

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA
ENGENHARIA QUÍMICA**

NATHIELY PEREIRA DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA *THYPHA DOMINGENSIS* E
EICHHORNIA CRASSIPES COMO FITORREMEIADORAS PARA
REMOÇÃO DE Fe E Mn DE ÁGUAS DESTINADAS AO ABASTECIMENTO
DAS MINAS DO CAMAQUÃ**

**Bagé
2021**

NATHIELY PEREIRA DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA *THYPHA DOMINGENSIS* E
EICHHORNIA CRASSIPES COMO FITORREMEIADORAS PARA
REMOÇÃO DE Fe E Mn DE ÁGUAS DESTINADAS AO ABASTECIMENTO
DAS MINAS DO CAMAQUÃ**

Trabalho de Conclusão de Curso,
apresentado para o Curso de Engenharia
Química da Universidade Federal do
Pampa como requisito para obtenção do
Título de Bacharel em Engenharia
Química.

Orientador: Prof. Dr. André Ricardo
Felkl de Almeida.

**Bagé
2021**

Ficha catalográfica elaborada automaticamente com os dados fornecidos
pelo(a) autor(a) através do Módulo de Biblioteca do
Sistema GURI (Gestão Unificada de Recursos Institucionais).

S237a Santos, Nathiely Pereira dos
Avaliação do desempenho da *Thypha domingensis* e *Eichhornia crassipes* como fitorremediadoras para remoção de Fe e Mn de águas destinadas ao abastecimento das Minas do Camaquã / Nathiely Pereira dos Santos.
62 p.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -- Universidade Federal do Pampa, ENGENHARIA QUÍMICA, 2021.
"Orientação: André Ricardo Felkl de Almeida".
1. Tratamento de água. 2. Fitorremediação. 3. Metais pesados. 4. Macrófitas aquáticas. 5. Minas do Camaquã. I. Título.

SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal do Pampa

NATHIELY PEREIRA DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA THYPHA DOMINGENSIS E
EICHHORNIA CRASSIPES COMO FITORREMEIADORAS PARA
REMOÇÃO DE Fe E Mn DE ÁGUAS DESTINADAS AO ABASTECIMENTO
DAS MINAS DO CAMAQUÃ**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Química da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Química.

Trabalho de Conclusão de Curso defendido e aprovado em: 10 de maio de 2021.

Banca examinadora:

Prof. Dr. André Ricardo Felkl de Almeida
Orientador
UNIPAMPA

TAE. MSc. Anderson Cagliari
UNIPAMPA

Prof^ª. Dr^ª. Luciana Machado Rodrigues
UNIPAMPA

Assinado eletronicamente por **ANDRE RICARDO FELKL DE ALMEIDA, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 10/05/2021, às 18:13, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.

Assinado eletronicamente por **LUCIANA MACHADO RODRIGUES, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 10/05/2021, às 19:04, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.

Assinado eletronicamente por **ANDERSON CAGLIARI, Técnico de Laboratório Área - SL-BAGE**, em 10/05/2021, às 21:29, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unipampa.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0517484** e o código CRC **099186AD**.

RESUMO

Sabe-se que a água potável é um recurso essencial para sobrevivência dos seres vivos, porém nos tempos atuais tem se tornado cada vez mais limitada, seja por desperdício, crescimento populacional ou expansão industrial. Para que a água se torne potável é importante que a mesma seja submetida a tratamentos realizados em uma estação de tratamento de água, atendendo os padrões de potabilidade exigidos pelo Ministério da Saúde. Todo manancial responsável pelo abastecimento populacional é caracterizado por diversas análises físico-químicas e bacteriológicas, e assim sendo possível destinar o melhor tratamento. Dentre as diversas características encontradas na captação para o abastecimento, estão os teores de metais pesados, os quais em quantidades elevadas se tornam um grande problema, pois os íons de Fe e Mn, por exemplo, causam depósitos e incrustações que possibilitam o aparecimento de bactérias ferruginosas nocivas nas redes de abastecimento, e conseqüentemente o surgimento de cor, gosto e odor, além de que o excesso dos mesmos são adversos à saúde. Apesar de existirem inúmeras tecnologias capazes de remover metais pesados da água, como filtração com membranas, precipitação química, entre outras, o uso destas possui elevados custos, o que muitas vezes as tornam inviáveis. Diante deste fato nesse estudo foi abordada a técnica de fitorremediação, a qual consiste na utilização de plantas para remediar ambientes contaminados. Com base no exposto o principal objetivo desse estudo foi então avaliar duas espécies de macrófitas aquáticas na retenção de metais pesados, como Fe e Mn, da barragem do arroio João Dias, fonte de abastecimento de água das Minas do Camaquã. As macrófitas aquáticas utilizadas para o processo de fitorremediação foram a *Thypha Domingensis* - Taboa e a *Eichhornia Crassipes* - Aguapé, sendo que ambas apresentam diversas características que evidenciam seu potencial na extração de metais pesados. A metodologia aplicada baseou-se na criação de três sistemas distintos, e na caracterização das amostras, antes, durante e depois de submetidas ao processo de fitorremediação. O sistema 1 foi composto pela espécie *Eichhornia crassipes* - Aguapé, o sistema 2 pela espécie *Thypha domingensis* – Taboa, e o sistema 3 por ambas as espécies. A caracterização das amostras ocorreu durante os meses de fevereiro a março de 2021, durante 34 dias. Como caracterização foram obtidos os parâmetros de pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e os teores de Fe e Mn. O pH se manteve estável durante todo o período de análise mantendo uma faixa de 7. Já parâmetros como turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, obtiveram melhores resultados para o sistema 1. Para teores de

Fe e Mn, o sistema contendo a espécie *Thypha domingensis* mostrou-se mais eficiente para retenção de Fe, resultando em um índice de retenção de 95,6% para os primeiros 8 dias, para os íons de Mn, ambas espécies apresentaram resultados satisfatórios, obtendo um índice de retenção acima de 98% para os três sistemas. Em relação ao desenvolvimento das plantas, a Taboa demonstrou um melhor desenvolvimento estando isolada, já a macrófita aguapé apresentou melhor desenvolvimento em conjunto com outra espécie, evidenciando sua adaptação.

Palavras-chave: Tratamento de água. Fitorremediação. Metais pesados. Macrófitas aquáticas. Minas do Camaquã.

ABSTRACT

It is known that drinking water is an essential resource for the survival of all living beings, but nowadays it has become increasingly limited, whether due to waste, population growth or industrial expansion. In order for the water to become drinkable and accessible to the population, it is important that it be subjected to treatments carried out in a water treatment plant, meeting the potability standards required by the Ministry of Health. Every source responsible for supplying the population is characterized by several physical-chemical and bacteriological analyzes, and thus it is possible to allocate the best treatment. Among the various characteristics found in the capture for supply, are the levels of heavy metals, which in high amounts become a major problem, as the ions of Fe and Mn, for example, cause deposits and incrustations that allow the appearance of bacteria harmful ferruginous in the supply networks, and consequently the appearance of color, taste and odor, in addition to the excess of them being adverse to health. Although there are numerous technologies capable of removing heavy metals from the water, such as filtration with membranes, chemical precipitation, among others, the use of these has high costs, which often make them unfeasible. Given this fact, in this study, the phytoremediation technique was approached, which consists of using plants to remedy contaminated environments. Based on the above, the main objective of this work was, then, to evaluate two species of aquatic macrophytes in the retention of heavy metals, such as Fe and Mn, from the João Dias stream dam, source of water in the Minas do Camaquã river. The aquatic macrophytes used for the phytoremediation process were *Thypha Domingensis* - Taboa and *Eichhornia Crassipes* - Aguapé, both with different characteristics that demonstrate their potential in the extraction of heavy metals. The applied methodology was based on the creation of three distinct systems, and on the characterization of the before, during and after the one submitted to the phytoremediation process. System 1 was composed by the species *Eichhornia crassipes* - Aguapé, system 2 by the species *Thypha domingensis* - Taboa and system 3 by the two species. The characterization of those originated during the months of February to March 2021, lasting 34 days. As a characterization, the parameters of pH, turbidity, electrical conductivity, total dissolved solids and levels of Fe and Mn were collected. The pH remained stable throughout the analysis period, maintaining an interval of 7. Whereas parameters such as turbidity, electrical conductivity and total dissolved solids, obtained better results for system 1. For Fe and Mn contents, the system containing the species *Thypha domingensis*

proved to be more efficient for Fe retention, resulting in a retention index of 95.6% for the first 8 days, for Mn ions, both species showed satisfactory results, obtaining a retention rate above 98% for the three systems. Regarding the development of plants, Taboa showed a better development when isolated, while the macrophyte water hyacinth showed better development in conjunction with another species, showing its adaptive power.

Keywords: Water treatment. Phytoremediation. Heavy metals. Aquatic macrophytes. Minas do Camaquã.

LISTA DE FIGURAS DO TCC

Figura 1 – Usos das águas doces	16
Figura 2 – Tratamento convencional	18
Figura 3 – Representação esquemática da fitoestabilização.....	29
Figura 4 – Representação esquemática da fitovolatilização	30
Figura 5 – Biótipos macrófitas aquática	32
Figura 6 – <i>Thypha domingensis</i> (Taboa)	33
Figura 7 – Macrófitas emersas e metais pesados.....	28
Figura 8 – <i>Eichhornia crassipes</i> (Aguapé).....	29

LISTA DE FIGURAS DO ARTIGO CIENTIFICO

Figura 1– Ponto de coleta da água.....	40
Figura 2 – Recipientes utilizados para coleta	40
Figura 3 – Plantas da espécie <i>Thypha domingensis</i> coletadas.....	41
Figura 4 – Plantas da espécie <i>Eichhornia crassipes</i> coletadas.....	42
Figura 5 – Sistema 1 com a espécie <i>Eichhornia crassipes</i>	42
Figura 6 – Sistema 2 com a espécie <i>Thypha domingensis</i>	43
Figura 7 – Sistema 3 com as duas espécies de plantas	43
Figura 8 – Curva de calibração para determinação da concentração de Fe.....	47
Figura 9 – Curva de calibração para determinação da concentração do Mn.....	49
Figura 10 – Antes e depois das plantas da espécie <i>Eichhornia crassipes</i>	51
Figura 11 – Antes e depois das plantas da espécie <i>Thypha domingensis</i>	52

LISTA DE TABELAS DO TCC

Tabela 1 – Classificação de águas de acordo com sua salinidade e classe.....	21
Tabela 2 – Parâmetros de potabilidade pela Portaria de Consolidação n°. 05/2017.....	23

LISTA DE TABELAS DO ARTIGO CIENTIFICO

Tabela 1 – Medidas das plantas antes de serem inseridas ao sistema	41
Tabela 2 – Resultados da caracterização da água bruta.....	44
Tabela 3 – Resultados da caracterização para as amostras do sistema 1.....	45
Tabela 4 – Resultados da caracterização para as amostras do sistema 2.....	45
Tabela 5 – Resultados da caracterização para as amostras do sistema 3.....	45
Tabela 6 – Resultados da retenção de Fe para o sistema 1	47
Tabela 7 – Resultados da retenção de Fe para o sistema 2.....	47
Tabela 8 – Resultados da retenção de Fe para o sistema 3.....	48
Tabela 9 – Resultados da retenção de Mn para o sistema 1	49
Tabela 10 – Resultados da retenção de Mn para o sistema 2	49
Tabela 11 – Resultados da retenção de Mn para o sistema 3	50
Tabela 12 – Desenvolvimento das plantas	50

LISTA DE QUADROS DO TCC

Quadro 1 – Estudos sobre macrófitas aquáticas	36
---	----

LISTA DE SIGLAS DO TCC

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

ETA – Estação de Tratamento de Água

MS – Ministério da Saúde

OMS – Organização Mundial de Saúde

pH – Potencial de Hidrogeniônico

SC – Santa Catarina

SUVISA – Superintendência de Vigilância em Saúde

UFC – Unidade Formadora de Colônia

UT – Unidade de Turbidez

VMP – Valores Máximos Permitidos

LISTA DE SIGLAS PARA O ARTIGO CIENTIFICO

FUNASA – Fundação Nacional De Saúde

NBR – Normas Brasileiras

NTU – Unidade de Turbidez Nefelométrica

pH – Potencial de Hidrogênio

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivo Geral	19
2.2	Objetivos Específicos	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	Importância e Uso Consciente da Água	20
3.1	Tratamento da Água e Parâmetros de Potabilidade	21
3.2	Metais Pesados (Origem e Teores)	24
3.3	Técnicas de Remediação mais Usuais para Fe e Mn	26
3.4	Fitorremediação	27
3.5	Macrófitas Aquáticas	31
3.5.1	<i>Thypha domingensis</i> (Taboa)	32
3.5.2	<i>Eichhornia crassipes</i> (Aguapé)	34
3.6	Estado da Arte – Macrófitas Aquáticas	35
4	ARTIGO	38
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
	REFERÊNCIAS	58

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso insubstituível para sobrevivência de qualquer ser vivo, porém mesmo que o planeta seja em sua maior parte coberto de água, apenas uma pequena porcentagem está disponível e própria para o consumo. Além da pouca quantidade existente, infelizmente os corpos hídricos não são distribuídos igualmente entre os países, visto que existem lugares em que esse recurso é de extrema escassez.

Com o crescimento industrial e populacional, a água que já era pouca, vem se tornando cada vez mais esgotável, pois diversos corpos hídricos são considerados impróprios para o tratamento, devido seus altos índices de poluição (BARTMEYER; OLIVEIRA; COELHO, 2019). A Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), tem o intuito de dividir as águas superfícies de todo território nacional em águas salobras, salinas e doces e classificá-las de acordo com suas finalidades. Com isso, tem-se que a água para o consumo humano necessita ser do tipo doce e estar entre a classe especial e classe 3, todas após feito um tratamento adequado. Para que a água seja considerada potável, existem ainda parâmetros com valores máximos permitidos estipulados pelo Ministério da Saúde, os quais devem ser seguidos por todas estações de tratamento de água (ETA'S).

