

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

MARTINA POMINI

**AVALIAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS CULTIVADAS EM
EFLUENTE CONTAMINADO COM CROMO VI**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2019**

MARTINA POMINI

**AVALIAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS CULTIVADAS EM
EFLUENTE CONTAMINADO COM CROMO VI**

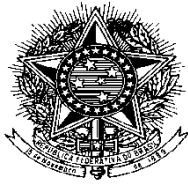
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Hidemassa Anami.

Co-orientador: Profa. Dra Alessandra Furtado da Silva.

LONDRINA

2019



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CROMO EM EFLUENTE SINTÉTICO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS

por

Martina Pomini

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado no dia 06 de dezembro de 2019 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____
(aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Ms. Adriana Zemiani
(UTFPR)

Prof. Ms. Ana Paula Cosso Silva Araujo
(UTFPR)

Profa. Dr. Marcelo Hidemassa Anami
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus, por manter-se sempre ao meu lado, me dando forças e guiando meus passos para que eu seguisse em frente enfrentando todos os obstáculos sem desistir e sempre me mostrando um motivo para continuar firme e caminhando rumo aos meus sonhos.

Agradeço aos meus pais, por sempre estarem presente na minha caminhada, principalmente minha mãe que dividiu comigo minhas angústias, preocupações e medos, durante a graduação, mas que nunca deixou de acreditar em mim e contribuiu muito com a realização desse experimento, inclusive na coleta das macrófitas e nas medições necessárias, meu pai que contribuiu financeiramente para que eu conseguisse realizar e concluir a faculdade e sempre me auxiliou em tudo que era possível com seu jeitinho de querer resolver tudo, tentando me acalmar quando necessário, falando que sempre tem uma solução, sou eternamente grata a esses dois.

Gostaria de agradecer imensamente ao meu amigo Victor Galhote, que esteve presente quando eu mais precisei, nas minhas angústias e preocupações, nunca deixou de me incentivar e apoiar, sempre me aconselhando, me abraçando quando eu precisei, foi essencial a sua presença na minha vida acadêmica.

Ao Gustavo, que se dispôs a me ajudar em todas as etapas práticas do meu projeto, sua ajuda foi de suma importância para a realização do mesmo, sou muito grata por ter disposto do seu tempo e sua paciência para me auxiliar e estar sempre presente quando precisei, a Thayná que se locomoveu de Sertanópolis para me ajudar e contribuir com sua imensa sabedoria, calma e alegria, o que tornou tudo mais simples e prático, me ajudando nas partes mais complexas desse projeto.

Agradeço ao Vinícius que se disponibilizou no seu tempo livre a me ajudar na primeira fase do projeto, me incentivou e me acompanhou em todo o período desse experimento, passando uma calma sempre que esteve ao meu lado.

Aos quatro amigos incríveis que a faculdade me proporcionou, que sempre caminhou comigo, a Thaís que sempre escutava meus desabafos, me aconselhava, me ajudava em tudo e sei que mesmo a distância torce muito por mim, a Juliana que está sempre presente na minha vida e me acompanhando em toda essa jornada, o Yago, uma pessoa que admiro muito e que também fez parte da minha vida acadêmica e inclusive me ajudou muito e a Stephanie que sempre chamava para os

roles para dar uma espreitada, que participou dos meus dramas durante o experimento e sempre tentava me acalmar, sem essas quatro pessoas a graduação não seria a mesma.

Agradeço ao meu orientador Marcelo Anami, por ter aceito o convite de me orientar, por ter me dado não apenas aprendizado profissional mas também de vida, por ter tido paciência para me passar todos esses conhecimentos, tirando todas minhas dúvidas e me ajudado sempre que necessário.

E mais importante ainda, minha co-orientadora, Alessandra Furtado, que esteve presente em grande parte da minha graduação, sempre pronta para me ajudar sem medir esforços, além de me acalmar sempre que precisei, sempre disposta e preocupada comigo e com o experimento, obrigada por ser tão compreensiva e ter me auxiliado tanto.

Gostaria de agradecer também minha amiga Larissa que está comigo à aproximadamente 12 anos na minha vida e participou de todos os meus dramas durante a graduação, mas sempre me motivou e quis me ajudar de qualquer maneira possível e também a Giovana uma grande amiga, sempre preocupada comigo, me apoiando e oferecendo ajuda sempre que eu comentava do meu experimento.

A uma pessoa muito especial pra mim, o Guilherme que apesar de chegar na reta final do meu experimento me ajudou muito, mostrando que tem um coração enorme e esteve sempre disposto a me ajudar.

Agradeço o pessoal de engenharia de materiais que contribuíram com a parte de moagem das minhas plantas e que estiveram sempre dispostos a ajudar, a Maria Antônia que esteve presente em grande parte do experimento e viu todo o meu drama de perto e me ajudou quando precisei, sem excitar.

E por fim, todos os meus amigos que conquistei dentro da faculdade e principalmente dentro da empresa Júnior Gaia Jr., foram essenciais nessa minha trajetória, me dando apoio, confiança e cada um deixando um aprendizado para mim, obrigada por deixarem os dias na faculdade mais felizes e mais agradáveis.

Muito obrigada à todos!

RESUMO

POMINI, M. **Avaliação de macrófitas aquáticas cultivadas em efluente contaminado com cromo VI**. 2019. 54f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.

O descarte de produtos poluentes sem o devido tratamento está muito comum atualmente, entre estes estão os metais pesados, responsáveis por causar diversos problemas ao meio ambiente e à saúde humana. Essa problemática estimulou pesquisas por novas técnicas de remediação, crescendo assim a utilização da fitorremediação. O estudo deste trabalho consistiu na utilização das macrófitas aquáticas *Pistia Stratiotes* e *Echinochloa polystachya* na absorção do metal cromo VI na água. O experimento utilizou-se três concentrações de cromo VI (Controle, 0,1 e 0,2 mg L⁻¹), realizado em quatro replicatas para cada concentração, totalizando 24 amostras. A duração do experimento foi de 27 dias, tendo somente 13 dias de exposição ao metal pesado. Realizou-se análises físico-químicas, sendo medido o pH e a condutividade elétrica da água, além de observações da sintomatologia visual das macrófitas aquáticas. Ao final do tratamento analisou-se o ganho de biomassa e a absorção de Cr em cada espécie de macrófita. Através do teste estatístico de Tukey $p < 0,05$ constatou variações significativa na absorção do metal entre os tratamentos. Realizou-se o cálculo de Fator de Bioacumulação (FB), Fator de Translocação (FT) e a eficiência de cada espécie na remoção do metal pesado, com isso notou-se que possuem $FB > 1$ e $FT < 1$, classificando as duas espécies de macrófitas estudadas como fitoestabilizadoras e/ou rizofiltradoras. E a espécie *E. polystachya* apresentou uma maior eficiência de 61% e 63%, T₁ e T₂ respectivamente, na absorção do metal comparada a *P. stratiotes* que apresentou 34 e 25%.

Palavras-chave: Fitorremediação. *Pistia stratiotes*. *Echinochloa polystachya*. Metal pesado. Cromo VI. Efluente sintético.

ABSTRACT

POMINI, M. **Evaluation of aquatic macrophytes grown in chromium VI contaminated effluent.** 2019. 54p. Course Completion Work (Bachelor of Environmental Engineering). - Course of Environmental Engineering - Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2019.

