

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

JÉSSICA MUNDIM NASCIMENTO MOTA

**ESTUDO DO POTENCIAL DE REMOÇÃO DO COBRE PELA *Pistia Stratiotes* L. EM
EFLUENTE SINTÉTICO DA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE**

**MONTE CARMELO
2022**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

JÉSSICA MUNDIM NASCIMENTO MOTA

**ESTUDO DO POTENCIAL DE REMOÇÃO DO COBRE PELA *Pistia*
Stratiotes L. EM EFLUENTE SINTÉTICO DA INDÚSTRIA DE PAPEL E
CELULOSE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Florestal, Campus Monte Carmelo, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador (a): Profa. Dra. Roseli Mendonça Dias

**MONTE CARMELO
2022**

JÉSSICA MUNDIM NASCIMENTO MOTA

ESTUDO DO POTENCIAL DE REMOÇÃO DO COBRE PELA *Pistia Stratiotes* L. EM EFLUENTE SINTÉTICO DA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Florestal, Campus Monte Carmelo, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Florestal.

Monte Carmelo, 17 de março de 2022.

Banca Examinadora

Profa. Dra. Roseli Mendonça Dias
Orientadora

Prof. Dr. Elias de Sá Farias
Membro da Banca

Profa. Dra. Maria Lyda Bolanos Rojas
Membro da Banca

**MONTE CARMELO
2022**

Dedico ao meu pai (*in memoriam*),
com muito amor e saudade.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me guiar e sustentar em todos os momentos.

A minha orientadora Profa. Dra. Roseli Mendonça Dias, pela oportunidade, ensinamentos e paciência.

À Universidade Federal de Uberlândia, ao Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil e ao Laboratório de Química Orgânica e Analítica.

Aos meus familiares e amigos próximos que me deram todo apoio.

A todas as pessoas de que certa forma participaram para que o trabalho pudesse ser realizado.

RESUMO

O setor de produção de celulose é importante para a base da economia nacional, visto a grande disponibilidade de recursos florestais no país. Porém, essas empresas geram um grande volume de efluente. A presença de íons metálicos provenientes de reagentes químicos, madeira, casca da madeira, cavacos e cal e a toxicidade aos cursos d'água causada pelos efluentes da indústria de celulose, tornam-se uma preocupação e, portanto, busca-se o desenvolvimento de técnicas de tratamento para efluentes dessa indústria. O presente estudo teve como objetivo avaliar a tolerância da espécie de macrófita aquática *Pistia stratiotes* L. em efluente sintético contaminado com cobre. As macrófitas aquáticas apresentam-se como alternativa no tratamento de efluentes e têm se mostrado uma boa opção para a fitorremediação de elementos químicos contidos em efluentes domésticos e industriais. A fitorremediação é uma técnica de fácil acesso e aplicação, muito utilizada em ambientes contaminados. Foram coletadas macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L. (alface d'água) de um tanque de peixes localizado no município de Monte Carmelo – MG e transportadas para uma casa de vegetação localizada no Campus Araras – Monte Carmelo pertencente ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia. O efluente sintético foi preparado para simular um efluente gerado na indústria de papel e celulose contendo o metal cobre em concentrações crescentes. O experimento foi realizado em triplicata e o tempo de contato avaliado foi de 14 dias. A macrófita aquática se mostrou tolerante ao cobre com concentração inicial média de 2,68 mg/L, removendo o metal do efluente sintético, enquanto que para concentração inicial média de 10,29 mg/L se mostrou mais sensível quanto a tolerância, mas fez a remoção de aproximadamente 97,22% do metal no efluente sintético.

Palavras-chave: Macrófita aquática. Fitorremediação. Efluente sintético. Cobre.

ABSTRACT

The pulp production sector is important for the base of the national economy, given the great availability of forest resources in the country. However, these companies generate a large volume of effluent. The presence of metal ions from chemical reagents, wood, wood bark, chips and lime and the toxicity to water courses caused by effluents from the pulp industry, become a concern and, therefore, the development of treatment techniques for effluents from this industry. The present study aimed to evaluate the tolerance of the aquatic macrophyte species *Pistia stratiotes* L. in synthetic effluent contaminated with copper. Aquatic macrophyte are an alternative in the treatment of effluents and have been shown to be a good option for the phytoremediation of chemical elements contained in domestic and industrial effluents. Phytoremediation is a technique of easy access and application, widely used in contaminated environments. Aquatic macrophytes *Pistia stratiotes* L. were collected from a fish tank located in the municipality of Monte Carmelo – MG and transported to a greenhouse located on Campus Araras - Monte Carmelo belonging to the Institute of Agricultural Sciences of the Federal University from Uberlândia. The synthetic effluent was prepared to simulate an effluent generated in the pulp and paper industry containing the copper metal in increasing concentrations. The experiment was performed in triplicate and the contact time evaluated was 14 days. The aquatic macrophyte was shown to be tolerant to copper with an initial average concentration of 2.68 mg L⁻¹, removing the metal from the synthetic effluent, while for an initial average concentration of 10.29 mg L⁻¹ it was more sensitive in terms of tolerance, but did the removal of approximately 97.22% of the metal in the synthetic effluent.

Keywords: Aquatic macrophyte. Phytoremediation. Synthetic effluent. Copper.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. <i>Pistia stratiotes</i> L. em aclimação na casa de vegetação.....	24
Figura 2. Disposição das unidades experimentais.	26
Figura 3. Registro do acompanhamento experimental.	30
Figura 4. Clorose apresentada nos Dia 5 e Dia 14 na unidade experimental branco (a), Clorose apresentada nos Dia 5 e Dia 14 na unidade experimental 0 mg/L de Cu (b), Clorose apresentada nos Dia 5 e Dia 14 na unidade experimental 2,68 mg/L de Cu (c).	31
Figura 5. Tricomas na unidade experimental com 2,68 mg/L de Cu.	32
Figura 6. Presença de tricomas no Dia 1 na unidade experimental 10,29 mg/L (a), Dia 2 - antes do surgimento de clorose foliar na unidade experimental 10,29 mg/L (b), Dia 5 - clorose em quase todas as folhas na unidade experimental 10,29 mg/L (c), Dia 14 - clorose e necrose na unidade experimental 10,29 mg/L (d).....	33
Figura 7. Brotação na unidade experimental de concentração 0 mg/L de Cu (a), brotação na unidade experimental branco (b).	34
Figura 8. Valores do pH nos tempos de contato 0, 2, 7 e 14 do experimento.	35
Figura 9. Valores da temperatura nos tempos de contato 0, 2, 7 e 14 do experimento. .	35
Figura 10. Concentrações de cobre total solúvel (mg/L).....	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Efluente sintético	25
Tabela 2. Valores de pH no efluente sintético para cada unidade experimental.	25
Tabela 3. Teste estatístico da unidade experimental 2,68 mg/L de Cu.	37
Tabela 4. Teste estatístico da unidade experimental 10,29 mg/L de Cu.	37
Tabela 5. Teste Tukey para unidade experimental 2,68 mg/L de Cu.....	37
Tabela 6. Teste Tukey para unidade experimental 10,29 mg/L de Cu.	37

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. OBJETIVOS.....	12
2.1. Objetivo geral.....	12
2.1. Objetivos específicos.....	12
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	12
3.1. Processo <i>kraft</i>	12
3.2. Efluentes da indústria de papel e celulose.....	14
3.3. Cobre.....	15
3.4. Tratamento de efluentes da indústria de papel e celulose.....	16
3.5. Fitorremediação.....	17
3.6. Macrófitas aquáticas.....	19
3.6.1. <i>Pistia stratiotes</i> L.	20
3.7. Estudos de fitorremediação com macrófitas aquáticas em efluentes contaminados com metais.....	20
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	24
4.1. Coleta das macrófitas aquáticas <i>Pistia stratiotes</i> L.....	24
4.2. Preparação do efluente sintético.....	25
4.3. Montagem do aparato experimental.....	26
4.4. Tolerância das macrófitas aquáticas.....	26
4.5. Processos analíticos.....	27
4.5.1. Parâmetros físico-químicos.....	27
4.5.2. Cobre total.....	27
4.5.3. Remoções de Cobre total.....	27
4.6. Análise estatística.....	28
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
5.1. Tolerância das macrófitas aquáticas <i>Pistia stratiotes</i> L. em diferentes concentrações de cobre.....	28
6. CONCLUSÃO.....	37
REFERÊNCIAS.....	38
APÊNDICE A.....	46

1. INTRODUÇÃO

O Brasil no ano de 2019 foi uma referência mundial na produção de celulose, atingindo 19,7 milhões de toneladas fabricadas e se mantendo como o segundo maior produtor (Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ, 2020). Em 2021 a produção de celulose foi de 22,5 toneladas (IBÁ, 2021).

A indústria de celulose no Brasil aprimora suas florestas plantadas por meio de biotecnologia e engenharia genética, o que beneficia a produtividade florestal do país, tornando a produção de celulose bastante competitiva quanto ao custo de produção, sendo o menor custo de produção em nível mundial (BATISTA, 2018).

A madeira pode ser submetida a diferentes processos de polpação para a fabricação de polpa celulósica. Esses processos, classificados em mecânico, químico ou semi químico, têm como finalidade liberar as fibras da matriz de lignina e deixá-las com um grau relativo de pureza, dependendo do seu produto final (SANTOS, 1994).

Algumas indústrias de produção de celulose reutilizam a água e recuperam os reagentes químicos por meio de sistemas de evaporação para que seja reduzido o volume de descargas de efluentes (DOLDÁN et al., 2011).

Além dos efluentes gerados por essa indústria, os principais resíduos sólidos gerados no processo de fabricação de celulose são cascas da madeira e serragem, lodos primário e biológico, resíduos inorgânicos provenientes da recuperação química do processo *kraft* (*dregs*, *grits* e lama de cal), rejeitos de celulose e as cinzas das caldeiras de biomassa (RODRIGUES, 2016; GUERRA, 2007).

As indústrias de celulose e papel fazem uso de sistemas convencionais para tratamentos de efluentes, como processos físico-químicos e biológicos, porém, pode ser que necessite de outras formas e técnicas para aplicação de pós-tratamento (COVINICH et al., 2014).

