosto de 2020.

Figura 7 - (A) Implantação das macrófitas na ETE de Mamanguape. (B) Detalhe das macrófitas dentro da estrutura de conduítes.



(A)



(B)

Fonte: Acervo pessoal (2020)

Após a implantação das macrófitas, observou-se que apenas a *E. crassipes* sobreviveu às condições ambientais da lagoa, apresentando uma elevada taxa de reprodução e crescimento, o que possibilitou comparar e avaliar o potencial de fitorremediação com a presença de diferentes densidades desta espécie de macrófita na lagoa facultativa da ETE, ou seja com poucas macrófitas (PM) (Figuras 8A e 8B) e com muitas macrófitas (MM) (Figuras 9A e 9B). Apesar de estarem delimitadas pelos conduítes, as macrófitas lançaram novas plantas por baixo destes, tendo sido perdido o seu controle alguns meses depois, o que permitiu essa comparação em duas condições de densidade bem distintas.

Figura 8 – Macrófitas em pouca quantidade: A) vista da lateral da ETE; B) vista da entrada da ETE.



(A)



(B)

Fonte: Acervo pessoal (2020).

Figura 9 – Macrófitas em grande quantidade: A) vista da lateral da ETE; B) vista da entrada da ETE.



(A)



(B)

Fonte: Acervo pessoal (2020).

5.2.2 Implantação de módulos de biofilme

Utilizando modelo similar ao adotado por Oliveira (2020) em pesquisa desenvolvida no Rio Fervença, Portugal, foram construídos 8 módulos de biofilme com canos de PVC (40 mm de diâmetro). Cada uma dessas 8 estruturas medindo 3m de largura por 3 m de comprimento (9m²), e contendo 10 cortinas suspensas de plástico cristal transparente com uma área de 1,5m², totalizando 240m² de substrato de fixação do biofilme. Após a montagem dos módulos, eles foram distribuídos próximos a entrada da lagoa facultativa (Figuras 10a e 10b).

Figura 10 – Módulos de biofilme: A) Estrutura de PVC com o substrato (plástico) de fixação para o biofilme; B) Distribuição dos módulos na lagoa facultativa.



(A)



(B)

Fonte: Acervo pessoal (2020)

Alguns dias após a sua implantação, os módulos de biofilme afundaram, principalmente devido às fortes chuvas que ocorreram em Mamanguape, que acarretou na entrada de água nos canos de sua estrutura (Figura 11). Diante disto, não foi possível obter resultados referentes ao potencial biorremediador do biofilme nesta pesquisa, e portanto serão apresentados apenas os resultados referentes ao potencial fitorremediador das macrófitas aquáticas.

Figura 11 – Módulos de biofilme submersos.



Fonte: Acervo pessoal (2020).

5.3 Coletas de Amostra

As coletas de amostra de água foram feitas em dois pontos das extremidades da lagoa facultativa da ETE – Mamanguape. O Ponto 1 (P1) localizado logo no início da lagoa, onde o esgoto chega, vindo da lagoa anaeróbia, e o ponto 2 (P2) no final da lagoa, próximo à tubulação de saída da ETE para o corpo receptor (Figura 2). Vale ressaltar que para cada ponto amostral foram retiradas três réplicas.

Para se obter informações sobre as características da água da ETE, foram realizadas quatro coletas de água na lagoa facultativa, antes da instalação do sistema de biorremediação. Essas coletas, referentes às amostras de controle, ocorreram nos meses de Agosto, Setembro, Dezembro de 2019, e no mês de Agosto de 2020.

Após a implantação das estruturas fitorremediadoras com macrófitas aquáticas, aguardou-se um período de dois meses para que as macrófitas pudessem se reproduzir e crescer, multiplicando sua quantidade. Em seguida, foram feitas sete coletas de amostras, das quais quatro foram correspondentes a uma densidade estabelecida como “poucas macrófitas” (nos meses de novembro e dezembro de 2020, e janeiro e fevereiro de 2021) (Figuras 8A e 8B) e três foram referentes a uma densidade determinada como “muitas macrófitas” (nos meses de março e abril de 2021) (Figuras 9A e 9B).

Ao final das coletas, as amostras foram etiquetadas, acondicionadas em caixas com gelo e transportados para o Laboratório de Ecologia Aquática (LABEA) do DSE/CCEN/UFPB, onde foram filtradas com bomba de sucção reversa, em filtros GF-C e logo em seguida congeladas até o momento das análises de compostos nitrogenados e fosfatados e de clorofila-a. As análises e coletas de água foram sempre realizadas no mesmo horário, entre 9 e 11h,

5.4 Parâmetros Físicos e Químicos

Os parâmetros físicos e químicos da água foram determinados seguindo os padrões estabelecidos em APHA (EATON et al., 2005) ou utilizando os equipamentos adequados para cada análise, como está descrito na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros físicos e químicos e seus respectivos métodos de análise.

Parâmetro	Metodologia
Amônia (NH ₃)	Método espectrofotométrico do fenol
Nitrito (NO ₂ ⁻)	Método colorimétrico por espectrofotometria com N-(1-naftil)-etilenodiamina
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Método colorimétrico por espectrofotometria com brucina
Ortofosfato (PO ₄ ³⁻)	Método Azul de Molibdênio
pH	Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50)
Oxigênio Dissolvido	Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50)
Potencial de oxirredução (ORP)	Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50)
Condutividade elétrica	Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50)
Sólidos totais dissolvidos	Sonda multiparâmetro Horiba (Série U-50)
Clorofila <i>a</i>	Extração em acetona 90% e análise colorimétrica por espectrofotometria

5.5 Análise Estatística

Os dados obtidos foram avaliados de acordo com as médias das réplicas de cada parâmetro de qualidade da água nos pontos de entrada (P1) e saída (P2) do esgoto na lagoa facultativa, ao longo do período amostral. Com vistas a avaliar a eficiência do sistema fitorremediador, os valores obtidos de cada parâmetro, foram analisados estatisticamente para observar se havia diferenças significativas entre o P1 e o P2, nos períodos de controle, em que haviam poucas macrófitas e em que haviam muitas macrófitas atuando na fitorremediação do efluente na lagoa.

Para uma melhor compreensão acerca da ação fitorremediadora do sistema foram feitas análises estatísticas com os valores dos parâmetros físicos e químicos obtidos na lagoa estudada. Para isso foram utilizados os valores de concentração obtidos com as réplicas das amostras. Primeiramente, foi realizado o teste de normalidade de Shapiro Wilk para verificar se os dados apresentavam distribuição normal ou não normal. Para os dados que apresentaram distribuição normal, foi feito o TEST T pareado, já para os dados de distribuição não normal foi realizado o teste WILCOXON. Calculando o valor de p através desses testes, foi possível encontrar diferenças significativas ($p \leq 0,05$) e não significativas ($p > 0,05$) entre os valores dos parâmetros físicos e químicos na entrada e saída da lagoa. Todo este procedimento e também a produção dos gráficos boxplots foi realizado utilizando o *Software R*.

Como o experimento foi realizado ao longo do tempo, incluindo períodos de estiagem e chuvosos, não se comparou estatisticamente entre os 3 experimentos, mas na capacidade de depuração entre a entrada (P1) e a saída (P2) em cada tratamento. Isso foi necessário para retirar o erro que teria com as diferentes qualidades de efluente na entrada, devido a períodos sazonais diferentes, impossibilitando a comparação entre os diferentes tratamentos, usando os dados brutos. No entanto, foi feita comparação entre os 3 tratamentos (Controle, PM e MM) usando os dados de depuração para cada parâmetro.

A capacidade de depuração de cada parâmetro de qualidade da água foi calculada utilizando a metodologia adotada por Lima (2020), onde subtraiu-se o valor das médias de cada parâmetro analisado na entrada (P1) pelo da saída (P2) do sistema, sendo positiva quando há redução no valor do parâmetro, e negativa quando há acréscimo. Os gráficos de depuração e os gráficos comparando os valores dos parâmetros físicos e químicos entre o P1 e o P2, no controle, com poucas macrófitas e com muitas macrófitas, foram gerados com o auxílio do *Software Excel 2016*. Também foram realizadas análises estatísticas da capacidade de depuração através do *Software R*. Foi feito um teste de variância (ANOVA) e o teste de normalidade de Shapiro Wilk, em seguida para os dados com distribuição normal realizou-se o teste Tukey, e para os de distribuição não normal, o teste de Kruskal-Wallis. Além disso, os valores dos parâmetros encontrados foram comparados com os requisitos de lançamento de efluentes em corpos hídricos, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011.

5.6 Precipitações Pluviométricas

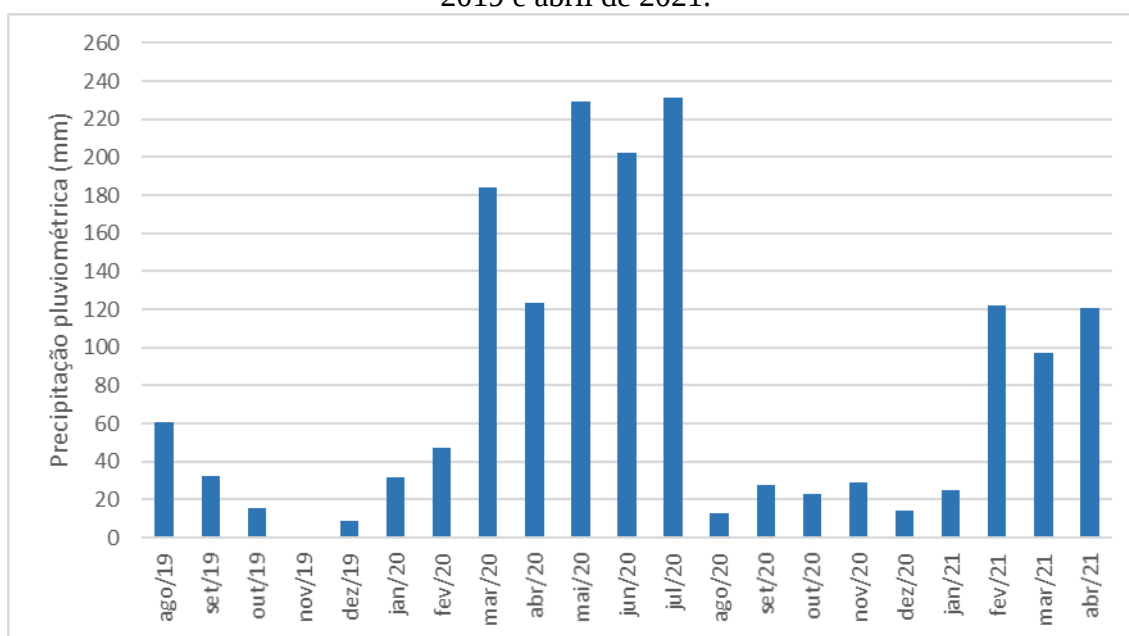
Devido à contribuição pluviométrica na dinâmica do tratamento do esgoto da lagoa, foram obtidos os dados de precipitação pluviométrica mensais de Mamanguape, referentes ao período

da pesquisa. Esses dados foram obtidos através da AESA (2021), levando-se em consideração os dados das estações meteorológicas de Mamanguape.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nos meses de coleta das amostras de controle (Agosto, Setembro e Dezembro de 2019, e Agosto de 2020), a maior precipitação observada foi de 60,4 mm em Agosto de 2019 (Figura 12). Durante o período de coleta, referente à presença de poucas macrófitas na lagoa da ETE-Mamanguape (Novembro de 2020 a Fevereiro de 2021), a maior precipitação verificada foi de 121,9 mm, em Fevereiro de 2021. Com a presença de muitas macrófitas (Março e Abril de 2021), a maior interferência pluviométrica foi observada no mês de Abril (120,8 mm).

Figura 12 – Precipitação pluviométrica de Mamanguape entre os meses de Agosto de 2019 e abril de 2021.



Fonte: AESA (2021).

Os valores mais elevados de precipitação foram observados em julho de 2020 (231,5 mm), porém neste mês não foi realizada nenhuma coleta de amostra, mas foi no mês seguinte, o que pode interferir na qualidade de água na ETE, visto ter entrado maior quantidade de água, devido às águas pluviais não estarem separadas das águas de esgoto.

A temperatura é um outro fator que pode contribuir no processo de tratamento do esgoto. Para medir a temperatura do efluente na lagoa facultativa da ETE-Mamanguape utilizou-se a Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50). As temperaturas verificadas ao longo do período da pesquisa, variaram entre 28,52°C e 31,20°C, e não apresentaram grandes diferenças com relação à temperatura média ambiente nos dias de coleta, sendo consideradas normais e com pequenas mudanças observadas. Portanto essas mudanças de temperatura podem ser atribuídas,

por exemplo, à alternância entre dias nublados, chuvosos ou ensolarados no período de coletas. Vale ressaltar que a Resolução CONAMA nº 430/2011 estipula que a temperatura do efluente deve ser inferior a 40°C ao ser lançado em corpos hídricos, e todas as temperaturas observadas nesse experimento ficou de acordo com o padrão determinado.

6.1 Análise dos Parâmetros Físicos e Químicos

6.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O Potencial Hidrogeniônico (pH) refere-se à concentração de íons hidrogênio H^+ que indicará se a água está básica ($pH > 7$), neutra ($pH = 7$) ou ácida ($pH < 7$) numa faixa de valores de 0 a 14 (FELTRE, 2004). Este parâmetro é dependente das atividades de respiração e fotossíntese, apresentando uma redução com a respiração (decomposição) e um aumento através da fotossíntese (GRANADO, 2004). Em ambientes aquáticos eutrofizados e ricos em nutrientes, o pH geralmente é mais próximo do alcalino, justamente pelo aumento da atividade fotossintética (SOUSA, 2015).

Nas lagoas de estabilização, a remoção de nutrientes, como o nitrogênio, é um processo altamente dependente das condições de oxigenação, pH e temperatura do meio, sendo um valor de pH superior a 7,5, o ideal para lagoas do tipo facultativa (MIWA; FREIRE; CALIJURI, 2007; VON SPERLING, 2002).

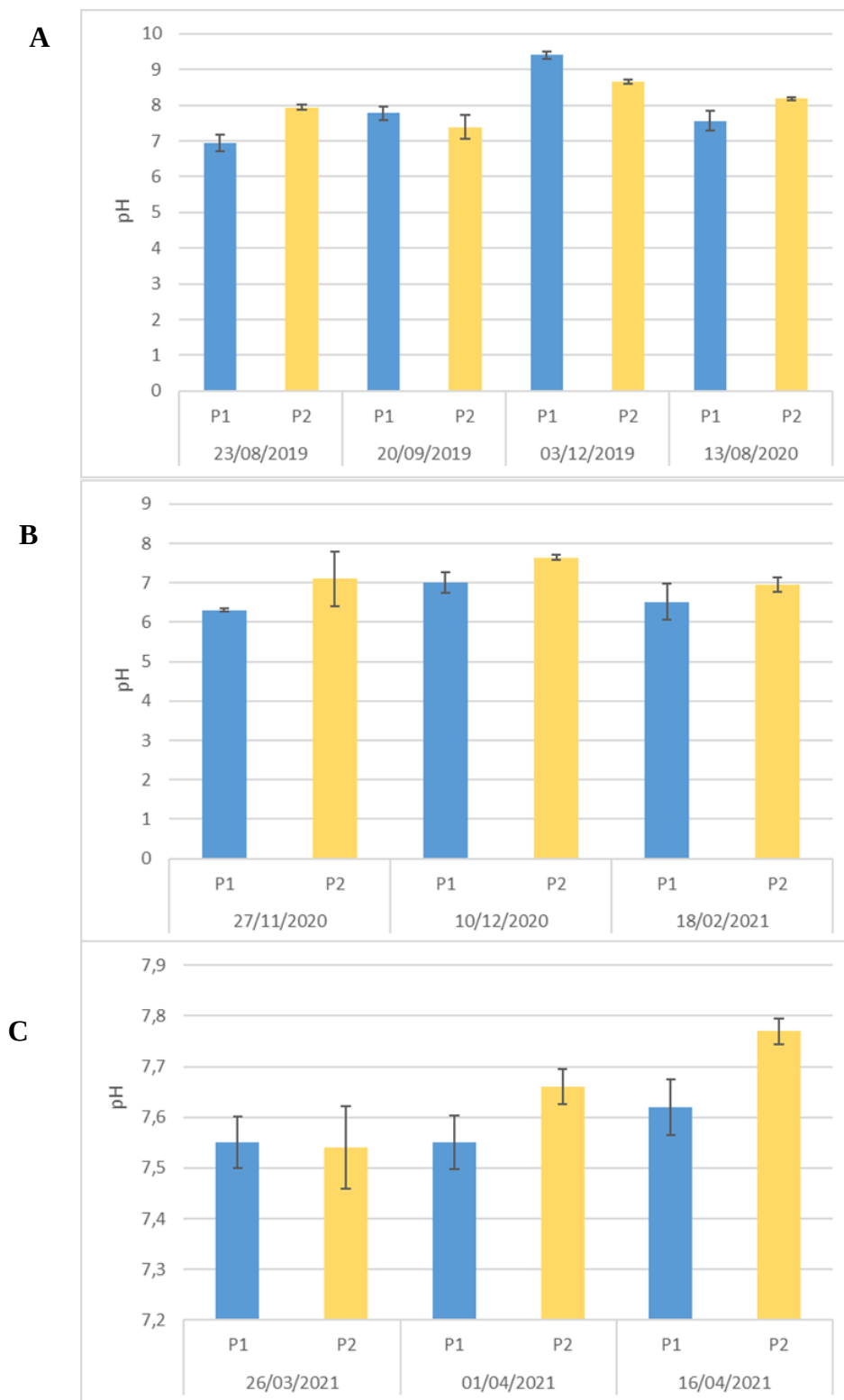
Os valores de pH encontrados na entrada (P1) e saída (P2) da Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape no período de controle e após a fitorremediação podem ser observados através da Figura 13. Os valores de pH no controle variam de 6,96 a 9,40 no P1, e de 7,38 a 8,65 no P2. Na fitorremediação com uma densidade menor de macrófitas, esses valores variaram de 6,31 a 7 no P1 e de 6,96 a 7,64 no P2. Com uma maior densidade de macrófitas, a variação foi de 7,55 a 7,62 no P1 e de 7,54 a 7,77 no P2.

Pode-se verificar ao longo do tempo que nos períodos com macrófitas os valores de pH foram em geral menores, comparando com período de controle, isso pode estar associado com o período chuvoso, que com a diluição pela chuva, alguns compostos como os de sabão, que tendem a ser alcalinos estão mais diluídos, logo induzindo a um valor de pH menos elevado. No entanto, verificou-se um padrão de aumento de pH ao longo da lagoa facultativa (do P1 para o P2) enquanto que no período de controle, não se verificou um padrão definido, aumentando ou diminuindo dependendo da coleta, mostrando que o sistema sem as macrófitas é mais instável do que na presença delas, para este parâmetro.

O fato de o pH ter-se mantido próximo ao ideal para o tipo de lagoa da pesquisa, principalmente durante o período chuvoso é importante para auxiliar na redução das bactérias patogênicas, na depuração da amônia e na precipitação de fosfatos (SOUZA, 2020). Mello (2018) verificou valores de pH iniciais, em mesocosmos contendo efluentes da lagoa facultativa da ETE de Mangabeira, de 7,6 e valores entre 6,92 e 8,66 após a fitorremediação com a *Eichhornia crassipes*.

A resolução do CONAMA nº 430/2011 traz que para atender aos padrões de lançamento de efluentes, o pH deve estar entre 5 e 9 ao ser lançado no corpo hídrico receptor, e isto foi atendido em todos os valores observados no P2, localizado próximo à tubulação de saída da ETE para o corpo receptor, com ou sem biotratamento.

Figura 13 – Valores de pH na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.

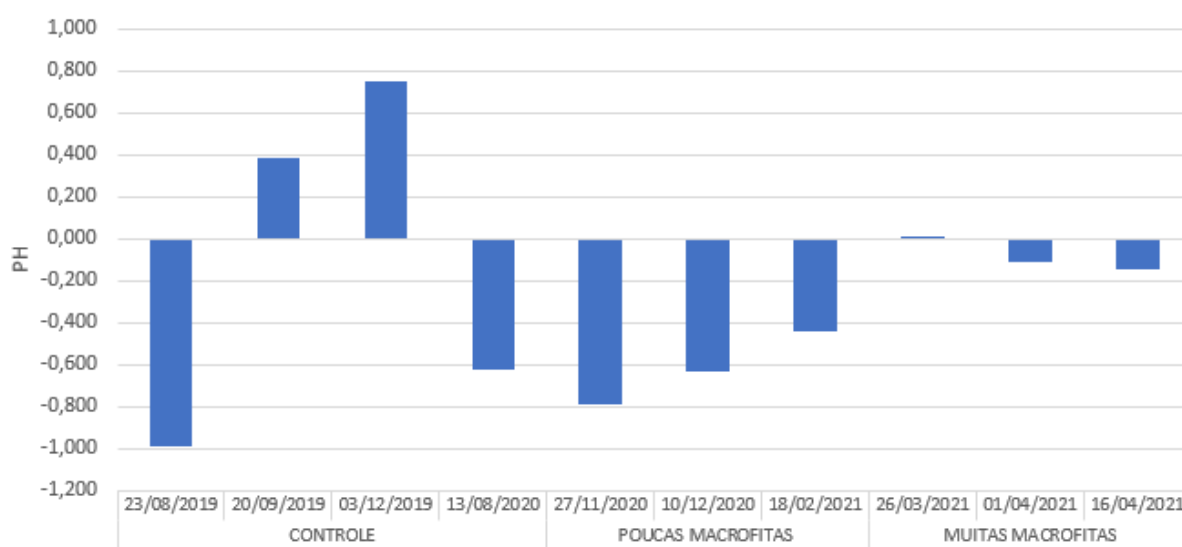


Fonte: Dados da pesquisa.

Na avaliação da capacidade de depuração do pH, verificou-se que os resultados foram negativos, em sua maioria, após a fitorremediação, tanto com poucas macrófitas, como com

muitas macrófitas, demonstrando que houve incorporação de íons H^+ e consequente aumento do pH entre a entrada e a saída da lagoa (Figura 14). Isso provavelmente se deve a um aumento na atividade fotossintética e absorção de CO_2 pelo fitoplâncton, tornando o ambiente aquático mais alcalino (PÉREZ, 2015).

Figura 14 – Capacidade de depuração do pH durante o período da pesquisa.

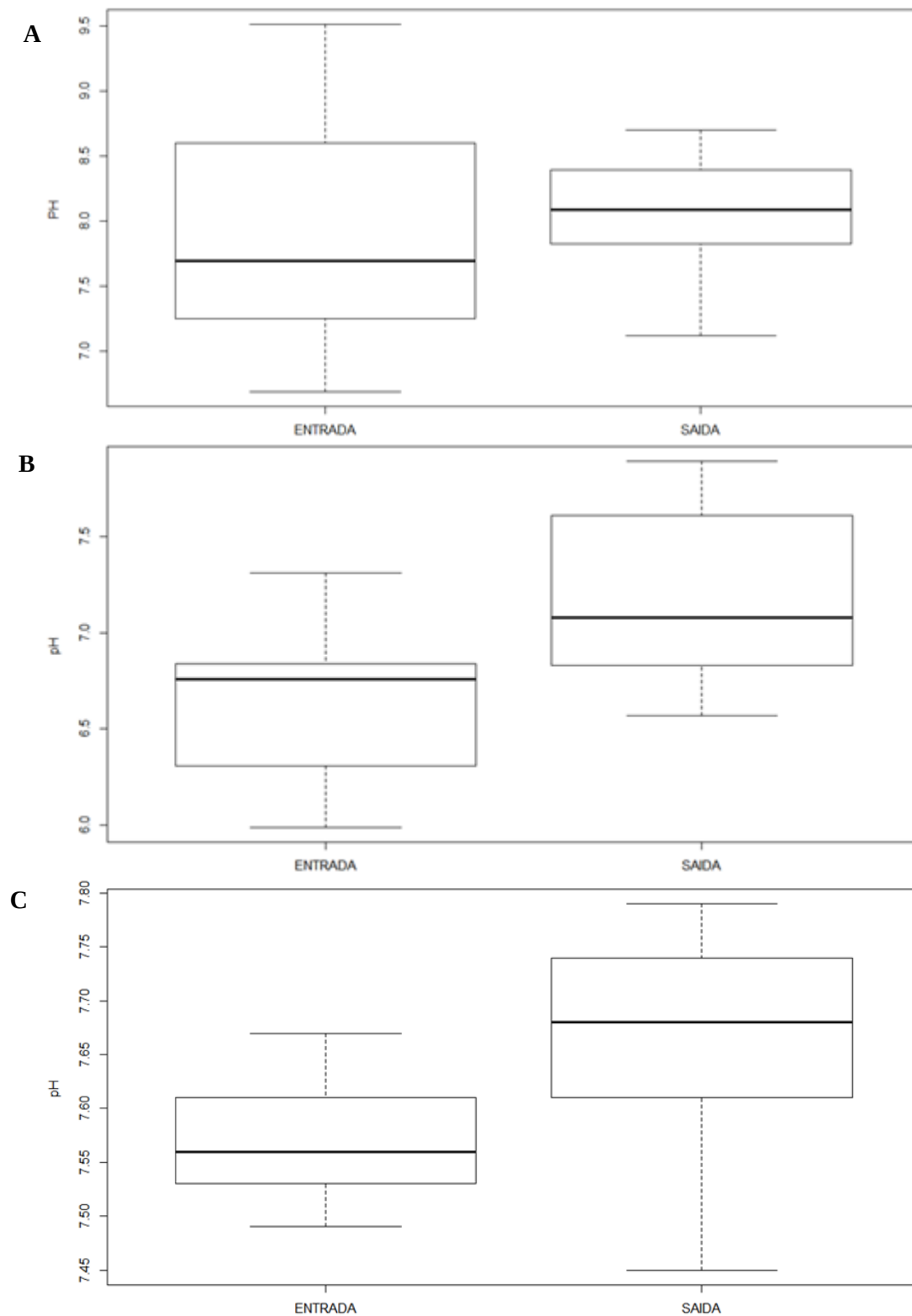


Fonte: Dados da pesquisa.