The disposal of pollutant products without proper treatment is very common today, among them are heavy metals, responsible for causing various problems to the environment and human health. This problem stimulated research for new remediation techniques, thus increasing the use of phytoremediation. The study of this work consisted of the use of aquatic macrophytes *Pistia Stratiotes* and *Echinochloa polystachya* in the absorption of chromium metal VI in water. The experiment used three concentrations of chromium VI (Control, 0.1 and 0.2 mg L⁻¹), performed in four replicates for each concentration, totaling 24 samples. The duration of the experiment was 27 days, with only 13 days of heavy metal exposure. Physicochemical analyzes were performed, measuring the pH and electrical conductivity of the water, as well as observations of the visual symptomatology of aquatic macrophytes. At the end of the treatment, biomass gain and Cr absorption in each macrophyte species were analyzed. Through the Tukey statistical test $p < 0.05$ found significant variations in metal absorption between treatments. The calculation of Bioaccumulation Factor (FB), Translocation Factor (FT) and the efficiency of each species in the removal of the heavy metal were calculated, showing that they have $FB > 1$ and $FT < 1$, classifying the two species. macrophytes studied as phytostabilizers and / or rhizofiltrators. And the species *E. polystachya* showed a higher efficiency of 61% and 63%, T1 and T2 respectively, in the metal absorption compared to *P. stratiotes* which presented 34 and 25%.

Key-words: Phytoremediation. *Pistia stratiotes*. *Echinochloa polystachya*. Heavy metal. Chromium VI. Synthetic effluent.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processo de fitorremediação.....	20
Figura 2 - Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas.....	21
Figura 3 - Representação da macrófita aquática <i>Pistia Stratiotes</i> (Alface d'água).....	22
Figura 4 - Representação da macrófita aquática <i>Echinochloa polystachya</i> (Capim-violeta).....	24
Figura 5 - Fluxograma dos passos realizados no experimento.....	25
Figura 6 - Representação do Local de coleta da macrófita <i>Echinochloa polystachya</i> , o córrego se encontra entre as árvores da imagem.....	26
Figura 7 - Representação do Local de coleta da macrófita <i>Pistia stratiotes</i>	26
Figura 8 - Piscina improvisada para cultivo das macrófitas aquáticas.....	27
Figura 9 - Disposição dos recipientes polietilenos ocupados pelas macrófitas de forma aleatória.....	28
Figura 10 - Valores médios de pH e condutividade elétrica por tratamento obtidos durante o experimento com a macrófita aquática <i>Pistia stratiotes</i> , com a macrófita aquática <i>E. polystachya</i> e os controles.....	33
Figura 11 - Modelo de uma ATPase como carregadora de cátions associada a um carregador de ânions.....	35
Figura 12 - Representação de todas as replicatas de cada tratamento e do controle da espécie <i>P. stratiotes</i> no quinto dia de experimento.....	37
Figura 13 - Representação de todas as replicatas de cada tratamento e do controle da espécie <i>E. polystachya</i> no quinto dia de experimento.....	37
Figura 14 - Representação das replicatas T ₀ , T ₁ E T ₂ de ambas as macrófitas aquáticas no décimo dia do experimento, com o surgimento das microalgas.....	38
Figura 15 - Representação das replicatas T ₀ , T ₁ E T ₂ da <i>P. stratiotes</i> no 27 ^o dia de exposição aos tratamentos.....	39
Figura 16 - Representação das replicatas T ₀ , T ₁ E T ₂ da <i>E. polystachya</i> no 27 ^o dia de exposição aos tratamentos.....	39
Figura 17 - Perfil da concentração de Cr absorvido pelas raízes e folhas da <i>P. stratiotes</i> e pelas raízes, caules e folhas da <i>E. polystachya</i>	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Sais utilizados para a preparação da solução nutritiva.....	28
Tabela 2 - Concentração de cromo e dicromato de potássio adicionado em cada tratamento e a presença ou ausência de macrófita aquática.....	29
Tabela 3 - Programa de aquecimento para análise de absorção do metal Cr no GFAAS.....	31
Tabela 4 - Valores médios e diferença entre a massa fresca inicial e massa fresca final das duas espécies analisadas, além da quantidade de clones gerados pela <i>Pistia stratiotes</i>	36
Tabela 5 - Valores médios da massa seca de cada parte da planta e o respectivo total.....	36
Tabela 6 - Concentração de Cr encontrado na folha e raiz da <i>Pistia stratiotes</i> e na folha, caule e raiz da <i>E. polystachya</i> após a exposição em água contaminado com concentrações crescentes do metal.....	40
Tabela 7 - Eficiência de remoção do cromo na água por ambas as macrófitas.....	42
Tabela 8 - Concentração de Cr encontrado nos controles iniciais e finais em água contaminado com concentrações crescentes do metal.....	42
Tabela 9 - Fator de Bioacumulação e Fator de Translocação calculado.....	43

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo geral	13
2.2 Objetivos específicos	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 Efluentes industriais	14
3.2 Metais pesados	15
3.2.1 Cromo.....	17
3.3 Fitorremediação	18
3.4 Macrófitas aquáticas	20
3.4.1 <i>Pistia stratiotes</i> (Alface d'água)	22
3.4.2 <i>Echinochloa polystachya</i> (Capim-violeta).....	23
4 MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1 Localização da realização do experimento	25
4.2 Macrófitas: Coleta e Cultivo	25
4.3 Efluente sintético	28
4.4 Adição de Cromo no Efluente Sintético	29
4.5 Análises Físico-Químicas do Efluente Sintético	29
4.6 Preparação das Amostras e Determinação de Cromo por Espectrometria de Absorção Atômica com Atomização em forno de grafite (GF AAS)	30
4.7 Análise Estatística	31
4.8 Fator de Bioacumulação e Fator de Translocação	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
5.1 Análises físico-químicas do efluente sintético	32
5.2 Análise da Biomassa	35

5.3 Sintomatologia visual	36
5.4 Concentração de Cr nas Macrófitas	39
5.5 Fator de Bioacumulação e Translocação	42
6 CONCLUSÃO	44

1 INTRODUÇÃO

A poluição por compostos orgânicos e inorgânicos no meio ambiente, na maioria das vezes, decorrentes do descarte de efluentes industriais e esgoto doméstico é um dos principais problemas ambientais na atualidade. A presença de poluentes modifica a integridade dos recursos naturais que conservam a vida na biosfera, afetando significativamente o meio ambiente. O despejo inadequado de produtos poluentes sem um tratamento interfere no equilíbrio dos ecossistemas, destruindo sua capacidade de autodepuração e renovação (SILVA, 2001).

Entre os poluentes inorgânicos estão os metais pesados, responsáveis por causar efeitos negativos sobre o meio ambiente e à saúde humana. Ao contrário dos contaminantes orgânicos, os metais pesados não se degradam e tendem a acumular-se em organismos vivos, e a maior parte desses íons metálicos são conhecidos por serem tóxicos, carcinogênicos, mutagênicos e teratogênicos (aparecimento de anomalias genéticas), mesmo em baixas concentrações (PENG; TIAN, 2010).

O lançamento de efluentes no corpo hídrico prejudica a qualidade da água, por isso, medidas devem ser tomadas para não ocorrer a contaminação da mesma (HENKES; OLIVEIRA, 2013). As indústrias são uma das principais fontes poluidoras dos corpos d'água com metais pesados acima do limite permitido conforme CONAMA 430/11 (YABE; OLIVEIRA, 1998). Entre os metais mais encontrados em águas superficiais oriundo do descarte de efluentes industriais está o cromo, um elemento tóxico até em concentrações mais baixas principalmente para os seres vivos que habitam no ambiente aquático. Dentre as atividades industriais que utilizam esse composto estão as galvanicas, curtumes e cromadoras (ATSDR, 2000).