Os efluentes da indústria de celulose e papel podem causar toxicidade para muitos organismos aquáticos e também alta resistência à degradação (SILVEIRA, 2010). Em efluentes de celulose *kraft* podem-se encontrar íons metálicos provenientes de reagentes químicos, madeira, casca da madeira, cavacos e cal (DOLDÁN et al., 2011; MILANEZ, 2007). Os efluentes dessa indústria podem conter os metais Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, entre outros (THIPPESWAMY et al., 2012). Dentre os metais presentes no processo de produção de celulose, o cobre (Cu) é lixiviado para o efluente no branqueamento e precipita na forma de sais solúveis, sendo removido com os *dregs*. O acompanhamento

deste elemento nos efluentes, com identificação de variação de concentrações, deve ocorrer por este ser um metal de controle ambiental (MILANEZ, 2007). Apesar de ser um nutriente essencial para a saúde humana, o cobre administrado em doses maiores proporciona efeitos. O cobre (II), por exemplo, possui propriedades mutagênicas e carcinogênicas (MAHESHWARI e GUPTA, 2016). Os metais pesados são considerados muito perigosos por apresentarem alta toxicidade, eles podem causar diversos problemas à saúde humana, como danos aos rins, fígado, sistema reprodutivo e sistema nervoso central (RAJESHWARISIVARAJ et al., 2001). Assim, busca-se o desenvolvimento de técnicas de tratamento para efluentes dessa indústria.

Os sistemas de *wetlands* construídos têm se adaptado em diversas situações e apresentam uma boa alternativa para o tratamento de efluentes (SEZERINO, 2006). Os *wetlands* construídos são representações de sistemas naturais cultivados por plantas macrófitas e funcionam como alternativa de tratamento de efluentes para redução do impacto ambiental (MANNARINO et al., 2006). Quando comparados com sistemas convencionais de tratamento de efluentes, os *wetlands* construídos podem apresentar diferentes vantagens, como baixo custo para construção, manutenção e de energia e não utilização de processos químicos intensivos (ANTUNES, 2009). Comparados com outras diferentes tecnologias para tratamento de água esses sistemas são uma tecnologia que pode ser aplicada em diferentes fases de tratamento (DOTRO et al., 2015).

A técnica de fitorremediação utiliza plantas para remover e minimizar os riscos causados por poluentes encontrados em efluentes. É uma técnica de fácil acesso e aplicação, muito utilizada em ambientes contaminados (PIO et al., 2013).

Dentre as plantas utilizadas na fitorremediação estão as macrófitas aquáticas, as quais são capazes de concentrar biomassa, acelerar o ciclo de nutrientes, ter um impacto significativo na química da água e serve também como substrato para outras algas e herbívoros para sustentar a cadeia alimentar (POMPÊO, 2008). O rápido crescimento, a extensa área superficial e a capacidade de captar elevadas quantidades de nutrientes em seus tecidos, de modo a remover substâncias tóxicas e metais ao mesmo tempo, são características das macrófitas aquáticas (OLIVEIRA, 2001).

As macrófitas aquáticas flutuantes podem se desenvolver livremente no espelho d'água (ESTEVES, 1998), destacando-se a espécie deste estudo, *Pistia stratiotes* L. (alface-d'água). A *Pistia stratiotes* L. é originária do continente africano, da família *Aracaceae* e do gênero *Pistia*, e também tem sido testada com eficácia em tratamentos de diferentes tipos de efluentes (FIGUEIREDO, 2018). Na literatura encontram-se diversos

estudos com a utilização da macrófita aquática *Pistia stratiotes* L., por ser capaz de concentrar altos níveis de metais em sua biomassa.

Portanto, o conhecimento do potencial e da tolerância das macrófitas aquáticas na fitorremediação de metal e a aplicação de técnicas, como os *wetlands* construídos, de pós-tratamento dos efluentes gerados na indústria de papel e celulose, tornam-se importantes.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a tolerância da macrófita aquática *Pistia stratiotes* L. em efluente sintético da indústria de papel e celulose contaminado com cobre.

2.1. Objetivos específicos

- Verificar o desempenho e o crescimento da *Pistia stratiotes* L. em diferentes concentrações de cobre e tempos de contato;
- Analisar os parâmetros físico-químicos do efluente sintético;
- Quantificar as remoções de cobre total do efluente sintético.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Processo *kraft*

O processo *kraft* é o mais realizado pelas indústrias de papel e celulose no Brasil, o qual consiste na separação das fibras de celulose dos outros componentes da madeira, tais como lignina, polissacarídeos e carboidratos, em meio alcalino (BATISTA, 2018). Esse processo atua na separação da celulose e lignina por meio do contato da madeira com algumas substâncias químicas, dando origem a uma celulose com alto teor de lignina residual e com um aspecto mais escuro, mas com rendimento e resistência física elevados (BARRICHELO e BRITO, 1979).

O processo *kraft* utiliza a matéria-prima em forma de cavacos, tratando-a em digestores e vasos pressurizados com a adição dos produtos químicos hidróxido de sódio e sulfeto de sódio (TAKIGUCHI, 2020).

Segundo Castro (2009), o processo de transformação da madeira em pasta, polpa ou celulose industrial, segue seis etapas: Descascamento; Picagem; Classificação; Cozimento; Depuração, Branqueamento e Recuperação do licor.

A etapa do descascamento tem como objetivo a remoção da casca da madeira, já que ela não faz parte do material desejado, pode trazer impurezas e sua presença exige mais reagentes nas etapas do cozimento e branqueamento. A picagem é a etapa em que a madeira é reduzida a cavacos. As características dos cavacos estabelecem a qualidade da polpa. Esses cavacos devem apresentar ótima qualidade e uniformidade em suas formas e dimensões para garantir uma boa alvura, também, uma homogeneidade das suas formas e dimensões possibilitam uma melhor impregnação dos produtos químicos (KLOCK et al., 2013).

Na etapa de classificação os cavacos são separados por suas dimensões, onde serão aceitos ou não para o processo de cozimento. Se os cavacos não forem aceitos, serão submetidos novamente à etapa de picagem ou serão queimados na caldeira (TAKIGUCHI, 2020).

O processo de cozimento mais utilizado pelas indústrias é o contínuo, onde os cavacos e o licor branco permanecem no digestor atravessando zonas de temperaturas até o cozimento, assim, a temperatura será constante. O licor branco que é utilizado na dissolução da lignina é composto por soda cáustica (NaOH), sulfeto de sódio (Na₂S) e carbonato de sódio (Na₂CO₃) (FERREIRA, 2000). Segundo Castro (2009), é nessa etapa em que são utilizados produtos químicos como hidróxido de sódio (NaOH) chamado como licor branco e sulfeto de sódio (Na₂S) como licor negro.

Após os processos, as fibras apresentam-se como uma pasta marrom. A etapa da lavagem e depuração tem o objetivo de retirada dos resíduos encontrados na pasta de celulose, logo após, esta segue para a etapa de branqueamento (GIROLETTI, 2017).

Recuperação do licor é a etapa em que há aquecimento da matéria química e os reagentes químicos fundem-se pela geração de calor, recuperando o licor negro. O processo de recuperação química acontece em três estágios: Evaporação do licor negro, onde o licor negro é exposto em um sistema de Evaporação de Múltiplo Efeito constituído de seis efeitos e dois concentradores. A etapa da queima do licor negro acontece em um complexo conjunto de instalações denominado Caldeira de Recuperação, onde junto às

cinzas dos precipitadores o licor é colocado para dentro da caldeira, inicia-se a sua queima e os reagentes químicos se fundem pelo calor e é recolhido pelo fundo da caldeira e encaminhado para o tanque de derretimento. O vapor que é gerado na queima da matéria orgânica é utilizado para outros fins. Com a solubilização deste fundido se dá o licor verde, resultando na cor verde devido aos sais ferrosos formados, sendo um licor rico em carbonato de sódio e sulfeto de sódio (CASTRO, 2009).

A caustificação é a etapa em que o licor verde é colocado nos caustificadores, onde ocorre a transformação de carbonato de sódio em hidróxido de sódio. O procedimento na prática ocorre em um tanque composto com licor verde e cal, após esse processo passa-se para outro tanque em que o carbonato de cálcio consolida no fundo com o lodo de cal, assim, o líquido volta a ser licor branco, podendo ser utilizado no cozimento outra vez (CASTRO, 2009).

O branqueamento é a etapa que consiste em uma deslignificação com oxigênio, podendo ser simples ou dupla, inicialmente é feito um branqueamento com dióxido de cloro, após uma extração com peróxido de hidrogênio, em seguida um branqueamento com dióxido de cloro, uma segunda extração com peróxido de hidrogênio e oxigênio, e por fim uma última adição de dióxido de cloro, podendo entre a primeira aplicação de dióxido e de peróxido o uso de hidrólise ácida em seguida tratamento com ozônio ou álcali (TORRES et al., 2005).

3.2. Efluentes da indústria de papel e celulose

A matéria-prima usada para as indústrias de celulose contém constituintes orgânicos na sua composição, isso faz com que os efluentes tenham um elevado teor de matéria orgânica. Durante a produção também são incorporados diferentes tipos de reagentes químicos aos processos, os quais conferem características específicas ao efluente (SIMONIC et al., 2011).

Nos processos de polpação e branqueamento é gerado um efluente fortemente colorido, a cor escura desse efluente é causada pelos compostos derivados de polimerização entre os produtos degradados de lignina (ALMEIDA et al., 2004; KREETACHAT, 2007).

O efluente da indústria de celulose e papel apresenta pH alcalino, demanda biológica de oxigênio e demanda química de oxigênio elevadas, sólidos totais dissolvidos, sólidos em suspensão, cloreto, fenóis, fosfato, sulfato, nitrato, lignina, como também uma

variedade de poluentes mutagênicos tóxicos e metais pesados (KUMAR et al., 2022). No estudo de Giroletti (2017) os efluentes brutos de uma indústria de papel e celulose localizada no meio oeste do Estado de Santa Catarina foram caracterizados e dentre as características encontradas, destacam-se a presença de Demanda Química de Oxigênio (DQO) de $1045 \pm 6,51$ mg/L, pH $7,32 \pm 0,08$ e temperatura $41 \pm 1,53$ °C. Já no estudo de Vanzetto (2012), foi encontrada DQO de $767,6 \pm 375,4$ mg/L e pH de $8,7 \pm 0,7$ para uma indústria de celulose *kraft*.