Para analisar estatisticamente os valores de pH, utilizou-se o TEST T pareado para todas as amostras, tanto nas de controle como nas de fitorremediação (com poucas e muitas macrófitas). A escolha desse teste foi feita devido à normalidade dos valores e por serem variáveis dependentes. O valor de p nas análises do controle foi de $p=0,6023$ (diferenças significativas $p \leq 0,05$). Nas análises de fitorremediação com poucas macrófitas o valor obtido foi de $p=0,0017$, e com muitas macrófitas foi de $p=0,0430$, apresentando, portanto, diferenças significativas entre os valores de entrada e saída da lagoa facultativa da ETE-Mamanguape (Figura 15). A análise estatística da depuração foi feita pelo Teste de Tukey, e não apresentou diferenças significativas em nenhum dos tratamentos.

Em pesquisa desenvolvida em um córrego urbano, com características de efluente doméstico, localizado na comunidade Doce Mae de Deus, em João Pessoa-PB, Lima (2020) observou também diferença significativa ($p=0,02071$) nos dados de entrada e saída do córrego com a presença de macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes*, enquanto que para as amostras de controle, essa diferença não foi significativa ($p=0,4424$). Além disso, a pesquisadora constatou que tanto antes quanto após a fitorremediação havia uma elevação de pH ao longo do córrego, mas que após a fitorremediação houve uma maior homogeneidade deste parâmetro.

Figura 15 – Valores de pH na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,6023), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,001755) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,04307).



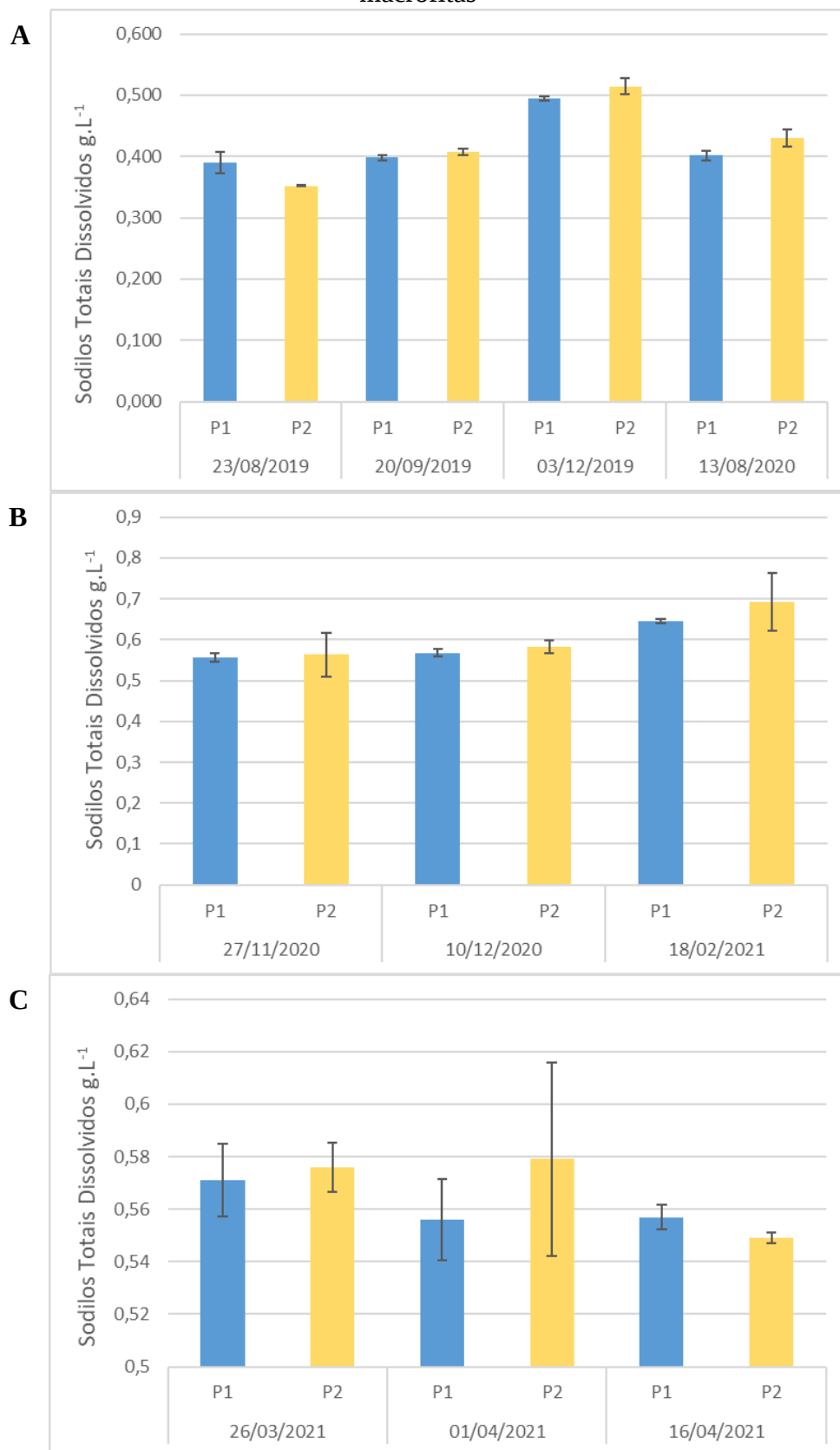
Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.2 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Os sólidos totais dissolvidos correspondem a todas as substâncias inorgânicas e orgânicas existentes em um líquido sob formas microgranulares ou moleculares ionizadas (SILVA et al., 2015). Por serem um subproduto da matéria orgânica dissolvida, após sofrer decomposição, geralmente sua concentração em lagoas de estabilização é elevada (ALMEIDA, 2017). Dentre estas substâncias estão os íons orgânicos, os inorgânicos como carbonato, bicarbonato, sulfato, nitrito, nitrato, fosfato, sódio, entre outros íons dissolvidos e fundamentais à vida no meio aquático (RÊGO, 2018). Este parâmetro e a condutividade elétrica estão diretamente relacionados (ESTEVES, 2011) e é usado para medir a salinidade da água e as consequências que alguma atividade antrópica pode trazer aos corpos hídricos (VAN NIEKERK *et al.*, 2014).

As concentrações de STD na ETE-Mamanguape (Figura 16), observadas no controle, variaram de 0,390 a 0,495 g.L⁻¹, no P1, e de 0,352 a 0,514 g.L⁻¹, no P2. É importante destacar que as concentrações no P2 foram superiores às do P1 em quase todas as coletas, com exceção da primeira, demonstrando assim que a ETE-Mamanguape não está sendo eficiente na remoção dos sólidos totais por meio do tratamento convencional. Após o tratamento com baixa densidade de macrófitas (Figura 16 B), verificou-se que as concentrações no P1 variaram entre 0,556 e 0,645 g.L⁻¹ e entre 0,564 e 0,692 g.L⁻¹ no P2. As concentrações na saída da lagoa foram também superiores às da entrada em todas as coletas. Com uma maior quantidade de macrófitas na lagoa as concentrações do P1 foram de 0,556 a 0,571 g.L⁻¹ no P1 e de 0,549 a 0,579 g.L⁻¹ no P2, apresentando uma redução entre a entrada e a saída da lagoa apenas na última coleta (Figura 16 C).

Figura 16 – Concentrações de sólidos totais dissolvidos na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas

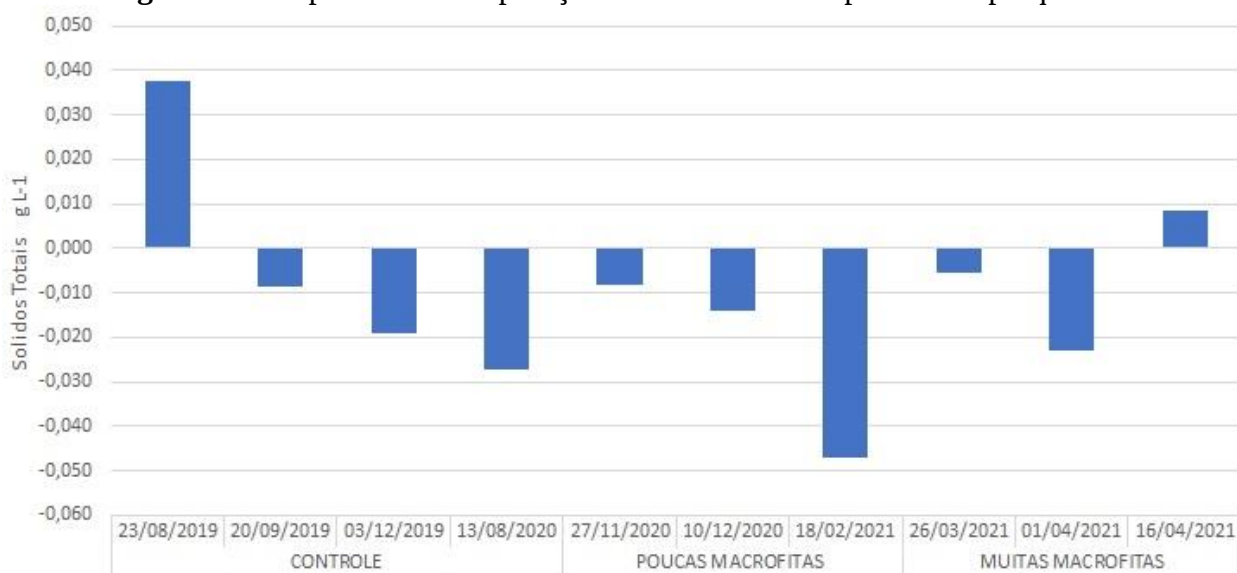


Fonte: Dados da pesquisa.

A resolução do CONAMA nº 430/2011 não menciona os níveis máximos de STD nos padrões de lançamento de efluentes, porém a resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece um limite máximo de $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ para a classe de enquadramento (classe 2) a que pertence o afluente do Rio Mamanguape que recebe o esgoto tratado pela ETE. Portanto, as concentrações de STD encontradas no controle estiveram, em sua maioria, em conformidade com esta resolução, com exceção da concentração encontrada no P2 em dezembro de 2019. Enquanto que, após a fitorremediação, nenhum dos valores observados ficaram em consonância com a resolução. O fato de ter plantas aquáticas, além do plâncton para decompor, libera mais matéria orgânica que em processo final se torna STD.

Com relação à capacidade de depuração do STD (Figura 17) verificou-se quase que unanimemente a presença de valores negativos ao longo do período de pesquisa, indicando o aumento da concentração de STD entre a entrada e a saída da lagoa. Sendo assim, mesmo com a fitorremediação, não foi possível reduzir a concentração de sólidos totais dissolvidos. Situação diferente desta foi verificada por Lima (2020), que em sua pesquisa constatou que houve um aumento na capacidade de depuração do STD após a fitorremediação com a *Eichhornia crassipes*. No entanto, o ambiente dessa pesquisa é um córrego, que apresenta fluxo de água, restando menos os compostos orgânicos que uma lagoa facultativa, que tende a metabolizar mais a matéria orgânica, seja particulada seja dissolvida.

Figura 17 – Capacidade de depuração do STD durante o período da pesquisa.

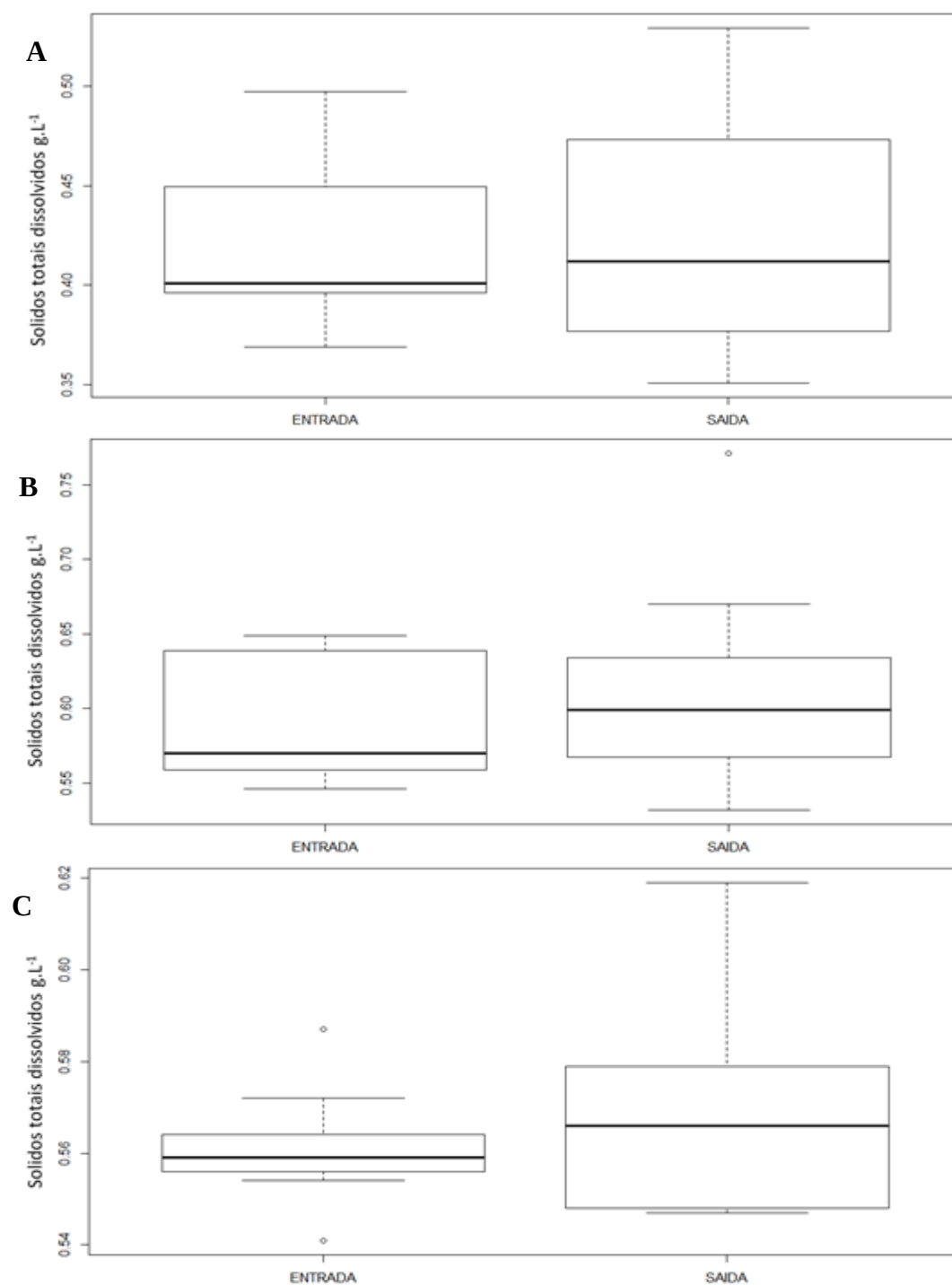


Fonte: Dados da pesquisa.

Foram feitas análises estatísticas visando verificar o nível de significância (diferenças significativas com $p \leq 0,05$) entre a entrada e a saída do efluente da lagoa facultativa. Por

apresentarem distribuição normal, foi aplicado o TESTE T pareado tanto no período de controle, quanto na fitorremediação com menor e maior densidade de macrófitas. Foi-se obtido o valor de $p=0,6191$, no controle, $p=0,1891$ na fitorremediação com poucas macrófitas e $p=0,4651$ na fitorremediação com muitas macrófitas. Portanto, de acordo com esses resultados foi possível verificar que não houveram diferenças significativas entre a entrada e a saída da lagoa nem com o tratamento convencional e nem com a fitorremediação (Figura 18). Também comparando estatisticamente, pela análise de Tukey, os valores de depuração entre os três tratamentos não foram verificadas diferenças significativas.

Figura 18 – Concentrações de sólidos totais dissolvidos na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,6191), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,1891) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,4651).



Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.3 Condutividade Elétrica

O parâmetro de condutividade elétrica em meio líquido mede a capacidade que o meio apresenta de conduzir eletricidade (VITÓ *et al.*, 2016). Este parâmetro relaciona-se com a

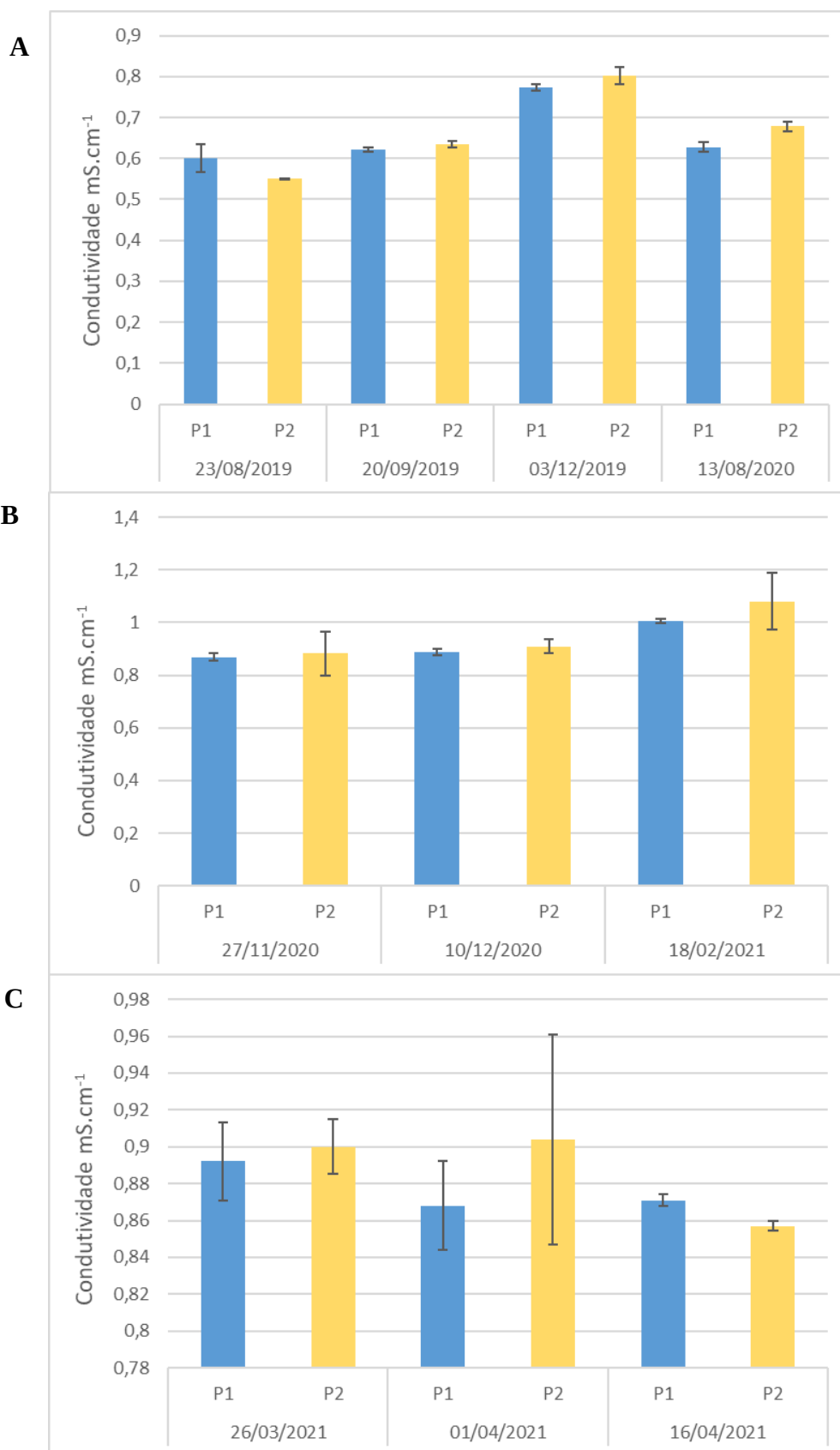
presença de íons, dissolvidos na água, por isso possui relação direta com o parâmetro sólidos totais dissolvidos. Quanto mais elevada a concentração de íons dissolvidos, maior a condutividade elétrica na água (FUNASA, 2014). Gomes *et al.* (2011) afirmam que a condutividade elétrica pode identificar modificações na composição da água, principalmente no aspecto relacionado a concentração de sais minerais, que quando presente em grandes quantidades tende a aumentar a condutividade da água. As águas naturais apresentam valores de condutividade na faixa de 0,01 a 0,1 mS.cm⁻¹, e em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até 1 mS.cm⁻¹ (VON SPERLING, 2007).

Na lagoa facultativa da ETE-Mamanguape os valores de condutividade verificados no controle foram de 0,601 a 0,773 mS.cm⁻¹, na entrada, e de 0,550 a 0,803 mS.cm⁻¹, na saída (Figura 19 A). Valores próximos a esses foram identificados por Sousa (2015) no controle do experimento realizado em mesocosmos, onde se observaram valores de condutividade entre 0,512 e 0,881 mS.cm⁻¹. Assim como constatado no parâmetro de STD, os valores de condutividade na saída da lagoa foram superiores aos da entrada em quase todas as coletas, com exceção da primeira, evidenciando que a ETE-Mammanguape não está sendo eficiente na redução da condutividade elétrica, por meio do tratamento convencional. Estes altos valores de condutividade elétrica nas lagoas facultativas está relacionado com o processo de decomposição da matéria orgânica, que ao ser decomposta, libera substâncias inorgânicas que elevam a condutividade do efluente (GOMES, 2002).

Após a fitorremediação com uma menor densidade de macrófitas, os valores de condutividade sofreram variação entre 0,869 e 1,006 mS.cm⁻¹, na entrada da lagoa, e entre 0,882 e 1,08 mS.cm⁻¹, na saída (Figura 19 B). Com uma quantidade superior de macrófitas na lagoa estes valores ficaram entre 0,868 e 0,892 mS.cm⁻¹ no P1, e entre 0,857 e 0,904 mS.cm⁻¹ no P2 (Figura 19 C).

Os valores de condutividade foram menos elevados no controle que nos biotratamentos. Isso é causado pelo controle ter sido analisado em período de estiagem, enquanto que nos biotratamentos houveram ocorrências de chuvas, principalmente no com maior densidade de macrófitas. Com a chuva, muitos compostos orgânicos são lixiviados para a água, chegando nas galerias pluviais, que são também direcionadas para a ETE.

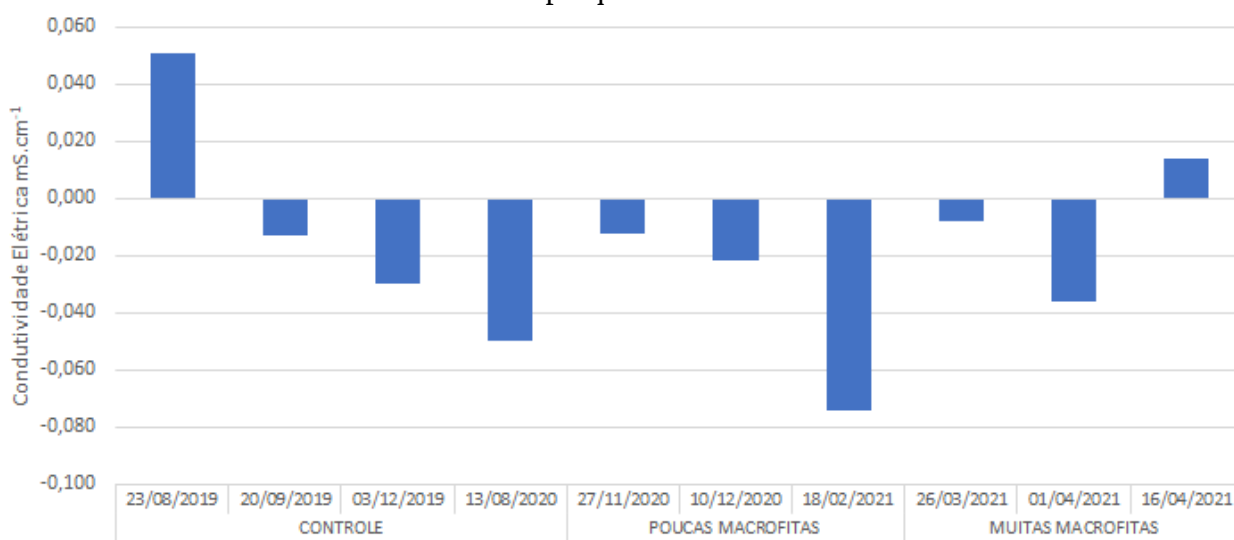
Figura 19 – Valores de Condutividade na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.