O cromo, um dos metais pesados mais encontrados no corpo hídrico em sua forma hexavalente, não apresenta valor nutricional, e é o que mais causa danos sendo nocivo ao meio ambiente e a saúde humana quando encontrado acima do limite do CONAMA 430/11 de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Devido à sua especiação, o cromo mostra diferentes comportamentos nos organismos vivos, podendo ser absorvido por inalação, ingestão e através da pele (AMARAL, 1985).

Essa problemática fez com que diversos pesquisadores buscassem novas técnicas para prevenir e controlar a contaminação por metais pesados, tendo em vista o baixo custo na implementação e operação dos tratamentos (MOURA, 2001). Nesse contexto, cresce o interesse pela utilização da biorremediação, definida como um

processo que utiliza organismos vivos, como microrganismos e plantas para descontaminação do solo e da água (PIRES *et al.*, 2003). É dentro da biorremediação que se encontra a fitorremediação, caracterizada pelo uso de plantas, para realizar a descontaminação do local. Diferentes espécies vegetais vêm sendo estudadas a fim de determinar o potencial de fitorremediação, associando a planta com o contaminante (USEPA, 2000).

Conforme Dwivedi *et al.* (2008), as plantas aquáticas são capazes de absorver mais metais do que as plantas terrestres. As macrófitas aquáticas possuem características de captar altas quantidades de nutrientes e água em seus tecidos, removendo simultaneamente substâncias tóxicas e metais. Isto ocorre porque essas plantas apresentam uma ampla área superficial. Além disso, as mesmas apresentam rápido crescimento e renovação (OLIVEIRA, 2001). São nas raízes que se encontram as maiores concentrações de contaminantes, pois é o órgão da planta responsável pela função de absorção.

As variáveis que influenciam diretamente o crescimento das macrófitas aquáticas são a disponibilidade de luz, temperatura, concentração de nutrientes na água, tipo de sedimento onde estão fixadas, profundidade da lâmina d'água, presença ou não de correnteza, turbidez, ataque de herbívoros e atividades humanas (APHA, 1995).

Considerando as diferenças de comportamento em cada planta aquática em contato com metais pesados, este projeto visa utilizar as macrófitas aquáticas *Pistia Stratiotes* (Alface d'água) e *Echinochloa polystachya* (Capim-violeta) para avaliar a capacidade de ambas em absorver o metal pesado, cromo VI, presente no efluente sintético.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar a absorção de cromo em efluente sintético por macrófitas aquáticas.

2.2 Objetivos específicos

- Produzir um efluente sintético;
- Aplicar diferentes concentrações de cromo VI no efluente sintético;
- Cultivar as espécies de macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Echinochloa polystachya* no efluente sintético;
- Avaliar o desenvolvimento das macrófitas através de sua biomassa, raízes e parte aérea;
- Determinar a concentração de cromo na água e nas macrófitas através da espectrometria de absorção atômica com atomização eletrotérmica (Forno de Grafite);
- Avaliar a capacidade de absorção de cromo do efluente pelas macrófitas.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Efluentes industriais

Conforme descrito na Resolução do CONAMA nº 430/2011, artigo 4º, inciso V, efluente "é o termo usado para caracterizar os despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos". Dentre os diferentes tipos ou formas de efluentes, os que causam mais impactos são os industriais. Se os efluentes são despejados aos corpos d'água sem tratamento adequado, a saúde pública e o meio ambiente são afetados negativamente devido a sua elevada quantidade e variedade de substâncias tóxicas (GUARATINI, 2000).

O setor industrial demanda 7% do total de água consumida no país (ANA, 2013). O uso da água nos processos industriais ocorre para compor os produtos gerados, para a lavagem de materiais, equipamentos e instalações, para sistemas de refrigeração e geração de vapor. Com isso, a água resultante desses procedimentos denomina-se "efluente industrial". As características físicas (temperatura, cor, turbidez, sólidos etc), químicas (pH, alcalinidade, teor de matéria orgânica, metais etc.) e biológicas (bactérias, protozoários, vírus etc.) dos efluentes industriais variam conforme o ramo industrial, tipo de tecnologia e matéria-prima utilizada, bem como o período de operação (CIMM,2015). Por exemplo, um efluente industrial pode transportar resíduos tóxicos, como metais pesados e restos de materiais em decomposição (Ministério do Meio Ambiente -MMA) (MIERZWA, 2002).

De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Tratamento, Recuperação e Disposição de Resíduos Especiais (ABETRE, 2016), são gerados 33 milhões de toneladas de resíduos industriais perigosos por ano no Brasil, mas apenas 8 milhões toneladas recebem tratamento adequado. Logo, os 76% restantes são despejados em rios e lagos sem nenhum tratamento prévio. Portanto, os regulamentos ambientais estão cada vez mais rígidos em relação ao limite máximo de poluentes contidos em efluente (CANUTO et al., 2007).

Um efluente pode conter poluentes orgânicos e inorgânicos, que podem estar solúveis na água ou em suspensão na forma de partículas (sólidas ou líquidas). Portanto, o efluente é considerado complexo, no que se refere a sua composição química e à forma como se apresentam os poluentes. As inúmeras substâncias orgânicas presentes no efluente podem ser chamadas de matéria orgânica, podendo

ser classificada como biodegradável ou não biodegradável (CAMMAROTA, MAGALI 2011).

Entre os poluentes inorgânicos estão os metais, os quais são liberados no meio ambiente principalmente por atividades como a mineração, galvanoplastia, tratamento de metais, têxteis, fabricação de baterias, curtumes, refino de petróleo, fabricação de tinta, pesticidas, papel, fabricação de pigmentos, impressão e indústrias fotográficas, entre outros (OLGUÍN; SÁNCHEZ-GALVÁN, 2012).

Segundo um estudo de análise de concentração de metais pesados realizado por Andrade et al. (2009) na água do rio Piracicaba, localizado no estado de Minas Gerais, os teores de concentração de cromo nos corpos hídricos variam de 0,2 a 1,7 ppm. Outro estudo com o mesmo intuito realizado por Lima et al. (2010) na bacia do rio Cassiporé, estado do Amapá, as concentrações variaram de 0,2 a 6,5 mg.L⁻¹.

3.2 Metais pesados

Metal é um elemento químico que apresenta fortes ligações químicas entre seus átomos, chamada ligação metálica, apresentam três características físicas, sendo elas, conduzir eletricidade, ter brilho, ser maleável e flexível. Essas características são devido ao arranjo regular em que se apresentam os cátions, cercados por um grande número de elétrons, cuja mobilidade, por exemplo, confere brilho ao metal (BACCAN, 2004).

Metal pesado é um termo utilizado para o grupo heterogêneo de elementos incluindo metais, semi-metais e não metais que possuem número atômico maior que 20 e densidade maior que 6 g cm⁻³, os quais são normalmente utilizados na indústria e associados a problemas de contaminação ambiental (ALLOWAY, 1993; MALAVOLTA, 1994).