Alguns obstáculos surgem no processo de tratamento da água, como é o caso da captação de corpos hídricos com altas concentrações de metais pesados, que tem como fonte, a mineração, efluentes industriais, esgotos, entre outros. Metais pesados são tóxicos ao organismo humano, portanto, são considerados poluentes. Dentre as diversas substâncias presentes na água, algumas podem alterar suas propriedades estéticas e organolépticas. Um caso representativo desta situação é a presença de metais como ferro (Fe) e manganês (Mn), onde esses dois elementos conferem à água um sabor adstringente e coloração marrom-amarelada e turva, decorrente da oxidação dos mesmos, formando um precipitado (VISTUBA, 2010).

Os valores máximos permitidos para Fe e Mn, de acordo com o Ministério da Saúde para água potável, são de 0,3 e 0,1 mg/L, respectivamente (BRASIL, 2017). Para que isso seja possível existem diversas técnicas para remoção desses elementos, sendo as mais comuns e utilizadas por empresas de tratamento de água a aeração-filtração e a cloração-filtração. Entretanto, muitas vezes essas técnicas se tornam inviáveis por seu alto custo e seu elevado número de etapas dentro de uma estação de tratamento de água (MORUZZI; REALI, 2012).

Com isso a fitorremediação desponta como uma técnica acessível, de fácil aplicação e ambientalmente correta, sendo citada em estudos com finalidade de remediar ambientes contaminados (TEIXEIRA *et al.*, 2019). Esse processo utiliza-se de plantas e seus mecanismos para descontaminar áreas que contenham contaminantes inorgânicos e orgânicos, como por exemplo os metais pesados. Possui uma versatilidade, pois permite que a mesma seja utilizada para remediação do meio aquático, ar ou solo. Para fitorremediação de corpos hídricos, são empregadas plantas denominadas macrófitas aquáticas, as quais habitam desde brejos até ambientes aquáticos. Mostram-se eficientes para remoção de uma variedade de poluentes da água, dentre eles, os metais pesados (BARRETO, 2011).

As macrófitas são divididas em grupos relacionados aos seus biótipos, sendo eles, do tipo emersa, com folhas flutuantes, submersa enraizada, submersa livre e do tipo flutuante. As plantas escolhidas para este estudo, *Thypha domingensis* (Taboa) e *Eichhornia crassipes* (Aguapé), são classificadas respectivamente como emersa e flutuante. Essas plantas se mostram de grande importância, pois apresentam características necessárias para atuarem como fitorremediadoras, tais como, possuem uma elevada taxa de crescimento, fácil cultivo e apresentam um alto índice em acumular grandes concentrações de metais em suas estruturas (SILVA, 2019).

Na comunidade científica, os estudos com macrófitas vem se tornando cada vez mais frequente, como consequência da importância crescente da gestão dos recursos hídricos para a sociedade (BARRETO, 2011). Exemplos desses estudos são os desenvolvidos por Demarco (2016), Coelho (2017), Silvério (2017), Bartmeyer, Oliveira e Coelho (2019), Barbosa (2019) e Silva (2019), em que todos tiveram como meta avaliar o desempenho de diferentes espécies de macrófitas para retenção de diversos elementos da água.

Em vista disso, o presente trabalho visou avaliar duas espécies de plantas para retenção de Fe e Mn da água proveniente da fonte de abastecimento de Minas do Camaquã no estado do Rio Grande do Sul.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar o potencial de fitorremediação de duas espécies de macrófitas, *Thypha domingensis* e *Eichhornia crassipes*, na retenção dos metais pesados Fe e Mn de águas provenientes da fonte de abastecimento de Minas do Camaquã no estado do Rio Grande do Sul.

2.2 Objetivos Específicos

Confecção de um artigo científico contendo os resultados experimentais obtidos na caracterização dos efluentes antes e depois e durante a técnica de fitorremediação. Essas caracterizações foram o pH, a condutividade elétrica, a turbidez, o teor de sólidos totais dissolvidos, as concentrações de Fe e Mn e os respectivos crescimentos das plantas. Os estudos foram avaliados com as espécies individuais e em conjunto.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Importância e Uso Consciente da Água

Os recursos hídricos são essenciais para todos os seres vivos e, apesar de sua importância, fatores como crescimento desordenado, expansão rural e a industrialização são consideradas as principais fontes de degradação deste recurso (BARTMEYER; OLIVEIRA; COELHO, 2019).

No planeta terra, aproximadamente 97% das águas na Terra são salgadas e 2,493% estão concentradas em geleiras ou regiões subterrâneas de difícil acesso. Para os múltiplos usos, entre eles o consumo humano, existe apenas 0,007% da água doce disponível em rios, lagos e na atmosfera (MACHADO, 2003; PICCOLI *et al.*, 2016).

No Brasil os recursos hídricos superficiais representam 50% do total dos recursos da América do Sul e 11% dos recursos mundiais (TUCCI; HESPANHOL; NETTO, 2001; OLIVEIRA; CHRISTMANN; PIEREZAN, 2014).

Em um dos países mais ricos em água doce do planeta, as cidades enfrentam crises de abastecimento, das quais não escapam nem mesmo as localizadas na Região Norte, onde estão perto de 80% das descargas de água dos rios do Brasil (REBOUÇAS, 2003).

A demanda por uso de água no Brasil é crescente, com o aumento estimado de aproximadamente 80% no total retirado de água nas últimas duas décadas. A previsão é de que, até 2030, a retirada aumente 24%. O histórico da evolução dos usos da água está diretamente relacionado ao desenvolvimento econômico e ao processo de urbanização do país (BRASIL, 2019).

A água é um recurso esgotável e deve-se levar em conta que a sociedade está enfrentando um grande crescimento da população, da poluição e da economia, provocando uma crise no abastecimento e na qualidade da água potável, onde grande parte da reserva de água doce do planeta se encontra poluída ou continua ameaçada pela poluição (OLIVEIRA; CHRISTMANN; PIEREZAN, 2014). Ainda segundo Oliveira, Christmann e Pierezan (2014), diante da escassez de água potável, faz-se necessário, a conscientização da população referente à maneira correta de utilização da água, onde o desperdício não pode ocorrer e encontrar novas formas de captar, armazenar e aproveitar a água torna-se de fundamental importância.

Segundo a Organização Mundial da Saúde - OMS, todos os anos morrem cerca de 361 mil crianças em função da falta de água própria para o consumo. Isso se dá em decorrência de doenças causadas pela má qualidade da água, onde estima-se que 20% da população mundial não tenham acesso à água potável (SUPERINTENDÊNCIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE, 2020).

3.1 Tratamento da Água e Parâmetros de Potabilidade

A qualidade da água até o século XIX era associada apenas à aspectos estéticos e sensoriais, tais como cor, gosto e dor. Ainda não existiam tecnologias capazes de identificar a presença de microrganismos patogênicos e substâncias químicas prejudiciais à saúde. Somente no final do século XIX e início do século XX que a qualidade da água se mostrou de interesse para a saúde pública, logo após uma epidemia de cólera em Londres, em 1854. Antes disso a população não relacionava doenças com a qualidade da água (FREITAS; FREITAS, 2005; GOBBO, 2014).

Tornou-se essencial o desenvolvimento de técnicas, as quais traduzem as características que a água deveria apresentar para ser considerada potável. Assim a qualidade da água para o consumo humano passou a ser estabelecida, como é até hoje, com base em Valores Máximos Permitidos (VMP) (PÁDUA, 2009).

A água para consumo humano pode ter dois tipos de origem, a subterrânea, como, por exemplo, os aquíferos, e a superficial, como é o caso dos rios. As águas superficiais são as mais utilizadas, pois apresentam características mais favoráveis ao tratamento para o consumo humano, como baixo custo e uma captação mais simples (RIBEIRO, 2010). Com relação às águas superficiais, a Resolução CONAMA n°. 357/05 (BRASIL, 2005) as dividiu no território nacional em águas doces, águas salobras e águas salinas. Na Tabela 1 é apresentado os tipos de corpos de água de acordo com sua salinidade e a classe que cada uma contempla.

Tabela 1 – Classificação de águas de acordo com sua salinidade e classe

	Salinidade (%)	Classe
Águas Doces	$\leq 0,05$	Especial, 1, 2, 3 e 4
Águas Salobras	$0,05 < 3$	Especial, 1, 2 e 3
Águas Salinas	≥ 3	Especial, 1, 2 e 3

Fonte: Adaptado de Brasil (2005)

As águas doces, salobras e salinas, são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, e estabelecendo a qualidade mínima necessária para determinado corpo hídrico (FIRMINO, 2018). Na Figura 1 são mostrados os usos para águas doces e suas respectivas classes.

Figura 1 – Usos das águas doces

Uso das águas doces	Classes				
	ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Mandatório em UC de Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas		Mandatório em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário					
Aquicultura					
Abastecimento para consumo humano	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento conv. ou avançado	
Recreação de contato secundário					
Pesca					
Irrigação		Hortaliças consumidas cruas e frutas ingeridas com película	Hortaliças, frutíferas, parques, jardins campos de esporte	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais					
Navegação					
Harmonia paisagística					

Fonte: Adaptado de Brasil (2010)

Para que a água possa ser considerada potável é necessário protegê-la dos constantes riscos de contaminação física, química e biológica. O monitoramento da qualidade física da água é imprescindível, onde devem ser analisados os parâmetros como turbidez, cor aparente e cor verdadeira, que embora não causem danos direto à população, aumentam as condições para aparecimento de microrganismos patogênicos. Já os parâmetros químicos, que são substâncias químicas, orgânicas e inorgânicas como agrotóxicos, metais pesados e subprodutos de desinfecção presentes na água, que dependendo de seus teores, podem acarretar em problemas de saúde para a população consumidora. Outro parâmetro que se deve ter atenção é o bacteriológico, tendo em vista

que o consumo de água contaminada por microrganismos patogênicos é um dos principais fatores de surtos epidêmicos (GOBBO, 2014).

No Brasil, a Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde (MS), em seu anexo XX, dispõe sobre o controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017; FORTES; BARROCAS; KLIGERMAN, 2019). Cada parâmetro possui suas particularidades e permite a caracterização de certo aspecto da qualidade da água. Esta Portaria estipula VMP para cada parâmetro afim de tornar a água potável (GOBBO, 2014), como os mostrados na Tabela 2.

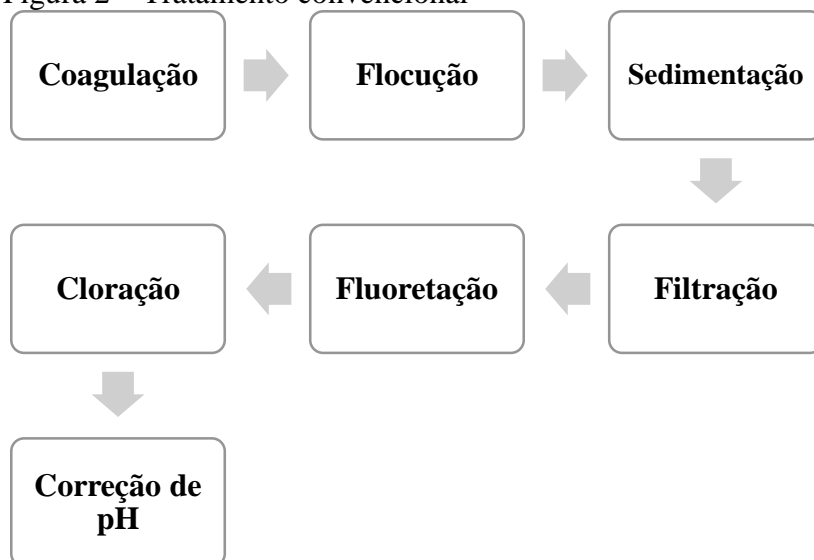
Tabela 2 – Parâmetros de potabilidade pela Portaria de Consolidação nº. 05/2017

Parâmetro	Unidade	VMP
<i>Físico e Químico</i>		
pH	-	6,0 – 9,5
Dureza Total	mg/L de CaCO ₃	500
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L de NaCl	1000
Ferro Total	mg/L de Fe	0,3
Alumínio Total	mg/L de Al	0,2
Cloretos	mg/L de CL	250
Manganês	mg/L de Mn	0,1
Cor aparente	mg/L d Pt/Co	15
Turbidez	UT	5
Cloro Residual Livre	mg/L de Cl ₂	0,2 – 2
<i>Bacteriológico</i>		
Coliformes Totais	UFC/ml	0
Bactérias Heterotróficas	UFC/ml	0
<i>Escherichia Coli</i>	UFC/ml	0

Fonte: Adaptado de Brasil (2017)

Segundo Pádua (2009), no Brasil em torno de 50% das ETAs utilizam tratamento convencional, que consiste, em geral, na sequência de processos mostrados na Figura 2.

Figura 2 – Tratamento convencional



Fonte: Autora (2020)

Esse processo possui como limitação a dificuldade para o tratamento e/ou remoção de metais pesados, necessitando muitas vezes de técnicas associadas que envolvem grandes gastos com produtos químicos, energia elétrica e com lodo de difícil disposição para descarte (BARTMEYER; OLIVEIRA; COELHO, 2019).

3.2 Metais Pesados

São considerados metais pesados, elementos químicos que apresentam número atômico superior a 20 ou massa específica superior a $5,00 \text{ g/cm}^3$. São geralmente tóxicos aos organismos vivos, sendo, portanto, considerados poluentes. O surgimento dos mesmos na água ocorre devido atividades antropogênicas como mineração, metalurgia, esgotos, entre outros, ou ocasionado por processos naturais (GUEDES; LIMA; SOUZA, 2005).

Metais pesados como o cádmio, chumbo, cobre, manganês, mercúrio, zinco podem ser citados como os mais estudados devido a seus efeitos à saúde humana (ALVES *et al.*, 2010). Estes ainda podem ser classificados como essenciais ou exclusivamente tóxicos para os seres vivos. Os do tipo essenciais são fundamentais em pequenas quantidades, porém em excesso acabam se tornando prejudiciais, sendo eles, ferro, zinco, cobre e o manganês. Já os do tipo exclusivamente tóxicos são associados à bioacumulação e à persistência no ambiente, dentre eles estão o cádmio e o chumbo (BARTMEYER; OLIVEIRA; COELHO, 2019).