Ao caracterizar os metais pesados no lodo dos efluentes da indústria de papel e celulose (localizada em Shahjahanpur, Uttar Pradesh, Índia) antes da fitorremediação, Sharma, Tripathi e Chandra (2020) encontraram DQO de $37671 \pm 254,0$ mg/L, pH $8,1 \pm 0,24$ e o metal cobre com $3,21 \pm 0,01$ mg/L. O conteúdo de metais pesados foi analisado, também, por Sharma, Iqbal e Chandra (2021) em indústrias de papel e celulose nas regiões da Índia – Utter Pradesh e Uttarakhand – e encontrado para a Indústria I 11.49 ± 0.02 mg/L de cobre.

O efluente gerado nas indústrias papeleiras se for lançado sem o tratamento prévio, é motivo de alguns problemas ambientais, como alteração da cor da água do corpo receptor, que gera dificuldades para os organismos fotossintetizantes, reduzindo o oxigênio e alterando a qualidade do ambiente aquático (GIROLETTI, 2017).

3.3. Cobre

O cobre (Cu) é essencial às plantas, age na associação de enzimas em funções vitais e também tem um papel importante na síntese de clorofila e na síntese da hemoglobina (LAURIUCHI, 2021). Esse metal está presente no ciclo dos vegetais e animais, porém, se encontrado em maiores quantidades no meio pode apresentar uma toxicidade para esses seres (PROENÇA, 2012). No ser humano, o cobre (II) pode levar ao câncer de pulmão (MAHESHWARI e GUPTA, 2016).

O cobre, entre outros metais, é encontrado nas cinzas da caldeira e removidos juntos aos *dregs*, e de uma forma fácil são lixiviados para o efluente no branqueamento, por não terem uma ligação forte com a polpa (MILANEZ, 2007).

O contato de Cu com *Pistia stratiotes* L. pode demonstrar um efeito notável na fisiologia e bioquímica da planta, levando a alterações bioquímicas, alterações ultraestruturais e até mudanças na eficiência antioxidante (UPADHYAY e PANDA, 2009).

3.4. Tratamento de efluentes da indústria de papel e celulose

Muitas das indústrias de papel e celulose usam processos biológicos, físico-químicos e técnicas avançadas de tratamento para tratamento de suas águas. Para remoção de matéria orgânica biodegradável essas indústrias usam lodos ativados e lagoas aeradas, que são eficientes, mas produzem grande volume de lodo (KUNZ et al., 2002; ASSUNÇÃO et al., 2015).

Geralmente as fábricas usam processos mais convencionais para o tratamento desses efluentes, como tratamento preliminar, onde serão removidos os sólidos grosseiros, um tratamento primário, que será responsável pela remoção dos sólidos em suspensão através de decantadores, e o tratamento secundário, que geralmente é um tratamento biológico aeróbio (SILVEIRA, 2009).

O tratamento primário age na remoção de sólidos suspensos como fibras da casca da madeira e materiais orgânicos. O tratamento secundário tem como objetivo a remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio e compostos organo-halogenados. O tratamento terciário, que não é aplicado na maioria das vezes, tem objetivo de remoção de cor residual, turbidez, metais pesados, nitrogênio, fósforo, compostos orgânicos refratários e desinfecção do efluente (GIROLETTI, 2017).

Há também outros tratamentos com processos químicos que atuam na desinfecção e purificação de água, possíveis na degradação e mineralização da matéria poluente, e podem atuar juntamente com técnicas de processos biológicos (GIROLETTI, 2017).

Considerando os processos biológicos para pós-tratamento dos efluentes da indústria de celulose, surgem os sistemas de *wetlands* construídos como possível técnica a ser empregada.

Os sistemas de *wetlands* construídos (WC) são tratamentos de águas residuais, incluídos na categoria de sistemas naturais. *Wetlands* construídos são filtros, podendo ser alagados ou não, criados por uma zona de raízes que tem como finalidade a remoção de matéria orgânica e de nutrientes além de compostos tóxicos, como metais pesados, simulando um ecossistema natural de pântanos, criando um ambiente propício ao tratamento secundário e otimizando a ciclagem de nutrientes presentes nos esgotos domésticos e efluentes industriais (SEZERINO et al., 2018).

Nos sistemas de *wetlands* construídos, as macrófitas aquáticas permitem a despoluição de metais encontrados em efluentes pelas suas raízes que atuam como

adsorvente. Permitem também a absorção ativa destes poluentes, além de compostos organoclorados, organofosforados e fenóis (LAURIUCHI, 2021).

A Resolução CONAMA nº 430/2011 fixa padrões para lançamento de efluentes provenientes de tratamentos de esgotos sanitários nos corpos hídricos. O efluente apenas pode ser lançado no corpo d'água após o seu tratamento adequado, e mesmo assim, deve-se garantir que esteja dentro dos padrões de lançamento de efluentes descritos no Art. 16, como ausência de materiais flutuantes, pH entre 5 e 9, temperatura inferior a 40°C e a concentração de cobre dissolvido permitida é de 1,0 mg/L (BRASIL, 2011).

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, também fixa padrões de lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora. Os efluentes podem ser lançados nos corpos de água seguindo as condições de pH entre 6 a 9, temperatura inferior a 40°C e valor máximo para cobre dissolvido de 1,0 mg/L (MINAS GERAIS, 2008).

3.5. Fitorremediação

A fitorremediação (Fito = planta e remediar = dar remédio, corrigir) é uma tecnologia que usa diferentes plantas (vegetais) para degradar e extrair contaminantes em solos e águas. Esta tecnologia tem sido considerada como uma alternativa inovadora e de baixo custo comparada com a maioria das técnicas de tratamento já estabelecidas para áreas contaminadas (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - U.S.EPA, 2000).

A prática de fitorremediação tem uma enorme versatilidade, pois ela pode ser aplicada em diferentes meios, como aquoso, solo ou ar, com variantes que dependem dos objetivos que desejam ser obtidos com ela. É um processo de remediação como as outras técnicas que usam plantas com a finalidade de reduzir os teores de contaminantes assegurando a proteção da saúde humana e impedindo a disseminação de substâncias nocivas ao ambiente (ANDRADE, 2007).

Em corpos hídricos contaminados a fitorremediação acontece por meio de macrófitas aquáticas, grupo de vegetais que podem habitar desde brejos até áreas totalmente submersas (RODRIGUES, 2016).

Para Costa Junior (2007) a técnica de fitorremediação consiste nos mecanismos de captação do contaminante pelas estruturas da planta, mantendo normais as funções celulares vitais para o bom desenvolvimento do organismo. Esses mecanismos envolvem

a compartimentalização dos metais existentes em estruturas subcelulares e também a formação de peptídeos quelantes (biomoléculas ligadas ao íon metálico), que auxiliam direta ou indiretamente na acumulação de metais pelas plantas (COBBETT e GOLDSBROUGH, 2002).

Existem processos em que as plantas promovem a remediação de compostos tóxicos em áreas contaminadas, modificando propriedades do meio contaminado, liberando exsudatos radiculares, aumentando as concentrações de carbono orgânico, aumentando a aeração por liberar oxigênio diretamente na zona de raízes, bem como aumentando a porosidade das camadas superiores dos solos, interceptando e retardando o movimento dos poluentes, transformando enzimas cometabólicas entre plantas e microrganismos, e reduzindo a migração lateral e vertical de poluentes para a água (SUSARLA et al., 2002).

Na maioria dos casos, a absorção de metais pesados feita pelas plantas se dá pela raiz, tornando-se, também, o órgão da planta onde mais se encontram metais pesados (HART et al., 1998). Apesar de pouco conhecimento, nas plantas aquáticas o contato do efluente com elementos poluentes é direto nas folhas e nas raízes, por isso as folhas como as raízes tem capacidade de absorver elementos poluentes (CAKMAK et al., 2000).

Apesar de alguns metais serem fundamentais para o crescimento das plantas por fazerem parte de enzimas e proteínas, como zinco e cobre, eles também podem ser tóxicos para elas se apresentarem altas concentrações, a primeira estrutura da planta que pode responder negativamente a essa toxicidade é a membrana plasmática, por ser a primeira a entrar em contato com os contaminantes (RODRIGUES et al., 2016).

Ao entrar em contato com metais pesados, as células começam a perder diversas enzimas citoplasmáticas (LASAT, 2002). O contato com efluentes contaminados com alta taxa de metais pode prejudicar a fotossíntese das plantas, diminuindo o nível de clorofila e carotenoides, no momento em que acontece a inativação das enzimas encarregadas pela produção desses pigmentos (RODRIGUES et al., 2016).

Para Rodrigues et al. (2016) algumas plantas criam estratégias para lidarem com o efeito negativo desses metais, intra ou extracelulares, mecanismos extracelulares alteram o pH da rizosfera e logo a diferenciação dos metais, beneficiando a ligação dos íons nas paredes das células.

Já os mecanismos intracelulares estão integrados a mecanismos de reparação de proteínas comprometidas pelos efeitos da contaminação, quelação dos metais por ligantes de alta afinidade e o transporte e compartimentalização desses elementos no vacúolo, que

faz com que haja uma distância das atividades metabólicas das células (MIRZA et al., 2014; SOUZA et al., 2011). Uma mesma planta manifesta diversas formas para lidar com a contaminação de metais, vai depender das suas características e das características do agente que provoca o estresse (SOUZA et al., 2011).

A fitorremediação tem por objetivo remover substâncias indesejáveis na água, com isso a importância do descarte correto dessas plantas que atuam na fitorremediação. Diversos autores sugerem uso para biomassa. Segundo Delaqua (2016), a incorporação da biomassa de uma espécie de macrófita, *S. auriculata* usada na fitorremediação de efluentes líquidos, para produção de blocos cerâmicos apresenta uma boa saída para um destino correto e sustentável.

Compostagem é também uma alternativa viável para o descarte dessas macrófitas. A compostagem funciona como um processo biológico aeróbio transformando resíduos orgânicos em resíduos estabilizados, com atributos diferentes do material inicial (BIDONE, 1999).

3.6. Macrófitas aquáticas

Macrófitas aquáticas são plantas que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos e apresentam grande habilidade de adaptação e amplitude ecológica (ESTEVES, 1998).