A acumulação de metais nos organismos depende diretamente da fração de metais biodisponíveis no meio. A toxicidade de um metal presente em corpos d'água varia em função do pH e dos teores de carbono dissolvidos e em suspensão, uma vez que os metais interagem com o carbono e seus compostos, formando complexos ou sendo adsorvidos (BAIRD, 2002). A forma mais tóxica de um metal é quando ele se encontra como um cátion ou ligado a cadeias carbônicas e não quando está livre.

Nos organismos, o principal mecanismo de ação tóxica dos metais decorre de sua afinidade pelo enxofre, sendo assim, quando presentes em suas formas

catiônicas, os metais reagem com o radical sulfidril (-SH) presente na estrutura proteica das enzimas, alteram suas propriedades podendo causar danos ao metabolismo dos seres vivos (BAIRD, 2002).

Os metais pesados podem ser oriundos de descartes de diferentes tipos de indústrias, como mineradoras, galvanoplastia, curtumes e fábricas de produtos eletrônicos. Com isso, a legislação brasileira estabelece concentrações máximas destes para o despejo de efluentes em corpos hídricos e de potabilidade de água para consumo humano. Apesar de possuírem efeitos tóxicos, isso depende da espécie e do metal, a legislação faz menção apenas à concentração total de cada metal (LIMA; MERÇON, 2011).

Os metais pesados apresentam papéis importantes no metabolismo dos seres vivos. Suas propriedades desempenham funções fundamentais na manutenção da estrutura tridimensional de biomoléculas essenciais ao metabolismo celular, sendo apenas alguns metais necessários em quantidades mínimas para os seres vivos, como zinco, ferro, níquel, entre outros, enquanto outros podem causar danos ao metabolismo dos mesmos, que é o caso do arsênio, chumbo, cádmio, mercúrio e alumínio (VALLS e LORENZO, 2002).

O nível de absorção de metal, a toxicidade e a bioacumulação variam conforme o organismo, e podem ser alteradas pelos efeitos da temperatura, do pH, da turbidez, do oxigênio dissolvido e das concentrações de outros metais em solução, assim a acumulação de metais em organismos aquáticos pode ser um indicador útil da presença de metais em formas biologicamente disponíveis (MORTIMER, 2000).

Os metais tendem a se acumular em plantas e animais aquáticos, penetrando nesses organismos através da superfície do corpo e de estruturas respiratórias, e também pela ingestão que fazem de material particulado e água, criando uma condição de toxicidade (MELVILLE & BURCHETT, 2002).

Em corpos d'água, a toxicidade de um metal varia em função do pH e dos teores de carbono dissolvidos e em suspensão, uma vez que os metais interagem com o carbono e seus compostos, formando complexos ou sendo adsorvidos (BAIRD, 2002). A adsorção é geralmente o processo predominante, visto que os metais têm uma forte afinidade pelos oxi hidróxidos de manganês e ferro, por matéria orgânica particulada e, em menor grau por minerais argilosos, tendo grande possibilidade de se acumularem nos sedimentos de fundo (ELDER, 1988; MOURA, 2012).

Para reverter a contaminação por esses metais pesados foram realizados alguns estudos utilizando plantas aquáticas, portanto segundo Moresco (2016) a *P. stratiotes* foi capaz de remover quase 80% de cromo da água em apenas 48 horas e conforme Rodrigues (2015) a mesma planta apresentou uma eficiência de remoção de aproximadamente 80% de cádmio.

Já resultados utilizando *E. polystachya* de acordo com Kitamura; Maranhão (2015) foi capaz de removerem torno de 80% de fósforo. E conforme Bernadino et al. (2016) essa espécie teve como eficiência 54% da remoção de chumbo em 8 dias de exposição ao metal.

3.2.1 Cromo

O cromo é um elemento químico, de símbolo Cr e número atômico de 24, é um metal de transição encontrado no grupo VI-B da tabela periódica, possui coloração cinza, apresenta propriedades mecânicas, como dureza e resistência ao atrito, e propriedades químicas, como resistência a corrosão e ao desgaste (SILVA, 2001).

Esse metal é o sétimo elemento mais abundante disponível na terra e 21º na crosta terrestre, sendo encontrado principalmente nas formas de cromo (0), cromo (III) e cromo (VI). O cromo (III) em pequenas quantidades é considerado necessário para a saúde humana, sendo uma quantidade de 30-35 µg para homens e 20-25 µg para mulheres. O mesmo é um dos poluentes mais comuns e altamente tóxicos liberados no meio ambiente, ocorrendo através de fontes naturais e atividades antropogênicas, principalmente por fontes industriais. A liberação de cromo ocorre por indústrias de processamento de metais, curtumes, produção de cromato, soldagem de aço inoxidável e produção de pigmentos para tintas e vernizes (ABIGAIL; SAMUEL; CHIDAMBARAM, 2014; ATSDR, 2008).

O cromo não é um elemento essencial para a nutrição das plantas, mas pode ser acumulado pelas mesmas e pelo solo, pois esse metal possui semelhança estrutural com alguns elementos essenciais, pode afetar a nutrição mineral de plantas de uma forma complexa. Ambas as formas podem interferir na absorção de vários outros elementos semelhantes, como íons de ferro e enxofre (PEREIRA; BARTOLOMÉ; SÁNCHEZ-FORTÚN, 2013)

Efluentes líquidos contendo cromo devem ser tratados antes de serem despejados no ambiente. O método mais comumente utilizado para remover este

metal pesado é a precipitação alcalina. Além disso, técnicas alternativas de remediação, biorremediação e fitorremediação, vem sendo cada vez mais estudadas. (MAINE; SUÑÉ; LAGGER, 2004).

Conforme a Resolução CONAMA nº 430/2011, os padrões de lançamento de efluente contendo cromo tem como valores limites $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para cromo hexavalente e $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para cromo trivalente. Segundo o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) e a Resolução CEMA nº 0070/2009 os limites para lançamento de cromo total em efluentes industriais de curtumes, tintura, têxteis e lavanderia industrial é de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (PARANÁ, 2009).

3.3 Fitorremediação

A fitorremediação tem como definição fito = planta e remediar = corrigir. Esta é uma técnica que utiliza plantas para degradar, extrair, conter ou imobilizar contaminantes em solos, águas superficiais e subterrâneas. A fitorremediação tem sido empregada como uma alternativa inovadora e de baixo custo à maioria dos processos de tratamento já utilizados em áreas contaminadas (USEPA, 2000). As plantas podem remover muitos poluentes dissolvidos em solução para utilizá-los em seus processos fisiológicos ou acumulá-los em seus órgãos (BERNARDINO et. al, 2016).

A fitorremediação apresenta grande possibilidade de uso em tratamento de solos e lodos contaminados, efluentes industriais e domésticos, drenagem ácida de minas, percolado de aterros sanitários, escoamento superficial urbano, rural e industrial, cobertura vegetal para áreas contaminadas, construção de barreiras hidráulicas, remediação de águas subterrâneas, entre outros (BARRETO, 2011). A tecnologia de fitorremediação não é capaz de causar destruição e desestabilização da área, visa reduzir o impacto ambiental e não afetar o aspecto visual do ambiente, podendo até torná-lo mais ornamental (VIANA, 2010).

O princípio da fitorremediação consiste no processo de tolerância ao acúmulo de metais pelas plantas, de uma maneira que mantém suas funções celulares mesmo na presença de grandes quantidades de metais. Estes processos incluem a compartimentalização dos metais em estruturas sub-celulares; exclusão ou diminuição do transporte através da membrana; e a formação de peptídeos quelantes

(biomoléculas ligadas ao íon metálico), que auxiliam direta ou indiretamente a acumulação de metais pelas plantas (COBBETT; GOLDSBROUGH, 2002).