A mineração de cobre nas Minas do Camaquã, situada no terceiro distrito de Caçapava do Sul durou cerca de 100 anos, trazendo destaque nacional ao suprir o mercado com esse metal. Porém, esse tipo de atividade antrópica tornou-se um problema para a sociedade ao liberar metais pesados no solo e nas águas, sem uma intervenção adequada causando contaminação ambiental (AFONSO, 2019). Através de estudos realizados nas Minas do Camaquã, Bidone *et al.* (2001), constataram que o fluxo total de metais gerados pelas atividades humanas se deve principalmente ao Fe, seguido por cobre > manganês > zinco.

Entre as diferentes substâncias presentes na água, algumas podem alterar suas propriedades estéticas e organolépticas. Um caso representativo desta situação é a presença de metais como Fe e Mn, onde esses dois elementos conferem a água um sabor adstringente e coloração marrom-amarelada e turva, decorrente da oxidação dos mesmos, formando um precipitado (VISTUBA, 2010).

Em águas destinadas ao abastecimento, os íons de Fe e Mn causam depósito e incrustações o que favorece o aparecimento de bactérias ferruginosas nas redes responsáveis pelo abastecimento, ocasionando o aparecimento de gosto e odor e conseqüentemente responsável por manchas em roupas e aparelhos sanitários. (MORUZZI; REALI, 2012). Essas condições são devido a concentrações superiores às estabelecidas pela Portaria de Consolidação nº. 05/2017, onde o VMP é de 0,3 mg/L para Fe e 0,1 mg/L para Mn (BRASIL, 2017).

O Fe pode se apresentar nas águas nos estados de oxidação Fe^{+2} e Fe^{+3} . O íon ferroso (Fe^{+2}) é mais solúvel do que o férrico (Fe^{+3}). Portanto, os inconvenientes que o Fe ocasiona às águas devem ser atribuídos principalmente à forma íon Fe^{+2} , que por ser mais solúvel o torna mais frequente (VISTUBA, 2010).

A presença de Mn em águas naturais depende do valor de pH. Em geral pH na faixa de 4-7, predomina-se a forma Mn (II) que está associada ao carbonato, o qual possui baixa solubilidade (VISTUBA, 2010).

Os metais pesados constituem contaminantes químicos nas águas, pois em pequenas concentrações trazem efeitos adversos à saúde. Desta forma, podem inviabilizar os sistemas públicos de água, uma vez que as ETA'S convencionais não os removem eficientemente e os tratamentos especiais necessários possuem alto custo (BARTMEYER; OLIVEIRA; COELHO, 2019). A problemática associada à presença de Fe e Mn em águas de abastecimento exige atenção voltada a tecnologias mais eficientes na remoção e/ou remediação destes metais (MARQUES *et al.*, 2018).

3.3 Técnicas de Remediação mais Usuais para Fe e Mn

Segundo Moruzzi e Reali (2012), os métodos para remoção de Fe e Mn são inúmeros, porém os mais comuns e utilizados por empresas de tratamento de água são a aeração-filtração e a cloração-filtração.

A escolha do melhor método para remoção de sais de Fe e Mn não depende somente da forma que os mesmos se encontram na água, mas também de sua concentração no meio, dureza da água, pH e temperatura (MACIEL, 1999).

Aeração-Filtração

De acordo com Moruzzi e Reali (2012), este processo é recomendado para águas com altas concentrações de Fe, ou seja, teores maiores que 5 mg/L, afim de amenizar os custos com produtos químicos. É caracterizado como um processo lento, quando o pH não se encontra em sua neutralidade.

Um sistema típico de aeração-filtração inclui uma unidade de aeração, onde ocorre a oxidação dos solúveis, um tanque de retenção de sólidos, e filtros. O oxigênio presente no ar atmosférico reage com os sais de Fe e Mn da água bruta, o que faz com que sejam produzidos sais insolúveis de óxido de ferro (fêrricos) e manganês (mangânicos). A velocidade da reação está diretamente relacionada com o valor do pH, ou seja, quanto maior o valor do pH no meio, maior será a taxa de reação (MACIEL, 1999).

As principais desvantagens deste método são o alto custo inicial e o fato de que o mesmo possa não ser totalmente eficaz. Isso ocorre devido a teores de Mn maiores que 1 mg/L, o que requer um tratamento complementar com oxidantes químicos (MORUZZI; REALI, 2012). Além disso, gera um resíduo o qual necessita de tratamento com o intuito de neutralizá-lo para que o mesmo possa ser lançado nos corpos hídricos (VISTUBA, 2010).

Cloração-Filtração

Segundo Moruzzi e Reali (2012), o processo de cloração seguida de filtração é recomendado quando as concentrações de Fe forem menores que 2 mg/L.

O uso de oxidantes causa a formação do precipitado de Fe em valores de pH superiores a 6,5, mas no caso do Mn, geralmente é necessário um valor de pH maior que 8 para que ocorra a formação do precipitado desse metal (DI BERNARDO, 1993).

De acordo com Di Bernardo (1993), o cloro age na água de duas formas, como desinfetante, atuando para destruir ou inativar os microrganismos, e como oxidante de compostos orgânicos e inorgânicos, agindo com o intuito da remoção de odor, sabor e sais de Fe e Mn.

O processo de cloração-filtração requer pequenas unidades de cloração e filtros e em alguns casos necessitando também de um tanque de retenção e um sistema para ajuste de pH, podendo ele ser realizado com soda cáustica (NaOH) ou hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) (MORUZZI; REALI, 2012).

Este processo possui como desvantagem a formação de compostos indesejáveis e muito nocivos à população, tendo como exemplo a formação de trihalometanos os quais são potencialmente cancerígenos (VISTUBA, 2010).

Os métodos convencionais de remoção de íons metálicos em águas muitas vezes se tornam inviáveis na prática, devido ao número de etapas a serem realizadas em uma ETA. Além dos elevados custos com produtos químicos e consumo de energia, possui também como desvantagem a formação de sub-produtos, os quais necessitam de uma atenção redobrada pois sem um gerenciamento adequado oferecem risco à saúde da população e podem causar impactos ambientais (VISTUBA, 2010). Neste contexto, a fitorremediação desponta como uma técnica acessível e de fácil aplicação, sendo bastante citada em estudos com finalidade de remediar ambientes contaminados (TEIXEIRA *et al.*, 2019).

3.4 Fitorremediação

O termo fitorremediar vem da junção das palavras *phyto* que significa planta, e remediar que tem como significado corrigir. A fitorremediação é uma técnica *in-situ*, ou seja, a correção é realizada no local de contaminação. A técnica emprega plantas para remover e desintoxicar áreas que contenham contaminantes inorgânicos e orgânicos, como, por exemplo, os metais pesados (ROCK *et al.*, 2000). Considerada uma tecnologia inovadora de baixo custo e ambientalmente correta, possuindo também uma grande versatilidade, a qual permite que a mesma seja utilizada para remediação do meio aquático, ar ou solo. (AFONSO, 2019; TAVARES, 2009).

No Brasil, infelizmente a utilização desta técnica é ainda desconhecida pela maioria dos profissionais da área, mesmo o país apresentando condições climáticas e ambientais favoráveis para a implantação desse processo (TAVARES, 2009).

Segundo Afonso (2019), a efetividade da fitorremediação, quando utilizada para remoção de metais pesados, varia dependendo do grau de contaminação do metal e da capacidade das plantas em acumularem determinados elementos. As plantas desenvolvidas em um ambiente contaminado podem responder de diferentes formas a essa contaminação. Elas podem ser sensíveis, exibindo sintomas de toxicidade, ou tolerantes, desenvolvendo mecanismos que evitam os efeitos deletérios desses elementos (TEIXEIRA *et al.*, 2019).

Segundo Souza (2016), existem quatro mecanismos distintos que possuem destaque quando o assunto é fitorremediação de metais pesados, sendo eles, fitoestabilização, fitofiltração, fitovolatilização e fitoextração.

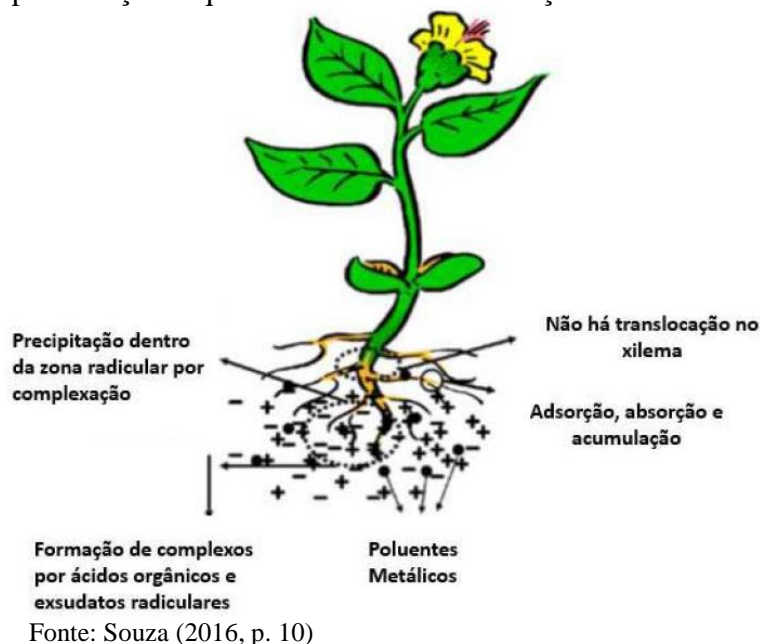
Fitoestabilização ou fitoimobilização

Este mecanismo refere-se à capacidade em que algumas plantas possuem em reduzir a mobilidade e a migração dos contaminantes presentes no solo. A ação das raízes contribui evitando a migração dos contaminantes para água subterrânea ou sua dispersão no solo (PINHEIRO, 2015; TAVARES, 2009).

As plantas que se adequam à fitoestabilização possuem características como a tolerância a altos níveis do contaminante, elevada produtividade de biomassa radicular, a qual é capaz de imobilizar os contaminantes por meio de absorção, precipitação ou redução, e retenção dos contaminantes na zona radicular (SOUZA, 2016).

Na Figura 3 é possível visualizar a esquematização da fitoestabilização, onde o contaminante é imobilizado por meio da absorção e acumulação pelas raízes, adsorção ou precipitação e complexação na zona radicular (SOUZA, 2016).

Figura 3 – Representação esquemática da fitoestabilização



Fitofiltração ou rizofiltração

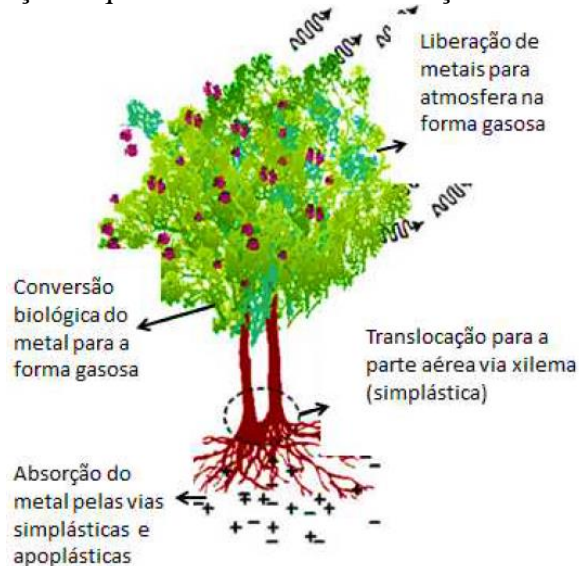
Processo que constitui em absorver, precipitar e concentrar metais nas raízes das plantas, sendo uma técnica aplicada na remediação de ambientes aquáticos. Este mecanismo geralmente utiliza plantas terrestres em vez de plantas aquáticas, devido às características do sistema radicular (AFONSO, 2019; SOUZA, 2016).

As plantas destinadas para essa finalidade são cultivadas em sistemas hidropônicos e posteriormente são colocadas em ambientes contaminados, onde as plantas absorvem e concentram os metais em suas raízes (SOUZA, 2016).

Fitovolatilização

Consiste na utilização de plantas para volatilizar poluentes, ou seja, absorve o contaminante pelas raízes e posteriormente libera pelas folhas ou raízes na forma volátil para a atmosfera, assim como mostra a esquematização na Figura 4, podendo ou não sofrer modificações nas suas propriedades químicas. Este mecanismo pode ser aplicado no tratamento de águas, solos, sedimentos e lamas, porém os solos devem oferecer as condições adequadas em relação à quantidade de água para que os contaminantes possam ser absorvidos (DEMARCO, 2016; PINHEIRO, 2015).

Figura 4 – Representação esquemática da fitovolatilização



Fitoextração

Mecanismo que utiliza preferencialmente plantas hiperacumuladoras, que absorvem contaminantes pelas raízes, transcolando e acumulando em suas folhas. Possuem características como, grande produção de biomassa na parte aérea, elevada taxa de crescimento, sistema radicular bem desenvolvido e ramificado, elevada capacidade de acumulação do metal alvo, e alta capacidade de translocação dos metais das raízes para a parte aérea (AFONSO, 2019; DEMARCO, 2016). Plantas que se enquadram neste mecanismo podem ser aplicadas para remediar grandes áreas, em profundidades rasas e com níveis moderados do contaminante (SOUZA, 2016).

Em relação aos mecanismos da fitorremediação, cada mecanismo depende de alguns fatores, sendo eles, propriedades químicas e físicas do composto, características ambientais e características das plantas (SILVA, 2019). A fitorremediação é apontada como uma técnica extremamente pertinente à realidade nacional, uma vez que a mesma reúne vantagens econômicas e benefícios socioambientais, como a descontaminação, o que consequentemente aumenta a qualidade da água e a extração de contaminantes de efluentes tanto industriais como domésticos, e assim evitando que o mesmo se espalhe para corpos hídricos (TEIXEIRA *et al.*, 2019). Para fitorremediação de corpos hídricos, são empregadas plantas denominadas macrófitas aquáticas (SILVA, 2019).