Fonte: Dados da pesquisa.

Comparando os dados de entrada e saída da condutividade, verificou-se que nem o tratamento convencional e nem a fitorremediação foi capaz de depurar expressivamente a condutividade na lagoa facultativa da ETE-Mamanguape (Figura 20), uma vez que foi identificada depuração positiva apenas em uma das amostras do controle (redução de 0,051 mS.cm⁻¹), e em uma das coletas da fitorremediação com muitas macrófitas (redução de 0,014 mS.cm⁻¹) revelando que durante o experimento prevaleceu o aumento dos sais minerais entre o P1 e o P2. Como a lagoa está muito eutrofizada, há uma grande quantidade de matéria orgânica, oriunda do plâncton, que tem curto período de vida, para decompor e liberar sais minerais, contribuindo com o aumento dos sais que já são encaminhados para a lagoa facultativa pela lagoa anaeróbia.

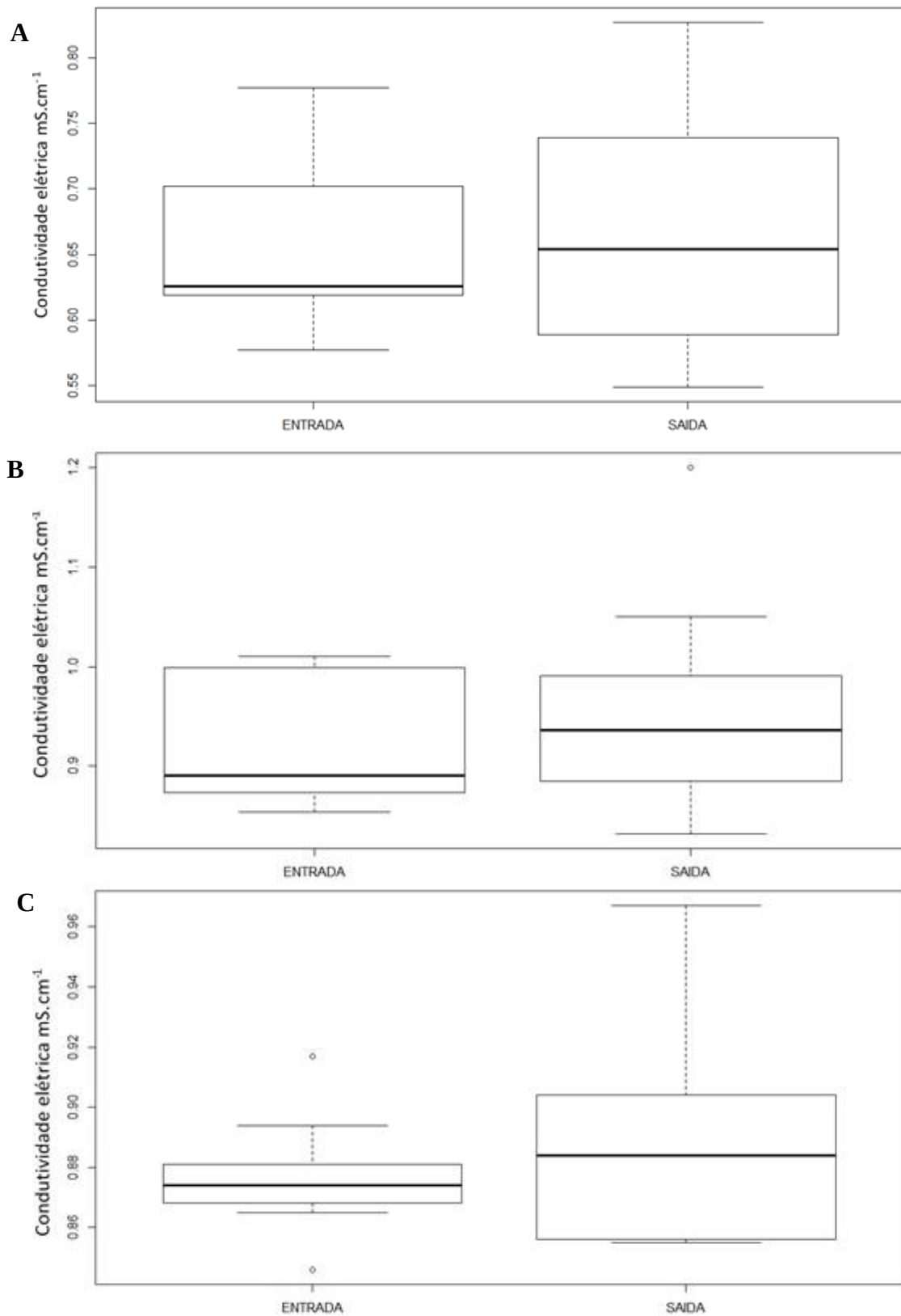
Figura 20 – Capacidade de depuração da condutividade elétrica durante o período da pesquisa.



Fonte: Dados da pesquisa.

A análise estatística dos dados foi feita através do TESTE T pareado no controle e na fitorremediação com diferentes densidades de macrófita. Após a análise, foi verificado que não houve diferenças significativas entre P1 e P2 em nenhum dos tipos de tratamento, uma vez que no controle o valor obtido de p foi de p=0,5392, na fitorremediação com poucas macrófitas p=0,1814, e com muitas macrófitas p=0,4777 (Figura 21), portanto o aumento de condutividade elétrica em todos os tratamentos não foi significativo. Comparando os valores de depuração para este parâmetro entre os três tratamentos, também não se verificou diferenças significativas.

Figura 21 – Valores de condutividade na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5392), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,1814) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,4777).



Fonte: Dados da pesquisa.

Assim como nessa pesquisa, Crispim et al. (2009) verificaram um aumento da condutividade elétrica de 0,610 mS.cm⁻¹, no controle, para valores maiores que 1,3 mS.cm⁻¹ após a fitorremediação com *E. crassipes* em experimento realizado em mesocosmos realizado com água do Açude Padre Azevedo (Sapé-PB). Situação diferente foi observada por Sousa (2015), que em seu estudo desenvolvido com efluente da lagoa facultativa da ETE de Mangabeira, localizada em João Pessoa-PB, constatou uma diminuição gradativa e significativa da condutividade após a implantação do sistema de fitorremediação com a mesma espécie de macrófita, tendo seus valores sido reduzidos de 0,881 mS.cm⁻¹ para 0,162 mS.cm⁻¹. Neste caso, o experimento durou apenas 40 dias e foi realizado em uma caixa de água de 500L, e toda a superfície da água ficou coberta pelas plantas, favorecendo a eficácia das mesmas na remoção de sais minerais, diferente da lagoa facultativa da ETE de Mamanguape, que tinha um espaço muito maior, para além do ocupado pelas plantas. Também com auxílio do mesmo tipo de macrófita na fitorremediação Lima (2020) conseguiu dobrar a depuração da condutividade elétrica com relação ao período de controle, mas o seu sistema em estudo era lótico.

Vale ressaltar que as Resoluções CONAMA nº 357/2005 e CONAMA nº 430/2011, não fazem referência aos padrões aceitáveis de condutividade elétrica em corpos hídricos e nem em lançamento de efluentes.

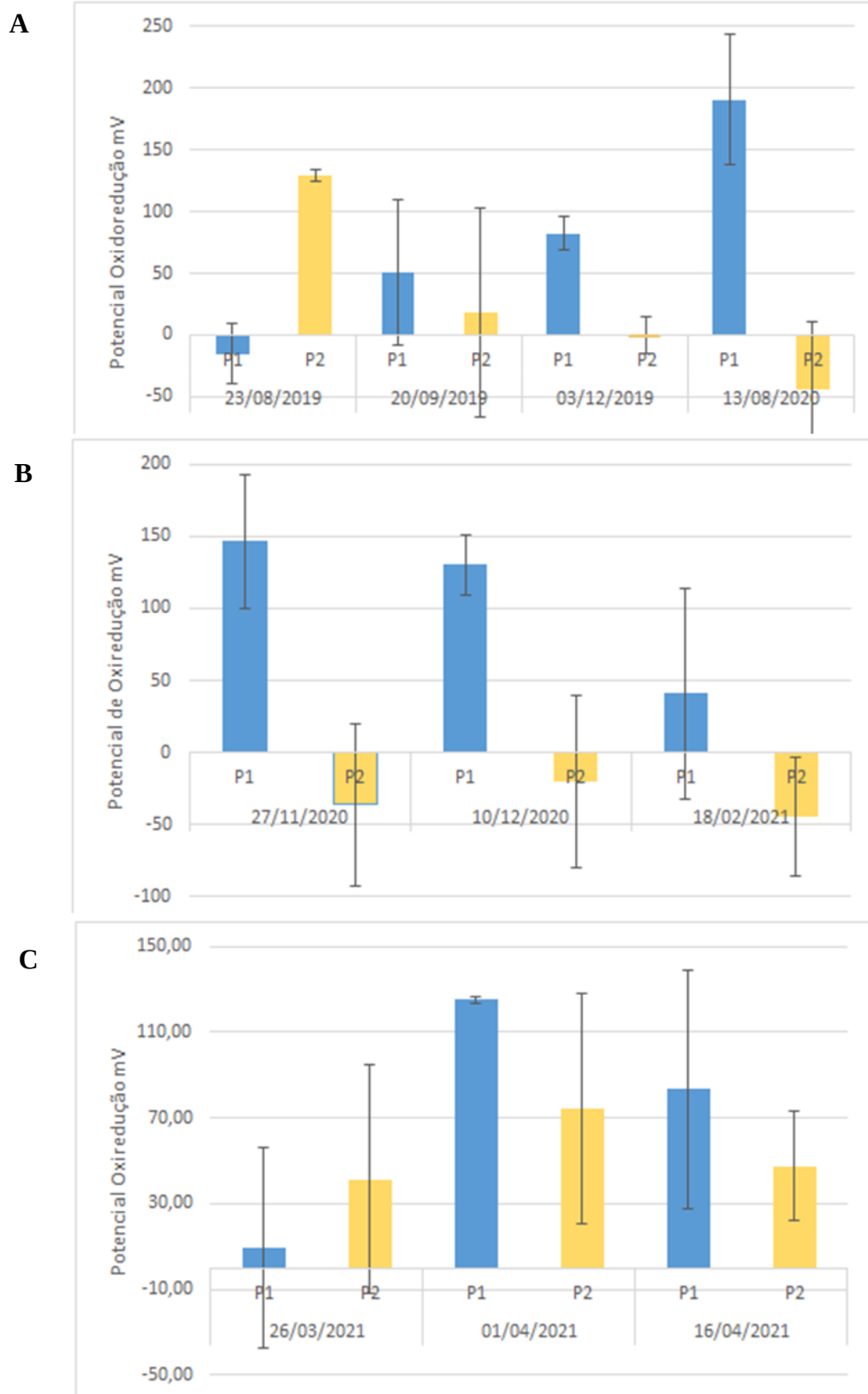
6.1.4 Potencial de oxirredução (ORP)

O parâmetro ORP é utilizado para verificar a disponibilidade de elétrons para reações de oxirredução, estabelecendo assim o potencial que determinado ambiente possui de transferir elétrons (MENDONÇA, 2016). No meio aquático as condições de oxirredução vão depender da disponibilidade de oxigênio do meio, e influenciam diretamente na habilidade de transformação dos poluentes e na capacidade fotossintética dos organismos presentes na água (VASCONCELLOS, 2015). Sendo assim, quanto mais elevado o valor de ORP, melhor a qualidade da água e maior a capacidade da realização de fotossíntese pelos organismos presentes na água (MANAHAN, 2013). Valores positivos de ORP correspondem a condições oxidantes, promovendo a realização de processos aeróbios, como a nitrificação, que é o processo em que a amônia é oxidada a nitrito, e o nitrito oxidado a nitrato (ZOPPAS *et al.*, 2016). Valores negativos estão relacionados com ambientes redutores, contribuindo em processos anaeróbios, tais como a metanogênese (JARDIM, 2014; VASCONCELLOS, 2015)

Nesta pesquisa os valores de ORP encontrados no controle variaram entre -15,33 e 190,33 mV no P1 e entre -0,67 a 129,67 mV no P2. Apresentando predominância de condições

oxidantes na entrada da lagoa, e condições que se alternaram entre oxidantes e redutoras na saída. Na fitorremediação com poucas macrófitas a variação dos valores no P1 foi de 41 a 146,33 mV, e no P2 foi de -19,67 a -44,33 mV. Indicando assim que houveram condições oxidantes para a realização de processos aeróbios na entrada da lagoa, e a presença de condições redutoras e processos anaeróbios de degradação na saída lagoa ao longo de todo o período. Com uma maior densidade de macrófitas, a variação no P1 foi de 9,67 a 125,33 mV, e de 41,33 a 74,33 mV no P2, indicando a presença de condições oxidantes tanto na entrada como na saída da lagoa, com predominância de processos aeróbios de degradação durante todo o período (Figura 22).

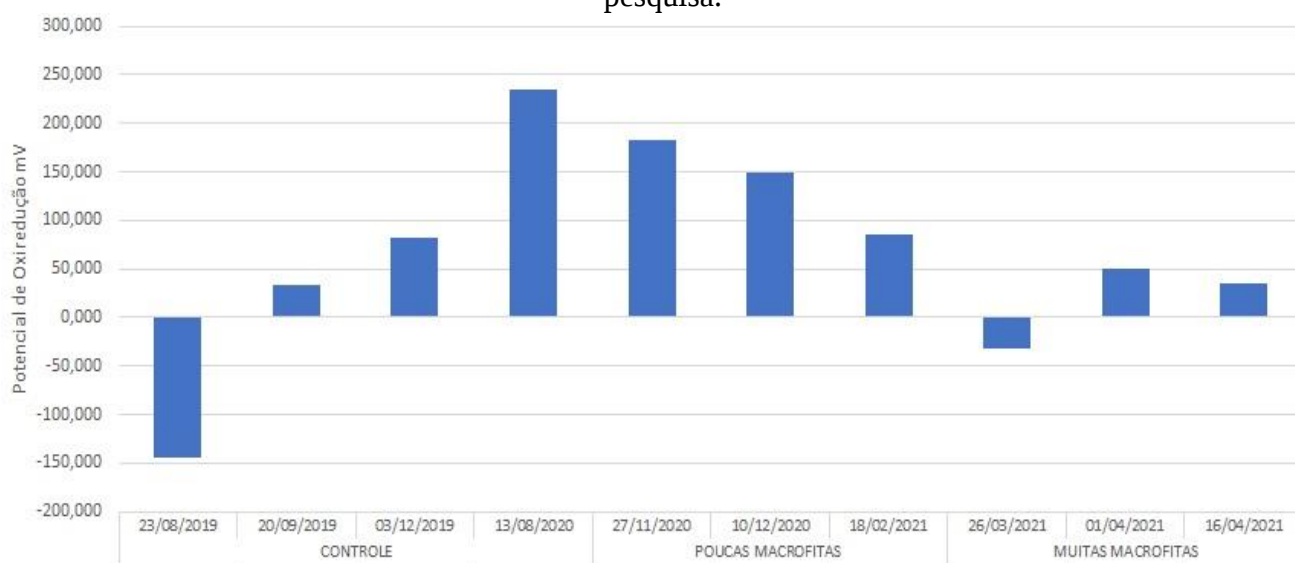
Figura 22 - Valores de ORP na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.



Fonte: Dados da pesquisa.

Através da Figura 23 pode-se verificar que na capacidade de depuração do ORP existiu uma predominância de valores positivos tanto no controle como na fitorremediação, evidenciando que houve uma redução no potencial de oxirredução, e consequente diminuição na disponibilidade de oxigênio entre a entrada e a saída do efluente na lagoa, porém essa redução foi menor com a fitorremediação com muitas macrófitas, uma vez que nesse período houve presença de condições oxidantes na entrada e também na saída da lagoa.

Figura 23 - Capacidade de depuração do Potencial de oxirredução durante o período da pesquisa.



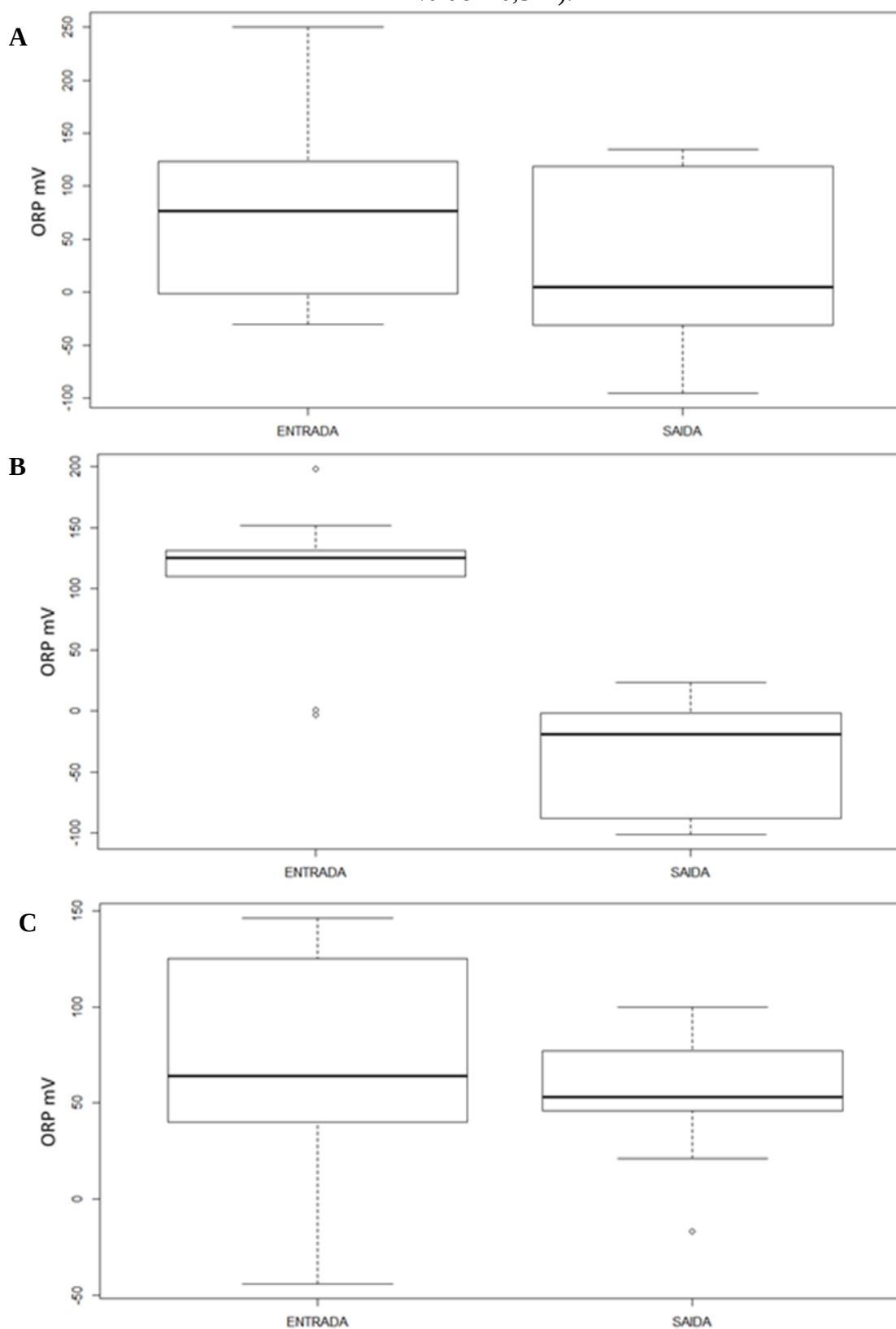
Fonte: Dados da pesquisa.

Para a análise estatística dos valores de ORP realizou-se o TESTE T pareado no controle e nos dois tipos de fitorremediação. No controle ($p=0,126$) e na fitorremediação com muitas macrófitas ($p=0,372$) não houveram diferenças significativas nos valores de ORP entre a entrada e a saída da lagoa. Todavia, na fitorremediação com poucas macrófitas a diferença foi bastante significativa $p=6,743 \times 10^{-5}$, com diminuição do ORP do P1 para o P2 (Figura 24 B). Na lagoa facultativa da ETE-Mamanguape, os valores de ORP diminuíram entre o P1 e o P2 (controle), mas com a presença do aguapé em uma quantidade não tão elevada (poucas macrófitas), esses valores sofreram uma diminuição significativa entre a entrada e a saída da lagoa. Enquanto que com uma quantidade maior dessas macrófitas, a redução nos valores de ORP entre o P1 e o P2 foi mais amena (Figura 24 C). O fato de ter macrófitas presentes aumenta a decomposição, como citado acima, reduzindo a disponibilidade de oxigênio, isso se verificou com o experimento de poucas macrófitas, no entanto, com muitas macrófitas, houve o aumento de substrato para o biofilme, devido as raízes das plantas, aumentando assim, a presença do

biofilme, cujas microalgas nele existentes, também produzem oxigênio, compensando o consumo de oxigênio pela decomposição e com isso reduzindo a queda nos valores de ORP.

Os valores observados para este parâmetro deram diferença significativa entre a entrada e saída apenas para o experimento com poucas macrófitas, com $p=6,743 \times 10^{-5}$ (Figura 24 B), mas comparando os valores de depuração (Figura 23) entre os três tratamentos, pelo teste de Tukey não se verificaram diferenças significativas. De qualquer forma, isso revela que para este parâmetro nem o tratamento convencional, nem o biotratamento conseguiram melhorar as condições ambientais.

Figura 24 – Valores de ORP na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,126), com poucas macrófitas (B) (p-value = $6,743 \times 10^{-5}$) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,372).



Fonte: Dados da pesquisa.

Em seu estudo, Lima (2020) não encontrou diferenças significativas nos valores de ORP entre a entrada e a saída do córrego da Comunidade Doce mãe de Deus, nem no controle ($p=1$) e nem com a fitorremediação ($p=0,8742$), porém a autora constatou que nas amostras de controle o córrego modifica a amplitude dos valores de ORP e com a presença das macrófitas essa amplitude de valores é diminuída, o que também se verificou nesta pesquisa com a presença de muitas macrófitas.

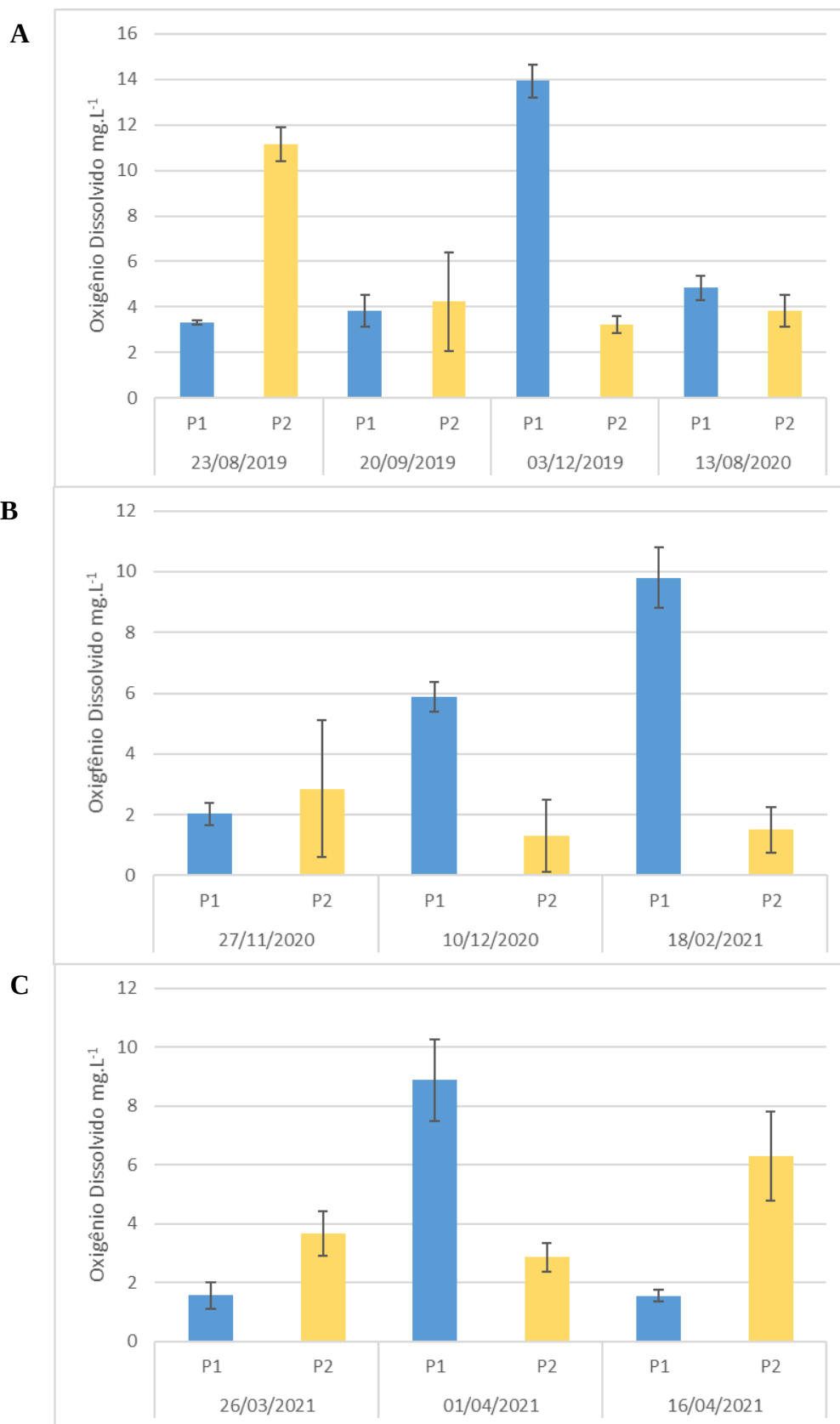
6.1.5 Oxigênio Dissolvido (OD)

As principais fontes de oxigênio dissolvido em meio aquático são a aeração natural promovida pelos gases atmosféricos e a fotossíntese realizada pelo fitoplâncton e pelas plantas aquáticas (GRUCHLIK *et al.* 2018). Januário (2009) destacou que o OD é o principal indicador de efeitos da poluição aquática por despejos orgânicos, pois o mesmo é consumido pelas bactérias aeróbias ao decompor a matéria orgânica, o que pode causar uma redução de sua concentração na água. Dependendo da intensidade com que o oxigênio é consumido e da taxa de aeração do ambiente, diversos seres aquáticos podem morrer devido à ausência de oxigênio (PEREIRA, 2004).