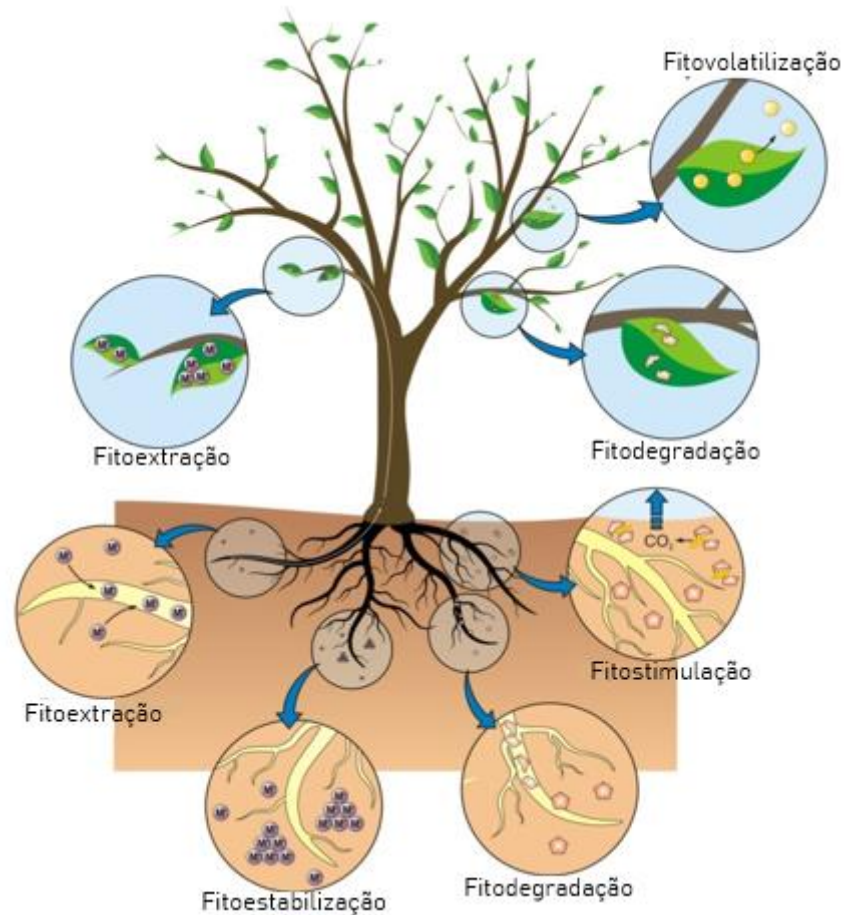
Na forma direta, os elementos são absorvidos e acumulados ou metabolizados nos tecidos, através da mineralização. Na remediação indireta, as plantas removem os contaminantes das águas subterrâneas, assim reduz ou degrada a contaminação caso a presença de plantas proporciona um meio favorável ao aumento da atividade microbiana (TAVARES, 2009).

Na Figura 1 podem ser observados os processos de fitorremediação. Na fitodegradação (fitotransformação) os contaminantes orgânicos são degradados dentro das células vegetais por enzimas específicas. Na fitoestabilização (fitoimobilização) o principal objetivo é evitar a movimentação de contaminantes e limitar sua disseminação no solo, assim, os contaminantes orgânicos ou inorgânicos são incorporados na lignina da parede celular de células de raízes ou em húmus. Os metais são precipitados como formas insolúveis através dos exsudatos radiculares e retidos na matriz do solo. Na fitovolatilização alguns íons, principalmente mercúrio, selênio e arsênio são absorvidos pelas raízes das plantas capazes de absorver e volatilizar certos metais e convertidos em formas não tóxicas, posteriormente liberados na atmosfera. Como exemplo, pode-se citar as espécies *Astragalus bisulcatus* e *Stanleya pinnata* (FAVAS, 2013).

Na fitoextração os contaminantes são absorvidos pelas raízes, em seguida translocados e acumulados nas partes aéreas, essa técnica utiliza principalmente as plantas hiperacumuladoras, ou seja, as quais possuem capacidade de armazenar altas concentrações de metais em suas partes aéreas. Na fitofiltração as plantas absorvem, concentram e/ou precipitam contaminantes de um meio aquoso através do sistema radicular ou outros órgãos submersos, os contaminantes são principalmente metais pesados ou elementos radioativos. Os melhores resultados são obtidos por plantas com alta capacidade de acumulação, com maior tolerância a contaminantes e que possuem alta biomassa radicular ou superfície de alta absorção (FAVAS, 2013).

E por fim na rizodegradação (fitostimulação) o crescimento das raízes promove a proliferação de micro-organismos degradantes da rizosfera que utilizam exsudatos e metabólitos de plantas como fonte de carbono e energia. Essa técnica é limitada a contaminantes orgânicos (FAVAS, 2013).

Figura 1 - Processo de fitorremediação.

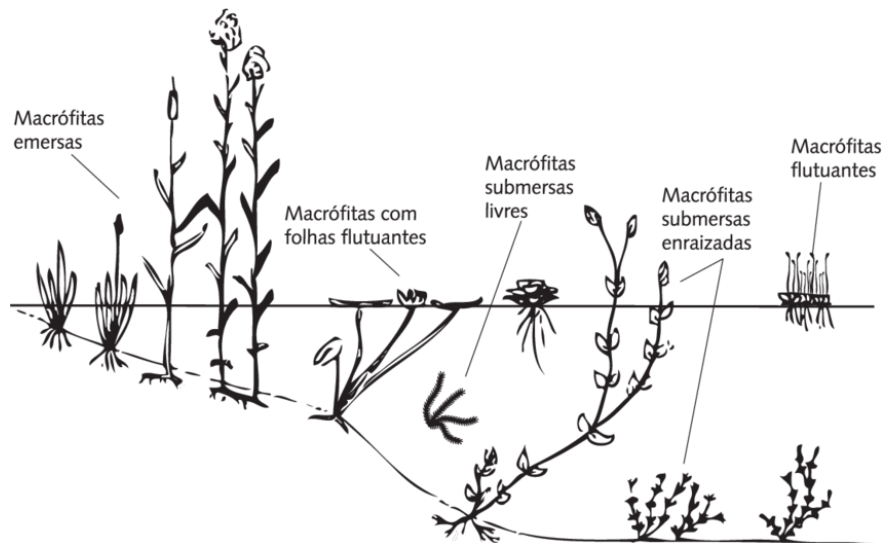


Fonte: Adaptado de Favas et al. (2013).

3.4 Macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas foram inicialmente definidas como herbáceas que crescem na água, em solos cobertos com água ou em solos saturados com água (WEARNER e CLEMENTS, 1938). Atualmente sua definição é de acordo com a palavra que consiste em macro = grande, fita = planta, considerada visível ao olho nu. Conforme a Figura 2, essas plantas apresentam diferentes grupos ecológicos, podendo ser enraizadas em ambientes aquáticos com partes fotossintetizantes ativas permanentemente (ou alguns meses do ano), ser total ou parcialmente submersas ou ainda flutuantes em água doce ou salobra, possuindo grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes (ESTEVES, 1998; IRGANG; GASTAL JR, 1996).

Figura 2 - Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas.



Fonte: Google (2009).