3.5 Macrófitas Aquáticas

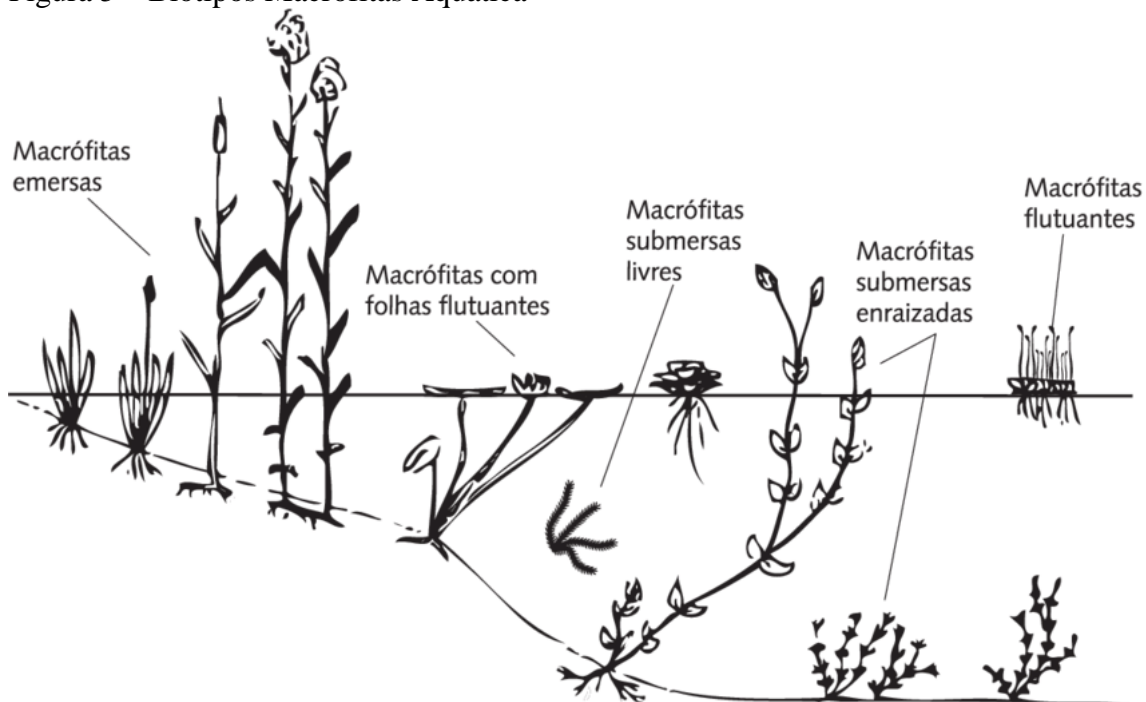
Macrófitas aquáticas são plantas que habitam desde brejos até ambientes aquáticos. Essas plantas possuem importância pelo fato de apresentarem grande eficiência para remoção de uma variedade de poluentes da água (metais pesados, radionuclídeos, poluentes orgânicos e inorgânicos), eficiência essa que varia de acordo com a espécie (BARRETO, 2011).

Esses vegetais podem funcionar como indicadores da qualidade da água, pois são responsáveis pela manutenção e equilíbrio de ambientes aquáticos, onde possuem importantes funções que vão desde a ciclagem de elementos e constituição de detritos orgânicos até o controle de poluição e eutrofização das águas. Por esses fatores vem se constituindo uma alternativa em diversos sistemas de tratamento de efluentes (COELHO, 2017).

Segundo Barreto (2011), e como mostrado na Figura 5, as macrófitas se distribuem em grupos relacionados aos seus biótipos.

- **Macrófitas aquáticas emersas** - plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora da água. Ex.: *Thypha*, *Pontedeira*, *Sagittaria*, *Polygonum*.
- **Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes** - plantas enraizadas no sedimento com folhas flutuantes na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Nymphoides*.
- **Macrófitas aquáticas submersas enraizadas** - plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*.
- **Macrófitas aquáticas submersas livres** - plantas que permanecem flutuando submersas na água em locais de pouca turbulência. Ex.: *Uricularia*, *Ceratophyllum*.
- **Macrófitas aquáticas flutuantes** - plantas que flutuam na superfície da água. Ex.: *Eichhornia*, *Salvinia*, *Pistia*.

Figura 5 – Biótipos Macrófitas Aquática



Fonte: Barreto (2011, p. 20)

As plantas, em geral, apresentam ampla variação quanto à absorção de metais pesados, que ocorre na maioria das vezes pelas raízes, sendo esse o principal órgão vegetal envolvido neste processo. Portanto, as elevadas concentrações de metais pesados são encontradas nessa parte da planta. Porém, em plantas aquáticas tem-se um contato direto das folhas com corpo hídrico contendo poluentes, e por esse fato, deduz-se que assim como as raízes, as folhas também possuem a capacidade de absorver elementos da água (COELHO, 2017).

A capacidade que as macrófitas aquáticas apresentam em acumular grandes concentrações de metais, possuírem uma elevada taxa de crescimento, fácil cultivo, demonstram que estratégias de remediação eficazes e sustentáveis podem ser desenvolvidas com base nessas características (SILVA, 2019).

Nos itens que se seguem serão abordados dois tipos de macrófitas aquáticas as quais são consideradas bastante promissoras, pois apresentam características necessárias para atuarem como fitorremediadoras (BARTMEYER; OLIVEIRA; COELHO, 2019).

3.5.1 *Thypha domingensis* (Taboa)

A *Thypha domingensis*, representada pela Figura 6, é considerada uma planta aquática do tipo emersa e é popularmente conhecida como Taboa. É uma planta perene,

herbácea, rizomatosa, com caule cilíndrico e pode atingir até 3 m de altura. Geralmente é encontrada em margens de lagos, reservatórios, canais de drenagem e várzeas (TEIXEIRA *et al.*, 2019).

Figura 6 – *Thypha domingensis* (Taboa)

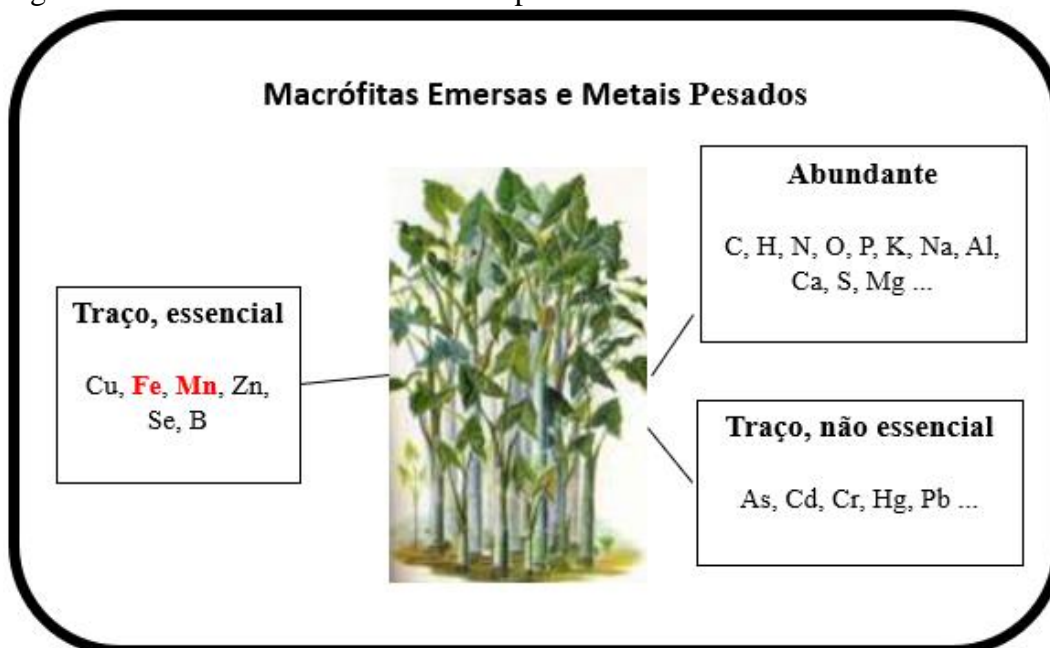


Fonte: Teixeira *et al.* (2019, p. 07)

A Taboa já foi analisada quanto sua capacidade de extração de Zn e Mn em áreas de mineração em Siderópolis – SC. Os resultados obtidos comprovam sua eficiência para absorção de ambos elementos em suas diferentes estruturas, tanto nas raízes como nas folhas, o que torna viável a utilização da mesma para extração de elementos tóxicos dos efluentes de mineração, possibilitando a descontaminação desses ambientes por meio de colheitas sucessivas das partes aéreas das plantas (TEIXEIRA *et al.*, 2019).

Segundo Barreto (2011), a capacidade de plantas aquáticas do tipo emersas, como é o caso da Taboa, em removerem metais pesados da água, sendo eles essenciais ou não essenciais para o crescimento e desenvolvimento, tem sido observada em vários estudos em áreas alagadas, o que possibilitou observar que as concentrações de metais pesados nas plantas podem ser muito superior do que às encontradas nas águas, evidenciando a hiperacumulação de metais na planta. Na Figura 7 estão listados os elementos absorvidos pelas macrófitas emersas a partir do metabolismo nutricional.

Figura 7 – Macrófitas emersas e metais pesados



Fonte: Adaptado de Silvério (2017)

3.5.2 *Eichhornia crassipes* (Aguapé)

De acordo com Coelho (2017) e Teixeira *et al.* (2019), o *Eichhornia crassipes*, popularmente conhecido como Aguapé, é uma das espécies de macrófitas aquáticas considerada promissora para utilização industrial. É classificada como uma planta aquática flutuante, nativa na América do Sul e pertencente à família *Pontederidaceae*, a qual se reproduz por sementes, possui uma rápida produção e um grande potencial econômico e ecológico. Na Figura 8 está representada a macrófita Aguapé.

Figura 8 – *Eichhornia crassipes* (Aguapé)



Fonte: Autora (2020)

Macrófitas aquáticas do tipo flutuantes, como o caso do Aguapé, apresentam grande eficiência na remoção e/ou redução da concentração de metais pesados de águas, pois em sua maioria toleram e apresentam uma alta capacidade em acumular esses compostos nas raízes, folhas e caules (SILVA, 2019). Isso se dá pela habilidade que esse tipo de planta possui em sofrer modificações fisiológicas e anatômicas, que levam a adaptação e tolerância a ambientes contaminados por metais pesados (TEIXEIRA *et al.*, 2019).

Plantas do tipo Aguapé, isto é, aquáticas flutuantes, respondem com uma maior eficiência na remoção de nutrientes do que as enraizadas, exemplo da própria Taboa. Isto se dá pelo fato de atuarem diretamente em contato com a água, apresentam menor sensibilidade a temperaturas baixas e níveis elevados de nutrientes (COLEHO, 2017).

Na comunidade científica, os estudos com macrófitas vem se tornando cada vez mais frequente, como consequência da importância crescente da gestão dos recursos hídricos para a sociedade (BARRETO, 2011).

3.6 Estado da Arte – Macrófitas Aquáticas

No Quadro 1 estão alguns dos estudos realizados com macrófitas aquáticas, juntamente com seus principais resultados.

Quadro 1 – Estudos sobre macrófitas aquáticas

Autores	Macrófitas Aquáticas	Finalidade	Resultados
Demarco (2016)	<i>Enydra anagallis</i> , <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> , <i>Lemma valdiviana</i> , <i>Pistia stratiotes</i> <i>Hymenachene grumosa</i> e <i>Sagittaria montevidensis</i>	Potencial de fitorremediação de metais pesados – Zn, Pb, Cr, Mn e Ni	A espécie <i>Enydra Anagallis</i> mostrou-se mais eficiente para Zn, Pb, Cr e Ni
Coelho (2017)	<i>Eicchornia crassipes</i> , <i>Pistia stratiotes</i> e <i>Salvinia auriculata</i>	Remoção de N, P, K, Ca, Mg, S e Na de água residuária	<i>Eicchornia crassipes</i> foi eficiente para Mg, P, N, K
Silvério (2017)	<i>Montrichardia linifera</i>	Capacidade de retenção de P	Mostrou-se eficiente
Bartmeyer; Oliveira; Coelho (2019)	<i>Thypha domingensis</i> , <i>Eicchornia crassipes</i>	Retenção de Cd e Pb nos tecidos vegetais	Para Cd a <i>Thypha domingensis</i> mostrou-se mais eficiente, para Pb <i>Eicchornia crassipes</i> obteve um melhor desempenho
Barbosa (2019)	<i>Lemma sp.</i> , <i>Salvinia auriculata</i>	Potencial de fitorremediação para parâmetros físico-químicos e microbiológicos	Mostraram-se mais eficientes para fitorremediação de parâmetros microbiológicos
Silva (2019)	<i>Pistia stratiotes</i>	Descontaminação de Mn	Resultados inconclusivos

Fonte: Autora (2020)

Conforme o Quadro 1, Demarco (2016), observou que todas as espécies estudadas apresentaram potencial para o uso da técnica de fitorremediação dos metais pesados, Zn, Pb, Cr, Ni e Mn. Segundo o autor, isso ocorreu através de mecanismos de rizofiltração e fitoestabilização, visto que apresentam capacidade de bioconcentrar esses elementos e mantendo-os como teores elevados em suas raízes. Porém, dentre as macrófitas estudadas a que se destacou foi a *Enydra anagallis*, pois apresentou as maiores concentrações de Zn, Pb, Cr e Ni.

Coelho (2017), constatou que dentre as macrófitas aquáticas utilizadas no estudo, o *Eicchornia crassipes* mostrou um melhor desempenho na redução de teores dos elementos da água residuária, onde pode-se constatar uma redução de 90,4% de N, 96,0% de P, 95,6% de K, 64,3% de Ca, 97,0% de Mg, 28,7% de S e 49,5% de Na. Considerando que o N e P, são os principais elementos causadores da eutrofização da água, a macrófita se destaca ainda mais, pois dentre as macrófitas estudadas, foi a que mais se mostrou eficiente na redução da concentração desses elementos.

No estudo conduzido por Silvério (2017), onde tinha como finalidade a retenção de P, utilizando a macrófita aquática emersa, *Montrichardia linifera*, pode-se constatar que a colonização desta planta aquática demonstrou sua importância ecológica no sistema fluvial investigado, onde teve-se um aumento da oxigenação da água, atuando como biofiltros de fósforo e material particulado, e assim, conseqüentemente diminuindo níveis de DBO e turbidez, atuando na melhoria da qualidade da água, e de forma a sustentar o equilíbrio de padrões ecológicos de um sistema aquático, impedindo a eutrofização do corpo hídrico.