São plantas aquáticas reconhecidas por sua habilidade de acumulação de poluentes, que pode ocorrer por interações físico-químicas ou por mecanismos dependentes do metabolismo (COSTA JUNIOR, 2007). São plantas destacadas por apresentarem uma tolerância aos metais pesados e uma habilidade de absorver e acumular quantidades superiores à quantidade do elemento na solução (RODRIGUES, 2016).

Para Pinheiro (2017), o papel que as macrófitas desempenham é de base biofísica para a formação do nicho ecológico, servindo de repouso, esconderijo para predadores e reprodução da fauna aquática e causa um ecossistema muito rico para a biodiversidade.

Elas são classificadas em quatro grupos diferentes: a) livres-flutuantes b) folhas flutuantes, c) submersas enraizadas e d) emersas ou emergentes. Essa classificação depende do seu biótipo ou hábito no ambiente aquático (KADLEC e WALLACE, 2009).

As macrófitas agem na despoluição de corpos d'água, uma vez que suas raízes removem macro nutrientes provenientes do despejo de efluentes (ORMONDE, 2012). A remediação dos efluentes não ocorre somente pela presença das plantas no local, ela

também se dá por diferentes tipos de microrganismos que se criam nas suas raízes (ANDRADE, 2007).

A presença desse tipo de planta no meio pode reduzir os índices de poluição por meio de processos físicos e biológicos da fitorremediação, isso porque os microrganismos que irão desenvolver nas raízes das plantas irão consumir e digerir os contaminantes orgânicos para sua nutrição e produção de energia, provocando a degradação de compostos e substâncias, reduzindo a toxicidade (MATTA et al., 2007).

3.6.1. *Pistia stratiotes* L.

A *Pistia stratiotes* L. (alface-d'água) é uma planta monocotiledônea da família *Araceae*, de porte herbáceo. Ela não possui caule aparente, reproduz de forma assexuada e também sexuada, mas sua preferência é assexuada com brotamentos laterais, também chamados de estolhos, tem suas raízes para baixo e folhas para cima, aumentando rapidamente sua biomassa e área de ocupação (CÍCERO, 2007).

É uma espécie que além de possuir folhas esponjosas, sésseis, espatuladas, obtusas, também são densamente pubescentes e dispostas em rosetas, tem cor verde e é aveludada na face superior enquanto sua face inferior tem coloração mais pálida (MORESCO, 2016). Possuem longas e fibrosas raízes, de biomassa inferior a parte aérea, o que faz com que sua capacidade de fotossíntese seja elevada levando um maior ganho de carbono e uma ótima taxa de crescimento (CRUZ, 2011).

Para Pott (2002) a *Pistia stratiotes* L. é uma das macrófitas mais eficientes na despoluição de reservatórios aquáticos contaminados, além disso, para Rosa et al. (2019), *P. stratiotes* são também usadas no paisagismo de lagoas artificiais, fins medicinais, dissenteria, doenças do sistema renal e urinário entre outras doenças cuja eficácia no tratamento se sustenta nas bases científicas e populares.

3.7. Estudos de fitorremediação com macrófitas aquáticas em efluentes contaminados com metais

Em 2009, Santos avaliou o potencial fitorremediador de três espécies de macrófitas aquáticas, *Azolla caroliniana*, *Salvinia mínima* e *Spirodela polyrhiza*, para acumulação de manganês (Mn) em solução. As três espécies de macrófitas acumularam Mn em seus tecidos e a absorção foi dependente da concentração do metal em solução.

Diferenciaram quanto ao potencial para acumulação do Mn e o excesso de Mn causou a redução do conteúdo de clorofila total nas três espécies. Os resultados mostraram que o excesso de Mn em solução acarretou efeitos tóxicos em plantas de *S. polyrhiza*. A alta concentração de Mn acumulada foi a causa dos efeitos tóxicos observados nas plantas.

Pereira (2010) verificou o potencial de *Eichhornia crassipes* para tolerar cinco níveis diferentes de contaminação com arsênio (As), cádmio (Cd) e chumbo (Pb), quais seriam os mecanismos envolvidos com essa tolerância ao estresse e um modelo matemático para explicar a fitorremediação. Nesse trabalho foram avaliadas as trocas gasosas, a atividade das enzimas do sistema antioxidante e as modificações anatômicas das raízes e folhas da espécie em estudo, houve um aumento na atividade das enzimas do sistema antioxidante principalmente nas folhas e a anatomia das raízes não teve evidências de toxidez. Após os resultados foi constatado que As, Cd e Pb nas concentrações testadas não promoveram efeitos tóxicos em *E. crassipes*, e os mecanismos de tolerância demonstraram alto potencial da espécie para fitorremediação.

Osten (2015) comparou experimentalmente as espécies de macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes*, *Salvinia natans* e *Salvinia auriculata* no acúmulo de cobre em condições laboratoriais. Foi realizado o controle de pH da água e luminosidade, e após as avaliações, observado que todas as três espécies acumularam o cobre em suas estruturas, apresentando diferenças no desempenho de acumulação entre as mesmas. Diante disso, o autor considerou os resultados satisfatórios.

Rodrigues et al. (2015) avaliaram a eficiência da biomassa seca da *Pistia stratiotes* L. (alface-d'água) na bioissorção do metal pesado cádmio (Cd) presente em soluções contaminadas. O experimento foi realizado em laboratório testando quatro concentrações crescentes de Cd (0,0; 0,1; 1 e 10 mg/L) a pH 5,5, e nove tempos de contato da solução com a biomassa (1, 3, 6, 12, 24, 36, 48, 60 e 72 h) sob a agitação constante. A espécie estudada apresentou um potencial na bioissorção de cádmio, aumentando esse potencial com o aumento do tempo de contato. A remoção foi de até 80% do metal da solução em todos os tratamentos avaliados, sugerindo sua utilização em estratégias de descontaminação de corpos hídricos.

Rodrigues (2016) realizou um trabalho dividido em 3 partes, onde na primeira foi avaliada a capacidade de bioissorção de metais pesados pela matéria seca da *Pistia stratiotes* L. Em laboratório foram analisadas cinco doses crescentes de contaminação por Zn (1,8; 18; 50; 79 e 105 mg/L) e 4 doses de Cd (0,01, 0,1, 1 e 10 mg/L) com os tempos de coleta (1, 3, 6, 12, 24, 36, 48, 60 e 72 h). Os resultados mostraram que a biomassa seca da alface

d'água possui potencial de bioabsorção dos metais usados no estudo. Quanto maior o tempo de contato melhor o resultado das análises. Observaram-se alterações na morfologia da biomassa na microscopia eletrônica de varredura (MEV) antes e depois da bioabsorção. Na segunda parte ocorreu a análise do potencial fitoextrator da alface-d'água cultivada em doses crescentes de Zn e de Cd e as respostas fisiológicas da planta a essa contaminação. Os resultados apresentaram o elevado potencial da alface-d'água em absorver os metais pesados e acumular em seus tecidos, principalmente nas raízes. A absorção foi cada vez melhor com o tempo de cultivo. Na terceira parte avaliaram a cinética de absorção dos metais pesados pela alface d'água. A alface d'água apresentou potencial para remediação de corpos hídricos contaminados pelos metais pesados Zn e Cd, tanto com sua biomassa seca como pelo seu cultivo *in vivo*.

Rodrigues et al. (2016) objetivaram a visualização das respostas de plantas à poluição por metais pesados. Nesse estudo cada planta apresentou diferentes mecanismos fisiológicos para sobreviverem a esses meios estressantes. As principais macrófitas usadas em diversos estudos são: Aguapé (*Eichhornia crassipes*), Orelha de onça (*Savinia minima*) e Musgo d'água (*Azolla caroliniana*), pois acumulam concentrações elevadas de metais pesados em seus tecidos.

Moresco (2016) com o objetivo de utilizar a técnica de fitorremediação para remoção de metais do ambiente, realizou um trabalho com a macrófita *Pistia stratiotes* L., onde a espécie passou por um período de aclimação em uma casa de vegetação, em condições de temperatura e luminosidade ambiente. Durante 28 dias os cultivos foram mantidos em recipientes de vidro com concentração na faixa de 0,10 a 4,90 mg/L de cromo (VI). A tolerância da espécie à exposição ao cromo (VI) foi analisada por parâmetros da atividade fisiológica, desenvolvimento da *Pistia stratiotes* L. e sua biomassa, relacionados ao fator tempo. Já as suas capacidades de bioacumulação foram fortemente influenciadas pelos fatores tempo e concentração de cromo (VI). E os parâmetros da fluorescência da clorofila *a* foram afetados pelo tempo de exposição nos bioensaios. O autor relata que a maior remoção do metal foi efetuada pela raiz em relação as folhas.

Coelho (2017) avaliou o potencial de macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia auriculata* na remoção de elementos químicos de água residuária. Foram conduzidos dois experimentos com o delineamento experimental inteiramente casualizado, contendo o controle onde tinha apenas água residuária sem plantas e pelas três espécies de macrófitas aquáticas flutuantes cultivadas em água

residuária, com seis repetições, perfazendo-se 24 unidades experimentais em cada experimento. Foram realizadas as avaliações de potencial de biomassa de plantas, análise química vegetal, acúmulo dos elementos químicos, extração de elementos por massa de planta, e no efluente foi realizada a análise química de elementos. As macrófitas aquáticas flutuantes de maior massa alcançaram melhores resultados nas avaliações realizadas. A *Eichhornia crassipes* mostrou o melhor desempenho com relação às macrófitas, na maioria dos parâmetros avaliados.

No trabalho de Silva (2019) objetivou-se conhecer o potencial fitorremediador de *Pistia stratiotes* L. para o manganês (Mn). As plantas do experimento foram cultivadas em soluções com água corrente desclorificada com a adição de doses crescentes do contaminante. As análises realizadas foram o acompanhamento de sintomas, crescimento, conteúdo de Mn na solução, nas raízes (parte submersa) e nas folhas das plantas (parte aérea) e anatomia das raízes. Para determinar as concentrações de Mn foi utilizado espectrofotometria de absorção atômica (ICP-ES). A planta em estudo pode ser considerada fitoacumuladora, pois foram encontradas altas concentrações de Mn em seus tecidos e o surgimento de efeitos deletérios podem não ser atribuídos a fitotoxicidade deste metal.