As concentrações de oxigênio dissolvido no P1, durante o período de controle, variaram entre 3,33 e 13,91 mg.L⁻¹, enquanto que no P2 a variação foi entre 3,23 e 11,14 mg.L⁻¹ (Figura 25 A). Na coleta de agosto/2019 a concentração de OD elevada na saída da lagoa pode ter ocorrido em função dos ventos fortes em direção à mesma, no momento da medição com a sonda. Situação semelhante ocorreu na coleta de dezembro/2019, em que os ventos estavam bastante fortes na entrada da lagoa. Atrelado a isso, esses picos de concentração também podem ter influência da elevada incidência luminosa nos dias de coleta, proporcionando condições ideais para a realização de atividades fotossintetizantes feitas pelo fitoplâncton (GRUCHLIK *et al.*, 2018).

As concentrações de oxigênio dissolvido, nos três tratamentos (controle, poucas e muitas macrófitas) não apresentaram um padrão definido entre o início e final da lagoa, numas amostragens aumentava entre o P1 e o P2, enquanto em outras diminuía.

Figura 25 – Concentrações de OD na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.



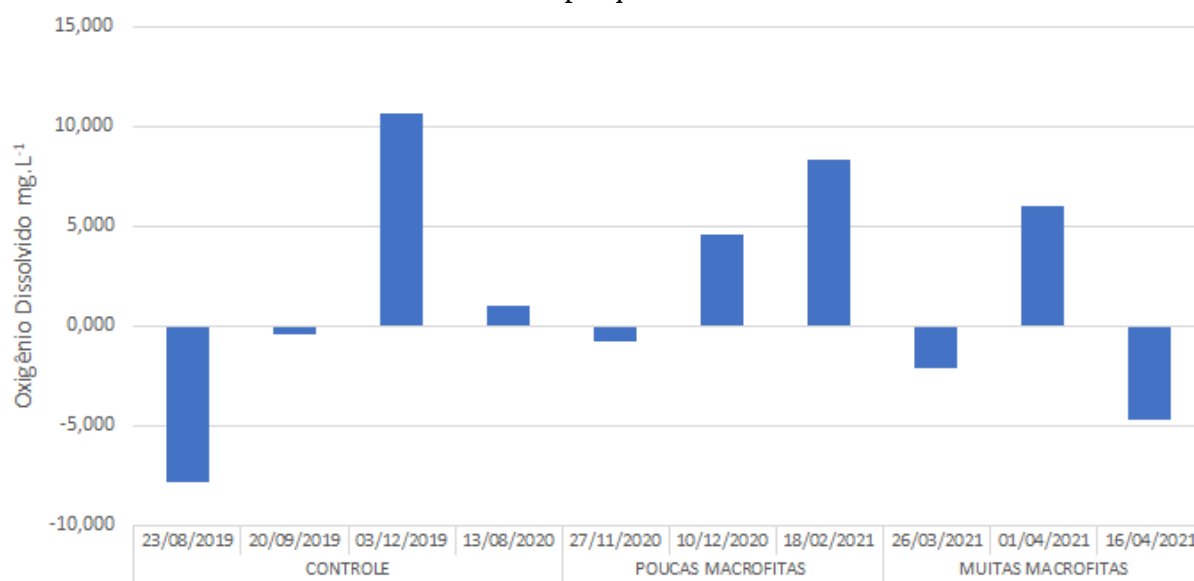
Fonte: Dados da pesquisa

As concentrações de OD após a fitorremediação, com baixa densidade de macrófitas, variaram entre 2,03 e 9,80 mg.L⁻¹ no P1, e entre 1,31 e 2,86 mg.L⁻¹ no P2. As concentrações de OD na saída da lagoa mantiveram-se razoavelmente baixas ao longo dessa fase do experimento, muito provavelmente em decorrência da presença das plantas aquáticas, que aumentou a oferta de matéria orgânica para a decomposição.

Na fitorremediação com uma alta densidade de macrófitas a concentração de OD variou de 1,55 a 8,87 mg.L⁻¹ na entrada, e de 2,85 a 6,29 mg.L⁻¹ na saída da lagoa. Há de se considerar que houve período chuvoso nos dois meses de coleta, porém apenas na coleta de março o céu estava nublado, enquanto que nas coletas de abril, estava ensolarado. As baixas concentrações de OD verificadas em P1 nas coletas de março/2021 e na última de abril/2021 (1,56 e 1,55 mg.L⁻¹, respectivamente) podem estar associadas ao crescimento excessivo da *Eichhornia Crassipes* nesses pontos, que por ter encoberto grande parte do espelho d'água na entrada da lagoa pode ter dificultado a realização de atividades fotossintetizantes por parte do fitoplâncton (POMPÊO, 2017). Na primeira coleta de abril/2021 a concentração observada no P1 (8,87 mg.L⁻¹) pode ser resultado da incidência de ventos fortes nesse local.

A capacidade de depuração do OD ao longo de todo o experimento alternou bastante entre valores positivos e negativos (Figura 26), ora apresentando redução e ora apresentando incorporação de OD entre o início e o fim da lagoa facultativa, isso se deve às condições ambientais explicadas anteriormente. Porém no tratamento com muitas macrófitas a incorporação de OD foi predominante na primeira e na última análise. Provavelmente isso ocorreu pois em ambos os dias, pequenas massas de macrófitas foram deslocadas para a saída da lagoa, por meio da força dos ventos, o que pode ter colaborado, junto com a ação do fitoplâncton, para um aumento na concentração de oxigênio dissolvido nesse local. No entanto, comparando estatisticamente entre os três tratamentos, através do teste de Tukey não se verificaram diferenças significativas na depuração do OD.

Figura 26 - Capacidade de depuração do Oxigênio Dissolvido (OD) durante o período da pesquisa.

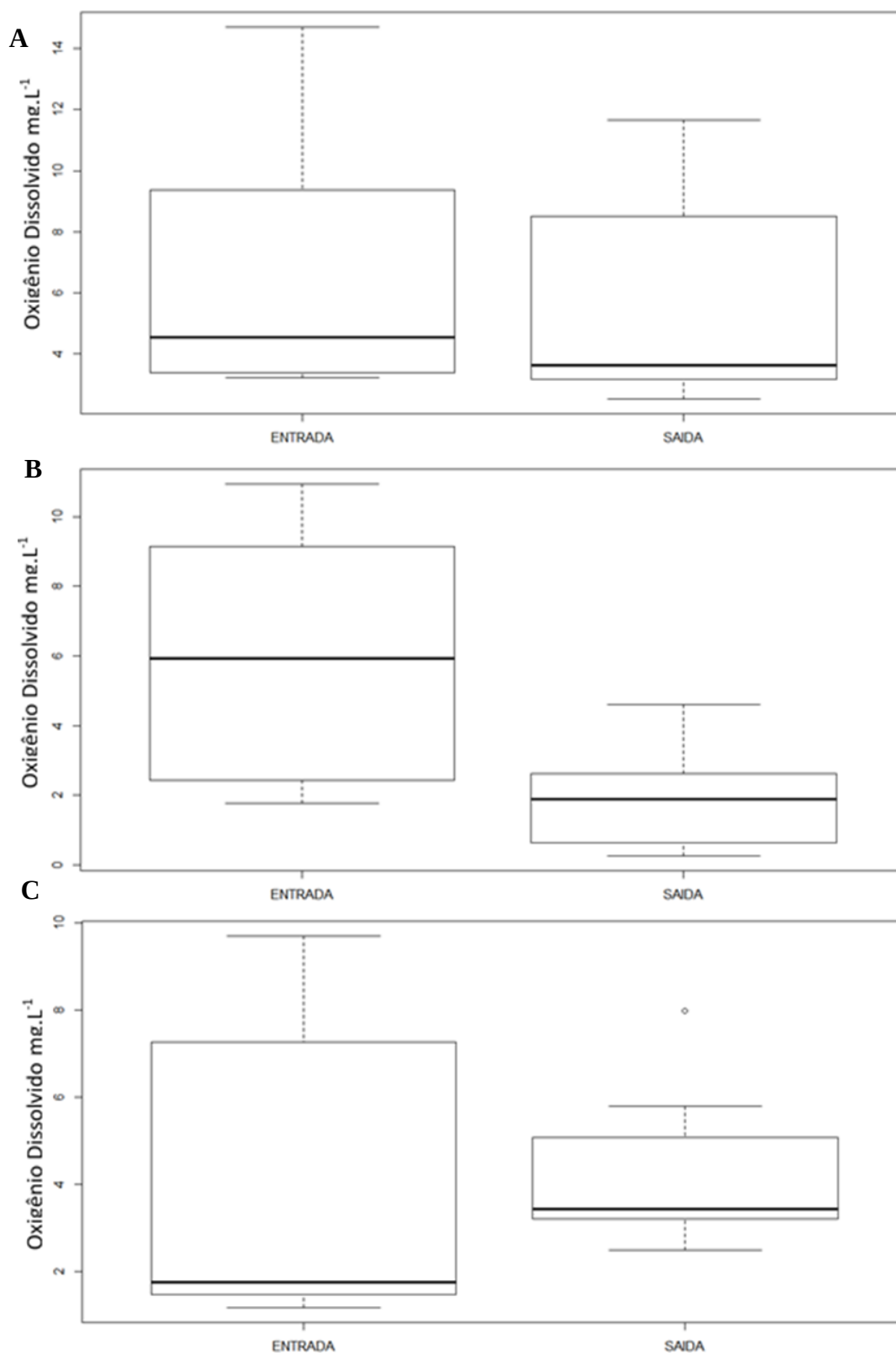


Fonte: Dados da pesquisa.

Em sua pesquisa Lima (2020) observou que tanto no controle como após a fitorremediação houve uma incorporação de OD no córrego da comunidade Doce mãe de Deus, porém essa incorporação foi em maior quantidade no período da fitorremediação.

Após averiguar a normalidade dos dados brutos de OD através do teste de Shapiro Wilk, verificou-se que os dados de OD do controle apresentaram distribuição não normal, portanto a análise estatística foi feita por meio do teste WILCOXON, em que o valor encontrado de p foi de $p=0,5633$, evidenciando que não houveram diferenças significativas nas concentrações de OD entre a entrada e a saída da lagoa durante o período de controle. Devido à sua normalidade, os dados da fitorremediação, com poucas e muitas macrófitas, foram analisados estatisticamente através do TESTE T pareado, em que o valor de p encontrado foi de $p=0,0209$ e de $p=0,8738$, respectivamente (Figura 27 B e C). Portanto as concentrações de OD do tratamento feito com pouca densidade de macrófitas foram significativamente diferentes entre a entrada e a saída da lagoa ($p \leq 0,05$), tendo um decréscimo, entre o P1 e o P2, provavelmente ocorrido por condições ambientais discutidas anteriormente. Na fitorremediação com uma quantidade elevada de macrófitas não foram verificadas diferenças significativas na concentração de OD entre P1 e P2, mesmo a mediana dos valores de concentração observados na saída tendo sido superior à mediana dos valores verificados na entrada da lagoa. No entanto comparando estatisticamente nenhum dos três tratamentos apresentaram significativa melhora nas concentrações de OD.

Figura 27 – Concentrações de Oxigênio Dissolvido na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5633), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,0209) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,8738).



Fonte: Dados da pesquisa

É interessante observar que nesta pesquisa a presença de uma biomassa não tão elevada de macrófitas em determinado ponto, seja na entrada ou na saída da lagoa, contribuiu em um aumento da concentração de oxigênio dissolvido em determinado ponto. Isso pôde ser observado principalmente na entrada da lagoa, durante o período de fitorremediação com poucas macrófitas, e na saída da lagoa durante o período de biotratamento com muitas macrófitas. Em suas pesquisas, Mello (2018) e Sousa (2015) constataram, uma diminuição na concentração de OD após a fitorremediação com o aguapé, realizada em mesocosmos contendo efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira. As concentrações verificadas por Mello (2018) passaram de 17 a 6,26 mg.L⁻¹, e as concentrações observadas por Sousa (2015) diminuíram de 7,90 a 2,76 mg.L⁻¹. A presença das macrófitas libera mais matéria orgânica para decomposição podendo resultar no aumento de consumo por microrganismos.

Vale ressaltar que a Resolução CONAMA nº430/2011 não apresenta valores limite para esta variável nos padrões de lançamento de efluentes.

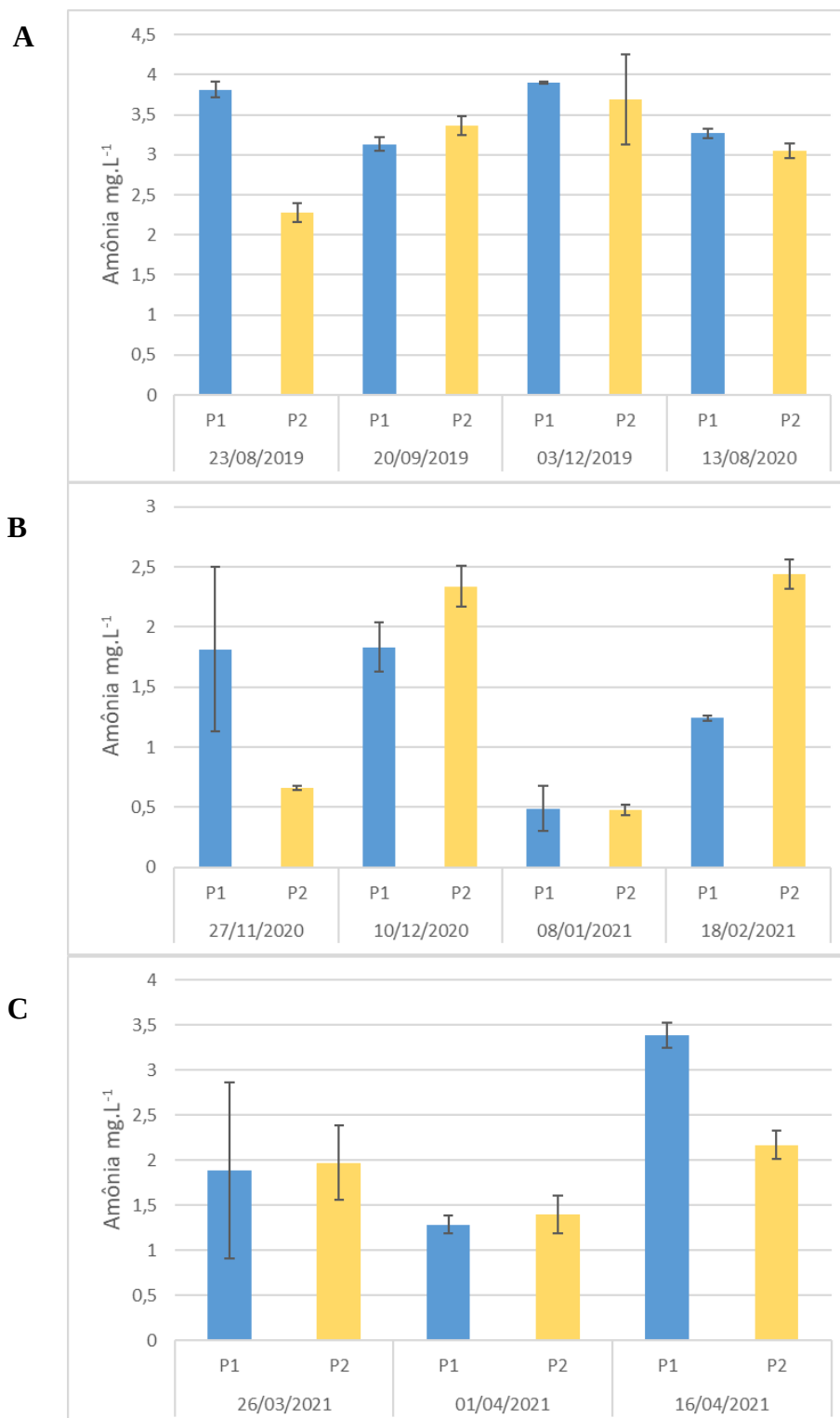
6.1.6 Amônia

Em ambientes aquáticos ou em ETEs, os compostos nitrogenados podem ser encontrados em diferentes formas, dentre elas o nitrogênio amoniacal (amônia livre-NH₃ e íon amônio-NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). A presença dessas diferentes formas indica o nível de decomposição da matéria orgânica oriundas do lançamento de efluentes, sendo a amônia e o nitrito mais tóxicos, e o nitrato a forma não tóxica (ESTEVES, 2011; MAROTTA et al. 2008). Quando as concentrações de amônia e nitrito são mais elevadas que as de nitrato, em determinado ambiente, significa que houve poluição orgânica recente, já que esses constituintes tendem a se oxidar para nitrato (PINTO; ARAÚJO, 2007), além disso, revela também baixa oxigenação. Nesta pesquisa, os valores de amônia se mantiveram superiores aos de nitrito e nitrato, indicando poluição recente e baixa oxigenação.

É importante destacar que as duas formas de amônia (amônia livre-NH₃ e íon amônio-NH₄⁺) podem coexistir no mesmo meio, porém, condições físicas, químicas e ambientais da água interferem no equilíbrio entre as duas formas. Por exemplo, quando o pH se encontra entre ácido e neutro prevalece sua forma iônica (NH₄⁺), enquanto que em pH superior a 10 verifica-se a predominância de amônia livre (NH₃) (PEREIRA; MERCANTE, 2005). O excesso desta última pode acarretar em toxidez para os organismos, sendo restritivo à vida, pois muitas espécies de peixes não suportam concentrações superiores a 5mg.L⁻¹ (FARIAS, 2006).

As concentrações médias de amônia observadas na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape, variaram entre 3,13 e 3,90 mg.L⁻¹ no P1, e entre 2,28 e 3,69 mg.L⁻¹ no P2. Em três das coletas do controle houve uma diminuição de concentração da amônia observadas entre a entrada e a saída da lagoa (Figura 28). A maior redução das concentrações aconteceu em agosto/2019, provavelmente devido à maior disponibilidade de OD presente no P2 (Figura 25), neste dia, que contribuiu na oxidação da amônia realizada pelas bactérias aeróbias, e transformação desta em nitrito. As concentrações de amônia foram em geral mais elevadas no período do controle, porque não teve precipitação pluviométrica nesse período. No entanto, nos períodos de biotratamento em geral verificou-se o aumento deste composto, entre o P1 e o P2, com exceção de novembro de 2020 e janeiro de 2021 com poucas macrófitas e em abril de 2021 com muitas macrófitas. A presença das plantas favoreceu o aumento de matéria orgânica a ser decomposta e com isso a maior liberação de amônia para a água.

Figura 28 – Concentrações de amônia na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.



Fonte: Dados da pesquisa.

Após o biotratamento realizado com uma menor quantidade de macrófitas (Figura 28 B) as concentrações de amônia identificadas na entrada da lagoa facultativa variaram entre 0,48 e 1,83 mg.L⁻¹, e na saída entre 0,66 e 2,43 mg.L⁻¹. Apenas em duas das coletas as concentrações

observadas no P2 foram menores que P1. Isso pode ter ocorrido devido à baixa disponibilidade de OD e aos valores negativos de ORP na saída da lagoa nos dias de coleta, não contribuindo para condições oxidantes. Porém, apesar disso, há de se considerar que as menores concentrações de amônia obtidas nesta pesquisa foram durante o período de fitorremediação com poucas macrófitas. Período esse em que só houve contribuição pluviométrica significativa em fevereiro/2021, quando mesmo assim, identificaram-se concentrações de amônia mais baixas que no controle. Essas menores concentrações podem ter acontecido devido a vários fatores, incluindo a oxidação da amônia pelas bactérias aeróbias, a assimilação realizada pelo fitoplâncton e também pela absorção realizada através das macrófitas e no biofilme presente em suas raízes. No entanto, na entrada as concentrações de amônia já eram menos elevadas, comparando com o controle, demonstrando maior eficácia na lagoa anaeróbia, que verte para a facultativa, o período chuvoso deve ter favorecido esse processo.

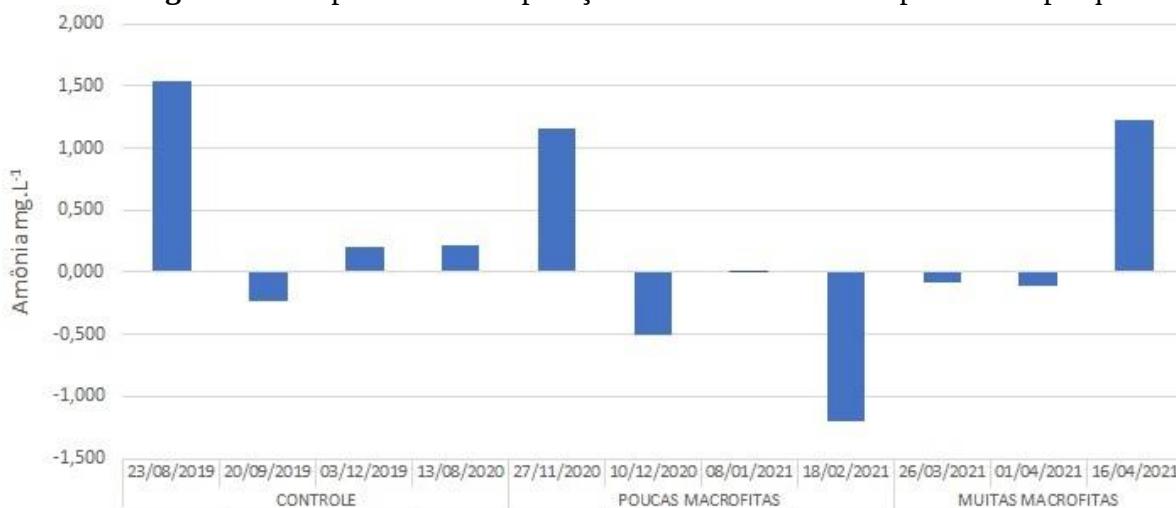
O tratamento com muitas macrófitas apresentou concentrações de amônia variando entre 1,28 e 3,39 mg.L⁻¹ no P1, e entre 1,40 e 2,17 no P2 (Figura 28 C). Em duas, das três coletas, houve um pequeno aumento na concentração entre a entrada e a saída da lagoa. O pico de concentração observado na Figura 28 C ocorreu quando havia também uma baixa disponibilidade de OD para que as bactérias pudessem degradá-la. A maior parte das concentrações obtidas através desse biotratamento foram menores que as identificadas no controle, porém maiores do que as concentrações observadas na fitorremediação com uma menor densidade de macrófitas. Vale destacar que houve elevada precipitação pluviométrica em março/2021 e abril/2021, o que pode ter influenciado nos valores das concentrações nesse período.

A resolução do CONAMA nº 430/2011, que determina os padrões de lançamentos de efluentes, estabelece um nível máximo de nitrogênio amoniacal total em efluentes determinado por um valor de concentração 20 mg.L⁻¹, estando em relação a esse composto, o efluente da ETE - Mamanguape, abaixo dos valores máximos permitidos pela norma tanto no controle como após o biotratamento.

A partir da análise da capacidade de depuração, nota-se que a lagoa já depurava a amônia com mais eficiência do que no biotratamento com as macrófitas (Figura 29). Mas comparando as taxas de depuração da amônia dos três tratamentos, através do teste Tukey, não se verificaram diferenças significativas. Situação similar foi observada por Lima (2020) em sua pesquisa no córrego da comunidade Doce mãe de Deus, onde houve uma diminuição da capacidade de depuração entre a entrada e a saída do córrego após a fitorremediação com macrófitas. A

pesquisadora relatou que as relações de oxirredução dos compostos nitrogenados, pelo aumento de matéria orgânica pelas plantas podem ter contribuído para esse resultado (LIMA, 2020), assim como neste estudo, para a não diminuição das concentrações de amônia entre a entrada e a saída do córrego durante a fitorremediação.