Em Bartmeyer, Oliveira e Coelho (2019), as macrófitas aquáticas, *Thypha domingensis* e *Eichhornia crassipes*, mostraram-se capazes de removerem parcialmente os metais Cd e Pb de soluções aquosas no ensaio de fitorremediação. Ao comparar as duas plantas, as concentrações de Cd encontradas no tecido da *Eichhornia crassipes* foi relativamente menor do que os teores encontrados na *Thypha domingensis*. Já para as concentrações de Pb, a macrófita *Eichhornia crassipes* se mostrou mais eficiente.

Em Barbosa (2019), os resultados obtidos pela pesquisa, demonstraram mais de 90% da capacidade da ação fitorremediadora das macrófitas aquáticas, *Lemma sp.* e *Salvinia auriculata*. Mostraram-se mais eficazes quanto aos parâmetros microbiológicos, onde se mostrou uma eficácia de 98% na remoção de coliformes totais, 100% para coliformes termotolerantes e mais de 91% para bactérias heterotóficas. Portanto, as duas espécies possuem um grande potencial para tratamento de água.

Na pesquisa conduzida por Silva (2019), onde tinha-se como objetivo a remoção de Mn através da técnica de fitorremediação, utilizando a macrófita aquática *Pistia stratiotes*, obteve-se resultados inconclusivos, pois pode ser observado que a ausência dos macro e micro nutrientes considerados necessários para o desenvolvimento da planta, juntamente com o excesso de Mn presentes na solução, causou efeitos tóxicos no metabolismo da planta, fazendo com que a mesma sofresse uma redução no seu crescimento. A autora salienta que a espécie estudada pode ser considerada hiperacumuladora de Mn, pois apresentou níveis elevados de Mn em seu tecido. Mesmo não transcolando o contaminante para suas partes aéreas, acredita-se que a planta pode ser considerada fitoacumuladora/fitoextratora.

Diante da técnica de fitorremediação, pode-se observar que a mesma mostrou ser eficiente, como visto no estado da arte, portanto, no item que se segue serão abordados pontos importantes para realização deste trabalho, visando atingir os objetivos desejados.

4 ARTIGO

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA *THYPHA DOMINGENSIS* E *EICHHORNIA CRASSIPES* COMO FITORREMEIADORAS PARA REMOÇÃO DE Fe E Mn DE ÁGUAS DESTINAS AO ABASTECIMENTO DAS MINAS DO CAMAQUÃ

Nathiely Pereira Dos Santos*
André Ricardo Felkl de Almeida**

RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho de duas espécies de macrófitas aquáticas na retenção de Fe e Mn utilizando amostras de água coletadas na barragem responsável pelo abastecimento das Minas do Camaquã - RS. Como metodologia foi proposto a criação de 3 sistemas distintos, onde o sistema 1 era composto pela espécie *Eichhornia crassipes* - Aguapé, o sistema 2 pela espécie *Thypha domingensis* - Taboa, e o sistema 3 por ambas as espécies. Foi realizada a caracterização dessas amostras antes, durante e depois de submetidas ao processo de fitorremediação, o qual ocorreu durante os meses de fevereiro a março, com duração de 34 dias. Na caracterização dos parâmetros, o pH se manteve estável durante todo o período de análise mantendo uma faixa de 7, já a turbidez, a condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos, obtiveram melhores resultados para o sistema 1. Para teores de Fe e Mn, o sistema contendo a espécie *Thypha domingensis* mostrou-se mais eficiente para retenção de Fe, resultando em um índice de retenção de 95,6% para os primeiros 8 dias, para os íons de Mn, ambas espécies apresentaram resultados satisfatórios, obtendo um índice de retenção acima de 98% para os três sistemas. Em relação ao desenvolvimento das plantas, a Taboa demonstrou um melhor desenvolvimento estando isolada, já a macrófita aguapé apresentou melhor desenvolvimento em conjunto com outra espécie, evidenciando seu poder de adaptação.

Palavras-chave: Tratamento de água. Fitorremediação. Metais pesados. Macrófitas aquáticas. Minas do Camaquã.

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água é considerada um dos aspectos de suma importância, principalmente para o consumo humano, porém trata-se de um recurso o qual tem sofrido restrições significativas, seja por atividades antrópicas ou naturais (OLIVEIRA; CHRISTMANN; PIEREZAN, 2014). Sendo assim a exigência de um tratamento adequado se torna algo indispensável quando se trata do abastecimento populacional (ABREU *et al.*, 2000).

Existem parâmetros os quais possuem valores máximos permitidos, em que a água precisa se enquadrar para ser considerada potável, os quais são estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 05/2017 (BRASIL, 2017). Para que se tenha o monitoramento desses parâmetros, amostras de águas são submetidas a uma série de análises físico-químicas e bacteriológicas em uma estação de tratamento de água, a fim de caracterizar e determinar um tratamento adequado (BRASIL, 2014). Porém algumas estações de tratamento de água convencionais possuem dificuldades em adequar alguns parâmetros exigidos, como é o caso dos metais pesados Fe e Mn, onde os valores máximos permitidos são de 0,3

mg/L para Fe e 0,1 mg/L para Mn (BRASIL, 2017; VISTUBA, 2010). Quando se tem concentrações desses elementos acima do permitido pelo Ministério da Saúde, esses elementos conferem à água um sabor adstringente, coloração marrom-amarelada e turva, em decorrência de sua oxidação e formação de precipitado (BRASIL, 2017; VISTUBA, 2010).

Atualmente existem várias técnicas capazes de realizar a remoção desses elementos, sendo as mais utilizadas as técnicas de aeração-filtração e cloração seguida de filtração (MORUZZI; REALI, 2012). Contudo, esses métodos possuem limitações e muitas vezes torna-se necessário a utilização de técnicas associadas ao processo, fazendo com que o tratamento adequado para esses elementos se torne inviável devido ao seu número de etapas durante processos e alto custo (MORUZZI; REALI, 2012).

Como alternativa tem-se a fitorremediação, que é considerada uma técnica acessível, de fácil aplicação e ambientalmente correta (TEIXEIRA *et al.*, 2019). Essa técnica está cada vez mais se tornando uma opção para remediar ambientes contaminados (BARRETO, 2011). Como princípio básico, a fitorremediação utiliza-se de plantas afim de descontaminar áreas que contenham contaminantes orgânicos e inorgânicos, como por exemplo, metais pesados (ROCK *et al.*, 2000). A fitorremediação possui uma alta versatilidade, já que a mesma pode ser aplicada para remediar ambientes aquáticos, ar ou solo (AFONSO, 2019; TAVARES, 2009). Inserido nesse contexto, as macrófitas aquáticas, plantas responsáveis em fitorremediar ambientes aquáticos, tem-se mostrado bastante eficiente para remoção de uma variedade de poluentes da água, aonde dentre eles estão os metais pesados (SILVA, 2019; BARRETO 2011). Na literatura, duas espécies de macrófitas, a *Thypha domingensis* - Taboa e a *Eichhornia crassipes* – Aguapé, tem ganhado destaque (BARYMEYER; OLIEIRA; COELHO, 2019; COELHO, 2017; ZOCHE; FREITAS; QUADROS, 2010). Essas espécies são classificadas como emersa e flutuante, respectivamente, de acordo com seus grupos e biotipos, e apresentam uma série de características necessárias para atuarem como fitorremediadoras, tais como, elevada taxa de crescimento, fácil cultivo e um alto índice em acumular grandes concentrações de metais e suas estruturas (BARRETO, 2011).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as espécies *Thypha domingensis* - Taboa e a *Eichhornia crassipes* – Aguapé como remediadoras para ambientes que contenham concentrações de Fe e Mn. Para tal, as amostras de água utilizadas foram provenientes da barragem do arroio João Dias, fonte de abastecimento de uma estação de tratamento de água, a qual enfrenta diariamente problemas oriundos desses metais, situada em Minas do Camaquã, terceiro distrito de Caçapava do Sul-RS.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 COLETA DA ÁGUA

Foram coletados 40 litros de água bruta diretamente da estação de tratamento de água das Minas do Camaquã, como demonstrado pela Figura 1, usando como recipiente dois galões de 20 litros, mostrados na Figura 2.

Figura 1 – Ponto de coleta da água



Fonte: Autora (2021)

Figura 2 – Recipientes utilizados para coleta



Fonte: Autora (2021)

Todo procedimento de coleta de água seguiu o “Manual de Orientação para Coleta de Água e Amostras Ambientais” (LACEN, 2016).

2.2 COLETA DAS PLANTAS

As plantas foram coletadas em áreas privadas situadas em Caçapava do Sul ($30^{\circ}32'00.8''S$ $53^{\circ}29'24.9''W$ e $30^{\circ}31'08.8''S$ $53^{\circ}29'42.8''W$). Como pré-preparo as mudas foram previamente lavadas e colocadas em água proveniente da rede de distribuição, até que os sistemas fossem montados. Ressalta-se aqui que antes que as mudas fossem inseridas nos sistemas de fitorremediação, as mesmas foram medidas

quanto ao seu comprimento no caso da Taboa e para Aguapé comprimento e largura, medidas essas demonstradas na Tabela 1.

Tabela 1 – Medidas das plantas antes de serem inseridas ao sistema

Espécie	Altura (cm)	Largura (cm)
<i>Eichhornia crassipes</i> – 1	20,00	28,5
<i>Eichhornia crassipes</i> – 2	27,00	11,00
<i>Eichhornia crassipes</i> – 3	34,00	23,00
<i>Thypha domingensis</i> – 1	92,5	-
<i>Thypha domingensis</i> – 2	73	-
<i>Thypha domingensis</i> – 3	79,5	-

Fonte: Autora (2021)

Na Figura 3 estão representadas as plantas coletadas da espécie *Thypha domingensis* e na Figura 4 da espécie *Eichhornia crassipes*.

Figura 3 – Plantas da espécie *Thypha domingensis* coletadas



Fonte: Autora (2021)

Figura 4 – Plantas da espécie *Eichhornia crassipes* coletadas



Fonte: Autora (2021)

2.3 MONTAGEM DOS SISTEMAS

Para a montagem dos sistemas foram utilizados 3 recipientes iguais de mesma capacidade, essa sendo de 18 litros cada. No sistema 1 foram adicionados 12 litros da amostra de água coletada, juntamente com duas plantas da espécie *Eichhornia crassipes*, demonstrado na Figura 5.

Figura 5 – Sistema 1 com a espécie *Eichhornia crassipes*



Fonte: Autora (2021)

Para o sistema 2 foram adicionados aproximadamente 1/3 do recipiente de sedimento (coletado no mesmo local de coleta da planta), e adicionado 10 litros da amostra de água, juntamente com 2 plantas da espécie *Thypha domingensis*, como mostrado na Figura 6.

Figura 6 – Sistema 2 com a espécie *Thypha domingensis*



Fonte: Autora (2021)

O sistema 3 só se difere do sistema 2, nas espécies que são inseridas no mesmo, onde para este foram adicionados uma planta da espécie *Thypha domingensis* e uma da espécie *Eichhornia crassipes*, demonstrado pela Figura 7.

Figura 7 – Sistema 3 com as duas espécies de plantas



Fonte: Autora (2021)

Todos os sistemas foram mantidos em uma área coberta, com as laterais abertas e no período de 34 dias, correspondendo aos meses de fevereiro a março do ano de 2021.

2.4 COLETA DAS AMOSTRAS PARA CARACTERIZAÇÃO

Primeiramente realizou-se a coleta de amostra de água bruta, antes que a mesma fosse submetida à técnica de fitorremediação, com intuito de caracterizar o efluente antes do início do processo. Já para o processo, foram realizadas 4 coletas de alíquotas de 200

mL de cada um dos sistemas, durante o período de 34 dias, onde a primeira alíquota foi coletada com 8 dias após a inserção das plantas ao sistema, a segunda coleta depois de 16 dias, a terceira com 24 dias e a última coleta com 34 dias. As amostras coletadas foram armazenadas sobre refrigeração até que as análises fossem realizadas.

2.4 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

As amostras foram caracterizadas, quanto ao seu pH com o auxílio de um medidor de pH (marca Metronhm, modelo 827), turbidez utilizando um turbidímetro (marca Del Lab, modelo DLT-WV), condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos utilizando o equipamento chamado múltiplo medidor digital (marca Hanna Instruments, modelo HI 9835).

Para determinação de Fe total da amostra utilizou-se o Método Colorimétrico do Tiocianato. Os complexos formados entre os íons de Fe e tiocianato formam uma coloração vermelho intensa, onde essa coloração varia de acordo com a concentração de íons de Fe presentes na amostra, concentração essa quantificada através de um espectrofotômetro UV-VIS como um comprimento de onda numa faixa de 470 nm – 510 nm (LOURENÇO *et al.*, 2021). Para esse trabalho, o comprimento de onda utilizado foi de 510 nm.

Na determinação de teores de Mn, empregou-se o Método Colorimétrico do Persulfato, descrito pela NBR 13739. Segunda a norma, os compostos manganosos solúveis são oxidados pelo persulfato, formando permanganato, em presença do nitrato de prata, formando uma coloração rosada, a qual varia de acordo com a concentração do meio reacional. Para a utilização dessa metodologia utilizou-se um comprimento de onda de 525 nm.

Em relação aos teores de íons de Fe e Mn, esses foram obtidos utilizando espectrofotômetro UV-Vis (marca Kazuaki, modelo II-226). As concentrações desses elementos foram obtidas através da relação absorvância e concentração obtida pela curva de calibração construída a partir soluções padrões de Fe e Mn.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Caracterização da água bruta antes do processo de Fitorremediação

Na Tabela 2 encontram-se os resultados da caracterização da água bruta coletada para criação dos sistemas.

Tabela 2 – Resultados da caracterização da água bruta

Água Bruta			
pH	Turbidez (NTU)	Cond. Elétrica (µS/cm)	Sól. Totais Diss. (mg/L)
7,25	7	563	70

Fonte: Autora (2021)

Considerando os parâmetros de pH, turbidez e sólidos totais dissolvidos, os resultados obtidos mostram-se estar dentro das condições de padrões exigidos pela Resolução Conama 357/05 para enquadramento de Águas Doces, a qual é destinada ao abastecimento para o consumo humano depois de receber o devido tratamento, de acordo com sua classe. Para o pH segundo a Resolução o mesmo precisa estar em uma faixa de 6 - 9,0, para turbidez tem-se como valor máximo permitido até 100 NTU e para sólidos totais dissolvidos é estabelecido que o limite seja até 500 mg/L. Já a condutividade

elétrica, segundo a Fundação Nacional de Saúde – FUNASA, para águas naturais apresentam teores em uma faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, onde valores acima são considerados ambientes poluídos, ou seja, a amostra em questão se mostrou proveniente de uma área poluída (BRASIL, 2014).