A composição química das macrófitas aquáticas é variada, devido à grande plasticidade fenotípica e por conter vários tipos de vegetais, pois dependendo da forma de sobrevivência há a necessidade diferenciada da produção de estruturas de sustentação, pecíolos, raízes, dentre outros. (BIANCHINI JR, 2003).

As macrófitas aquáticas possuem a característica de alta produtividade, principalmente em regiões rasas e com baixa velocidade de correnteza. A produção primária representa um processo fundamental para a dinâmica de energia e de matéria orgânica dos ecossistemas aquáticos, sendo que esse processo possui diferenças entre as espécies de macrófitas, exibe uma grande variedade interespecífica, ou seja, entre as espécies e os grupos ecológicos (ESTEVES, 1998). A distribuição das macrófitas e sua produtividade dependem tanto das características físicas e químicas da água quanto do sedimento (WETZEL, 2001).

As macrófitas, assim como os microrganismos associados e as respectivas enzimas, são utilizadas como técnicas para degradar, reter, imobilizar ou reduzir a níveis não-tóxicos os poluentes ambientais a fim de retomar as condições próximas às originais do solo e da água e estabilizar o poluente, definindo a fitorremediação (JESUS et al., 2015).

Segundo Dhir et al. (2009), as macrófitas aquáticas (particularmente as livres, submersas enraizadas e emergentes) possuem um papel mundialmente conhecido e importante por apresentarem eficiência de remover uma variedade de poluentes (metais-traço, radionuclídeos, explosivos e poluentes orgânicos e inorgânicos) de

águas poluídas, variando de espécie para espécie. Os contaminantes são removidos pelas raízes submersas na água e sedimentos e pelas folhas submersas na coluna d'água.

3.4.1 *Pistia stratiotes* (Alface d'água)

A espécie *Pistia stratiotes* (Figura 3), é popularmente conhecida como alface d'água, pertencente à família *Araceae* e é uma planta aquática flutuante, ou seja, independente do substrato. Não possui origem conhecida, entretanto é atribuída à América do Sul ou África, e é amplamente encontrada em regiões tropicais. Muito utilizada para o paisagismo de ambientes aquáticos como aquários, lagoas e espelhos d'água devido a aparência ornamental de sua folhagem (LORENZI, 1982).

Figura 3 - Representação da macrófita aquática *Pistia Stratiotes* (Alface d'água).



Fonte: Google (2019).

P. stratiotes possui propagação sexuada e assexuada por meio de seus talões (LORENZI, 1982), cuja via preferencial de reprodução é a vegetativa, também conhecida como reprodução clonal (CARDOSO et al., 2005). Esta espécie possui folhas sésseis, esponjosas, espatuladas e obtusas, dispostas em rosetas, apresenta coloração verde aveludada na face superior e verde pálida esbranquiçada na face inferior e apresentam raízes longas e fribosas (LORENZI, 1982; COELHO; DEBONI; LOPES, 2005).

Devido a sua alta capacidade de reprodução de forma vegetativa e rápido crescimento, a alface d'água apresenta a característica de formar grossos tapetes de plantas sobre a superfície aquática, muito encontrada na região do Pantanal (COELHO; DEBONI; LOPES, 2005).

A Alface d'água além de apresentar características e se destacar como as outras plantas aquáticas pelo elevado potencial na fitorremediação de metais

pesados, alta capacidade de acumulação desses elementos devido a sua produção de biomassa e rápido crescimento (PRASAD, 2003), a mesma apresenta uma rápida reprodução vegetativa através dos estolões, o que favorece sua utilização para remediação de corpos hídricos contaminados.

A macrófita aquática *P. stratiotes* tem sido utilizada para a remoção de metais pesados como cromo, níquel e zinco (MUFARREGE; HADAD; MAINE, 2010), na qual a planta apresentou diminuição significativa na biomassa e nos parâmetros anatômicos radiculares. Mas com a adição de fósforo ao tratamento com metais combinados aumentou a tolerância da *P. stratiotes* aos metais, não interferindo tanto no comprimento das raízes e crescimento das plantas.

Outro estudo feito por Rodrigues (2015) mostrou que a *P. stratiotes* em contato com o metal pesado cádmio apresentou um aumento de sua biomassa e teve uma eficiência de remoção do metal de aproximadamente 80%. Essa espécie de planta aquática vem sendo utilizada também para a remoção de resíduos de mineração contendo mercúrio (SKINNER; WRIGHT; PORTER-GOFF, 2007), e para o tratamento de esgoto urbano, por sua elevada taxa de crescimento (ZIMMELS; KIRZHNER; MALKOVSKAJA, 2006).

3.4.2 *Echinochloa polystachya* (Capim-violeta)

E. polystachya é conhecida popularmente por capim-violeta e capim-cabeludo, é uma gramínea perene, longa, e fixa ao substrato, possui colmos avermelhados e grosseiros de 1,0 m a 3,0 m de altura, possuindo base comprida e rasteira, apresenta nós densamente eriçados com pêlos amarelo-adpressos (BLACK, 1950; RENVOIZE, 1998).

Echinochloa polystachya (Figura 4) é classificada como uma gramínea com ciclo fotossintético C4, recebe esse nome pois o ácido oxalacético possuem 4 moléculas de carbono, formado após o processo de fixação de carbono (HEDGES *et al.*, 1986), é encontrada principalmente nas margens da Bacia Amazônica (CAMARÃO *et al.*, 2006). São encontradas também desde o México até a Argentina (PIEIDADE *et al.*, 2010). Essa planta apresenta rápido crescimento, reprodução predominantemente vegetativa e ciclo de vida fortemente regulado pelo ciclo anual do nível da água, podendo ser dividido nas fases terrestre e aquática (BARBOSA *et al.*, 2008).

Figura 4 – Representação da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (Capim-violeta).



Fonte: CARVALHO, F.T., VELINI, E. D. e MARTINS, D. (2005).

Essa gramínea é considerada uma das principais espécies da Amazônia Central, devido ao seu consumo tanto por herbívoros naturais quanto por bovinos e búfalos (OHLY, 1996). Em condições ambientais favoráveis, a espécie pode atingir 80 t ha^{-1} de biomassa em períodos de inundação do rio Amazonas, apresentando uma produtividade primária em torno de $108 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Piedade et al. 1991). Essa espécie se destaca pela sua produtividade, uma vez que é bem alta em relação à média de outras macrófitas aquáticas ($8 \text{ a } 60 \text{ t ha}^{-1}$), sendo 4 vezes maior que a esperada em florestas tropicais chuvosas (LIETH, 1975).

Essa espécie pertence à família *Poaceae*, a qual é uma das maiores famílias dentre as Angiospermas e engloba espécies fundamentalmente importantes, tanto como fonte de alimento para a humanidade e seus animais domésticos, quanto para o ponto de vista ecológico. Ocorrem em praticamente todos os ecossistemas do planeta, tais como campos, banhados, desertos, florestas, planícies, montanhas e ambientes aquáticos, marinhos e de água doce (ALCÂNTARA & BUFARAH 1982, CHASE 1991, WATSON & DALLWITZ 1992, BOLDRINI *et al.* 2005, JUDD *et al.* 2009).