Figura 29 - Capacidade de depuração da amônia durante o período da pesquisa



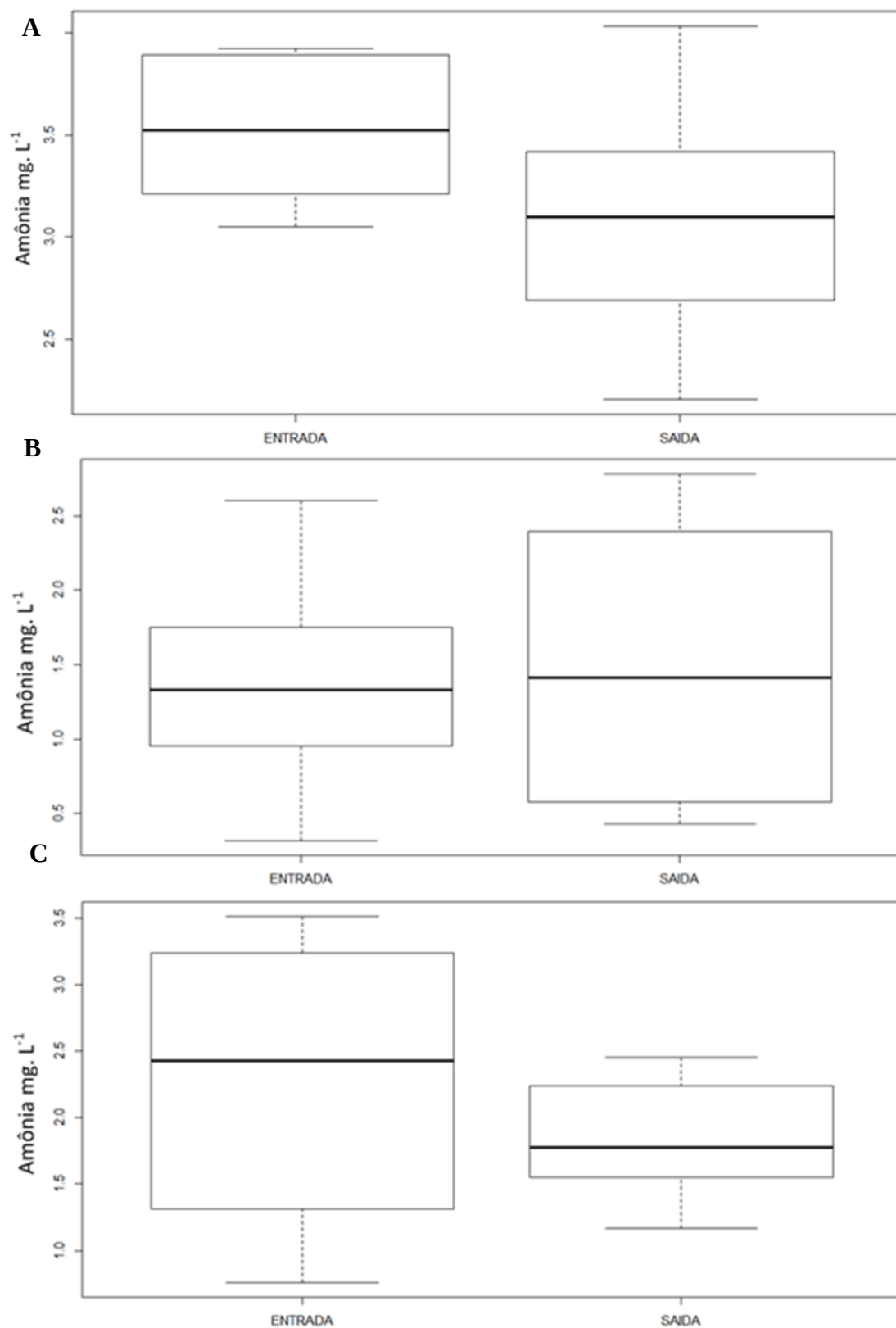
Fonte: Dados da pesquisa.

Para a análise estatística dos dados de concentrações de amônia foi utilizado o TESTE T pareado tanto nas amostras de controle como nas amostras da fitorremediação com poucas e muitas macrófitas. O valor de p nas amostras do controle foi de $p=0,0672$, nas amostras da fitorremediação com poucas macrófitas, $p=0,6029$, e nas amostras da fitorremediação com muitas macrófitas $p=0,326$ (Figura 30). Portanto não houve diferença significativa entre as concentrações de entrada e de saída da lagoa em nenhum dos três períodos (valores significativos com $p \leq 0,05$). Porém mesmo sem apresentar diferenças significativas, o período de fitorremediação com muitas macrófitas foi mais eficiente que o biotratamento com poucas macrófitas, visto que foi quando foram observadas concentrações de saída menores que na entrada, fato que pode ser verificado observando as medianas na Figura 30 C. Em pesquisa desenvolvida em ambiente controlado com água da lagoa costeira Imboassica, Macaé-RJ, Petrucio e Esteves (2000) simulando diferentes concentrações de nutrientes, constataram que a mesma espécie de macrófita utilizada neste experimento foi capaz de reduzir a concentração de amônia em 98,1%, quando se apresentava em baixas concentrações.

Mello (2018), mesmo sem observar diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos fitorremediadores utilizados em sua pesquisa com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira, verificou que as concentrações mais elevadas de amônia registradas em sua

pesquisa foram obtidas no controle, assim como nesta pesquisa. No entanto, o experimento citado os tratamentos todos ocorreram no mesmo período temporal, diferente deste estudo, em que foi ao longo do tempo, o que levou a diferentes períodos sazonais, com o controle em período de estiagem e os biotratamentos em período chuvoso. Por isso é importante a comparação entre as taxas de depuração e não apenas comparar os valores de concentrações em si. As concentrações iniciais de amônia identificadas por Mello (2018) que eram entre 2,931 e 2,950 mg.L⁻¹, passaram a ser entre 0,320 e 0,347 mg.L⁻¹ no período de fitorremediação com a *Eichhornia*. Em experimento em mesocosmos realizado por Sousa (2015), com água da ETE de Mangabeira, João Pessoa, também não foram verificadas diferenças significativas entre o controle e biotratamento com essa espécie de macrófita. Em contrapartida Crispim et al. (2009) obtiveram remoção significativa ao comparar os dados de controle e do mesmo biotratamento que o utilizado nesta pesquisa, mas também em mesocosmos em caixas de água com 500L.

Figura 30 – Concentrações de amônia na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,0672), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,6029) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,326).



Fonte: Dados da pesquisa.

6.1.7 Nitrito

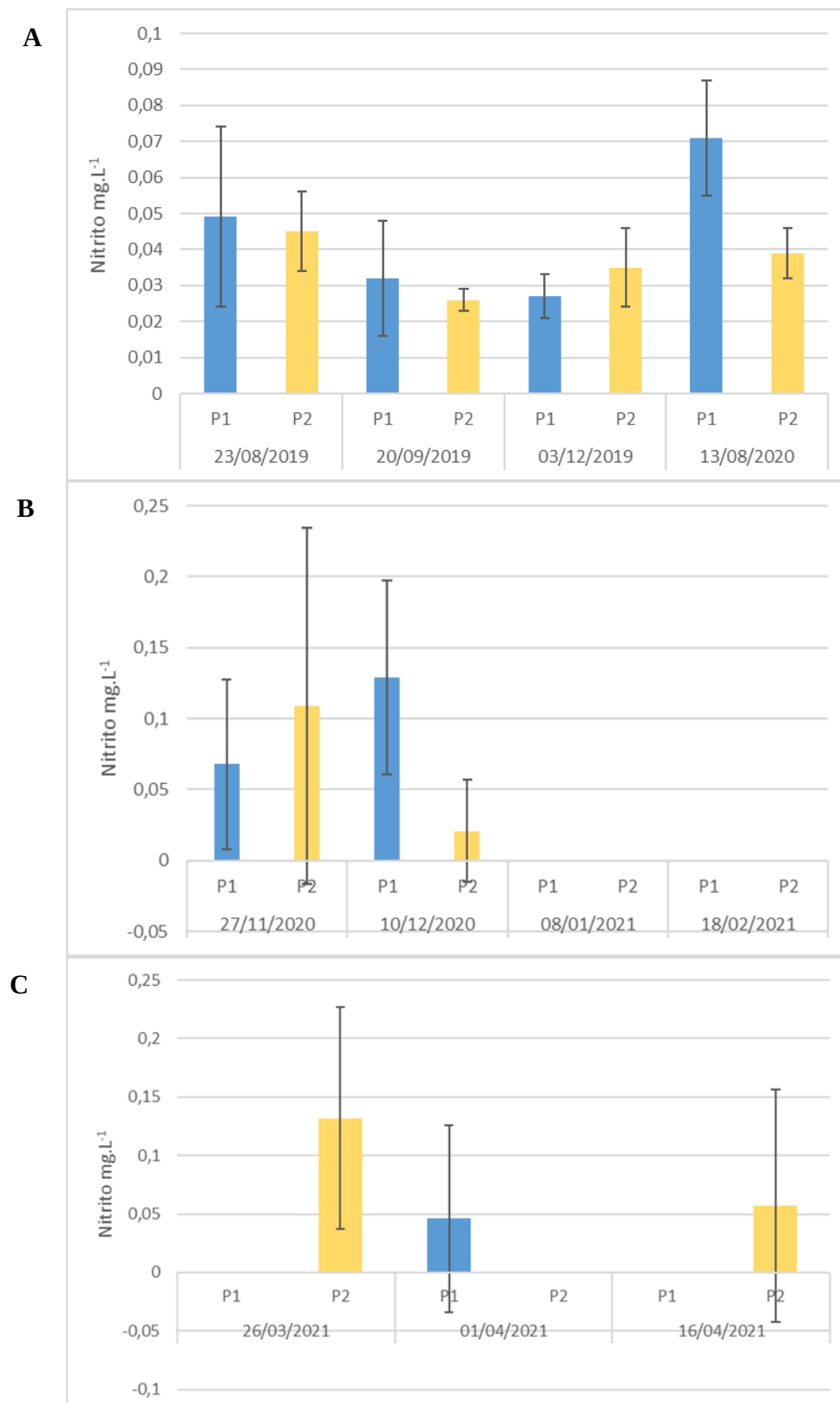
Através do processo de nitrificação, a amônia existente em meio líquido é convertida em nitrito (NO_2^-) através de bactérias nitrificadoras chamadas *Nitrosomonas*, e posteriormente este é oxidado e convertido a nitrato (NO_3^-) por outro grupo de bactérias conhecido por *Nitrobacter*. Esse processo de conversão ocorre apenas em meio aeróbio, uma vez que não existem bactérias anaeróbias nitrificadoras (PEREIRA; MERCANTE, 2005; FARIAS, 2006).

As concentrações médias de nitrito observadas no controle, variaram entre 0,027 e 0,071 mg.L^{-1} , no P1, e entre 0,026 e 0,045 mg.L^{-1} , no P2 (Figura 31 A). Sendo as concentrações observadas no P2 muito semelhantes às observadas no P1, com exceção apenas da coleta realizada em agosto/2020, que apresentou valores mais elevados no P1, provavelmente devido à disponibilidade de OD ter sido maior na entrada da lagoa, o que possibilitou uma maior taxa de conversão da amônia a nitrito.

Com o biotratamento contendo menor densidade de macrófitas (Figura 31 B) as concentrações observadas na entrada da lagoa variaram entre 0 e 0,129 mg.L^{-1} , e na saída entre 0 e 0,109 mg.L^{-1} . Nas duas últimas coletas as concentrações de nitrito foram ausentes, podendo ter sido resultado da presença de OD, principalmente na entrada da lagoa, o que possibilitou a nitrificação completa. Através da fitorremediação com grande quantidade de macrófitas (Figura 31 C), as concentrações identificadas em P1 foram entre 0 e 0,046 mg.L^{-1} , e no P2 entre 0 e 0,132 mg.L^{-1} , apresentando também ausência em alguns pontos, provavelmente pelas mesmas razões apresentadas com o biotratamento com poucas macrófitas. Vale ressaltar que nos meses de março e abril de 2021 existiram precipitações pluviométricas consideráveis, o que também pode ter contribuído para a diminuição da concentração do nitrito nesses meses devido à diluição da própria amônia.

Em seu experimento, Mello (2018) observou valores de concentrações de nitrito variando entre 0,077 e 0,091 mg.L^{-1} , e após a fitorremediação com o aguapé a presença de nitrito foi nula. O pesquisador atribuiu este fato à alta disponibilidade de OD, que permitiu a nitrificação completa.

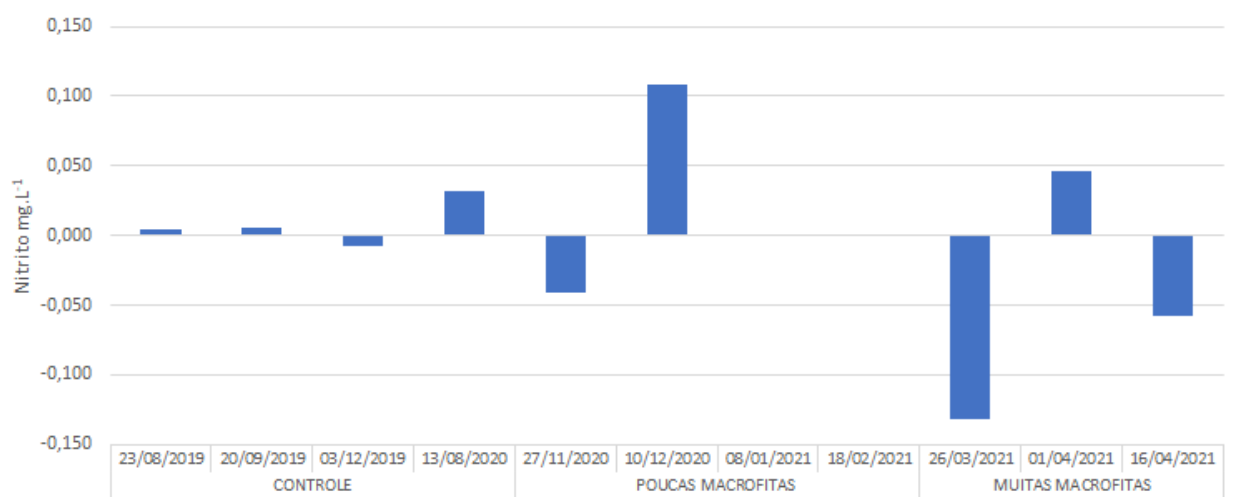
Figura 31 – Concentrações de nitrito na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.



Fonte: Análise de dados.

Antes da fitorremediação a lagoa facultativa da ETE-Mamanguape já tinha capacidade de depurar o nitrito entre a entrada e a saída (Figura 32). Após a fitorremediação com poucas macrófitas houve um momento em que a depuração aumentou (dezembro/2020) e em seguida a depuração não pode ser avaliada devido à ausência de nitrito tanto na entrada quanto na saída da lagoa. No entanto, com uma maior densidade de macrófitas predominou uma queda na capacidade de depuração, levando a um aumento na quantidade de nitrito entre a entrada e a saída da lagoa. Comparando estatisticamente a capacidade de depuração do nitrito, entre os 3 tratamentos (controle e biotratamento), não foram verificadas diferenças significativas pelo teste de Tukey. Em seu estudo, Lima (2020) observou uma diminuição da capacidade do córrego em depurar o nitrito entre a entrada e a saída tendo sido antes da fitorremediação a depuração do nitrito de 0,006 mg.L⁻¹ e após a fitorremediação foi de 0,005 mg.L⁻¹. Ela atribuiu este fato aos processos de oxirredução da amônia, que em maior presença de OD e aumento do ORP realizou processos de nitrificação com maior intensidade. Desta forma, assim o que anteriormente à fitorremediação poderia permanecer como amônia, passou a nitrito (LIMA 2020).

Figura 32 - Capacidade de depuração do nitrito durante o período da pesquisa.

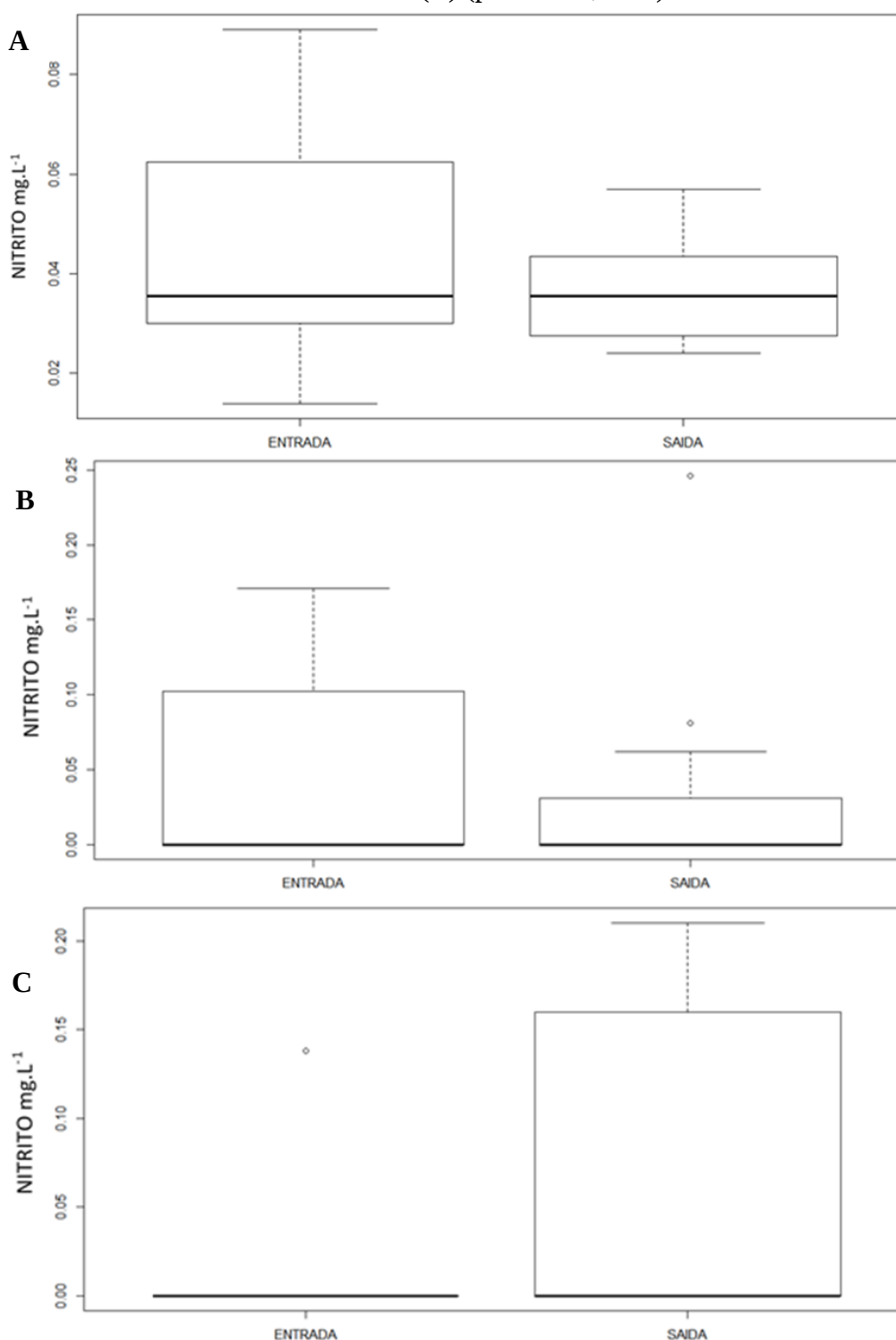


Fonte: Dados da pesquisa.

A análise estatística das concentrações de nitrito do controle foi realizada através do TESTE T pareado, e não foram verificadas diferenças significativas entre os dados de entrada e saída, uma vez que $p=0,2477$ (Figura 33 A). Devido à normalidade dos dados, a análise estatística da fitorremediação tanto com poucas e como com muitas macrófitas, foi realizada através do Teste WILCOXON. Apesar de ter tido uma diminuição nas concentrações de nitrito, quando comparado com o controle, muitas vezes não sendo nem detectadas nas amostras, as

diferenças observadas entre o P1 e o P2 com o biotratamento também não foram significativas, onde o valor de p obtido na fitorremediação com poucas macrófitas foi de $p=0,4185$, e com muitas macrófitas foi de $p=0,1775$ (Figuras 33 B e C).

Figura 33– Concentrações de nitrito na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,2477), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,4185) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,1775).



Fonte: Dados da pesquisa.

Em seu estudo, Lima (2020) verificou diferenças significativas entre as concentrações de nitrito presentes entre a entrada e a saída do córrego no período de controle ($p=0,03739$), mas nesta pesquisa não se observaram diferenças significativas após a instalação do sistema de biorremediação com macrófitas ($p=0,218$), mesmo com a diminuição da concentração desse nutriente no sistema.

Sousa (2015) não verificou diferenças significativas entre o controle e a fitorremediação com a *E. crassipes* em seu experimento com efluente da ETE-Mangabeira, entretanto ela constatou que após 40 dias as concentrações de nitrito no controle não sofreram variações, enquanto que no biotratamento com as macrófitas nos 22 primeiros dias houve uma diminuição nas concentrações, e ao fim dos 40 dias, verificou-se um aumento. A pesquisadora declarou que esse aumento das concentrações ao fim da fitorremediação pode ter ocorrido pela diminuição da disponibilidade de oxigênio no sistema, impossibilitando a nitrificação, e/ou devido à decomposição das folhas das plantas, o que proporcionou um aumento da matéria orgânica no ambiente.

A resolução do CONAMA nº 430/2011 não faz menção aos níveis máximos de nitrito nos padrões de lançamento de efluentes, porém a resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece um limite máximo de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrito para a classe de enquadramento (classe 2) a que pertence o afluente do Rio Mamanguape que recebe o esgoto tratado. Portanto as concentrações de nitrito encontradas nesta pesquisa são todas inferiores a este limite.

6.1.8 Nitrato

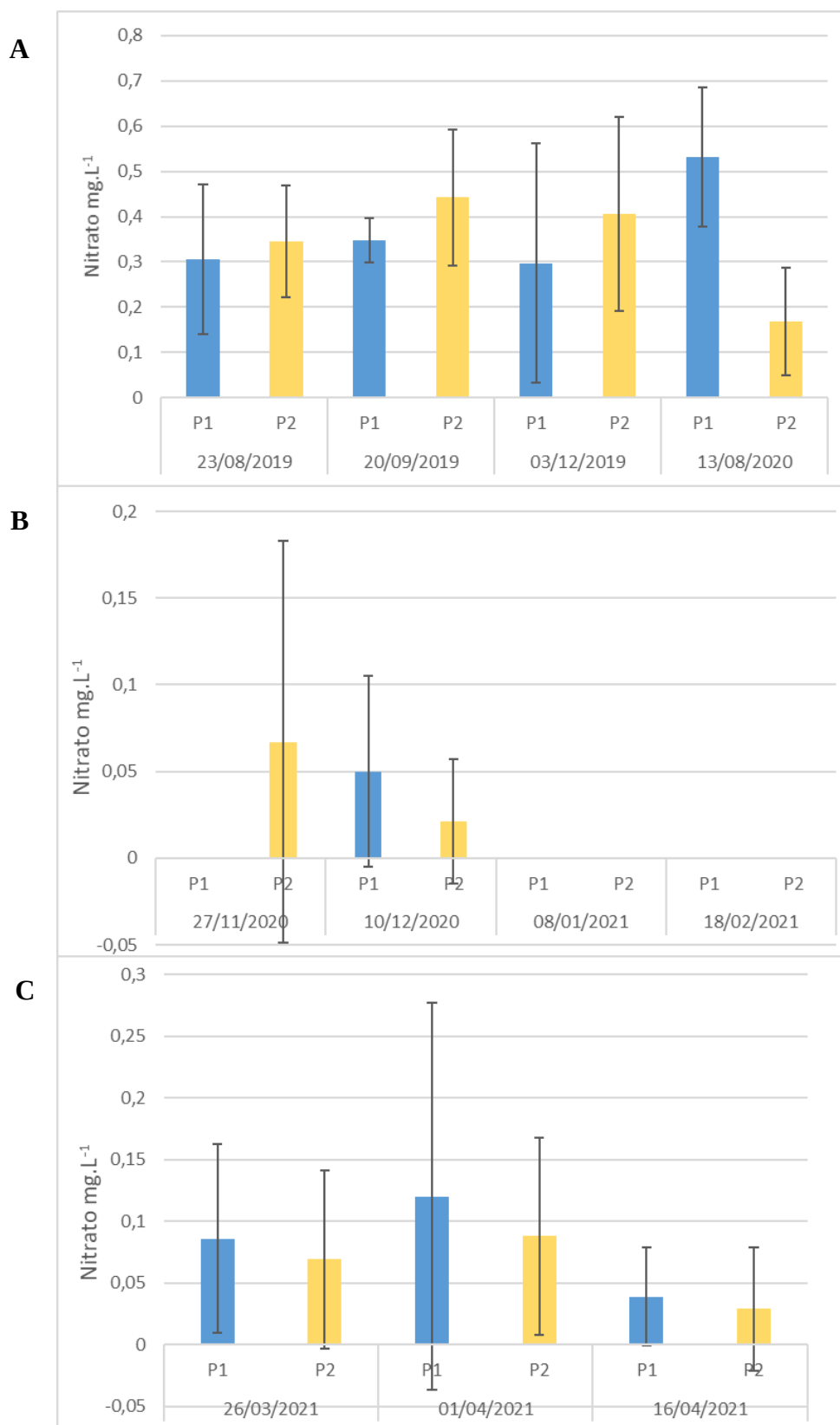
Dentre as formas de nitrogênio presentes, o nitrato é que mais estimula o desenvolvimento de plantas aquáticas e algas, sendo facilmente absorvido por elas, e quando presentes em grandes quantidades pode acelerar ainda mais o processo de eutrofização das águas (OGERA, 1995; MARINHO, 2018). Além disso, como o processo de conversão da amônia em nitrito e deste para nitrato implicam no consumo de oxigênio dissolvido existente no meio, quando a oxigenação do ambiente é menor que o consumo de oxigênio necessário para esses processos podem ocorrer danos à vida aquática (PEREIRA, 2004).