Pomini (2019) utilizou as macrófitas aquáticas *Pistia Stratiotes* L. e *Echinochloa polystachya* para a absorção do metal cromo VI na água. O experimento foi realizado com três concentrações de cromo VI (controle, 0,1 e 0,2 mg/L) e quatro replicatas para cada concentração, totalizando 24 amostras. As macrófitas *Pistia stratiotes* L. e *Echinochloa polystachya* expostas à água contaminada com cromo VI apresentaram-se tolerantes ao metal, até mesmo para doses mais elevadas que a permitida pela Resolução CONAMA n° 430/11, que é de 0,1 mg/L.

Lauriuchi (2021) avaliou a eficiência de um *wetland* construído de fluxo vertical, utilizando meio filtrante alternativos, utilizando resíduos de construção civil cerâmicos (RCCC) com macrófita *Eleocharis acutangula*, para o polimento de efluentes secundários contendo cobre e zinco e usando como meio filtrante resíduos de construção civil cerâmicos. O experimento teve duas unidades, U1 contendo a espécie de macrófita e U2 para controle sem planta. Os parâmetros analisados foram turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), temperatura, condutividade e os metais cobre e zinco. Considerando a concentração média de metais adicionados no experimento, 11,75 mg/L (Cu) e 14,13 mg/L (Zn), as duas unidades tiveram uma eficiência média de remoção de cobre de 99,6 %, enquanto que para o zinco a U1 foi de 81,2% e U2 98,8%.

Negrão et al. (2021) avaliaram o potencial de bioacumulação de zinco (Zn) da macrófita aquática *Salvinia auriculata*. Foram efetuados três experimentos com a solução de sulfato de zinco ($ZnSO_4$) para simular a contaminação e identificar o potencial de absorção. Após as análises, obtiveram resultados que foram alcançados nos três experimentos a capacidade da macrófita em bioacumular Zn, estimando o potencial de absorção de 3,5 mg/kg, atingindo índice máximo em aproximadamente 48 horas.

Os estudos apresentados mostraram uma diversidade nos parâmetros e variáveis avaliados, o que corrobora com a discussão e pesquisa de quais técnicas são mais efetivas para diferentes concentrações de metal na fitorremediação e remoção de metais tóxicos de efluentes.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Coleta das macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L.

Foram coletadas 40 macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L. (alface d'água) de um tanque de peixes localizado no município de Monte Carmelo - MG no mês de janeiro de 2022 e transportadas para uma casa de vegetação localizada no Campus Araras – Monte Carmelo pertencente ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia, onde o experimento foi realizado.

Para adaptação ao ambiente da casa de vegetação, as macrófitas aquáticas ficaram em período de aclimação por sete dias, expostas à temperatura e iluminação local (Figura 1). Devido à evapotranspiração, as macrófitas aquáticas receberam reposição de água purificada por osmose reversa nos recipientes durante o período de aclimação.



Figura 1. *Pistia stratiotes* L. em aclimação na casa de vegetação.

A *Pistia stratiotes* L. foi escolhida para este estudo por ser encontrada na região de Monte Carmelo – MG e ser uma espécie utilizada em diversos estudos de fitorremediação de metais pesados em efluentes contaminados.

4.2. Preparação do efluente sintético

O efluente sintético foi preparado para simular um efluente gerado na indústria de papel e celulose contendo o metal cobre nas concentrações iniciais 3 mg/L e 11 mg/L. A fonte de cobre para o efluente sintético foi o sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). O efluente sintético foi preparado com água purificada por osmose reversa e teve sua composição adaptada de Dermou et al. (2005) (Tabela 1).

Tabela 1. Efluente sintético

Reagentes	g/L
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,2
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,001
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,001
NaCl	0,250
NaHCO_3	0,5

Fonte: Adaptado de Dermou et al. (2005).

O pH do efluente sintético foi determinado antes das unidades experimentais serem levadas à casa de vegetação (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de pH no efluente sintético para cada unidade experimental.

Unidades experimentais	pH
Branco (água purificada por osmose reversa)	$6,89 \pm 0,005$
0 mg/L de Cu	$8,17 \pm 0,02$
3 mg/L de Cu	$8,01 \pm 0,05$
11 mg/L de Cu	$7,67 \pm 0,06$

4.3. Montagem do aparato experimental

Após a preparação do efluente, foram selecionadas as macrófitas aquáticas jovens e de tamanho médio. Elas foram lavadas em água corrente e posteriormente com água purificada por osmose reversa para remoção de possíveis elementos presentes em suas raízes que pudessem interferir nos resultados do experimento.

Cada unidade experimental foi composta por recipiente de plástico de 1,5 L, contendo 1 L de efluente sintético, totalizando 12 unidades experimentais (12 recipientes) com 3 macrófitas aquáticas cada. O experimento foi realizado em triplicata, sendo as concentrações crescentes do metal: 0 mg/L de Cu, 3 mg/L de Cu, 11 mg/L de Cu e o branco contendo apenas água purificada por osmose reversa, para controle (Figura 2).



Figura 2. Disposição das unidades experimentais.

O experimento teve duração de 14 dias e as amostras de cada unidade experimental foram coletadas nos dias 0, 2, 7 e 14.

4.4. Tolerância das macrófitas aquáticas

O desempenho e o crescimento da *Pistia stratiotes* L. foram avaliados em diferentes concentrações de cobre e tempos de contato. Por observação visual das características das plantas utilizadas nos experimentos durante os 14 dias de experimento, foram verificados brotamento e manifestação de clorose e necrose nas folhas. O experimento foi registrado por meio de fotografias durante todo o período.

4.5. Processos analíticos

As amostras foram coletadas e filtradas em membrana de 0,45 µm para cada tempo de contato estabelecido e todas analisadas quanto à temperatura, pH e concentração de cobre total (Cu total).

4.5.1. Parâmetros físico-químicos

Para determinação do pH foi utilizado o equipamento pHmetro da marca Hanna, modelo HI 2221.

A temperatura foi aferida por termômetro analógico de coluna de mercúrio de vidro.

4.5.2. Cobre total

As amostras foram transportadas para o Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil – UFU para análise das concentrações de cobre total.

Para determinação da concentração de Cu total foram preparados padrões de concentrações conhecidas, 1 a 15 mg/L, para curva de calibração e as amostras analisadas em espectrofotômetro de absorção atômica em chama da marca Shimadzu, modelo AA-7000.

4.5.3. Remoções de Cobre total

A quantificação das remoções do cobre total ocorreu conforme a Equação 1:

$$\%Cu = \left[\left(\frac{Conc.inicial - Conc.final}{Conc.inicial} \right) \times 100 \right] \quad (1)$$

Sendo:

% Cu = Porcentagem de remoção do cobre total (%)

Conc. inicial = Concentração inicial no experimento (mg/L)

Conc. final = Concentração final no experimento (mg/L)

4.6. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas com o Past 4.09, utilizando o teste de Tukey para a comparação dos resultados. O teste utiliza a comparação de médias indicando se houve ou não diferenças significativas.

Foram comparados os dias 0, 2, 7 e 14 das unidades experimentais 3 mg/L de Cu e 11 mg/L de Cu, separadamente.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Tolerância das macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L. em diferentes concentrações de cobre

Para acompanhar o desenvolvimento e crescimento das macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L. foram registradas em fotografia as alterações ocorridas no decorrer do experimento para as diferentes concentrações de cobre (branco, 0 mg/L, 3 mg/L e 11 mg/L) e tempos de contato (0 a 14 dias) (Figura 3).

As concentrações médias de cobre nas unidades experimentais foram de $2,68 \pm 0,06$ mg/L e $10,29 \pm 0,69$ mg/L.



Dia 0 (inicio)



Dia 1



Dia 2



Dia 5



Dia 6



Dia 7

(Continua)

(Continuação)



Dia 8



Dia 9



Dia 12



Dia 13



Dia 14

(Conclusão)

Figura 3. Registro do acompanhamento experimental.

As macrófitas aquáticas mostraram uma estabilidade nas unidades experimentais branco, 0 mg/L de Cu e 2,68 mg/L de Cu, apresentando apenas clorose em poucas folhas após o Dia 5 de experimento, aumentando aos poucos até o último dia de experimento (Dia 14) (Figura 4).



Figura 4. Clorose apresentada nos Dia 5 e Dia 14 na unidade experimental branco (a), Clorose apresentada nos Dia 5 e Dia 14 na unidade experimental 0 mg/L de Cu (b), Clorose apresentada nos Dia 5 e Dia 14 na unidade experimental 2,68 mg/L de Cu (c).

A clorose é a resposta da diminuição da síntese de clorofila (MALAVOLTA, 2006). A clorose intensa pode acontecer quando a planta tem que reduzir a fotossíntese na tentativa de se manter viva, causando interferência nos teores de clorofila (LARCHER, 2000). Além disso, a deficiência de nitrogênio pode causar clorose generalizada e retardo no crescimento das plantas, aparecendo nas partes mais maduras da planta, ou seja, nas folhas mais velhas, pois a translocação do nitrogênio ocorre das folhas mais velhas para as mais novas (EPSTEIN e BLOOM, 2006).

Kurscheidt et al. (2020) testaram a tolerância da macrófita *Pistia stratiotes* L. em lixiviado de aterro sanitário, com diferentes diluições com água destilada, e a macrófita aquática também apresentou clorose na unidade experimental 0%, contendo apenas água destilada para controle, assim como as plantas da unidade experimental com 25% de diluição, a partir de cinco dias do experimento. O experimento aconteceu em casa de vegetação, com temperaturas entre 19,4 e 27,8 °C.

A unidade experimental com concentração média de 2,68 mg/L de Cu apresentou no Dia 1 alguns tricomas (Figura 5) que diminuíram com o decorrer dos dias de experimento.

A frequência e aparição desses tricomas são afetadas por condições ambientais como temperatura, radiação, fotoperíodo, disponibilidade de água e nutrientes e por fatores bióticos como predadores, parasitas e agentes patogênicos (WERKER, 2000).



Figura 5. Tricomas na unidade experimental com 2,68 mg/L de Cu.

A partir do Dia 1 a *Pistia stratiotes* L. se mostrou sensível à concentração média de 10,29 mg/L de Cu apresentando alguns tricomas e a partir do Dia 3 algumas de suas folhas apresentaram clorose, aumentando durante todos os dias até o final do experimento (14 dias de contato) onde a maioria de suas folhas apresentaram necrose (Figura 6).