Na Tabela 3 estão representados os resultados referentes ao sistema 1 composto pela espécie *Eichhornia crassipes*, no período em que a técnica foi aplicada. Os resultados referentes ao sistema 2 composto pela espécie *Thypha domingensis*, estão dispostos na Tabela 4. Já na Tabela 5 encontram-se os resultados para a caracterização referentes ao sistema 3, composto pelas duas espécies de estudo.

Tabela 3 – Resultados da caracterização para as amostras do sistema 1

Sistema 1 - <i>Eichhornia crassipes</i>				
Período de exposição (dias)	pH	Turbidez (NTU)	Cond. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sól. Totais Diss. (mg/L)
8	7,39	4,73	406	80,9
16	7,29	1	220,7	94,5
24	7,20	0,68	190	94,6
34	7,00	0,49	169	187,3

Fonte: Autora (2021)

Tabela 4 – Resultados da caracterização para as amostras do sistema 2

Sistema 2 - <i>Thypha domingensis</i>				
Período de exposição (dias)	pH	Turbidez (NTU)	Cond. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sól. Totais Diss. (mg/L)
8	6,97	7,25	405	100,2
16	7,36	4,29	333	166,0
24	7,36	24,4	262,6	180,4
34	7,05	74,4	192,8	268,4

Fonte: Autora (2021)

Tabela 5 – Resultados da caracterização para as amostras do sistema 3

Sistema 3 - <i>Eichhornia crassipes</i> + <i>Thypha domingensis</i>				
Período de exposição (dias)	pH	Turbidez (NTU)	Cond. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sól. Totais Diss. (mg/L)
8	7,17	10,8	552	95,2
16	7,30	4,93	313	144,2
24	7,26	1,53	280	134,1
34	7,18	49,7	232,6	237,9

Fonte: Autora (2021)

Com base nos resultados obtidos para os três sistemas, pode-se observar que em relação ao pH não houve mudança significativa no decorrer do período em que a técnica foi aplicada, mostrando que as plantas fitorremediadoras não mostraram interferência quanto ao pH do meio reacional, ou seja, mantendo o pH dentro da faixa permitida. Já o parâmetro de turbidez, pode-se notar uma diminuição no sistema 1 quando comparado à amostra de água bruta com o último dia de aplicação da técnica, evidenciando a capacidade da planta em reduzir esse parâmetro, de 7 para 0,47 NTU. Já para os sistemas 2 e 3 o índice turbidez no decorrer do período de análise mostraram-se oscilatórios, isso pelo fato de que para esses sistemas possuíam cerca de 1/3 constituído por sedimento,

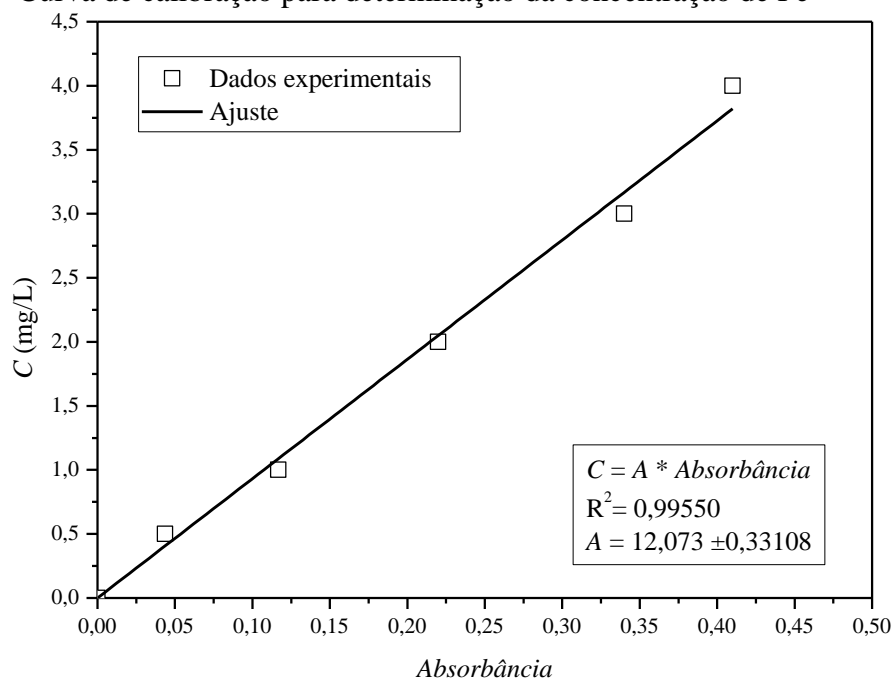
causando interferência nas coletas, somando que com o passar dos dias o volume dos sistemas diminuía em decorrência da evaporação da amostra. Em relação a condutividade elétrica pode-se observar para ambos sistemas um decaimento da mesma, mostrando que a concentração iônica presente no meio sofreu uma diminuição, porém mesmo que tenha tido uma queda significativa quando comparados amostra de água bruta com amostra do último dia do processo de remediação, a mesma ainda se enquadra como poluída para os três sistemas. Porém como pode-se notar, com o passar do tempo essa condutividade tende a diminuir, ou seja, em um período de tempo maior de exposição à técnica, teria sido obtido resultado dentro do limite de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O sistema que mais se aproximou do limite permitido e o que melhor apresentou resultados foi o sistema 1, seguido do sistema 2 e 3.

Pode-se observar também que para os três sistemas o parâmetro de sólidos totais dissolvidos teve um aumento considerável em relação ao seu estado inicial que era de 70 mg/L, onde teve um maior aumento para o sistema 2, e para o último dia de análise, obteve-se um valor de 268,4 mg/L, seguido pelo sistema 3 com um valor de 237,9 mg/L, e por último o sistema 1, com uma concentração de 187,3 mg/L. Com a diminuição do volume de amostra de água durante o período de exposição em decorrência da evaporação, somando com matéria orgânica em que era gerada a partir da decomposição da planta, essa sendo maior no sistema 2, já que uma das plantas inseridas não resistiu até o final do período de análise, explica o aumento gradativo desse parâmetro. Porém ainda sim os valores encontrados estão dentro do limite permitido, de 500 mg/L de acordo com a Resolução 357/05. Segundo Brasil (2014), por mais que os parâmetros de sólidos totais e de turbidez estejam associados, eles não são equivalentes, já que os sólidos presentes na água podem estar presentes de duas formas, em suspensão e sólidos dissolvidos. O que difere um do outro é o tamanho da partícula em suspensão, sendo que para sólidos dissolvidos tem-se um diâmetro inferior a 10^{-3} μm .

Comparando os dados obtidos para o sistema 1, o qual melhor apresentou resultados, com os resultados de Wohlenberg (2017), cujo também fez-se a utilização de aguapé juntamente com outra espécie de planta, durante aproximadamente o mesmo período de tempo, pode-se notar resultados coerentes para alguns parâmetros como a condutividade elétrica, onde também encontrou-se uma queda do mesmo, sendo encontrados para água bruta um valor de 2065 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e um valor na faixa de 135 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ao final do processo, para índices de turbidez o autor pode observar um decaimento da mesma, onde no início do processo se tinha uma turbidez de 33,2 NTU e ao final uma faixa de 4 NTU, assim como pode-se observar para este estudo. Porém para parâmetros como pH e sólidos totais dissolvidos, os resultados encontrados pelo autor, diferem com os encontrados para esse estudo, já que para esse estudo observou não se observou alteração em relação ao pH, e no estudo conduzido por Wohlenberg (2017), encontrou-se uma queda desse parâmetro, da mesma forma para os sólidos totais dissolvidos. Podendo ser ocasionados pelo fato de estar em conjunto com outra espécie de planta (um tipo flutuante), e pelo volume de água que o autor utilizou durante o processo.

Para a caracterização da amostra de água a qual foi inserida no sistema, quanto à concentração de Fe e Mn, realizou-se a construção da curva de calibração, afim de obter a concentração presente na amostra antes da inserção no sistema e para as amostras coletadas durante o período de exposição. Com base nos dados de concentração, obtidos a partir de uma solução padrão de Fe e suas respectivas absorvâncias, construiu-se a curva de calibração representada pela Figura 8.

Figura 8 – Curva de calibração para determinação da concentração de Fe



Fonte: Autora (2021)

A curva de calibração, obtida pelo *software* Origin, apresentou boa linearidade e com um coeficiente de correlação relativo acima de 0,99. Através da correlação concentração e absorbância apresentados pela curva, pode-se quantificar a quantidade de Fe presente na amostra.

Nas Tabelas 6, 7 e 8 estão representadas as concentrações e os índices de retenção para os íons de Fe, adquiridos através da curva de calibração, onde os resultados expressos foram obtidos a partir da comparação da concentração da amostra inicial com as amostras coletas em diferentes períodos.

Tabela 6 – Resultados da retenção de Fe para o sistema 1

Sistema 1 - <i>Eichhornia crassipes</i>		
Período de exposição (dias)	Concentração (mg/L)	Retenção (%)
0	5,95	-
8	0,93	84,3
16	0,35	94,2
24	0,22	96,3
34	0,15	97,4

Fonte: Autora (2021)

Tabela 7 – Resultados da retenção de Fe para o sistema 2

Sistema 2 - <i>Thypha domingensis</i> – Taboa		
Período de exposição (dias)	Concentração (mg/L)	Retenção (%)
0	5,95	-
8	0,26	95,6
16	0,27	95,4
24	0,07	98,7
34	0,02	99,6

Fonte: Autora (2021)

Tabela 8 – Resultados da retenção de Fe para o sistema 3

<i>Eichhornia crassipes</i> + <i>Thypha domingensis</i>		
Período de exposição (dias)	Concentração (mg/L)	Remediação (%)
0	5,95	-
8	0,46	92,2
16	0,10	98,4
24	0,05	99,2
34	0,03	99,5

Fonte: Autora (2021)

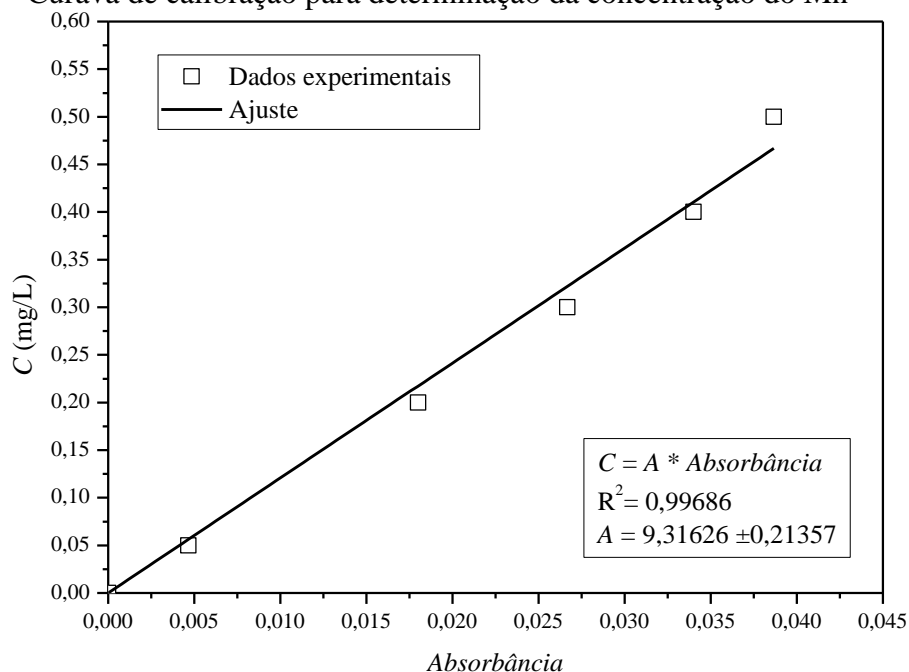
Pode-se observar que a concentração inicial se encontra bem acima do permitido pela Portaria de Consolidação 05/17 para o consumo humano, onde a mesma precisa obedecer a um limite de até 0,3 mg/L (BRASIL, 2017). Ao comparar os 3 sistemas quanto à retenção de Fe, nota-se que todos os sistemas obtiveram resultados satisfatórios ao final dos 34 dias, com uma remediação da amostra acima de 90%. Verificou-se que para o sistema 1, a concentração encontrada em 24 dias se enquadra no valor máximo permitido para o consumo humano, sendo ela de 0,22 mg/L com um índice de retenção de 99,3%. Para o sistema 2, já nos primeiros 8 dias pode-se notar o parâmetro dentro do limite estabelecido pelo Ministério da Saúde, encontrando uma concentração de 0,26 mg/L, com um índice de retenção de 95,6%. No sistema 3, a concentração se enquadrou no limite permitido nos seus 16 dias, onde se encontrou uma concentração de 0,10 mg/L.

Quando comparados os 3 sistemas, pode-se observar que no período de 8 dias o sistema 2 obteve um melhor desempenho, mesmo que para esse sistema uma das plantas não tenha resistido, continuou se mostrando eficiente. A espécie *Thypha domingensis* conseguiu obter bons resultados a curto prazo, obtendo uma remediação de 95,6%, com uma concentração dentro do valor máximo permitido pelo Ministério da Saúde e ao final dos 34 dias um índice de 99,6%. Já para o sistema 1, foi o que se encontrou um menor índice de remediação em 8 dias de exposição, sendo ele de 84,3% e ao final 97,4%.

Com relação ao sistema 3, o qual foram adicionados uma planta de cada espécie, as plantas não se mostraram interferir na ação remediadora uma da outra, já que se obteve resultados semelhantes com seus respectivos sistemas. As duas espécies mostraram ser eficientes para remoção desse metal, tanto isolada, quanto em conjunto, porém o que diferencia uma da outra é somente seu tempo de ação, onde que para aguapé esse processo é mais lento quando comparado com a taboa.

Da mesma forma que para o Fe, para o Mn também se construiu a curva de calibração, representada pela Figura 9, a partir das concentrações de Mn obtidas através de uma solução padrão e suas respectivas absorbâncias.