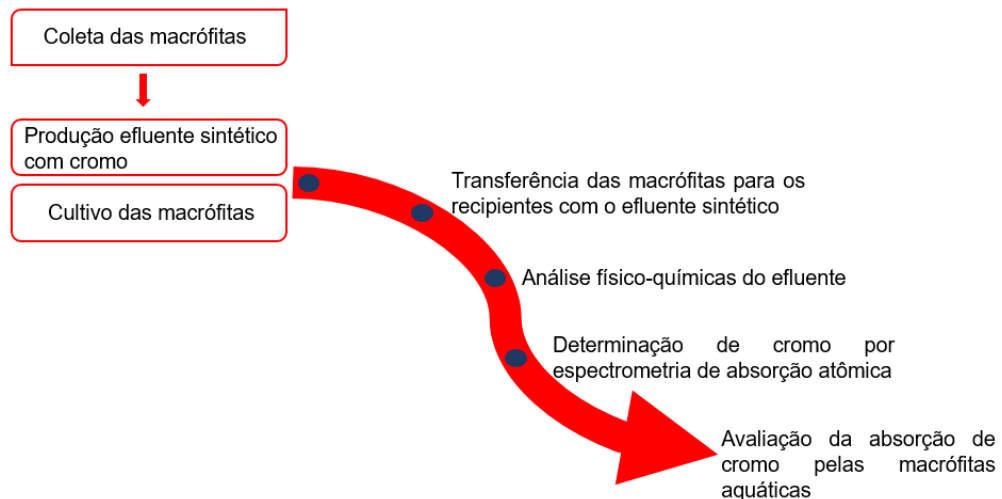
Segundo estudos, a *Echinochloa polystachya* mostrou-se capaz de acumular metais pesados em suas raízes e parte aérea, sem sofrer grandes alterações no crescimento quando exposta à concentrações acima do permitido pela legislação (Solís-Domínguez *et al.*, 2007).

Conforme Preussler (2014) essa espécie é capaz de absorver cobre, cromo, zinco, níquel, chumbo e cádmio, encontrando as maiores concentrações de Cr na raiz seguida da parte aérea, ao contrário do Zn que na parte aérea as concentrações de cromo foram mais altas do que na raiz.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento realizado para avaliar as plantas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Echinochloa polystachya* cultivadas em efluente contaminado com Cromo VI, seguiu os passos descritos no fluxograma da Figura 5.

Figura 5 - Fluxograma dos passos realizados no experimento.



Fonte: A autoria Própria.

4.1 Localização da realização do experimento

O experimento foi realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), situada no município de Londrina, onde utilizou-se o Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Ambiental com disponibilidade de água deionizada para a preparação do efluente sintético. O experimento foi conduzido na casa de vegetação do Campus. Além disso, foi utilizado o laboratório multiusuário da UTFPR Campus Apucarana.

4.2 Macrófitas: Coleta e Cultivo

As macrófitas aquáticas das espécies *Pistia stratiotes* e *Echinochloa polystachya* foram coletadas no município de Londrina, no estado do Paraná, sendo cada uma em um corpo hídrico diferente. A espécie *Echinochloa polystachya* foi coletada ao longo da extensão do aterro do Lago Igapó (Figura 6) localizado nas coordenadas 23°19'25,87"S, 51°10'39,84"W, local onde se encontra um elevado número de

macrófitas de diferentes espécies. Essa macrófita foi escolhida pois é facilmente encontrada em corpos hídricos.

Figura 6 - Representação do Local de coleta da macrófita *Echinochloa polystachya*, o córrego se encontra entre as árvores da imagem.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019).

Já as macrófitas da espécie *Pistia stratiotes* foram coletadas no Ribeirão Cambé (Figura 7), localizado nas coordenadas 23°19'01.0"S e 51°11'13.3"W. Essa é uma macrófita muito utilizada em estudos para avaliação do seu potencial em fitorremediação (MORESCO, 2016; DEMARCO et al, 2016; COELHO, 2017).

Figura 7 - Representação do Local de coleta da macrófita *Pistia stratiotes*.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019).

Após a coleta as macrófitas foram colocadas em uma piscina adaptada (Figura 8) contendo água e solução nutritiva comercial (Forth Solúveis) conforme medidas recomendadas pelo fabricante para hortaliças utiliza-se 1,5 kg m³, localizada na casa de vegetação do Campus. As macrófitas foram mantidas por aproximadamente 15 dias até se reproduzirem e posteriormente fazer a seleção das mesmas. A espécie *Pistia stratiotes* foi selecionada conforme o diâmetro e o peso. Escolheu-se cinco macrófitas para cada concentração de cromo utilizada com os diâmetros e pesos próximos buscando manter uma uniformidade entre os tratamentos.

Figura 8 - Piscina adaptada para cultivo das macrófitas aquáticas.



Fonte: Autoria Própria.

A espécie *Echinochloa polystachya* foi selecionada através do peso e altura. Foram escolhidas plantas com tamanho e peso próximos, sendo colocadas três macrófitas em cada concentração de cromo utilizada no experimento. Posteriormente foram todas transferidas para suas respectivas concentrações com inspeção visual diária.

Os recipientes de polietilenos foram colocados em uma bancada na casa de vegetação de forma aleatória para não sofrer influência da incidência de luz solar em apenas certa concentração ou em apenas uma determinada macrófita, sendo assim, misturou-se as duas espécies de macrófitas (gramíneas e alfaces d'água) sem uma ordem definida, conforme Figura 9.

Figura 9 - Disposição dos recipientes de polietileno ocupados pelas macrófitas de forma aleatória.



Fonte: Autoria Própria.

4.3 Efluente sintético

Para a produção do efluente sintético foi utilizada água deionizada, na qual foi adicionada uma solução nutritiva (Tabela 1) para que as plantas pudessem se desenvolver, uma vez que são micronutrientes com quantidades necessárias segundo Smart & Barko (1985) e Hoagland & Arnon (1938). Por fim, adicionou-se o cromo VI na forma do sal de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e o experimento foi conduzido em recipientes de polietileno com utilização de volume de 14 litros de efluente. Para estabelecer o volume de água deionizada utilizado no recipiente de polietileno, foi utilizado como base Coelho (2017), o qual possui uma área superficial de $0,188 \text{ m}^2$ com capacidade de 40 litros. Já o recipiente que foi utilizado nesse experimento possui uma área superficial de $0,066 \text{ m}^2$, logo o volume de água foi de 14 litros em cada um.

Tabela 1 - Sais utilizados para a preparação da solução nutritiva.

Micronutrientes	Concentração g L^{-1}
Cloreto de cálcio (CaCl_2)	2,767
Cloreto de Magnésio (MgCl_2)	0,078
Sulfato de Amônia ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$)	0,137
Fosfato monopotássico (KH_2PO_4)	0,002
Cloreto de Potássio (KCl)	0,018

Fonte: Autoria Própria.

4.4 Adição de Cromo no Efluente Sintético

Foram adicionadas concentrações crescentes de cromo VI no efluente sintético na forma do sal dicromato de potássio, tomando como parâmetro os valores permitidos de lançamento de efluentes líquidos industriais, onde o valor máximo é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de cromo VI segundo a Resolução CONAMA nº 430/11.

Sendo assim, como pode ser vista na Tabela 2 o experimento foi realizado com duas concentrações de cromo VI, um controle para cada concentração de cromo (C_0) e o controle denominado T_0 .

Tabela 2 – Concentração de cromo e dicromato de potássio adicionado em cada tratamento e a presença ou ausência de macrófita aquática.