Figura 6. Presença de tricomas no Dia 1 na unidade experimental 10,29 mg/L (a), Dia 2 - antes do surgimento de clorose foliar na unidade experimental 10,29 mg/L (b), Dia 5 - clorose em quase todas as folhas na unidade experimental 10,29 mg/L (c), Dia 14 - clorose e necrose na unidade experimental 10,29 mg/L (d).

Observa-se que a tolerância das macrófitas foi maior nas unidades experimentais com 2,68 mg/L de Cu quando comparadas com as unidades experimentais de 10,29 mg/L de Cu, nas quais houve a presença de clorose em todas as repetições e necrose de algumas folhas a partir do Dia 6 de experimento.

Pomini (2019) relatou a tolerância das macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L. e *Echinochloa polystachya* expostas à água contaminada com cromo (VI), mostrando-se tolerante ao metal até mesmo para doses mais elevadas que a permitida pela Resolução CONAMA n° 430/2011.

Houve ainda nas unidades experimentais do branco e de 0 mg/L de Cu a presença de algumas brotações no Dia 8 de experimento (Figura 7).

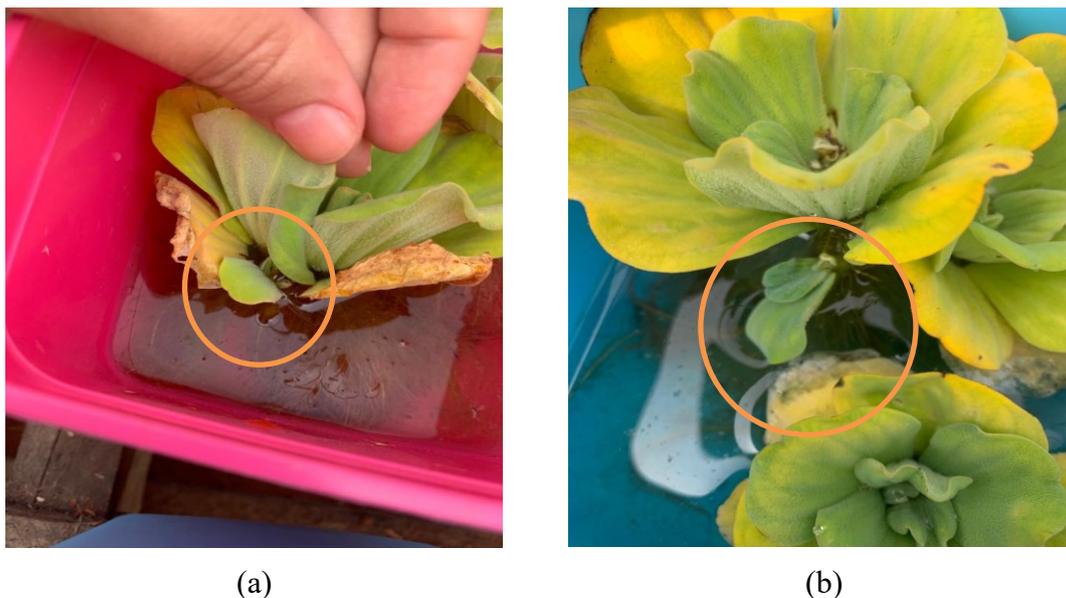


Figura 7. Brotação na unidade experimental de concentração 0 mg/L de Cu (a), brotação na unidade experimental branco (b).

Entre os parâmetros físico-químicos analisados nas unidades experimentais, o pH, nos dias de contato 2, 7 e 14, se manteve na faixa de 8 nas unidades experimentais 0 mg/L, 2,68 mg/L e 10,29 mg/L de Cu e na unidade experimental branco ocorreu uma redução no pH para $6,86 \pm 0,34$ no último dia do experimento (Figura 8).

Segundo Cavalcante e Sá (2010), a elevação do pH da água está relacionada com a fotossíntese, em que o efeito da fotossíntese no pH da água ocorre com a remoção de CO_2 da água durante a fotossíntese, consumindo íons H^+ e elevando o pH da água.

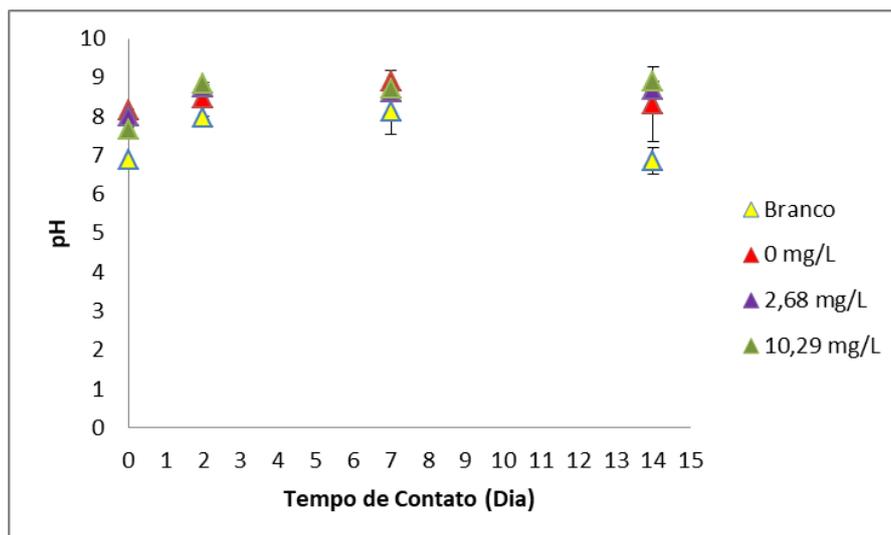


Figura 8. Valores do pH nos tempos de contato 0, 2, 7 e 14 do experimento.

O parâmetro temperatura também foi analisado para os dias de contato 0, 2, 7 e 14 (Figura 9). As maiores temperaturas observadas no experimento foram do dia 14 (final do experimento) entre $39 \pm 0,62$ °C e $40,5 \pm 0,57$ °C. De acordo com Cancian (2007) quando *Pistia stratiotes* L. é submetida à temperatura de 30 °C tem uma tendência de diminuição no seu crescimento.

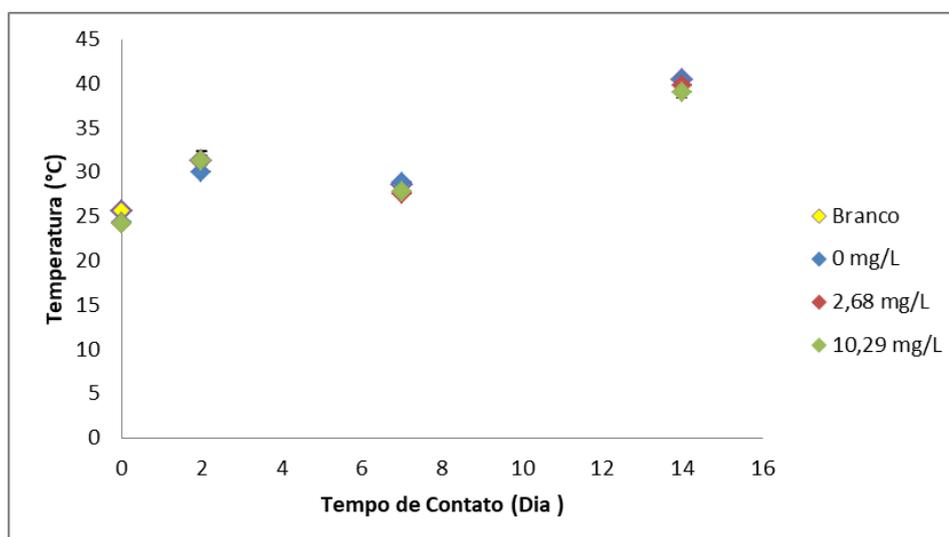


Figura 9. Valores da temperatura nos tempos de contato 0, 2, 7 e 14 do experimento.

Para a unidade experimental de 2,68 mg/L de Cu é possível observar que a concentração média inicial de Cu total reduziu de $2,68 \pm 0,06$ mg/L para aproximadamente 0 mg/L de Cu no efluente sintético ao final do experimento. Para a concentração média

inicial de Cu total de $10,29 \pm 0,69$ mg/L a concentração ao final do experimento foi de $0,286 \pm 0,255$ mg/L (Figura 10).

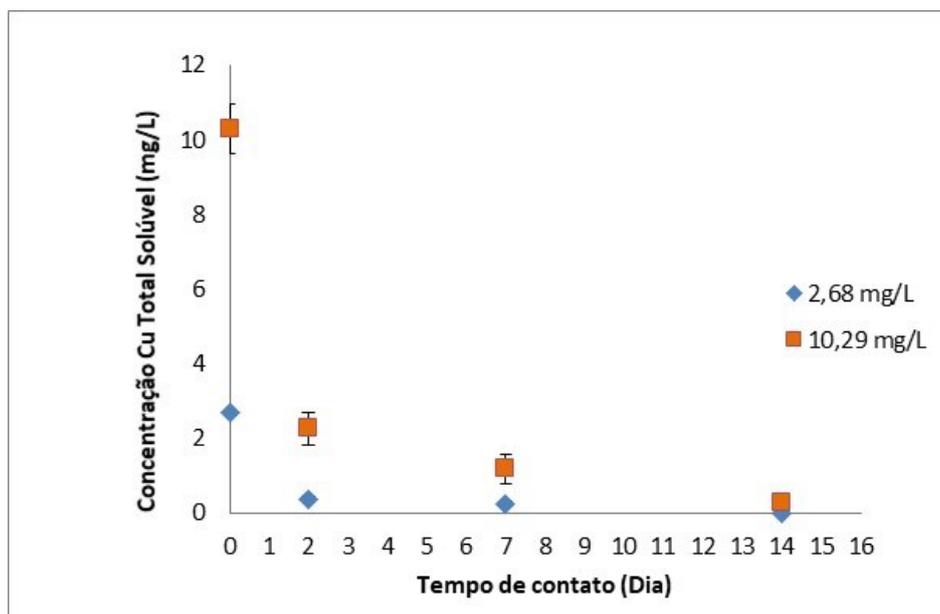


Figura 10. Concentrações de cobre total solúvel (mg/L).

Os valores de pH, temperatura e concentrações de cobre para as unidades experimentais nos tempos de contato do experimento encontram-se no Apêndice A.