Figura 9 – Curava de calibração para determinação da concentração do Mn



Fonte: Autora (2021)

Para a obtenção da curva de calibração, utilizou-se o *software* Origin, onde a mesma se mostrou também com uma boa linearidade e com um ajuste de correlação relativo acima de 0,99. Utiliza-se essa curva afim de obter a quantidade de Mn presentes na amostra.

Nas Tabelas 9, 10 e 11 estão representados os resultados para retenção de Mn em seus respectivos sistemas, onde as concentrações foram obtidas através da curva de calibração de Mn, cujo os resultados expressos foram comparados com a amostra inicial e obtida em percentual.

Tabela 9 – Resultados da retenção de Mn para o sistema 1

Sistema 1 - <i>Eichhornia crassipes</i>		
Período de exposição (dias)	Concentração (mg/L)	Remediação (%)
0	4,22	-
8	0,23	94,5
16	0,21	95,1
24	0,06	98,6
34	0,05	98,7

Fonte: Autora (2021)

Tabela 10 – Resultados da retenção de Mn para o sistema 2

<i>Thypha domingensis</i> – Taboa		
Período de exposição (dias)	Concentração (mg/L)	Remediação (%)
0	4,22	-
8	0,28	93,5
16	0,14	96,6
24	0,07	98,4
34	0,02	99,6

Fonte: Autora (2021)

Tabela 11 – Resultados da retenção de Mn para o sistema 3

<i>Eichhornia crassipes</i> + <i>Thypha domingensis</i>		
Período de exposição (dias)	Concentração (mg/L)	Remediação (%)
0	4,22	-
8	0,29	92,9
16	0,23	94,5
24	0,09	97,8
34	0,06	98,5

Fonte: Autora (2021)

A concentração máxima permitida para o Mn para o consumo humano segundo a Portaria de Consolidação 05/17 é de 0,1 mg/L, podendo-se notar que a encontrada inicialmente, 4,22 mg/L é superior a esse limite. Ao observar o desempenho dos sistemas, nota-se que o índice de remediação para todos os sistemas foram acima de 98% no final dos 34 dias, evidenciado uma ótima capacidade de retenção para as duas espécies, não sendo possível eleger somente umas das espécies como a mais eficiente para remoção de Mn, já que os sistemas obtiveram o limite dentro do valor máximo permitido pelo Ministério da Saúde no mesmo período de tempo, em 24 dias, onde para o sistema 1, encontrou-se uma concentração de 0,06 mg/L, para o sistema 2 0,07 mg/L e 0,09 mg/L para o sistema 3, todas menores que 1 mg/L. Em questão do sistema 3, cujo foram adicionadas uma planta de cada espécie, assim como na análise do Fe, para o Mn também não se observou interferência já que os resultados obtidos foram bem próximos com seus respectivos sistemas.

No estudo em que Zochche, Freitas e Quadros (2009), realizaram em relação à concentração de Fe, Mn e Zn, pode-se observar concentrações mais elevadas desses elementos nas raízes da Taboa, especialmente quando os suprimentos de micro e macronutrientes são suficientes. Isso mostra que o mecanismo utilizado por esse tipo de planta se dá pelas raízes. Já Teixeira *et al.* (2019), obtiveram resultados os quais a absorção de elementos como Zn e Mn em diferentes estruturas da Taboa, sendo tanto nas raízes como nas folhas. Segundo Coelho (2017), para a planta do tipo aguapé a retenção de metais pesados, se dá em toda sua estrutura, podendo obter uma melhor eficiência quando comparada com plantas do tipo enraizada como é o caso da Taboa, pelo fato de possuir um maior contato com o ambiente contaminado. Porém para este estudo as duas apresentaram comportamento semelhante para retenção de Fe e Mn.

Na Tabela 12 tem-se representado o desenvolvimento das plantas no período de 34 dias, tomando como base suas medidas antes de serem inseridas ao sistema.

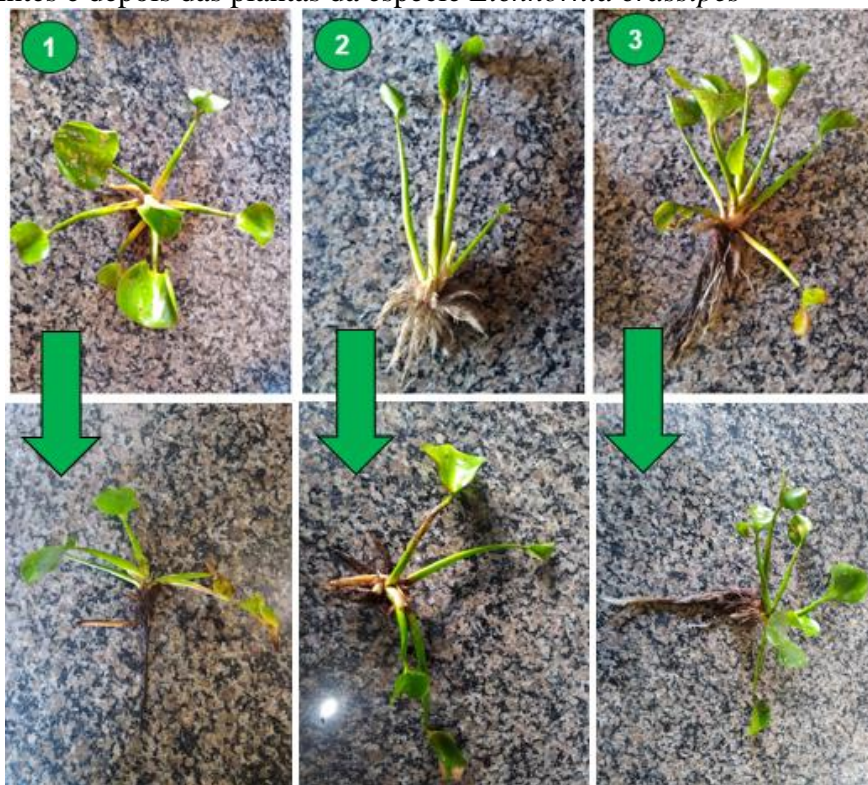
Tabela 12 – Desenvolvimento das plantas

Espécie	Antes		Depois	
	Altura (cm)	Largura (cm)	Altura (cm)	Largura (cm)
<i>Eichhornia crassipes</i> – 1	20,00	28,5	26,5	25
<i>Eichhornia crassipes</i> – 2	27,00	11,00	24,5	35
<i>Eichhornia crassipes</i> – 3	34,00	23,00	43	42
<i>Thypha domingensis</i> – 1	92,5	-	98	-
<i>Thypha domingensis</i> – 2	73	-	-	-
<i>Thypha domingensis</i> – 3	79,5	-	153	-

Fonte: Autora (2021)

Para a espécie *Eichhornia crassipes*, as plantas 1 e 2, foram inseridas no sistema 1, onde, pode-se observar que para a planta 1 sua altura teve um aumento de 6,5 cm. Já sua largura no início tinha 28,5 cm e ao final 25 cm, onde pode-se notar uma redução em seu tamanho. Isso possivelmente se deu pelo fato de que algumas folhas sofreram degradação durante o processo, porém outras novas nasceram. Para a planta 2, ao contrário da planta 1, pode-se observar um aumento quanto a sua largura, onde no início era de 11 cm e ao final chegou a 35 cm, essa sendo a planta que mais se modificou, já que trocou a maioria das folhas durante o processo. A planta 3 foi inserida no sistema 3, sendo essa a que mais se desenvolveu nos 34 dias, onde no início media 34 cm de altura e ao final 43 cm. Já em relação a sua largura, no início se tinha 23 cm e ao final 42 cm. O antes e depois dessas plantas estão representadas pela Figura 10.

Figura 10 – Antes e depois das plantas da espécie *Eichhornia crassipes*



Fonte: Autora (2021)

Para a espécie *Thypha domingensis*, as plantas 2 e 3, foram inseridas ao sistema 2, onde verificou-se que dentre as plantas dessa espécie a planta denominada 3, foi a que apresentou um maior desenvolvimento, onde no início a mesma tinha uma altura de 79,5 cm e ao final uma altura de 153 cm. Já a planta 2 não resistiu até o final do processo, ou seja, o fato da planta 3 ter se desenvolvido mais pode ter sido em decorrência de um maior espaço disponível para seu crescimento, mostrando também uma brotação nova. A planta 1 foi inserida ao sistema 3, tendo um aumento em sua altura de 5,5 cm. Na Figura 11, tem-se o antes e depois das plantas dessa espécie.

Figura 11 – Antes e depois das plantas da espécie *Thypha domingensis*



Fonte: Autora (2021)

Em relação ao sistema 3, em que se tinha as duas espécies, notou-se que para a espécie *Eichhornia crassipes* o fato de compartilhar o mesmo espaço com outra espécie não foi um problema para seu desenvolvimento, visto que essa foi a que representou o melhor desenvolvimento. Em contra partida a espécie *Thypha domingensis* foi a que menos se desenvolveu. Isso mostra que a espécie *Eichhornia crassipes* possui habilidade em sofrer modificações fisiológicas e anatômicas, que levam à adaptação e tolerância a ambientes contaminado (TEIXEIRA *et al.*, 2019).

7 CONCLUSÃO

Na caracterização das amostras em relação ao parâmetro de pH, para ambos os sistemas se manteve praticamente constante durante todo o período do processo. Já para parâmetros como turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, o sistema 1 foi o que apresentou os melhores resultados, sistemas esse composto pela macrófita aquática da espécie *Eichhornia crassipes*. Para o índice de turbidez obteve-se uma diminuição de 7 para 0,49 NTU. Em relação ao parâmetro de condutividade elétrica, foi de 563 para 169 $\mu\text{S}/\text{cm}$, porém por mais que se tenha apresentado uma diminuição significativa, ainda assim não se enquadra dentro limite máximo permitido de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, fazendo com que a amostra seja caracterizada como poluída. Referente ao parâmetro de sólidos totais dissolvidos o sistema 1 que obteve o menor aumento, sendo ele de 70 para 187,3 mg/L, ainda sim dentro da faixa permitida, cujo o limite é de até 500 mg/L.

Para a caracterização relacionada à concentração de íons de Fe e Mn, constatou-se que para o Fe o sistema 2 apresentou os melhores resultados, tendo uma retenção de 99,6% com uma concentração de 0,02 mg/L ao final dos 34 dias de fitorremediação. Para esse sistema, já nos primeiros 8 dias a concentração se enquadrava dentro do limite máximo permitido pelo Ministério da Saúde, encontrando uma concentração de 0,26 mg/L, onde o limite é de até 0,3 mg/L. Sendo assim a macrófita da espécie *Thypha domingensis* se mostrou eficiente na retenção de Fe em período de tempo menor quando comparada com a outra espécie de estudo. Para os íons de Mn, ambas as espécies de macrófitas aquáticas apresentaram resultados satisfatórios, obtendo para os 3 sistemas

índices de retenção maiores que 98%, apresentando atingir a concentração máxima permitida nos seus 24 dias para os 3 sistemas, sendo encontrado para o sistema 1, uma concentração de 0,06 mg/L, para o sistema 2 0,07 mg/L e 0,09 mg/L para o sistema 3, todas menores que o limite de 0,01 mg/L. Isso evidencia as espécies *Eichhornia crassipes* e *Thypha domingensis* como sendo boas opções na retenção desse metal. Para o sistema misto, onde se tinha as duas espécies de planta, pode-se observar que tanto para análises de Fe quanto para Mn, as plantas mostraram não interferir na ação remediadora uma da outra, já que para esse sistema os resultados encontrados foram aproximados aos seus respectivos sistemas.

Quando comparadas às plantas com seu antes e depois, pode-se notar que a macrófita *Eichhornia crassipes* mostrou melhor adaptação, sendo que a planta que melhor se desenvolveu encontrava-se em um sistema misto com outra espécie, onde sua altura foi de 34 para 43 cm e largura de 23 para 42 cm. Já para a espécie *Thypha domingensis* mostrou-se melhor desempenho no sistema isolado, somente com uma planta, mostrando que a planta necessita de espaço para seu melhor desenvolvimento.

Com base nos dados obtidos, pode-se constatar que ambas as espécies são promissoras para a retenção desses metais, Fe e Mn, evidenciando ainda sua capacidade em diminuir parâmetros importantes para uma melhor qualidade da água em um corpo hídrico, como turbidez e condutividade elétrica.

REFERÊNCIAS

ABREU, M. L. *et al.* Escolha de um programa de controle da qualidade de água para o consumo humano: aplicação do método ahp. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.257-262, 2000. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v4n2/v4n2a21.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2021.

AFONSO, T. **Prospecção de plantas para fitorremediar áreas de mineração contaminadas com metais pesados na região de Caçapava do Sul (RS)**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Pelotas. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Pelotas, 2019. Disponível em: http://guaiaca.ufpel.edu.br/bitstream/prefix/4865/6/Dissertacao_Thays_Franca_Afonso.pdf. Acesso em: 16 mar. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 13739/1996. **Água** – Determinação de manganês total – Método colorimétrico do persulfato. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

BARRETO, A. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 2011. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUBD-92UJVB/1/1_disserta_ao_andre_baxter_barreto.pdf. Acesso em: 25 jul. 2020.

BARTMEYER, B; OLIVEIRA, L; COELHO, L. comparação da retenção de cádmio e chumbo nos tecidos vegetais das macrófitas aquáticas aguapé (*Eichhornia* sp.) e taboa (*Thypha* sp.) por bissorção e fitorremediação. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 19, n. 1, p. 145-159, 2019. Disponível em: <https://www.ceanesp.br/holos/article/view/12295>. Acesso em: 15 mar. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, ed. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 22 abr. 2021.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em etas**. Seção 1, Brasília, DF, ed. 1, p. 20, 2014. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38937/Manual+de+controle+da+qualidade+da+%C3%A1gua+para+t%C3%A9cnicos+que+trabalham+em+ETAS+2014.pdf/85bbdcbc-8cd2-4157-940b-90b5c5bcfc87>. Acesso em 27 abr, 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n. 5, de 28 de setembro de 2017. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, ed. 190, p. 360, 03 out. 2017. Disponível em: <https://portal.arquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2021.