As concentrações médias de nitrato identificadas no controle variaram entre 0,297 e 0,532 mg.L^{-1} , na entrada, e entre 0,345 e 0,442 mg.L^{-1} , na saída da lagoa (Figura 34 A), com predominância de valores um pouco maiores na saída da lagoa, provavelmente devido à ação das bactérias nitrificadoras aeróbias ao longo da lagoa. Na coleta de agosto/2020 o P2 apresentou valores bem inferiores aos observados no P1, provavelmente devido ao elevado

consumo realizado pelo fitoplâncton, ou pelo fato de ter pouca disponibilidade de OD, contribuindo para que o nitrogênio existente na lagoa permaneça nas formas de amônia ou nitrito.

Assim como aconteceu com o nitrito, as concentrações de nitrato por vários momentos foram abaixo do nível de detecção pelo método espectrofotométrico utilizado, após a fitorremediação com pequena densidade de macrófitas. Isso significa que nesse período a amônia foi convertida a nitrito e posteriormente a nitrato, mas o nitrato pode ter sido absorvido pelo fitoplâncton, pelas macrófitas e pelo biofilme formado nas raízes do aguapé (BENTO, 2005). Os valores médios de nitrato variaram entre 0 e 0,05 mg.L⁻¹ no P1, e entre 0 e 0,067 mg.L⁻¹ no P2 (Figura 34 B). Com uma maior densidade de macrófitas as concentrações de nitrato na lagoa ficaram entre 0,039 e 0,120 mg.L⁻¹ no P1, e entre 0,029 e 0,088 no P2 (Figura 34 C). Essas concentrações foram bem inferiores às obtidas no controle, embora que há de se considerar que março e abril foram meses que choveu bastante em Mamanguape, podendo a chuva ter um efeito diluidor nos parâmetros analisados.

Figura 34 - Concentrações de nitrato na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.

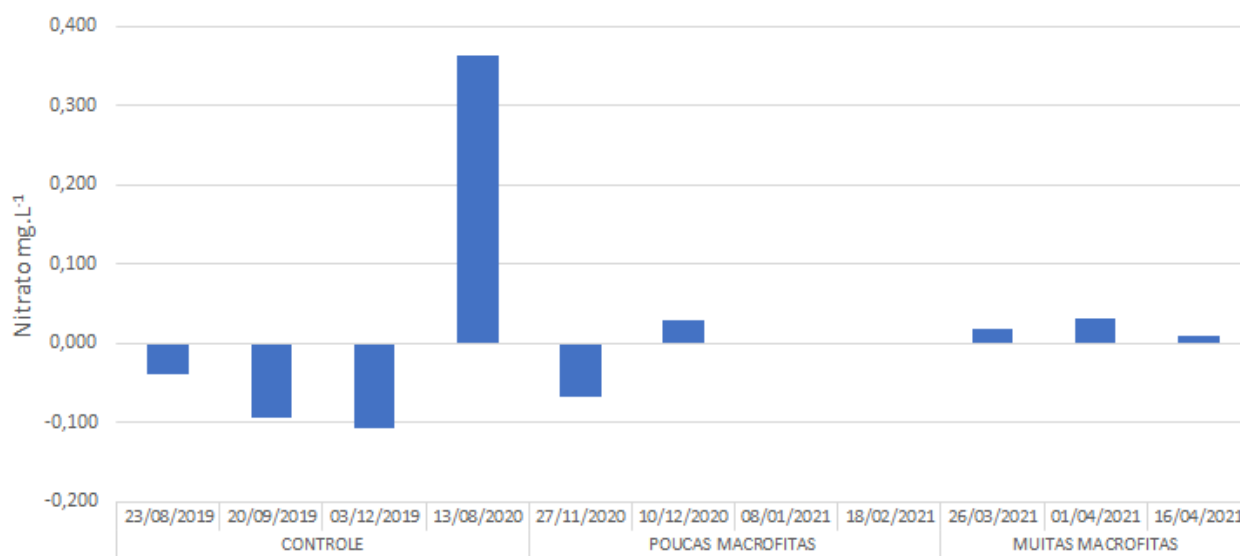


Fonte: Análise de dados

A capacidade de depuração do nitrato apresentou valores predominantemente negativos ao longo do período de controle, ou seja houve aumento das concentrações de nitrato entre a entrada e a saída. Durante a fitorremediação com poucas macrófitas em uma das coletas verificou-se que as concentrações reduziram entre a entrada e saída da lagoa facultativa. Em duas das coletas a depuração não pode ser avaliada, pois o nitrato permaneceu abaixo do nível de detecção pelo método, tanto no P1 como no P2. O biotratamento com muitas macrófitas foi o que apresentou redução de nitrato ao longo de todo o período. (Figura 35). Lima (2020) observou um aumento na capacidade de depuração após a implantação do sistema de fitorremediação com o aguapé. Enquanto Crispim *et al.* (2009) identificaram que houve aumento na concentração de nitrato entre o início e o fim de seu experimento.

Comparando a capacidade de depuração entre os três tratamentos pelo teste de Kruskal-Wallis, não se verificaram diferenças significativas.

Figura 35 - Capacidade de depuração do nitrato durante o período da pesquisa.

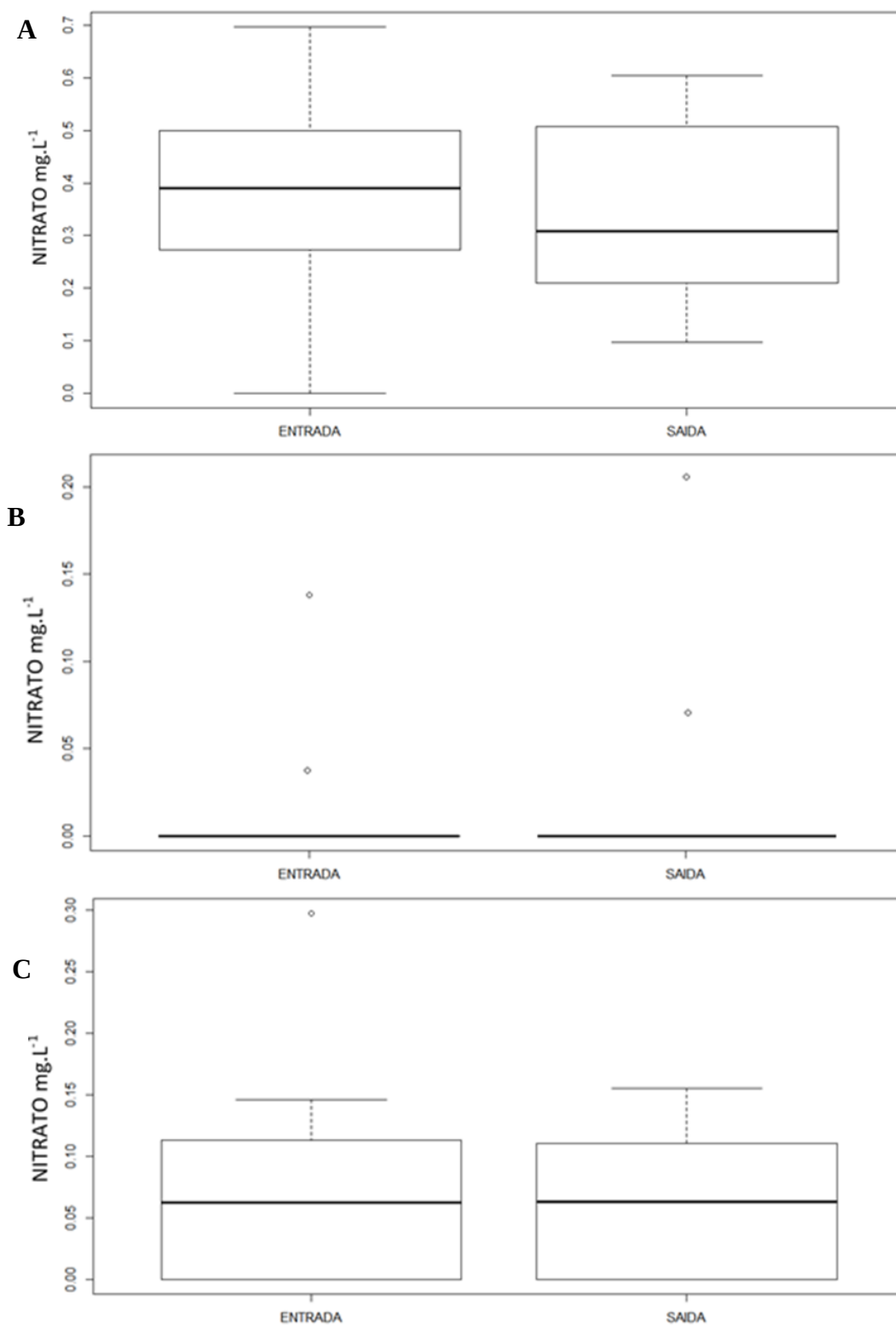


Fonte: Dados da pesquisa.

As análises estatísticas das concentrações de nitrato no período de controle foram obtidas através do TESTE T pareado e o valor de p foi de $p=0,7087$, demonstrando que não houveram mudanças significativas nas concentrações de nitrato entre a entrada e a saída da lagoa, embora na saída as concentrações identificadas tendo sido menores que na entrada (Figura 36 A). Os dados da fitorremediação com poucas e muitas macrófitas foram submetidos a análise estatística através do teste WILCOXON, e também não foram verificadas diferenças significativas entre a entrada e a saída da lagoa com $p=0,6378$, para o tratamento com menor densidade de macrófitas e $p=0,6523$, para o tratamento com maior densidade (Figuras 36 B e C). Mesmo

não apresentando mudanças significativas entre P1 e P2 após a fitorremediação, nota-se que as concentrações de nitrato foram inegavelmente menores, principalmente no biotratamento com poucas macrófitas, chegando a atingir o valor zero de concentração. Em pesquisa realizada por Petrucio e Esteves (2000), a partir da simulação de ambientes controlados em laboratório contendo diferentes concentrações de nutrientes, comparou as espécies *Salvinia auriculada* e *E. crassipes* na remoção de nutrientes constataram que essa última foi mais eficiente na retirada do nitrato, apresentando uma taxa de remoção de 99%, quando este estava presentes em baixas concentrações no seu experimento.

Figura 36 - Concentrações de nitrato na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,7087), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,6378) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,6523).



Fonte: Dados da pesquisa.

A resolução do CONAMA nº 430/2011 também não faz menção aos níveis máximos de nitrato nos padrões de lançamento de efluentes, porém a resolução CONAMA nº 357/2005

estabelece um limite máximo de até 10,0 mg.L⁻¹ de nitrato para a classe 2 de águas. Sendo assim, os valores de nitrato encontrados nesta pesquisa são inferiores a este limite.

6.1.9 Ortofosfato

O fósforo é um elemento fundamental para o crescimento dos seres vivos, e em corpos de água são essenciais para o controle das taxas de crescimento de algas e cianobactérias, porém em grandes quantidades podem provocar eutrofização em um ambiente aquático (FARIAS, 2006; MARINHO, 2018). Dentre as principais fontes de fósforo, destacam-se os fertilizantes, os esgotos domésticos e industriais, a decomposição de matéria orgânica, os detergentes e os dejetos de animais (MOTA, 2010).

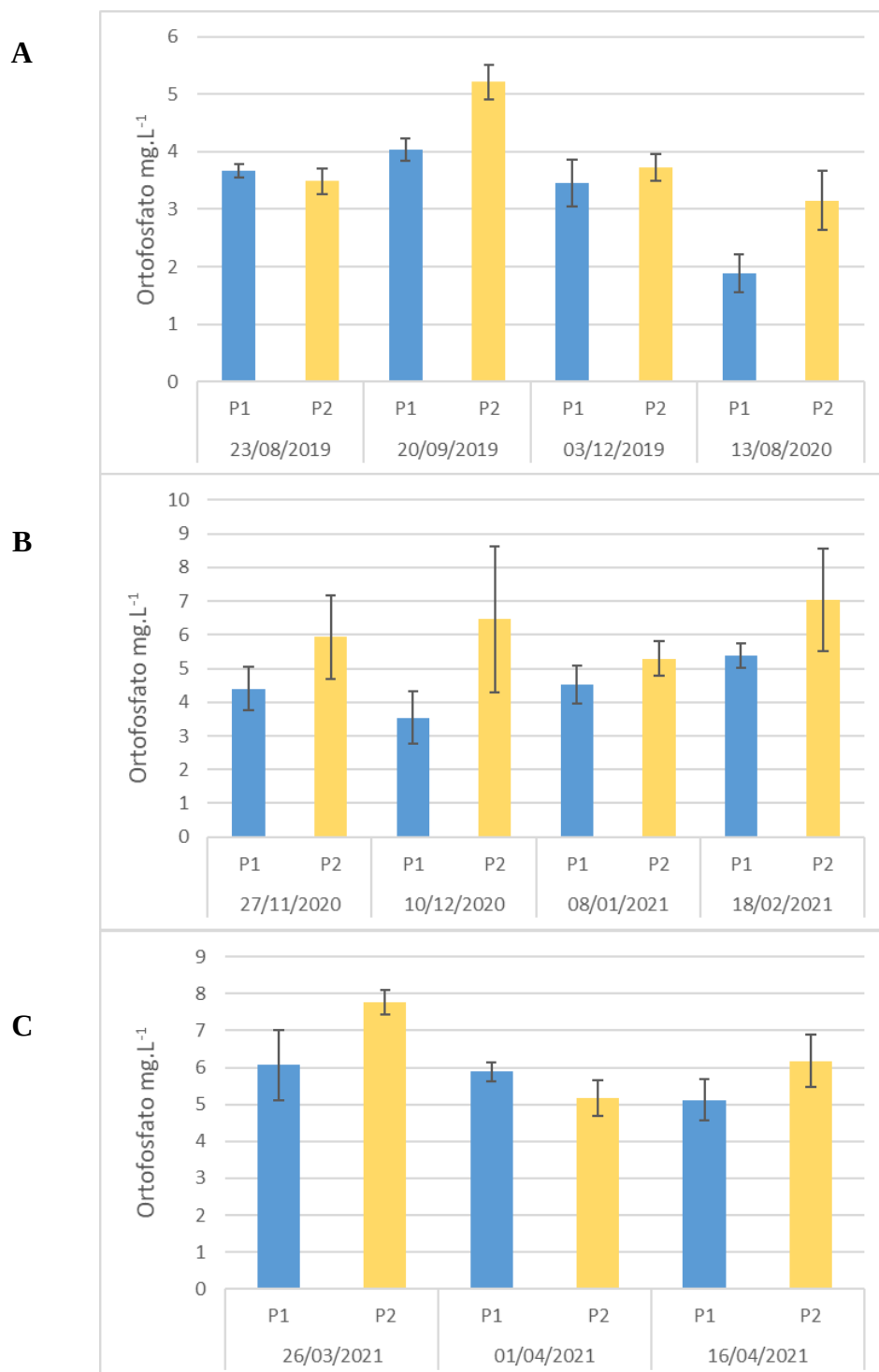
O fósforo encontrado em esgotos domésticos apresenta-se principalmente na forma de ortofosfatos e fósforo orgânico, estando os ortofosfatos em maior quantidade (VON SPERLING, 2002), e sendo a principal forma assimilada pelo fitoplâncton e plantas aquáticas (ESTEVES, 2011).

Os valores de ortofosfato (PO₄³⁻) no controle, variaram entre 1,89 e 4,04 mg.L⁻¹ no P1, e entre 3,15 e 5,21 mg.L⁻¹ no P2 (Figura 37 A). Os valores verificados no P2 foram superiores aos do P1 em três das quatro coletas realizadas, demonstrando que naturalmente há um aumento da concentração desse parâmetro entre a entrada e a saída da lagoa, provavelmente resultante da decomposição da matéria orgânica e formação de fosfatados.

Através da fitorremediação com menor densidade de macrófitas, as concentrações de ortofosfato variaram entre 3,54 e 5,38 mg.L⁻¹, na entrada da lagoa, e entre 5,29 e 7,04 mg.L⁻¹ na saída (Figura 37 B), evidenciando que após a fitorremediação houve um aumento na concentração desse parâmetro, que pode ter ocorrido pela soma dos ortofosfatos advindos do esgoto com os que foram originados pela morte do fitoplâncton e a partir da decomposição das folhas das macrófitas por meio da oxidação bacteriana. Na fitorremediação com maior densidade de macrófitas a concentração média de ortofosfato sofreu variação entre 5,13 e 6,07 mg.L⁻¹ no P1 e entre 5,16 e 7,77 mg.L⁻¹ no P2, apresentando predominantemente valores maiores na saída da lagoa (Figura 37 C). Nesse período houve maior incidência de precipitações pluviométricas em Mamanguape (março e abril de 2021) e esse fator pode ter proporcionado uma elevação nos índices de ortofosfato na ETE, uma vez que há um aumento na lixiviação de nutrientes existentes no solo por conta da chuva (VALLE JR. et al., 2010). Analisando a figura 37 é possível verificar que os valores de ortofosfato da entrada da lagoa foram inferiores no período do controle, na ausência das chuvas. O fato de muitas águas cinzas serem lançadas no

solo e não tratadas, faz com que se acumule muita água de sabão no solo e quando chove todos esses compostos químicos são lançados nas águas de drenagem pluviais, sendo enviadas para a ETE também. Como o sabão é rico em fósforo, pode estar influenciando nesse aumento de ortofosfato na entrada da lagoa no período chuvoso.

Figura 37 - Concentrações de ortofosfato na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.

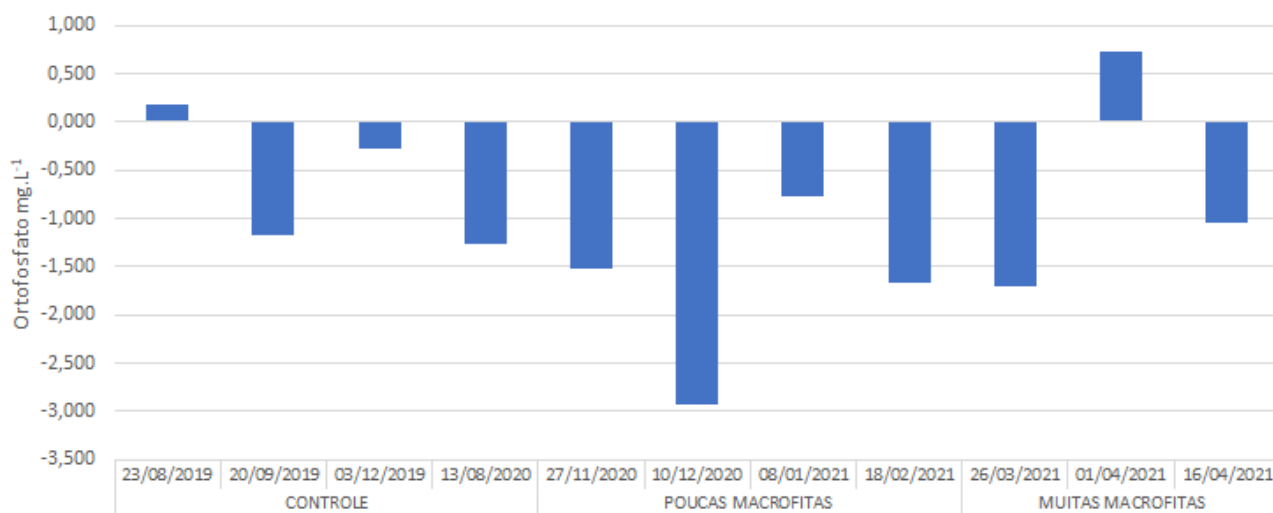


Fonte: Análise de dados

A atual a Resolução nº 430/2011, que determina os padrões de lançamentos de efluentes é omissa em relação às concentrações de ortofosfato assim como em relação às concentrações de nitrato e nitrito, importantes substâncias para diagnóstico dos efluentes e essenciais na verificação do processo de eutrofização dos ambientes aquáticos.

Analizando o gráfico de capacidade de depuração (Figura 38), percebe-se que nem o tratamento convencional e nem a fitorremediação foi eficiente na redução de concentração de ortofosfato na ETE-Mamanguape. Houve uma maior incorporação desse íon entre a entrada e a saída da lagoa principalmente no período de fitorremediação com uma menor quantidade de macrófitas provavelmente pelos motivos discutidos acima, e também por a lagoa estar muito eutrofizada, fazendo com que o próprio plâncton, com a sua decomposição, libere nutrientes na água. Crispim e colaboradores (2009) também constataram um aumento nas concentrações de ortofosfato após o tratamento de fitorremediação com o aguapé. Já Sousa (2015) observou uma redução de ortofosfato após a fitorremediação com a mesma espécie de macrófita, onde o valor inicial era de $2,68 \text{ mg.L}^{-1}$ e passou a $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ ao final do experimento, mas neste caso era um mesocosmos lântico, ou seja a mesma água ficava em tratamento. Valipour et al. (2015), em pesquisa realizada em caráter laboratorial com wetlands de *E. crassipes* e esgoto doméstico conseguiram uma remoção de 41% do ortofosfato através da fitorremediação.

Figura 38 - Capacidade de depuração do ortofosfato durante o período da pesquisa.



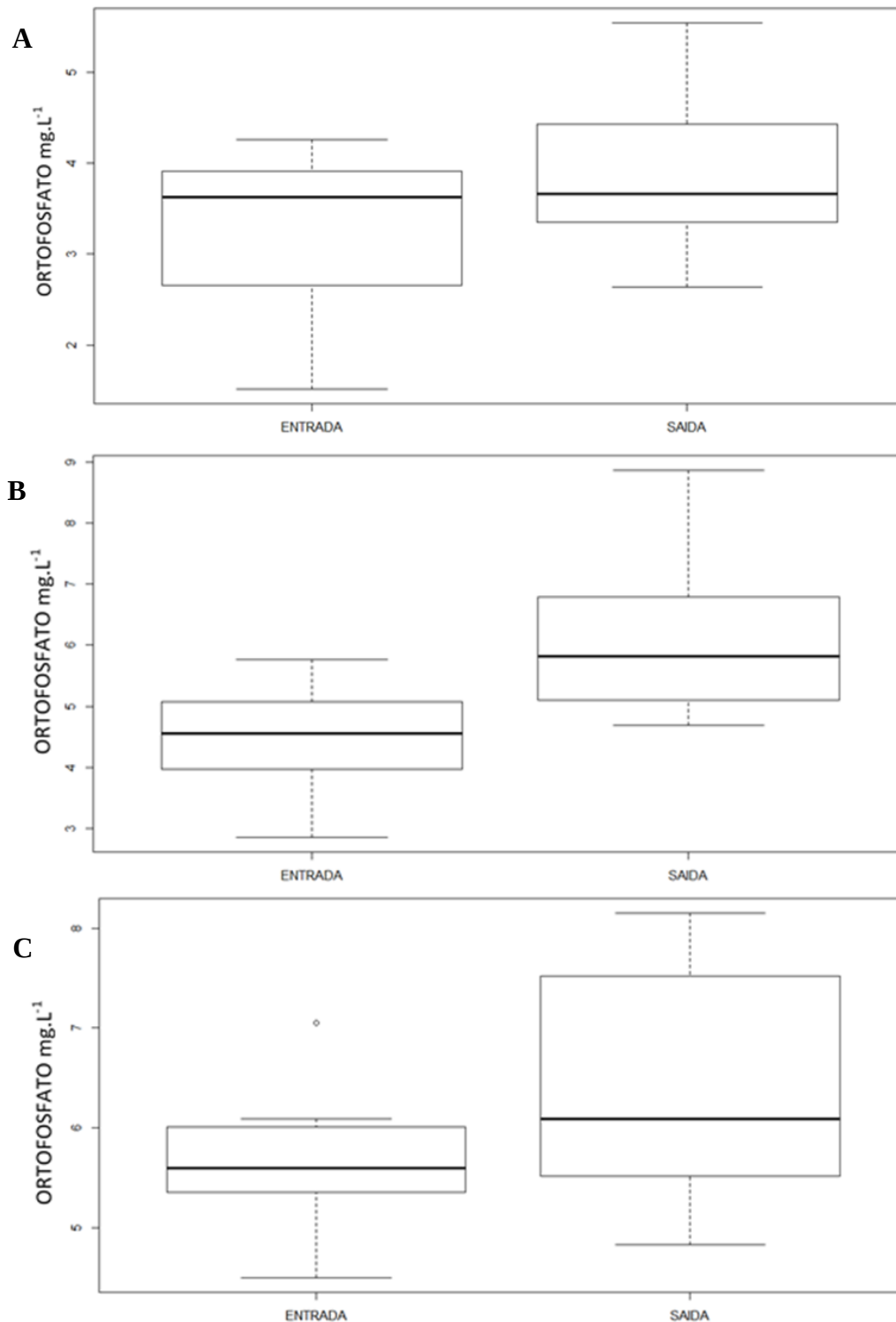
Fonte: Dados da pesquisa.