As remoções de cobre total nas unidades experimentais com concentrações médias de 2,68 mg/L e 10,29 mg/L de Cu foram aproximadamente 100% e 97,22%, respectivamente.

Comparando as remoções de cobre deste estudo com Lauriuchi (2021), observa-se uma proximidade no valor de remoção de cobre total, visto que o autor obteve remoção de 99,6% de cobre de efluente sintético, sendo a concentração inicial de Cu de 11,75 mg/L, porém usando a macrófita *Eleocharis acutangula*.

Após a remoção de cobre pelas macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L., o efluente sintético apresentou concentrações de cobre abaixo do permitido pela Resolução CONAMA nº 430/2011 e Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (1,0 mg/L de Cu) para lançamento de efluente em corpo receptor. Os valores de pH e temperatura também se mostraram adequados, sendo os valores estabelecidos pela referida Resolução de pH entre 5 e 9 e temperatura inferior a 40°C, e pela referida Deliberação Normativa Conjunta de pH entre 6 a 9 e temperatura inferior a 40°C.

O teste estatístico foi significativo para as duas comparações em nível de significância de 5%. Mostrando a eficiência dos dias de experimento (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3. Teste estatístico da unidade experimental 2,68 mg/L de Cu.

Concentração média cobre solúvel (mg/L)	F	(p)
2,68	1064	1,44E-08

Tabela 4. Teste estatístico da unidade experimental 10,29 mg/L de Cu.

Concentração média cobre solúvel (mg/L)	F	(p)
10,29	747,6	4,15E-08

O teste Tukey para as duas unidades de tratamento mostra que todas as médias dos dias foram significativas (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5. Teste Tukey para unidade experimental 2,68 mg/L de Cu.

	0	2	7	14
0		4,99E-08	3,04E-08	8,70E-09
2	60,57		0,2715	0,002009
7	63,46	2,887		0,0122
14	70,2	9,635	6,748	

Tabela 6. Teste Tukey para unidade experimental 10,29 mg/L de Cu.

	0	2	7	14
0		3,70E-07	1,40E-07	5,58E-08
2	47,04		0,01013	0,000414
7	54,06	7,015		0,02369
14	59,9	12,86	5,843	

Portanto, não existe diferença significativa entre as médias dos dias de cada unidade experimental.

6. CONCLUSÃO

Para a unidade experimental de concentração média de 2,68 mg/L de Cu a macrófita aquática *Pistia stratiotes* L. se mostrou tolerante, demonstrando apenas tricomas

no início do experimento e clorose em algumas folhas, além de ter removido aproximadamente 100% do metal presente no efluente sintético após 14 dias de contato. Sendo assim, esta macrófita aquática se mostra adequada para emprego em sistema de *wetlands* construídos com a presença de cobre no efluente em concentrações abaixo de 2,68 mg/L e pós-tratamento de efluente da indústria de papel e celulose.

Para a concentração média de 10,29 mg/L de Cu a *Pistia stratiotes* L. se mostrou tolerante até 5 dias de contato, removendo aproximadamente 78% e 88,5% com 2 e 7 dias de contato, respectivamente. Após o Dia 5, as macrófitas aquáticas apresentaram necrose em suas folhas, mas houve remoção de 97,22 % do cobre presente no efluente sintético.

A presença de clorose e de tricomas nas macrófitas aquáticas podem não ter relação com o metal cobre presente no efluente sintético, pois as macrófitas aquáticas das unidades experimentais sem a presença de cobre também apresentaram clorose e tricomas em suas folhas.

Recomenda-se para trabalhos futuros a utilização de outras concentrações e combinações de metais pesados presentes em efluentes da indústria de papel e celulose, assim como, testar outras espécies de macrófitas aquáticas para os metais desse efluente.

A utilização da biomassa gerada nesse processo também precisa ser estudada, buscando uma forma sustentável para empregá-la.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, J. C. M. e. **Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 176 p.

ANTUNES, R. P. **Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP) como adubo orgânico**. 2009. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Ciências da Engenharia Ambiental. São Paulo, 2009.

ALMEIDA, E.; ASSALIN, M. R.; ROSA, M. A. Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio, **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 818-824, 2004.

ASSUNÇÃO, A.; XAVIER, C.; VANZETTO, S. C. Lodos ativados vs MBBR no tratamento de efluente de indústria de celulose *Kraft*, In: 28º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, 2015, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro/RJ – Brasil, 2015.

BRASIL. LEI Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de**

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

Disponível em:

https://www.adasa.df.gov.br/images/stories/anexos/8Legislacao/Res_CONAMA/Resolucao_CONAMA_430_2011.pdf Acesso em: 3 set. 2021.

BARRICHELO, L. E. G.; BRITO, J. O. A utilização de madeira na produção de celulose. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, **Circular Técnica**, n. 68, p.1-12, 1979.

BATISTA, T. S. **A indústria de papel e celulose no brasil: produtividade, competitividade, meio ambiente e mercado consumidor**. 2018. 40 f. Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso do curso de Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

BIDONE, F. R. A.; PAVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos, 1999. 120 p.

CAKMAK, I.; WELCH, R. M.; HART, J.; NORVELL, W. A.; OZTURK, L. & KOCHIAN, L.V. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium (¹⁰⁹Cd) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats. **Journal of Experimental Botany**, v. 51, n. 343, p. 221-226, 2000.

CANCIAN, L. F. **Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo**. 2007, 54 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2007.

CASTRO, H. F. **Processos Químicos Industriais II**. Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de Lorena (EEL), 2009.

CAVALCANTE, D. H.; SÁ, M. V. C. Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 1, p. 67-72, 2010.

COBBETT, C.; GOLDSBROUGH, P. Phytochelatins and Metallothioneins: Roles in heavy metal detoxification and homeostasis. **Annual Review of Plant Biology**, v. 53, p. 159-182, 2002.

CÍCERO, E. A. S.; SENA, J. A. D.; FERRAUDO, A. S. Variabilidade genética e sensibilidade de acessos de *Pistia stratiotes* ao herbicida glyphosate. **Planta Daninha**, v. 25, n. 3, p. 579–587, 2007.

COELHO, J. C. **Macrófitas Aquáticas Flutuantes Na Remoção De Elementos Químicos De Água Residuária**. 2019. 76 f. Dissertação (Mestre em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas da UNESP. Botucatu, 2017.

COSTA JUNIOR, I. L. **Cinética de bioacumulação do íon Pb⁺² na macrófita aquática *Pistia stratiotes***. 2007. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2007.

COVINICH, L. G.; BENGOCHEA, D. I.; FENOGLIO, R. J.; AREAL, M. C.; Advanced oxidation processes for wastewater treatment in the pulp and paper industry: A review. **American Journal of Environmental Engineering**, p. 56-70, 2014.

CRUZ, M. B. da. **Macrófitas aquáticas cultivadas em águas de drenagem ácida de mina**. 2011. 90 f. Dissertação (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

DELAQUA, G. C. G. **Incorporação da biomassa seca de *Salvinia Auriculata* Aubl. proveniente do processo de fitorremediação em cerâmica vermelha**. 2016. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência de Materiais) - Universidade Estadual Do Norte Fluminense, Rio de Janeiro, 2016.

DERMOU, E.; VELISSARIOU, A.; XENOS, D.; VAYENAS, D. V. Biological chromium (VI) reduction using a trickling filter. **Journal of Hazardous Materials**, v. B126, p. 78–85, 2005.

DOLDÁN, J.; POUKKA, O.; SALMENOJA, K.; BATTEGAZZORE, M.; FERNANDEZ, V.; ELUÉN, I. Evaluation of sources and routes of non-process elements in a modern eucalyptus *Kraft* pulp mill. **Revista O Papel**. v. 72, n. 7, p. 47-52, 2011.

DOTRO G.; FORT R.; BARAK J.; MONES M.; VALE P.; JEFFERSON B. Long-term performance of constructed wetlands with chemical dosing for phosphorus removal. In: **The role of natural and constructed wetlands in nutrient cycling and retention on the landscape**. (ed.) V. J., Ed. Springer Science + Business Media B.V.: Dordrecht, Netherlands, p. 273-292, 2015.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

EPSTEIN, E; BLOOM, A. **Nutrição Mineral de Plantas: princípios e perspectivas**. 2. ed. Londrina: Editora Planta, 2006. 401 p.

FERREIRA, P. J. T. **Estudos de pastas kraft de *Eucalyptus globulus*: Características estruturais e aptidão papeleira**. 2000. 361 f. Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso) – Universidade de Coimbra, Coimbra, 2000.

FIGUEIREDO, S. A. de. **Análise do potencial fitorremediador e energético da biomassa das espécies *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface d'água)**. 2018. f. 56. Dissertação (Pós-Graduação em Energias Renováveis) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018.

GIROLETTI, C. L. **Processo oxidativo avançado Uv/H₂O₂ aplicado como pós-tratamento de águas residuárias da indústria de papel e celulose**. 2017. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2017.

GUERRA, M. A. S. L. **Avaliação de indicadores biológicos e físicoquímicos no composto orgânico produzido a partir de resíduos da indústria de celulose**. 2007. 70 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

HART, J. J.; WELCH, R. M.; NORVELL, W. A.; SULLIVAN, L. A.; KOCHIAN, L.V. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. **Plant Physiology**, v. 116, p. 1413-1420. 1998.

IBÁ - Indústria Brasileira de Árvores. (2020). **Relatório Anual Ibá 2020**. Disponível em:
<<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf>>. Acesso em: 23 dez. 2021.

IBÁ - Indústria Brasileira de Árvores. (2020). **Cenários IBÁ 2021**. Disponível em:
<https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/cenarios/68cenarios_2.pdf>. Acesso em: 03 fev. 2022

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton, London, 2009.

KLOCK, U.; ANDRADE, A. S. de; HERNANDEZ, J. A. **Manual didático Polpa e Papel**, 2013.

KREETACHAT, T.; DAMRONGSRI, M.; PUNSUWON, V.; VAITHANOMSAT, P.; CHIEMCHAI SRI, C.; CHOMSURIN, C. Effect of ozonation process on lignin-derived compounds in pulp and paper mill effluents. **Journal of Hazardous Material**, v. 142, p. 250-257, 2007.