COELHO, J. C. **Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária**. 2017. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2017. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/151881/coelho_jc_me_bot.pdf?sequence=3. Acesso em: 25 jul. 2020.

LABORATÓRIO CENTRAL DE SAÚDE PÚBLICA. LACEN. **Manual de orientação para coleta de água e amostras ambientais**. Florianópolis: LACEN, 2018. Disponível em: <http://lacen.saude.sc.gov.br/arquivos/MOCAA.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2021.

LOURENÇO, E. C. *et al.* Determinação do teor de ferro utilizando o aplicativo PhotoMetrix PRO®: a tecnologia a favor do ensino de química. **Revista Virtual de Química**, Foz do Iguaçu, v. 13, n. 1, 2021. Disponível em: <http://static.sites.sbq.org.br/rvq.sbq.org.br/pdf/RVq241120-a3.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2021.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, p. 29-43, 2012. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/134886/ISSN2176-7270-2012-04-01-29-43.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 16 mar. 2021.

OLIVEIRA, T. D.; CHRISTMANN, S. S.; PIEREZAN, J. B. aproveitamento, captação e (re)uso das águas pluvias na arquitetura. **Revista Gestão e Desenvolvimento em Contexto**, Cruz Alta, v. 2, n. 2, p. 1-15, 2014. Disponível em: <http://revistaeletronicaocs.unicruz.edu.br/index.php/GEDECON/article/view/1933/497>. Acesso em: 16 mar. 2021.

ROCK, S. B. *et al.* United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Introduction to phytoremediation**. Washington, DC: USEPA, 2000. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=63433. Acesso em: 16 mar. 2021.

SILVA, M. B. A. **Avaliação do potencial fitorremediador de pistia stratiotes para descontaminação de ambientes aquáticos poluídos por manganês**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Técnico em Biotecnologia) – Instituto Federal do Paraná, Londrina, 2019. Disponível em: <https://londrina.ifpr.edu.br/wp-content/uploads/2020/03/MARIA-BEATRIZ-ACIOLI-Avalia%C3%A7%C3%A3o-do-potencial-fitorremediador-de-Pistia-stratiotes.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2021.

TEIXEIRA, D. *et al.* Fitorremediação de águas contaminadas: uma revisão bibliográfica. *In*: ENCONTRO ACADÊMICO DA ENGENHARIA AMBIENTAL DA ESCOLA DE ENGENHARIA DE LORENA, 3., 2019, Lorena. **Anais [...]**. Lorena: USP, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/333964949_FITORREMEIACAO_DE_AG_UAS_CONTAMINADAS_UMA_REVISAO_BIBLIOGRAFICA#:~:text=Essa%20contamina%C3%A7%C3%A3o%20pode%20ocorrer%20por,impactos%20e%20limitando%20seus%20usos. Acesso em: 25 abr. 2021.

VISTUBA, J. P. **Remoção de ferro e manganês de água de abastecimento por meio de filtração adsortiva**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/93949/279403.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 18 mar. 2021.

WOHLENBERG, C. J. **Emprego de biorremediação ex situ para o tratamento da água do arroio Bagé**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química), Universidade Federal do Pampa – Unipampa, Bagé, 2017.

ZOCHE, J. J.; FREITAS, M.; QUADROS, E, K. Concentração de Zn e Mn nos efluentes do beneficiamento de carvão mineral e em *Thypha domingensis* pers (typhaceae). **Revista Árvore**, Viçosa-Mg, v.34, n.1, p.177-188, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rarv/v34n1/v34n1a19>. Acesso em 20 de mar. De 2021.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para este trabalho esperava-se encontrar dentre as espécies de estudo, *Eichhornia crassipes* e *Thypha domingensis* a que melhor apresentasse resultados para a retenção de metais pesados, Fe e Mn da fonte de abastecimento de Minas do Camaquã, com intuito de mostrar que essa técnica pode sim ser uma opção de remediação para esse ambiente.

Com os resultados obtidos, pode-se observar que as duas espécies mostraram ser eficientes na retenção desses metais, evidenciando sua utilização para ambientes contaminados, como é o caso das Minas do Camaquã.

Para que essa proposta tenha mais ênfase, fica como sugestão para trabalhos futuros, realizar o estudo da quantidade de plantas necessária por volume de água, e determinar o limite máximo de concentração desses metais que essa planta suporta reter, sem que a mesma apresente sinais de toxicidade.

REFERÊNCIAS

AFONSO, T. **Prospecção de plantas para fitorremediar áreas de mineração contaminadas com metais pesados na região de Caçapava do Sul (RS)**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Pelotas. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Pelotas, 2019. Disponível em: http://guaiaca.ufpel.edu.br/bitstream/prefix/4865/6/Dissertacao_Thays_Franca_Afonso.pdf. Acesso em: 24 jun. 2020.

ALVES, R. *et al.* Avaliação das concentrações de metais pesados em águas superficiais e sedimentos do Córrego Monte Alegre e a afluentes, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 122-132, 2010. Disponível em: http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/viewFile/286/pdf_360#:~:text=Na%20Figura%201%20C3%A9%20apresentada,significante%20para%20Cr%20e%20Cu. Acesso em: 24 jun. 2020.

BARBOSA, E. **Estudo do potencial fitorremediador das macrófitas aquáticas lentilhas d'águas (*Lemna sp.*) e da orelha de onça (*Salvinia auriculata* Aubl.) e da sua biomassa para aplicação na produção de briquetes**. 2019. Dissertação (Mestrado em Energias Renováveis) – Universidade Federal da Paraíba. Programa de Pós-graduação em Energias Renováveis, João Pessoa, 2019. Disponível em: http://www.cear.ufpb.br/arquivos/Elaine_Costa_almeida_Barbosa.pdf. Acesso em: 28 set. 2020.

BARRETO, A. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 2011. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUBD-92UJVB/1/1_disserta_ao_andre_baxter_barreto.pdf. Acesso em: 25 jul. 2020.

BARTMEYER, B; OLIVEIRA, L; COELHO, L. Comparação da retenção de cádmio e chumbo nos tecidos vegetais das macrófitas aquáticas aguapé (*Eichhornia sp.*) e taboa (*Thypha sp.*) por bissorção e fitorremediação. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 19, n. 1, p. 145-159, 2019. Disponível em: <https://www.ceanesp.org.br/holos/article/view/12295>. Acesso em: 05 jun. 2020.

BIDONE, E. D. *et al.* Environmental risk increase due to heavy metal contamination caused by a copper mining activity in Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 73, n. 2, p. 277-286, 2001. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-37652001000200011. Acesso em: 24 jun. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, ed. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 13 jun. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n. 5, de 28 de setembro de 2017. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, ed. 190, p. 360, 03 out. 2017. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida---o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2020.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Conjuntura dos Recursos Hídricos**. Brasília, DF: ANA, 2019. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_anual_2019-versao_web-0212-1.pdf. Acesso em: 06 jun. 2020.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Enquadramento dos corpos de água**. Brasília, DF: ANA, 2010. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos/enquadramento-dos-corpos-de-agua-em-classes>. Acesso em: 06 jun. 2020.

COELHO, J. C. **Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária**. 2017. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2017. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/151881/coelho_jc_me_bot.pdf?sequence=3. Acesso em: 25 jul. 2020.

DEMARCO, C. F. **Seleção de macrófitas aquáticas com potencial de fitorremediação no arroio Santa Bárbara, município de Pelotas/RS**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária), Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016. Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/esa/files/2017/01/TCC-Carolina-Demarco.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2020.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

FIRMINO, E. **Qualidade da água e do sedimento de corpos hídricos do município de Alegre, Espírito Santo**. 2018. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós-graduação em Agroquímica, Alegre, 2018. Disponível em: https://repositorio.ufes.br/jspui/bitstream/10/10394/1/tese_12525_Vers%C3%A3o%20Final%20-%20ELZIANE.FAVORETO.ALVES.FIRMINO20180829-110236.pdf. Acesso em: 13 jun. 2020.

FORTES, A.; BARROCAS, P.; KLIGERMAN, D. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde em Debate**, Rio de Janeiro, v. 43, n. especial 3, p. 20-34, 2019. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-11042019000700020&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 13 jun. 2020.

FREITAS, M. B.; FREITAS, C. M. Vigilância da qualidade da água para consumo humano – desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciências e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 993-1004, 2005. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-81232005000400022&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 13 jun. 2020.

GOBBO, C. G. R. **Avaliação da potabilidade das águas e dos impactos ambientais macroscópicos das nascentes em Uberaba, Minas Gerais**. 2014. Dissertação (Mestrado Profissional em Inovação Tecnológica) – Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Programa de Mestrado Profissional em Inovação Tecnológica, Uberaba, 2014. Disponível em:

<http://bdtd.uftm.edu.br/bitstream/tede/271/5/Dissert%20Carolina%20G%20R%20Gobbo.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2020.

GUEDES, J. A.; LIMA, R. F. S.; SOUZA, L. C. Metais pesados em água do rio Jundiá – Macaíba/RN. **Revista de Geologia**, v. 18, n. 2, p. 131-142, 2005. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/260173782_Metais_pesados_em_agua_do_rio_Jundi%C3%A1-MacaibaRN. Acesso em: 24 jun. 2020.

MACHADO, C. J. S. Recursos hídricos e cidadania no Brasil: limites, alternativas e desafio. **Ambiente e Sociedade**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 121-136, 2003. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/asoc/v6n2/a08v06n2.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2020.

MACIEL, N. M. **Remoção de ferro e manganês em águas de abastecimento, através de reatores granulares de fluxo ascendente: aplicação em poços profundos**. 1999. Dissertação (Mestrado em Saneamento) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, 1999. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/258450/1/Maciel_NaylsonMoreira_M.pdf. Acesso em: 30 jun. 2020.

MARQUES, C. G. P. *et al.* Portal Tratamento de Água. **Remoção de ferro e manganês de águas de abastecimento público empregando filtração adsorptiva por carvão ativado e zeólita**. 2018. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/remocao-ferro-manganes-abastecimento-publico/>. Acesso em: 23 jun. 2020.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, p. 29-43, 2012. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/134886/ISSN2176-7270-2012-04-01-29-43.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 24 jun. 2020.

OLIVEIRA, T. D.; CHRISTMANN, S. S.; PIEREZAN, J. B. aproveitamento, captação e (re)uso das águas pluvias na arquitetura. **Revista Gestão e Desenvolvimento em Contexto**, Cruz Alta, v. 2, n. 2, p. 1-15, 2014. Disponível em: <http://revistaeletronicaocs.unicruz.edu.br/index.php/GEDECON/article/view/1933/497>. Acesso em: 06 jun. 2020.

PÁDUA, V. L. **Remoção de microrganismos emergenciais e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para o consumo humano**. Programa de Pesquisa e Saneamento Básico - PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 2009. Disponível em: http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_1.pdf. Acesso em: 13 jun. 2020.

PICCOLI, A. S. *et al.* A educação ambiental como estratégia de mobilização social para o enfrentamento da escassez de água. **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 797-808, 2016. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-81232016000300797&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 05 jun. 2020.

PINHEIRO, M. B. Aplicação da fitorremediação em função de tipologias de infraestrutura verde em microbacias urbanas da cidade de São Paulo. **Revista Labverde**, São Paulo, v. 10, n. 6, p. 134-154, 2015. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revistalabverde/article/view/98439/101422>. Acesso em: 10 jul. 2020.

REBOUÇAS, A. C. Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez. **Bahia Análise e Dados**, Salvador, v. 13, n. especial, p. 341-345, 2003. Disponível em: http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Minicurso/pag_341.pdf. Acesso em: 06 jun. 2020.

RIBEIRO, A. T. A. **Aplicação da Moringa Oleífera no tratamento de água para consumo humano**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Universidade do Porto. Faculdade de Engenharia, Porto, 2010. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/59823/1/000142851.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2020.

ROCK, S. B. *et al.* United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Introduction to phytoremediation**. Washington, DC: USEPA, 2000. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=63433. Acesso em: 10 jul. 2020.

SILVA, M. B. A. **Avaliação do potencial fitorremediador de pistia stratiotes para descontaminação de ambientes aquáticos poluídos por manganês**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Técnico em Biotecnologia) – Instituto Federal do Paraná, Londrina, 2019. Disponível em: <https://londrina.ifpr.edu.br/wp-content/uploads/2020/03/MARIA-BEATRIZ-ACIOLI-Avalia%C3%A7%C3%A3o-do-potencial-fitorremediador-de-Pistia-stratiotes.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2020.

SILVÉRIO, J. M. O. **O papel da macrófita aquática emersa *Montrichardia linifera* (Araceae) na ciclagem de fósforo e na bioacumulação de metais pesados em um sistema fluvial sob efeitos da urbanização**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Natal, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/23553>. Acesso em: 25 jul. 2020.

SOUZA, T. D. **Otimização do processo de fitorremediação de águas contaminadas com arsênio**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Viçosa, 2016. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/10383/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2020.

SUPERINTENDÊNCIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. SUVISA. Vigilância em Saúde Ambiental. **Boletim Informativo**, Goiânia, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2020. Disponível em: https://www.saude.go.gov.br/files/boletins/informativos/ambiental/BoletimVigilanciaAmbiental_marco20.pdf. Acesso em: 06 jun. 2020.

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/79270/1/Tese-Silvio-Completa.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2020.

TEIXEIRA, D. *et al.* Fitorremediação de águas contaminadas: uma revisão bibliográfica. *In: ENCONTRO ACADÊMICO DA ENGENHARIA AMBIENTAL DA ESCOLA DE ENGENHARIA DE LORENA*, 3., 2019, Lorena. **Anais [...]**. Lorena: USP, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/333964949_FITORREMEDIACAO_DE_AGUAS_CONTAMINADAS_UMA_REVISAO_BIBLIOGRAFICA#:~:text=Essa%20contamina%C3%A7%C3%A3o%20pode%20ocorrer%20por,impactos%20e%20limitando%20seus%20usos. Acesso em: 30 jun. 2020.

TUCCI, C. E. M., HESPANHOL, I.; NETTO, O. M. C. **Gestão da água no Brasil**. Brasília, DF: UNESCO, 2001. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000129870>. Acesso em: 06 jun. 2020.

VISTUBA, J. P. **Remoção de ferro e manganês de água de abastecimento por meio de filtração adsortiva**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/93949/279403.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 24 jun. 2020.