Vale destacar que esse aumento da concentração do ortofosfato pode ser um dos grandes responsáveis também para a elevação nos valores de sólidos totais dissolvidos e condutividade, observados nas seções 6.1.2 e 6.1.3 desta pesquisa. A análise estatística da capacidade de

depuração foi feita pelo teste de Tukey e demonstrou que não houve diferença significativa entre os tratamentos com relação a capacidade de depuração.

A análise estatística das concentrações de ortofosfato foi obtida utilizando o TESTE T pareado para os três tratamentos. Antes da fitorremediação as diferenças de concentrações entre a entrada e a saída da lagoa foram bastante significativas ($p=0,008915$), com o aumento deste composto (Figura 39 A). Com a fitorremediação com poucas macrófitas também foram observadas diferenças significativas ($p=0,001495$), apresentando aumento ao longo do percurso da lagoa enquanto que no biotratamento com uma maior densidade de macrófitas, essas diferenças foram não significativas ($p=0,1607$) (Figuras 39 B e C).

Figura 39 - Concentrações de ortofosfato na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,00815), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,001495) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,1607).



Fonte: Dados da pesquisa.

Através da Figura 39 percebe-se o padrão de elevação da concentração de ortofosfato na saída da lagoa tanto no tratamento convencional quanto com a fitorremediação, sendo mais acentuada no biotratamento com poucas macrófitas.

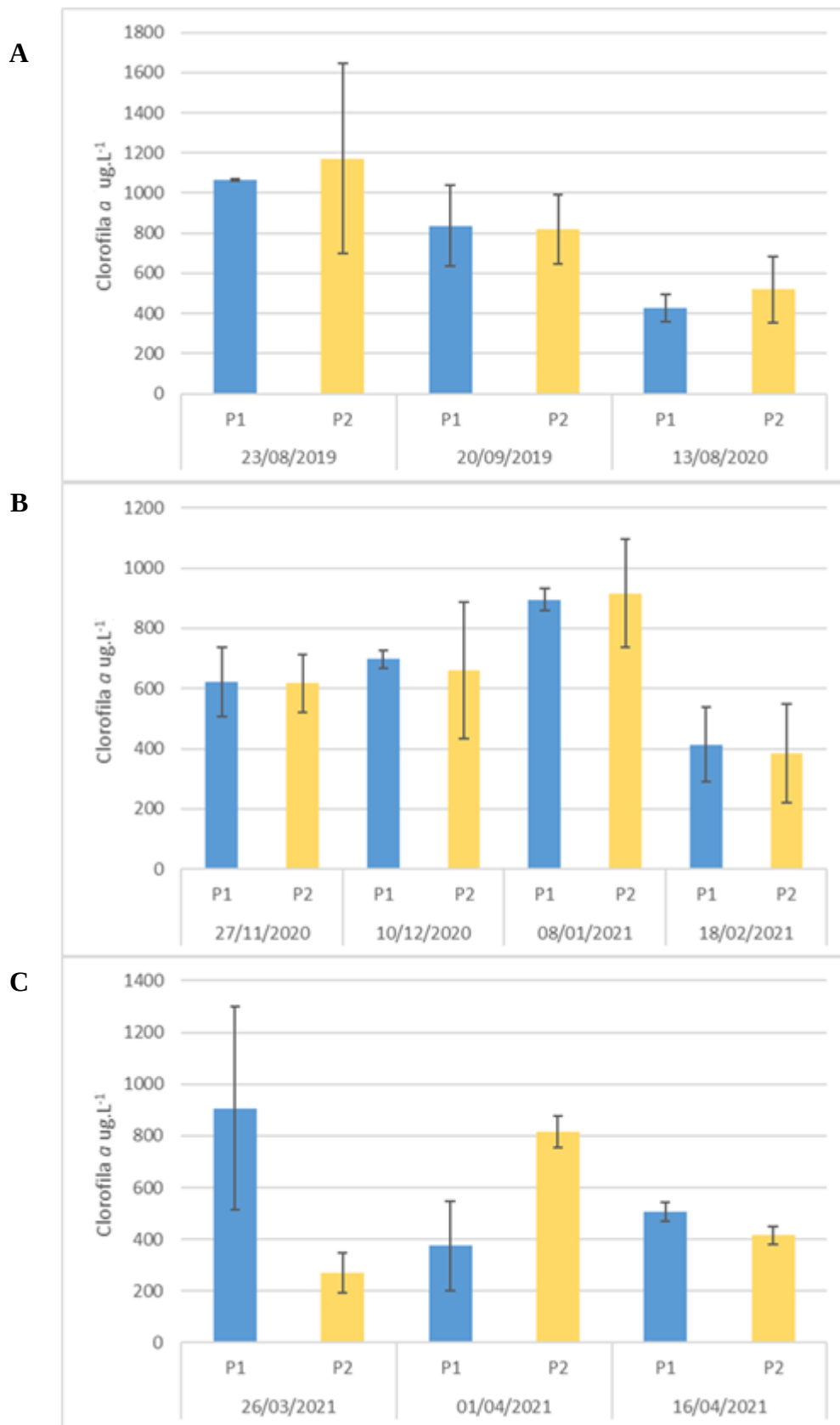
Em sua pesquisa Lima (2020) não obteve diferenças significativas nas concentrações de ortofosfato entre a entrada e a saída do córrego ($p=0,4375$), antes da fitorremediação. Porém após a fitorremediação com a *E. crassipes* diferenças significativas foram verificadas ($p=0,0013$), só que neste caso houve um aumento na taxa de depuração deste parâmetro e redução nas concentrações de ortofosfato ao longo do córrego após a inserção das macrófitas.

6.1.10 Clorofila *a*

A clorofila *a* é um pigmento natural esverdeado presente em todos os organismos que realizam fotossíntese, encontradas, portanto, em todos os grupos do fitoplâncton, como as microalgas e as cianobactérias (STREIT *et al.*, 2005). O aumento da clorofila *a* em meio aquático é tido como indicador do aumento da eutrofização, que em geral está associado a uma elevação na densidade de cianobactérias (MARINO, 2017). Muitas espécies de cianobactérias, são responsáveis pela produção de cianotoxinas, como as microcistinas, podendo causar inúmeros prejuízos aos seres humanos e aos animais. Em lagoas de estabilização, a quantificação da biomassa fitoplanctônica pode ser estimada por meio direto como a identificação e contagem dos indivíduos, ou através da determinação da concentração de clorofila *a* (ZANOTELLI *et al.*, 2002), de forma que, uma elevada quantidade de clorofila-*a* está relacionada com uma grande biomassa fitoplanctônica e com grandes concentrações de nutrientes disponíveis em ambientes eutrofizados (MELLO, 2018).

As concentrações de clorofila *a* identificadas no controle, variaram entre 427,68 a 1063,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no P1, e entre 518,87 e 1172,03 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no P2 (Figura 40). Durante esse período, as concentrações na saída da lagoa, foram, com exceção da coleta de setembro/2019, um pouco mais elevadas que na entrada. Vale ressaltar que não foi possível medir a concentração de clorofila *a* na terceira coleta (Dezembro/2019).

Figura 40 - Concentrações de clorofila *a* na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape observados no controle (A) e na fitorremediação com poucas (B) e muitas (C) macrófitas.



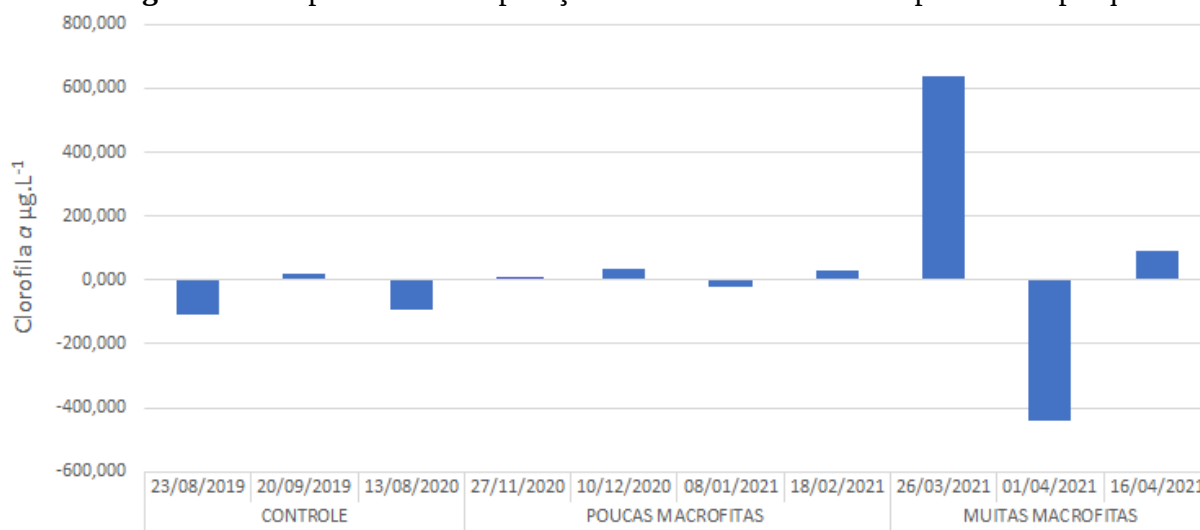
Fonte: Dados da pesquisa.

Após a fitorremediação com menor densidade de macrófitas, as concentrações de clorofila *a* foram entre 413,97 e 895,29 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no P1, e entre 384,40 e 916,10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no P2. As concentrações mais baixas observadas nesse período foram na coleta de fevereiro/2021, porém há de se considerar que nesse mês o volume elevado de precipitações pluviométricas (Figura 12) possa ter interferido nessas concentrações, por diluir os nutrientes, como observado nos dados acima. Com menos nutrientes, há menor crescimento do fitoplâncton, reduzindo as concentrações de clorofila *a*. Nos outros meses houve pouca precipitação. Ao contrário do que aconteceu no controle, as concentrações de clorofila *a* verificadas na entrada foram superiores às da saída, embora essa diferença de valores não se tenha verificado em todas as coletas. Além disso, durante esse período, as concentrações de clorofila *a* se mantiveram, em sua maioria, inferiores às concentrações observadas no controle, devido ao diferente período de análise, estiagem e chuvoso.

Com o biotratamento realizado com muitas macrófitas, as concentrações de clorofila *a* variaram entre 374,22 e 906,65 $\mu\text{g.L}^{-1}$, na entrada, e entre 270,86 e 816,16 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na saída da lagoa. Nas coletas de março/2021 e na última de abril/2021, as concentrações no P1 foram superiores às do P2. Lembrando que nessas duas coletas, havia uma grande densidade de macrófitas na entrada da lagoa, e também pequenas massas de macrófitas localizadas na saída da lagoa, o que pode ter influenciado, juntamente com as condições ambientais do local, nas concentrações observadas. Vale ressaltar que tanto março/2021 quanto abril/2021 foram meses que apresentaram uma elevada precipitação pluviométrica, e isso pode ter influenciado nas concentrações de clorofila *a* encontradas durante esse período da pesquisa.

Avaliando a capacidade de depuração da clorofila *a* (Figura 41), verificou-se que no controle predominou um aumento da concentração de clorofila *a* (valores negativos), enquanto que com a fitorremediação houve predominância na redução desses valores (valores positivos), com exceção das análises de janeiro e abril de 2021 em que se verificou um incremento nas concentrações deste pigmento. As análises estatísticas da depuração foram realizadas através do Teste Kruskal-Wallis, e não houveram diferenças significativas entre os três tipos de tratamento.

Figura 41 - Capacidade de depuração da clorofila *a* durante o período da pesquisa.



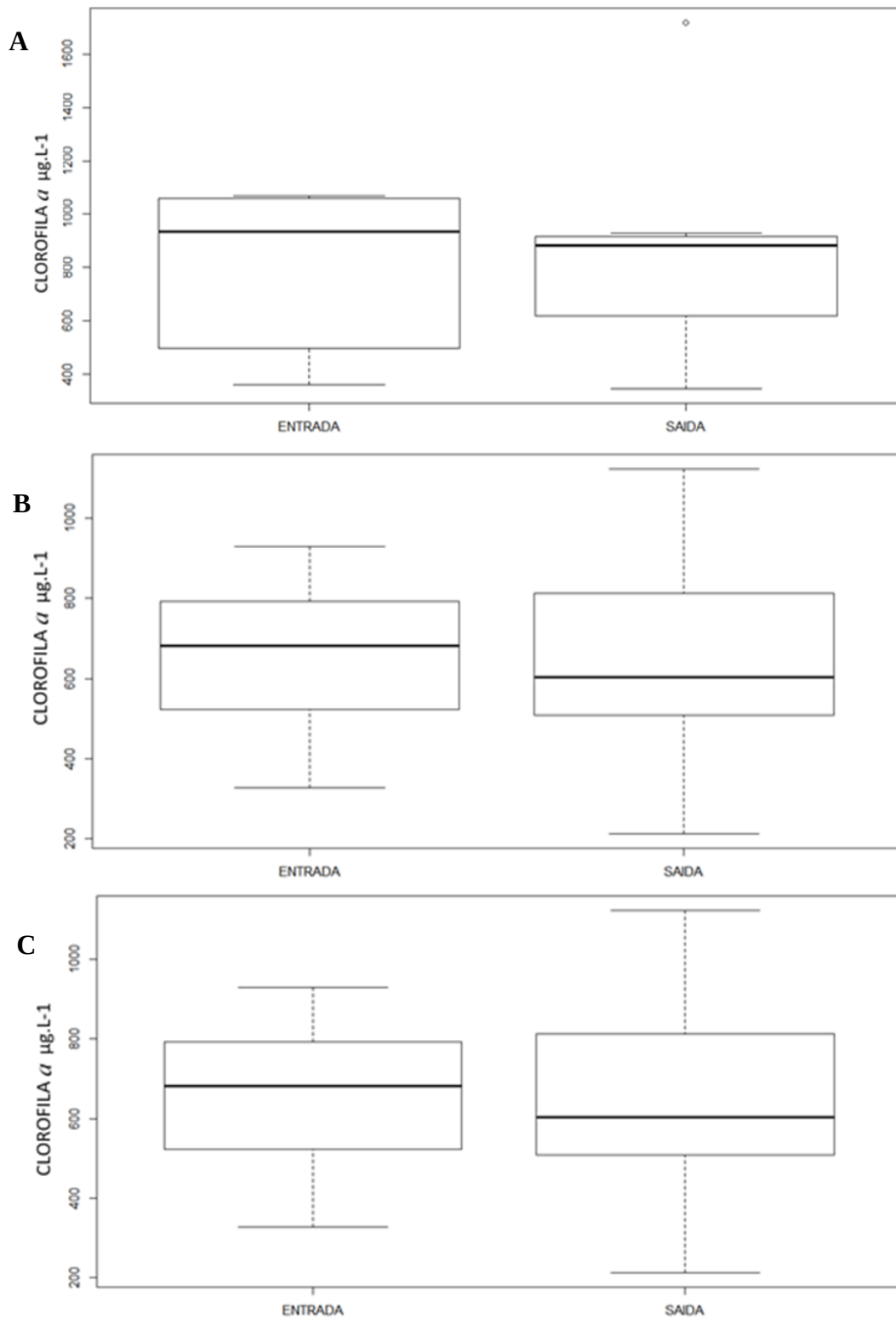
Fonte: Dados da pesquisa.

A diminuição da concentração clorofila *a*, e consequente redução da comunidade fitoplanctônica, realizada por parte das macrófitas pode ser interpretada de várias formas. Pode ter sido ocasionada, por exemplo, pelo aumento de algas perífíticas (presentes no biofilme formado nas raízes das macrófitas) que competem com o fitoplâncton e acabam por reduzir a disponibilidade de nutrientes para o mesmo (PEREZ, 2015). O biofilme de microorganismos presentes nas raízes das macrófitas também podem ter auxiliado na redução da clorofila *a* (MELLO, 2018).

Em pesquisa desenvolvida na lagoa facultativa da ETE de Mangabeira, Oliveira (2010) constatou que a comunidade fitoplanctônica presente nessa lagoa era composta, majoritariamente, por uma espécie de cianobactéria associada com a produção de microcistinas. Estudos realizados por Zhou *et al.* (2014) e Qin *et al.* (2017) comprovaram a eficiência da macrófita *E. crassipes* no controle e morte de espécies de cianobactérias responsáveis pela liberação da cianotoxina microcistina.

Para a análise estatística das concentrações de clorofila *a* utilizou-se o TESTE T pareado tanto nas amostras de controle como nas amostras da fitorremediação, com poucas e muitas macrófitas. Os valores obtidos de *p* foram de *p*=0,5911, no controle, *p*=0,8114, na fitorremediação com poucas macrófitas, e *p*=0,6083 no biotratamento com muitas macrófitas. Portanto não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações entre a entrada e a saída da lagoa (diferenças significativas com *p*≤0,05) em nenhum dos tratamentos, embora tenha sido constatada uma maior redução da concentração de clorofila *a* entre a entrada e a saída da lagoa após a fitorremediação, conforme pode ser verificado na Figura 42 a partir das medianas dos gráficos.

Figura 42 - Concentrações de Clorofila *a* na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5911), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,8114) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,6083).



Fonte: Dados da pesquisa.

Mello (2018), apesar de também não ter encontrado diferenças estatísticas significativas, com relação às concentrações de clorofila em sua pesquisa, observou que seu experimento

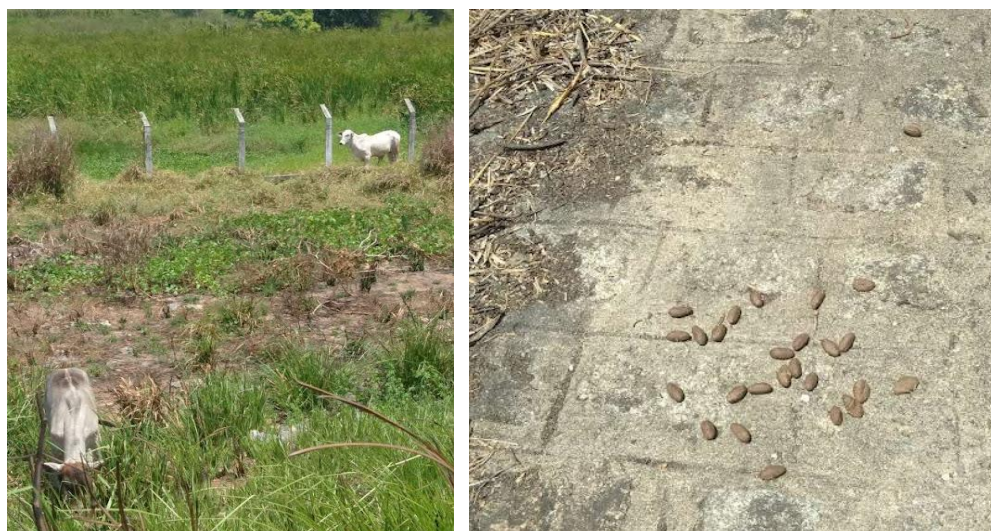
fitorremediador atuou reduzindo a concentração de clorofila *a* em mesocosmos contendo efluente da facultativa da ETE de Mangabeira. Enquanto que a concentração no início do experimento era entre 1049 e 1299 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ao final do experimento essas concentrações passaram a ser entre 0 e 474 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Em sua pesquisa, realizada na mesma ETE, Sousa (2015) também verificou uma redução na concentração de clorofila *a* antes e após a fitorremediação com a *E. crassipes*. Os valores diminuíram de 128,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 1,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A autora atribuiu essa rápida redução à proliferação das macrófitas, que ao ocuparem a superfície da água, impediram a penetração de luz refletindo na diminuição da densidade fitoplânctônica. Além disso ela constatou a redução significativa na quantidade de cianobactérias promotoras de toxinas após o tratamento com a fitorremediação e também com o biofilme, atentando sobre a sua importância enquanto agentes controladores do fitoplâncton.

A resolução do CONAMA nº 430/2011 não menciona os valores máximos de clorofila *a* nos padrões de lançamento de efluentes.

6.2 Aumento da biodiversidade

Ao longo de toda a pesquisa na ETE-Mamanguape algo que chamou bastante atenção foi a presença da diversidade de espécies animais existente. Conforme visto durante as coletas e também pelo que foi relatado por moradores do entorno, antes da fitorremediação existiam a presença de mergulhões, teju açu, capivaras, lontras, paturis, bois, bodes dentre outros (Figura 43).

Figura 43 – Registros de gado e vestígios e capivara antes da fitorremediação.



Fonte: Acervo pessoal (2021).

Após a implantação das macrófitas, seu crescimento e estabelecimento nas lagoa facultativa, notou-se que a biodiversidade do local aumentou ainda mais (Figura 44) Segundo

Mishra e Maiti (2017) além de contribuírem para a remoção de poluentes, como nutrientes e metais pesados, a presença da *E. crassipes* em ambientes também pode fomentar o aumento da biodiversidade do local, por servirem de berço para inúmeras espécies e por poderem ser utilizadas na suplementação energética dos animais (POMPÊO, 2017). Isso foi registrado nesta pesquisa, principalmente para as aves, anfíbios, répteis e insetos que aumentaram a sua ocorrência após a presença da macrófita.

Figura 44 – Espécies encontradas após a fitorremediação.



Fonte: Acervo pessoal (2021).

7. CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos observou-se que a própria lagoa facultativa da ETE-Mamanguape não foi eficiente na melhoria da qualidade da água ao longo da lagoa, uma vez que não foram observadas diferenças significativas de depuração para nenhum dos parâmetros analisados e em alguns casos contribuiu até mesmo para o aumento nas concentrações de nutrientes. Parâmetros como nitrato, ortofosfato e clorofila *a* apresentaram valores mais elevados no final, indicando que a lagoa aumenta o seu estado trófico ao longo do seu percurso de tratamento.

As concentrações de amônia não sofreram reduções significativas durante o período de controle e nem durante a fitorremediação com poucas e muitas macrófitas. O mesmo foi observado em relação ao nitrito.

A lagoa facultativa da ETE-Mamanguape já reduzia as concentrações de nitrato, embora não se verificassem diferenças significativas, porém com a fitorremediação com poucas macrófitas as concentrações de nitrato foram predominantemente nulas, indicando que o que foi formado a partir do processo de nitrificação foi totalmente assimilado pelo fitoplâncton, pelas macrófitas flutuantes e pelo biofilme de microrganismos presentes em suas raízes, visto que havia oxigênio presente, que permitiu o processo, pelo menos parcial da nitrificação.

O ortofosfato sofreu elevação entre a entrada e a saída da lagoa em todos os tipos de tratamento, porém esse aumento foi mais acentuado no biotratamento com pouca densidade de macrófitas, o mesmo se verificou para STD e condutividade em que houve aumento, embora não significativo, entre os valores de entrada e a saída.

A fitorremediação com muitas macrófitas mostrou-se mais eficiente que o tratamento convencional e que o biotratamento com poucas macrófitas nos parâmetros: pH, em que houveram mudanças significativas entre a entrada e a saída da lagoa, e o seus valores ficaram mais próximos aos aceitáveis para lagoas facultativas; ORP, em que mesmo sem apresentar mudanças significativas entre P1 e P2 verificou-se uma menor amplitude entre os valores observados entre a entrada e a saída da lagoa devido à elevação nos valores no P2 e o surgimento de condições oxidantes nos dois pontos ao longo desse tratamento; e OD, em que houve um aumento, embora não significativo, entre as concentrações de entrada e saída, enquanto que no controle e na fitorremediação com poucas macrófitas essa concentração reduziu-se ao longo do tratamento.

Ambos tratamentos de fitorremediação foram mais eficazes na depuração de clorofila *a* do que o tratamento convencional (controle). No entanto a redução desse parâmetro não foi significativa em nenhuma das formas de tratamento.

Além disso não se pode deixar de mencionar o aumento na biodiversidade do local em que as macrófitas aquáticas foram utilizadas de berçário e habitat para espécies diferentes das que já habitavam naquele ecossistema.

De acordo com o que foi observado nesta pesquisa conclui-se que não houve um efeito esperado no tratamento com a fitorremediação nem com pequena nem com grande densidade de macrófitas, visto que não foram observadas melhorias significativas na qualidade da água na ETE-Mangabeira, com exceção apenas do parâmetro de pH.

Diante disto é válido o desenvolvimento de mais estudos utilizando a fitorremediação com diferentes densidades de *Eichhornia crassipes* principalmente dentro de Estações de Tratamento de Efluentes, para que possa haver uma melhor avaliação quanto a seu potencial fitorremediador em diferentes unidades de tratamento. Porém é de fundamental importância que haja um plano de manejo de retirada constante das mesmas, dando-lhes um destino adequado, pois como ocorreu nessa pesquisa, o crescimento exponencial das macrófitas pode se tornar fora do controle.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa foi pensada como forma de aumentar o potencial de tratamento do esgoto realizado pela lagoa facultativa da ETE-Mamanguape, através do uso das macrófitas e do biofilme. Como o experimento com o biofilme deu errado, pois os módulos afundaram, resolveu-se avaliar como diferentes densidades de macrófitas influenciariam na fitorremediação do efluente, e se realmente haveria uma eficiência nessa fitorremediação. Por se tratar de um local com constante variação na carga de entrada do esgoto e dos nutrientes, constatou-se que a melhor forma de se comparar a efetividade da fitorremediação seria conferindo os dados de entrada com os dados de saída da lagoa, estimando a capacidade de depuração.