KUMAR, A.; SINGH, A. K.; BILAL, M.; PRASAD, S.; RAMESHWARI, K. R. T.; CHANDRA, R. Chapter 17 - Paper and pulp mill wastewater: characterization, microbial-mediated degradation, and challenges. **Nanotechnology in Paper and Wood Engineering**, p. 371-387, 2022.

KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G.; DURÁN, N. Novas Tendências no Tratamento de Efluentes Têxteis. **Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 78-82, 2002.

KURSCHEIDT, E. C. S. de; CUBAS, S. A.; AISSE, M. M.; MARANHO, L. T. Tolerância da *Pistia Stratiotes* e *Eichhornia Crassipes* ao lixiviado gerado em aterro sanitário. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 3, p. 14909-14926, 2020.

LAURIUCHI, G. A. **Remoção de cobre e zinco de um efluente sintético em wetland construído utilizando macrófita do cerrado e resíduo de cerâmica**. 2021. 51 f. Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2021.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. Editora Pedagógica Universitária Ltda. São Paulo, 2000. 319 p.

LASAT, M. M. Phytoextraction of Toxic Metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, 2002.

MAHESHWARI, U.; SURESHGUPTA, S. Performance evaluation of activated neem bark for the removal of Zn (II) and Cu (II) along with other metal ions from aqueous

solution and synthetic pulp & paper industry effluent using fixed-bed reactor. **Process Safety and Environmental Protection**, p. 547-557, 2016.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006. 638 p.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPO, J. C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108- 112, 2006.

MATTA, J. C.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria de qualidade ambiental**. v.1. Oficina de textos, 2007.

MILANEZ, A. F. Caracterização da concentração de íons nos sistemas de produção industrial de celulose e de recuperação química. **O papel**, v. 68, n. 8, p. 48-83, 2007.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 22 mar. 2022.

MIRZA, N.; MAHMOOD, Q.; MAROOF SHAH, M.; PERVEZ, A.; SULTAN, S. Plants as useful vectors to reduce environmental toxic arsenic content. **The Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.

MORESCO, C. **Avaliação do potencial da macrófita Pistia stratiotes na exposição de íon cromo (VI): Biossorção e tolerância**. 20016.102 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2016.

NEGRÃO, G. N.; SOUZA, N. U. de.; BUTIK, M. Avaliação do Potencial Fitorremediador da Macrófita Aquática *Salvinia Auriculata* na Absorção e Acúmulo de Zinco. **Geografia**, v. 30, n. 1, p. 367 – 385, 2021.

OLIVEIRA, J. A.; CAMBRAIA, J.; CANO, M. A. O.; JORDÃO, C. P. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, n. 3, p. 330-341, 2001.

ORMONDE, V. S. **Avaliação de ‘wetlands’ construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

OSTEN, J. C. V. D. **Bioacumulação de cobre por crês espécies de macrófitas aquáticas: Implicações para manejo de efluentes**. 2015. 32 f. Dissertação (Mestre em

Ciências Ambientais) - Universidade Federal De Mato Grosso Campus Universitário De Sinop. Sinop, 2015.

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

PINHEIRO, M. B. **Plantas para infraestrutura verde e o papel da vegetação no tratamento das águas urbanas de São Paulo; identificação de critérios para seleção de espécies.** São Paulo, 2017.

PIO, M. C. S.; SOUZA, K. S.; SANTANA, G. P. Capacidade da Lemna aequinoctialis para acumular metais pesados de água contaminada. *Acta Amazonica*, v. 43, n. 2, p. 203-210, 2013.

POMINI, M. **Avaliação de macrófitas aquáticas cultivadas em efluente contaminado com cromo VI.** 2019. 53 f. Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso) - Universidade Tecnológica Federal Do Paraná Campus Londrina, Londrina, 2019.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.

POTT, V. J.; POTT, A. **Potencial de uso de plantas aquáticas na despoluição da água.** 1.ed. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2002. 25 p.

PROENÇA, M. A.; OLIVEIRA, L. L. D. de; ROCHA, O. Efeito tóxico do cobre sobre o crescimento da macrófita aquática Lemna minor. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 8, n. 12, 2012.

RAJESHWARISIVARAJ; SIVAKUMAR, S.; SENTHILKUMAR, P.; SUBBURAM, V. Carbon from cassava peel, an agricultural waste, as an adsorbent in the removal of dyes and metal ions aqueous solution. *Bioresource Technology*, v. 80, p. 233-235, 2001.

RODRIGUES, A. C. D; ROCHA, M. V. C. de; PEREIRA, A. C. C; SANTOS, A. M. dos; SANTOS, F. dos; SOBRINHO, N. M. B. do. Avaliação do potencial da Alface-d'água (*Pistia stratiotes*) na biossorção de Cd ao longo do tempo1. In XXXV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. 2015. Natal.

RODRIGUES, A. C. D. **Potencial da alface-d'água (*Pistia stratiotes*) para descontaminação de águas contaminadas por Zn e Cd.** 2016. 108f. Tese (Doutorado em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

RODRIGUES, L. R; FRANCISCO, M. A. C. O; SAGRILLO, V. P. D; LOUZADA, D. M; ENTRINJE, J. M. S. Caracterização de resíduos sólidos da indústria de celulose tipo kraft visando sua aplicação no desenvolvimento de materiais cerâmicos. In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIA DOS MATERIAIS, 22., 2016, Natal. **Anais...** Natal, RN. 2016.

RODRIGUES, A. C. D.; SANTOS, A. M.; SANTOS, F. S.; PEREIRA, A. C. C.; Sobrinho, N. M. B. A. Mecanismos de respostas das plantas à poluição por metais pesados: Possibilidade de uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. **Virtual Química**, v. 8, n. 1, p. 262-276, 2016.

ROSA, A. C. S., ALEIXO, M. H. F., HARTHMAN, V. C., SILVEIRA, M. J. Morfoanatomia da raiz, caule e folha de *Pistia stratiotes* L. **Revista de Saúde e Biologia**, v. 14, n. 2, p. 42-47, 2019.

SANTOS, A. Z. **Tratamento de efluentes da indústria de celulose e papel com fungo filamentoso lignocelulósico**. 1994. 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 1994.

SANTOS, C. L. dos. **Acúmulo E Toxidez De Manganês Em Macrófitas Aquáticas Flutuantes Livres**. 2009. 48 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Botânica)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Dissertação (Pós Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário**. 1. ed. Tubarão: Ministério da Saúde, 2018.

SHARMA, P.; TRIPATHI, S. CHANDRA, R. Phytoremediation potential of heavy metal accumulator plants for waste management in the pulp and paper industry. **Heliyon**, v. 6, 2020.

SHARMA, P.; IQBAL, H. M. N.; CHANDRA, R. Evaluation of pollution parameters and toxic elements in wastewater of pulp and paper industries in India: A case study. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, 100163, 2021.

SIMONIC, M.; VNUTEC, D. Coagulation and UF treatment of pulp and paper mill wastewater in comparison. **Central European Journal of Chemistry**, v. 10, n. 1, p. 127-136, 2011.

SILVA, M. B. A. **Avaliação do potencial fitorremediador de *Pistia stratiotes* para descontaminação de ambientes aquáticos poluídos por manganês**. 2019. 48f. Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso) - Instituto Federal do Paraná, Londrina, 2019.

SILVEIRA, G. E. **Sistemas de Tratamento De Efluentes Indústrias**. Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

- SILVEIRA, D. S. **Avaliação da eficiência da ozonização combinada com o tratamento por lodos ativados de efluentes de fábricas de celulose kraft branqueada**. 2009. 80 f. Dissertação (Pós Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- SOUZA, E. P. DE; SILVA, I. F. DE; LEONARDO ELIAS FERREIRA; L. E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 17, n. 2-4, p. 167-173, 2011.
- SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTCHEON, S. C. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 647-658, 2002.
- TAKIGUCHI, C. Y. **Diagnóstico ambiental em indústria de papel e celulose**. 2020. 132 f. Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2020.
- THIPPESWAMY, B., SHIVAKUMAR, C. K., KRISHNAPPA, M. Accumulation potency of heavy metals by *Saccharomyces* sp. Indigenous to paper mill effluent. **Journal of Environmental Research and Development**, v. 6, n. 3, p. 439-445, 2012.
- TORRES, L. F.; MELO R.; COLODETTE, J. L. Produção de polpa Kraft branqueada de *Pinus tecunumanii* (Eguiluz e Perry). **Revista Árvore**, v. 29, n. 3, p. 489-494, 2005.
- UPADHYAY, R. K.; PANDA, S. K. Copper-induced growth inhibition, oxidative stress and ultrastructural alterations in freshly grown water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Comptes Rendus Biologies**, v. 332, p. 623-632, 2009.
- U.S. EPA, United States Environmental Protection Agency. **Introduction to Phytoremediation**. Cincinnati: 2000. 72 p.
- VANZETTO, S. C. **Estudos de viabilidade de tratamento de efluente de indústria de celulose kraft por reator biológico com leito móvel (MBBR)**. 2012. 53 f. Dissertação (Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.
- WERKER, E. Trichome Diversity and Development-II. Trichome Variability and Classification-A. Non-glandular Trichomes. **Advances in Botanical Research**, v. 31, p. 6, 2000.

APÊNDICE A

Tabela. Concentrações de cobre

Tempo de contato (Dia)	Concentração Cobre Solúvel (mg/L)	
	2,68	10,29
0	2,68±0,06	10,29±0,69
2	0,37±0,06	2,26±0,41
7	0,26±0,08	1,18±0,4
14	0±0	0,286±0,255

Tabela. Valores de temperatura

Tempo de contato (Dia)	Temperatura (°C)			
	Branco	Concentrações (mg/L)		
		0	2,68	10,29
0	25,6±0	24,33±0,058	24,17±0,11	24,23±0,058
2	31,33±1,15	30±0	31,33±0,57	31,3±1
7	28,6±0,62	28,9±0,36	27,57±0,25	27,83±0,51
14	40,5±0,57	40,5±0,57	39,75±0,5	39±0,62

Tabela. Valores de pH

Tempo de contato (Dia)	pH			
	Branco	Concentrações (mg/L)		
		0	2,68	10,29
0	6,89±0	8,17±0,02	8,01±0,05	7,67±0,06
2	7,96±0,04	8,46±0,24	8,74±0,02	8,84±0,02
7	8,12±0,57	8,90±0,28	8,62±0,05	8,71±0,10
14	6,86±0,34	8,31±0,96	8,69±0,04	8,91±0,01