Durante o desenvolvimento desta pesquisa houveram alguns contratemplos. A começar pela pandemia ocasionada pelo coronavírus que impossibilitou a ida a Mamanguape durante um período de cinco meses, fazendo com que houvesse um longo intervalo entre as coletas de controle e de fitorremediação.

Outro imprevisto que aconteceu foi que durante a montagem das estruturas de fitorremediação a primeira tentativa de implantação foi falha pois as cordas utilizadas para amarrá-las às bordas da lagoa facultativa foram furtadas, o que fez com que os conduítes se enrolassem dentro da lagoa, prejudicando assim o experimento. Por conta disso foi necessário fazer uma segunda tentativa de implantação, que ocorreu em Agosto de 2020, em que desta vez fios de nylon foram usados para amarrar as estruturas nas bordas. Conforme citado anteriormente, houve também o problema com os módulos de biofilme que afundaram. Uma sugestão para que isso seja evitado em pesquisas futuras é a utilização de módulos de pvc com menores dimensões, visto que canos de pvc com 3m ficam mais instáveis balançando mais e forçando as junções, o que levou à entrada de água nos mesmos. Dimensões de 1,5m x 1,5m já foram usadas com sucesso anteriormente, sendo mais adequados ou então o uso de outro material para servir de base de sustentação, ao invés do PVC, como caibros de madeira, por exemplo.

Uma preocupação constante que tivemos ao longo da pesquisa foi com relação ao rápido crescimento da biomassa de macrófitas. Ao crescerem e aumentarem a sua quantidade, as macrófitas se expandiram para além das estruturas criadas com conduítes, o que dificultou bastante seu controle. Depois do final do experimento tanto a entrada da lagoa quanto a saída (por conta da movimentação de massas de macrófitas realizadas pela força dos ventos) estavam cobertas por macrófitas. Para que todo o material fosse retirado foi necessário a ajuda de vários colaboradores, e várias idas à ETE-Mamanguape, onde foi feito um verdadeiro trabalho braçal

visando não deixar nenhum resquício do aguapé. Diante dessa dificuldade, fica como sugestão para futuros trabalhos, que ao realizar pesquisas de fitorremediação in situ com a *E. crassipes* ou outras espécies de macrófitas é de fundamental importância que seja feito algum plano de controle dessa biomassa, ou utilizando-a como matéria prima para compostagem, ou aproveitando-a em biodigestores para a formação de biogás e biofertilizantes, por exemplo, o que já foi comprovado ser possível em pesquisa de Mello (2018).

Outra sugestão para futuros trabalhos é que as macrófitas flutuantes não sejam colocadas na entrada, mas sim do meio para o final das lagoas de estabilização, pois isso pode ter mascarado os reais valores dos parâmetros no início da lagoa, visto que a própria presença das macrófitas nesses pontos pode ter contribuído para remediar a água, impossibilitando a real avaliação da capacidade de depuração. E como a própria lagoa já potencializa a eutrofização, qualquer efeito positivo realizado pela fitorremediação poderia ter sido perdido ao longo do percurso pelo efeito de aumento de eutrofização que a lagoa já apresentava no controle.

9. REFERÊNCIAS

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba. AESA. **Classificação dos corpos hídricos da Bacia do Rio Mamanguape**. 2016. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2016/11/DZS_04.pdf>. Acesso em 11 de Agosto de 2020.

_____. **Características da Bacia hidrográfica do Rio Mamanguape**. 2016. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2016/11/PE_02.pdf>. Acesso em 11 de Agosto de 2020.

ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). **Relatório de esgotamento sanitário municipal –Mamanguape**. Brasília: ANA, 2017. Disponível em <http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Para%C3%ADba/Relatorio_Geral/Mamanguape.pdf> . Acesso em 10 de agosto de 2020.

_____. **Sistema Atual de Mamanguape**. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: <http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Para%C3%ADba/Sistema_Atual/Mamanguape.pdf> . Acesso em 14 de agosto 2020.

ANDRADE, J. F. **Pós-tratamento de efluentes sanitários através de membranas**. 2001. 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

ALLISON, D. G. The biofilm matrix. Biofouling: **The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research**. v. 19, n. 2, p. 139-150, 2003.

ALMEIDA, R. A.; ALMEIDA, N. A. M. “Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais”. **Revista eletrônica de enfermagem**, Goiânia, v. 7, n. 3, p. 308-318, 2005.

ALMEIDA, A. R. G. **Remoção de matéria orgânica e calibração de um modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real**. 2017. 92f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

ARAÚJO, F. C.; BERTUSSI, G. L. Saneamento básico no Brasil: estrutura tarifária e regulação. **Planejamento e Políticas Públicas**, Brasília, n. 51, p. 165-202, 2018.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; ROCHA, J. M. B.; NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de Análises de Oceanografia Química**. Rio Grande: Editora da FURG, 1996. 132p.

BENTO, A. P. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton – biofilme**. 2005. 107f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

BENTO, A. P.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. **Remoção de amônia de esgotos tratados em lagoas facultativas com suporte de PVC para desenvolvimento de biofilme**. In: XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004.

BHUPATHIRAJU, V. K.; KRAUTER, P. HOLMAN, H. N.; CONRAD, M. E.; DALEY, P. F.; TEMPLETON, A. S.; HUNT, J. R.; HERNANDEZ, M.; COHEN, L. A. Assessment of in-situ bioremediation at a refinery waste-contaminated site and an aviation gasoline contaminated site. **Biodegradation**, v. 13, p. 79–90, 2002.

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, e5081742, 2019.

BRANDÃO, E. T. P. **Cianobactérias e saúde pública no Brasil**. 2008. 76f. Dissertação (Mestrado em Biologia Humana e Meio Ambiente). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, 2008.

BRASIL. **Lei Nº. 9.433, de 08 de Janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 1997.

_____. **Lei Nº. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 2007.

BENTO, A. P., REGINATTO, V., LAPOLLI, F. R. **Remoção de amônia de esgotos tratados em lagoas facultativas com suporte de PVC para desenvolvimento de biofilme**. In: XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004.

_____. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton – biofilme**. 2005. 197f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CARNEIRO, D. A.; GARIGLIO, L. P. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos. **Revista Tecer**, Belo Horizonte, v. 3, n. 4, p. 1-14, 2010.

CARVALHO, F.; FERRARI, F.; DANIEL, M. **Qualidade da água em rios e lagos urbanos**. São Paulo: USP, 2008.

CRISPIM, M. C.; VIEIRA, A. C. B.; COELHO, S. F. M.; MEDEIROS, A. M. A. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. **Acta Limnol. Bras.**, v. 21, n. 4, p. 387-391, 2009.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre 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 União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2011.

_____, **Resolução Nº. 397, 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. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2008.

COUTINHO, P. W. R. *et al.* Alternativas de remediação e descontaminação de solos: Biorremediação e Fitorremediação. **Nucleus**, Paraná, v.12, n.1, p. 59-68, 2015.

DALTRO FILHO, J. **Saneamento Ambiental: Doença, saúde e saneamento da água**. Ed. UFS. São Cristóvão. 2004.

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

DIAS, G.; HIPÓLITO, M.; SANTOS, F.; LOUREGA, R. MATTIA, J.; EICHLER, P.; ALVES, P. Biorremediação de efluentes por meio da aplicação de microalgas – uma revisão. **Química Nova**, São Paulo, v. 42, n. 8, p. 891-899, 2019.

EATON et al. APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association & WEF - Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Eaton, A. D.; L. S. Clesceri; A. E. Greenberg (Ed.), 20th ed. Washington, D.C.: [s.n.], 2005.

EIRAS, R. C. F. **Avaliação da qualidade da água, impactos e contribuições para a gestão ambiental do Rio Preto, Município de Santa Rita, Paraíba**. 2018. 133f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2018.

ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade de água na bacia hidrográfica do rio Cabelo**. 2006. 155f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal da Campina Grande. Campina Grande, 2006.

FELTRE, R. **Físico-química**. 6. Ed., v.2, p.228. São Paulo: Moderna, 2004.

FERREIRA, M. P.; GARCIA, M. S. D. Saneamento básico: meio ambiente e dignidade humana. **Dignidade Re-Vista**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 3, p. 12, 2017.

FERREIRA, F. B. S. Biorremediação como alternativa de tratamento em ambientes contaminados. **Revista Fimca**. v.7, n.3, p 5-9, 2020.

FIGUEIREDO, S.A. **Análise do pontencial fitorremediador e energético da biomassa das espécies Eichhornia Crassipes (aguapé) e Pistia Stratiotes (alface d'água)**. 2018. 54f.

Dissertação (Mestrado Energias Renováveis) Programa de Pós-Graduação em Energia Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018.

FONSECA, J. J. S. **Metodologia da pesquisa científica**. Fortaleza: Editora da UEC, 2002.

FONTES, I. B. M.; ARAÚJO, Q. R. Eficiência na remoção de coliformes na estação de tratamento de esgoto de Ilhéus (Bahia). **Rev. Geo.**, v. 17, p. 127-136, 2008.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS**. 2014. 1. ed, 112 p. Brasília, DF.

GALLI, C. S.; ABE, D. S. **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo: Instituto Botânica, 2010.

GAO, Y.; YI, N.; WANG, Y.; MA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, Z.; YAN, S. Effect of *Eichhornia crassipes* on production of N₂ by denitrification in eutrophic water. **Ecological Engineering**, v. 68, p. 14-24, 2014.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 6. Ed. São Paulo: Atlas, 2019.

GRANADO, D. C. **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)**. 2004. 140f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Carlos, São Carlos, 2004.

GOMES, J. L. C. S. **Estudo comparativo entre oito sistemas de lagoas de estabilização da região noroeste do Estado de São Paulo**. 2002. 152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2002.

GOMES, D. P. P. et al. Avaliação de indicadores físico-químicos em uma seção transversal do rio catolé em diferentes épocas. **Enciclopédia biosfera**, Goiânia, v.7, n.13,1093-1098, 2011.

GRIZA, F. T.; ORTIZ, K. S.; GEREMIAS, D.; THIESEN, F. V. Avaliação da contaminação por organofosforados em águas superficiais no município de Rondinha - Rio Grande do Sul. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n.7, p. 1631-1635, 2008.

GRUCHLIK, Y. et al. Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 202-214, 2018.

HOHMANN A. C. C. Regulação e Saneamento na Lei Federal Nº. 11.445/07. **Rev. Jurídica PGE**, Paraná, Curitiba, n. 3, p. 211-244, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores sociais municipais: uma análise dos resultados do censo demográfico 2010**. Rio de Janeiro, 2011.

_____. **Banco de Dados Agregados do Censo Demográfico – 2010**. Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA). 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 18 jul. 2020.

_____. Panorama do Município de Mamanguape (2018). Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/mamanguape/panorama>>. Acesso em 11 jul. 2020.

ISMAIL, Z.; OTHMAN, S. Z.; LAW, K. H.; SULAIMAN, A. H.. Comparative performance of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Water Lettuce (*Pistia stratiotes*) in preventing nutrients build-up in municipal wastewater. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 43, n. 4, p. 521-531, 2015.

JANUÁRIO, P. B. **Aplicação do geoprocessamento na avaliação da qualidade da água da Lagoa do Parque Solon de Lucena em João Pessoa – PB**. 2009. 63f. Monografia (Graduação em Geoprocessamento). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba IFPB. João Pessoa, 2009.

JACQUES, R. J. S.; BENTO, F. M.; ANTONIOLLI, Z. I.; CAMARGO, F. A. O. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 1192-1201, 2007.

JARDIM, F. W. Medição e interpretação de valores do potencial REDOX (E_h) em matrizes ambientais. **Química Nova**, v. 37, n.7, p.1233-1235, 2014.

JUNGLES, M. K. **Tratamento de esgoto sanitário em lagoa de maturação com biofilme**. 2007. 151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

LEONETI, A. B.; PADRO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 45, n. 2, p. 331-348, 2011.

LIMA, L. R. F. **Percepção ambiental de uma comunidade nova católica frente à eficiência da aplicação da fitorremediação de um córrego urbano**. 2020. 119f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2020.

MALLMANN, V. et al. As vantagens da biorremediação na qualidade ambiental. **Ensaio e Cienc.**, v. 23, n. 1, p. 12-15, 2019.

MAMANGUAPE. **Lei Municipal Nº 1090, de 19 de setembro de 2019**. Dispõe sobre a Política Municipal de Saneamento Básico do Município de Mamanguape. Diário Oficial do Município de Mamanguape. Mamanguape, PB, 2019.

MANAHAM, S. E. **Química Ambiental**. 9. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 912 p.

MARIANO, A. P. **Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel**. 147 f. 2006. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

MARINHO, R. S. A. **Biorremediação para o melhoramento da qualidade da água em rios urbanos em João Pessoa –PB: efeitos na ictiofauna**. 2018. 95f. Dissertação (Mestrado em

Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2018.

MARINO, L. Relação entre clorofila-a e cianobactérias no estado de São Paulo. **Revista DAE**, São Paulo, n. 206, p. 32-43, 2017.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 11, n.1, p.67-79, 2008.

MARQUES, M. B. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Wetlands: uma alternativa ecológica para tratamento de efluentes. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, São Paulo, v. 6, n. 41, p. 21-33, 2018.

MELLO, S. C. **Uso de macrófitas aquáticas fitorremediadoras como incremento ao tratamento de esgoto e o potencial de sua biomassa na produção de biogás**. 2018. 116f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2018.

MENDONÇA, A. M. **Confiabilidade dos parâmetros monitorados em águas por sonda multiparâmetros**. 2016. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2016.

MISHRA, S.; MAITI, A. The efficiency of Eichhornia crassipes in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 9, p. 7921-7937, 2017.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R.H. F.; CALIJURI, M. C. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n. 2, p. 169-180, 2007.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: ABES. 4 ed. 388 p., 2010.

MUTTAMARA, S.; PUETPAIBOON, U. **Nitrogen removal in baffled waste stabilization ponds**. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 7, p. 173-181 p. 1996.

NOHARA, I. P.; POSTAL JÚNIOR, J. Perspectiva da gestão do saneamento básico no Brasil: prestação indireta e deficiências setoriais. **Revista de Direito Econômico e Socioambiental**, Curitiba, v. 9, n. 1, p. 380-398, 2018.

OGERA, R. C. Remoção de nitrogênio do esgoto sanitário pelo processo de lodo ativado por batelada. 1995. 126f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise do desempenho e confiabilidade de Estações de Tratamento de Esgoto**. 2006. 232f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2006).

OLIVEIRA, M. S. R. **Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgotos Mangabeira (João Pessoa-PB)**. 2010. 125 f. Dissertação (Mestrado em Eng. Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2010.

OLIVEIRA, K. M. P.; et al. Efficiency analysis of the Australian Wastewater Treatment System in a pig slaughterhouse. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 33. n. 1, p. 183-192, 2017.

OLIVEIRA, F. M. M. **Biorremediação: uma forma de despoluição de ecossistema lótico com a utilização de biofilme e macrófitas**. 2020. 251f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2020.

PACHECO, J. A. S.; WOLFF, D. B. Tratamento dos efluentes de um frigorífico por sistema australiano de lagoas de estabilização. **Disc. Scientia**, Santa Maria, v. 5, n. 1, p. 67-85, 2004.

PAES, F.; et al. Uso de tecnologias ecológicas de saneamento básico para solução de conflitos socioambientais. **Gaia Scientia**, v. 8, n. 1, p. 226-247, 2014.

PANTANO, G. **Recuperação de reservatórios eutrofizados por atividades antrópicas: estudos em microsomos**. 2016. 148f. Tese (Doutorado em Química Analítica). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

PAZ, F. S. **Seleção de fungos autóctones para a biorremediação do Igarapé Judia da cidade de Rio Branco-Acre**. 2020. 86f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Inovação Tecnológica). Programa de Pós-Graduação em Ciência, Inovação e Tecnologia para a Amazônia, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2020.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 1, n. 1. p.20-36, 2004.

PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água – uma revisão. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 81-88, 2005.

PEREIRA, E. P. **O uso da unidade Wetland no sistema de pós-tratamento de esgoto: Um estudo de caso no Semiárido Nordeste**. 2011. 193f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético). Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. F. Uso de micro-organismos para a biorremediação de ambientes impactados. **Rev. Eletr. Gestão, Educ. Tecnol. Amb.**, v.6, n.6, p. 975-1006, 2012.

PÉREZ, M. J. **Biofilme e Macrófitas como Ferramenta de Biorremediação em Ecossistemas Aquáticos e Tratamento de Esgotos**. 2015. 164f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2015.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A.. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 2, p.229-236, 2000.

PHILIPPI Jr., A.; BRUNA, G. C. **Política e gestão ambiental**. In: PHILIPPI JUNIOR, A., ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. (Orgs.). Curso de gestão ambiental. 2 ed. Barueri: Manole, 2004. cap 18. p. 657- 711.

PHILIPPI JR., A. **Saneamento, saúde e ambiente: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri: Manole, 2005. 842p.

PINTO, B.C.T.; ARAÚJO, F.F.G. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 50, n. 3, p. 489-502, 2007.

PLACEK, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK, M.. Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, n. 6, p. 605-618, 2016.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. 1ª ed. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de wetlands para o tratamento terciário: controle de nutrientes**. 2015. 93f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

QIN, H. et al. Site test of phytoremediation of an open pond contaminated with domestic sewage using water hyacinth and water lettuce. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 753-762, 2016.

QIN, H. et al. Efficient assimilation of cyanobacterial nitrogen by water hyacinth. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 1197-1200, 2017.

RÊGO, J. R. S. Educação Ambiental: análise da percepção dos alunos do ensino fundamental sobre a qualidade da água consumida no município de Belém (PA). **Revbea**, São Paulo, v. 13, n. 4, p. 87-110, 2018.

RODRIGUES, G. S.; BUSHINELLI, C. C. A.; RODRIGUES, I. A.; QUEIROZ, J. F. **Gestão ambiental territorial na área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape (PB)**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 89 p.

RODRIGUES, A. B. M.; SILVA, A. S.; SOUZA, A. G. S.; SOUZA, L. L.; JUNIOR, A. P. A biotecnologia como instrumento de recuperação de corpos hídricos. **Multidisciplinary Reviews**, v. 1, p. 1-6, 2018.

ROESELERS, G.; LOOSDRETCH, M.C.M.; MUYZER, G. Phototrophic biofilms and their potential applications. **J Appl Phycol**. v. 20. p. 227–235. 2008.

ROLDÁN, G.; RAMÍREZ, J. **Fundamentos de Limnología Neotropical**. 2. ed. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia. 2008, 257 p.

ROSSINI, H. A. V.; FARIA, M. T. S.; SILVA, A. C.; HELLER, L. Aspectos socioeconômicos e de desenvolvimento humano municipal determinantes na ausência de prestadores de serviços de esgotamento sanitário no Brasil. **Eng. Sanit. Ambient.** v.25, n. 2, p. 393-402, 2020.

SAIANI, C.C.S.; TONETO JR., R. Evolução do acesso a serviços de saneamento básico no Brasil (1970 a 2004). **Economia e Sociedade**, Campinas, v. 19, n. 1 (38), p. 79-106, 2010.

SAIANI, C. C. S.; TONETO JÚNIOR, R.; DOURADO, J. A. Déficit de acesso a serviços de saneamento ambiental: evidências de uma curva ambiental de Kuznets para o caso dos municípios brasileiros? **Economia e Sociedade**, v. 22, n. 3, p. 791-824, 2013.

SANTOS, L. A. **A falta de saneamento é o principal responsável pelos índices de Doença de Veiculação Hídrica? Um estudo das populações que habitam as margens de igarapés em Manaus**, – AM. 2006. 104f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Meio Ambiente). Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.

SANTOS, E. C. A.; ARAÚJO, L. E.; MARCELINO, A. S. Análise climática da Bacia Hidrográfica do Rio Mamanguape. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 1, p. 9-14, 2015.

SANTOS, F. F. S; et al. O desenvolvimento do Saneamento Básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 241-251, 2018.

SCHNEIDER, R. P. Biofilmes Microbianos. **Microbiologia em Foco**. v.1, n. 2, p. 4 – 12. 2007.

SHUBO, T. **Sustentabilidade do Abastecimento e da Qualidade da Água Potável Urbana**. 2003. 126f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Saúde Ambiental) - Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2003.

SILVA, E. L.; MENEZES, E. M. **Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação**. 4. ed. Florianópolis: UFSC, 2005.

SILVA, S. C., **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 231f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, J. C.; VIEGAS, V. R.; SOUZA, E. V.; BARBOSA, I. C. C.; SILVA, A. C. Avaliação de salinidade, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e potencial de oxidação/redução das águas superficiais do rio Marataúira-Abaetetuba-PA. In: **14º Encontro de profissionais da Química da Amazônia**, Belém-Pará, 2015.

SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos-2018**. 2018. Disponível em: < <http://www.sn timer.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018>>. Acesso em 17 Jul. 2020.

SOUZA, J.T. Use of constructed wetland for the post-treatment of domestic sewage anaerobic effluent from uasb reactor. **Eng. sanit. ambient.** v.9, n.4, p 285-290. 2004.

SOUSA, P. R.; FILHO, D. A. M. Análise dos aspectos ambientais, urbanos e sanitários da estação de tratamento de esgoto de Teresina – PI. **Anais do IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica**, Belém, 2009.

SOUSA, C. E. **Avaliação de Sistemas Biorremediadores em Efluentes da Lagoa Facultativa da Estação de Tratamentos de Esgotos em Mangabeira, João Pessoa/PB**. 2015. 75 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2015.

SOUZA, A. H. F. F. **Avaliação da eficiência da biorremediação por perifiton em um rio urbano**. 2020. 199f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2020.

STREIT, N. M. *et al.* As clorofilas – Revisão bibliográfica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.3, p.748-755, 2005

TERRA, V. C. Avaliação da eficiência da biorremediação na redução da carga orgânica de Estações de Tratamento de Esgoto: o caso da ETE Neblina em Araguaína/TO. **Revista Eixo**. v. 5. n. 2, p. 98-105, 2016.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Revista Estudos avançados**. v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

TUROLLA, F. A. **Política de saneamento básico: avanços recentes e opções futuras de políticas públicas**. Texto para Discussão (IPEA), Brasília-DF, n.922, p. 1-26, 2002.

UNITED NATIONS ORGANIZATION (ONU). (2010) Resolutions nº 64/292: The human right to water and sanitation. Resolution adopted by the General Assembly. *In*: PLENARY MEETING,108., 2010.

UNESCO. **Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017: les eaux usées: une ressource inexploitée**. Tradução. [s.l.] Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture, 2017.

VALIPOUR, A. KALYAN RAMAN, V. GHOLE, V. S. Phytoremediation of domestic wastewater using *Eichhornia crassipes*. **J. Environ.Science & Engg**, v. 53, n. 2. P. 183-190, 2011.

VALLE JR., R. F.; ABDALA, V. L.; GUIDOLINI, J.F.; ALMEIDA, R. F.; SOUZA, M. A. S. C. Ortofosfato como parâmetro indicador de qualidade da água em diferentes pontos de coleta na Bacia do Rio Uberaba. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 6, n. 11, p. 1-6, 2010.

VAN NIEKERK, H.; SILBERBAUER, M. J.; MALULEKE, M. Geographical differences in the relationship between total dissolved solids and electrical conductivity in South African rivers. **Water SA**, v. 40, n. 1, p. 133–137, 2014.

VASCONCELLOS, G. R. Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial. 2015. 110f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Programa de Pós-graduação em

Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2015.

VICTOR, K. K.; SEKA, Y.; NORBERT, K. K.; SANOGO, T. A. Phytoremediation of wastewater toxicity using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*). **International Journal of phytoremediation**, v. 18, n. 10, p. 949-955, 2016.

VITÓ, C. V. G.; SILVA, L. J. B. F.; OLIVEIRA, K. M. L.; GOMES, A. T.; NUNES, C. R. O.. Avaliação da qualidade da água: determinação dos possíveis contaminantes da água de poços artesianos na região Noroeste Fluminense. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 7, n. 2, p. 59-75, 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed., v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996, 243 p.

_____. **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, 2002, 196 p.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2.ed., v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 243 p.

_____. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. v.7. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 452 p.

WU, Y.; XIA, L.; YU, Z.; SHABBIR, S. In situ bioremediation of surface waters by periphytons. **Bioresource Technology**, v. 151, p. 367–372. 2014.

XIAO, X. et al. Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture. **Scientific reports**, v. 7, n. 46613, 2017.

YAKUBU, M. B. Biological approach to oil spills remediation in the soil. **African Journal of Biotechnology**, Nigeria, v. 6, n.24, p. 2735-2739, 2007.

YAMAMOTO, G.R.C; CANALI, N.E.; Importancia das Wetlands Para a Qualidade das Aguas na Região Metropolitana de Curitiba- PR. **Rev. Geografar**, v.7, n. 1, p. 161-189, 2012.

YAN, S. H.; SONG, W.; GUO, J. Advances in management and utilization of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in aquatic ecosystems—a review. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 37, n. 2, p. 218-228, 2017.

ZANINI, H. L. H. T. **Caracterização limnológica e microbiológica do córrego rico que abastece Jaboticabal (SP)**. 2009. 75f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo, 2009.

ZHOU, Q.; HAN, S.; YAN, S.; GUO, J. Impacts of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms stress on the physiological characteristics, microcystin production and release of *Microcystis aeruginosa*. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 55, p. 148-155, 2014.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Eng. sanit. Ambiente**. v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016.