Tratamento	Concentração de cromo (mg L^{-1})	Total de dicromato de potássio (mg L^{-1})	Macrófita
T_0	-	-	Presente
T_1	0,1	0,28	Presente
T_2	0,2	0,56	Presente
C_0	-	-	Ausente
C_1	0,1	0,28	Ausente
C_2	0,2	0,56	Ausente

Fonte: Autoria própria.

Os controles C_0 , C_1 e C_2 foram preparados para confirmar a permanência do metal durante todo o período do experimento. Cada tratamento (T_0 , T_1 e T_2) foi realizado em quadruplicata, resultando em 24 recipientes, com adição de água deionizada para manter o nível da água nos recipientes de polietileno, medindo sua profundidade com auxílio de uma régua a cada 15 dias.

No início do tratamento foi inserido um terço do total do metal pesado para adaptação das plantas para ambas as concentrações, o restante foi adicionado após 15 dias de experimento.

4.5 Análises Físico-Químicas do Efluente Sintético

Durante o experimento foram medidos o pH utilizando o pHmetro digital portátil (HM-1072) e a condutividade elétrica com o condutivímetro CD-860 Digital Portátil, do efluente sintético. Na primeira semana os parâmetros foram medidos diariamente e a partir da segunda semana foram medidos em dias alternados. Foi realizada a coleta

da amostra do efluente sintético no primeiro dia do experimento, após 15 dias quando adicionou-se o restante do metal pesado e no final do experimento com 25 dias. Em todas as amostras coletadas adicionou-se ácido nítrico purificado (destilador Subboiling, Berghof, Alemanha) até obter $\text{pH} < 2$ e as amostras foram mantidas sob refrigeração para conservação até serem analisadas.

4.6 Preparação das Amostras e Determinação de Cromo por Espectrometria de Absorção Atômica com Atomização em forno de grafite (GF AAS)

Antes da análise por GF AAS, as macrófitas da espécie *Echinochloa polystachya* foram separadas em folha, caule e raiz e as macrófitas da espécie *Pistia stratiotes* foram separada em raiz e folha. Em seguida as amostras foram secas em estufa a $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 2 dias até obtenção de massa constante. Após a secagem as amostras foram inseridas no moinho de facas tipo willye (Fortinox, Star FT 50) para trituração e depois peneiradas em peneira com diâmetro de abertura de $75\text{ }\mu\text{m}$.

As amostras com diâmetro $< 75\text{ }\mu\text{m}$ foram submetidas ao processo de digestão ácida, em triplicata, sendo pesadas em balança analítica (Mettler Toledo) com utilização de $0,3\text{ g}$ de amostra e transferidas para os tubos do bloco digestor.

Em seguida foram adicionados 6 mL de ácido nítrico 65% purificado (destilador SubBoiling, Berghof, Alemanha) em cada amostra. As amostras foram submetidas à digestão ácida com aquecimento em bloco digestor (Solab, SL-25/40), com temperatura inicial de $80\text{ }^{\circ}\text{C}$ por uma hora, posteriormente a temperatura foi aumentada para $120\text{ }^{\circ}\text{C}$ por uma hora e meia, e então, adicionou-se 4 mL de peróxido de hidrogênio 30% v/v e deixou por mais vinte minutos a $120\text{ }^{\circ}\text{C}$. Após o término do procedimento, as amostras digeridas foram transferidas para tubos tipo falcon e tiveram seus volumes completados para 20 mL com água ultrapura.

Para determinar a concentração de cromo foi utilizado o equipamento de Espectrometria de Absorção Atômica com Atomização em Forno de Grafite (GFAAS), da Thermo Scientific ICE 3000 SERIES (Solaar S4, Estados Unidos), com comprimento de onda $357,9\text{ nm}$, correção de fundo Zeeman e programa de aquecimento apresentado na Tabela 3, conforme estabelecida pelo fabricante. Todas as amostras foram analisadas em triplicata.

Tabela 3 – Programa de aquecimento para análise de absorção do metal Cr no GF AAS.

Temperatura (°C)	Tempo (s)	Rampa (°C s ⁻¹)	Fluxo de gás (L min ⁻¹)
100	30,0	10	0,2
1000	20,0	150	0,2
2500	3,0	0	Off
2600	3,0	0	0,2

Fonte: Autoria Própria.

4.7 Análise Estatística

Os resultados obtidos pela absorção das concentrações de cromo pelas plantas através da GFAAS foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias, quando significativas, foram comparadas entre si pelo teste Tukey, $p < 0,05$. Foi utilizado o programa Origin® 8.0 para a realização da análise.

4.8 Fator de Bioacumulação e Fator de Translocação

Para avaliar o potencial das espécies *Pistia stratiotes* e *Echinochloa polystachya* na extração de Cr e identificá-la como uma espécie tolerante ou hiperacumuladora do metal, foram realizados cálculos referentes ao fator de bioacumulação (1) e ao fator de translocação (2) do metal na planta, conforme mostrado a seguir:

$$FB = \frac{\text{Concentração do metal na parte aérea } (\mu \text{ g. g}^{-1})}{\text{Concentração do metal na água } (\mu \text{ g. L}^{-1})} \quad (1)$$

$$FT = \frac{\text{Acúmulo do metal na parte aérea } (\mu \text{ g. g}^{-1})}{\text{Acúmulo do metal na raiz } (\mu \text{ g. g}^{-1})} \quad (2)$$

O fator de bioacumulação (FB) (ZAYED; GOWTHAMAN; TERRY, 1998 apud RODRIGUES, 2016) indica a eficiência da planta em absorver o metal e o fator de translocação (FT) (YOON et al, 2006) avalia o mecanismo da planta em translocar o metal pesado das raízes para as partes aéreas.

O FB é o mais importante quando se considera o potencial da fitoextração para uma determinada espécie. Em espécies acumuladoras de metais o FB é tipicamente > 1 (BAKER, 1981). O FT é muito importante para a classificação da planta como

hiperacumuladora. Quanto maior o FT, maior a quantidade translocada para a parte aérea.

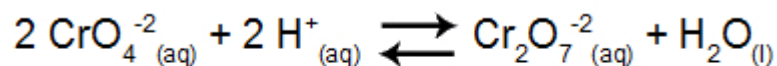
De acordo com Fitz e Wenzel (2002) e Yoon et al. (2006) apud Boechat (2014), espécies vegetais que apresentam fator de bioacumulação e fator de translocação acima de um, possuem potenciais para serem utilizadas como fitoextratoras de metais pesados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análises físico-químicas do efluente sintético

As análises físico-químicas do efluente realizadas durante o experimento teve como finalidade analisar o consumo de nutrientes pelas macrófitas aquáticas e a possível interferência do valor do pH no crescimento das plantas, uma vez que uma água ácida pode influenciar no seu desenvolvimento e ter uma menor quantidade de nutrientes, e a condutividade elétrica representa a presença de íons e a capacidade de conduzir corrente elétrica na água.

Medir a condutividade de um líquido é uma maneira indireta e simples de perceber a presença de íons oriundos de substâncias polares, geralmente sais inorgânicos, dissolvidos na água. A presença dessas substâncias aumenta a condutividade elétrica da água, pois os mesmos são eletrólitos, ou seja, se dissolvem em íons na água e contribuem para a condução de eletricidade (SEHN, 2016). Esse processo ocorre devido a redução do pH, pois os íons são dissolvidos e liberam íons de hidrogênio (H^+). Isso é possível analisar através do equilíbrio químico iônico abaixo formado quando os sais cromato de potássio (K_2CrO_4) e dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) são dissolvidos em água (DIAS, 2019).



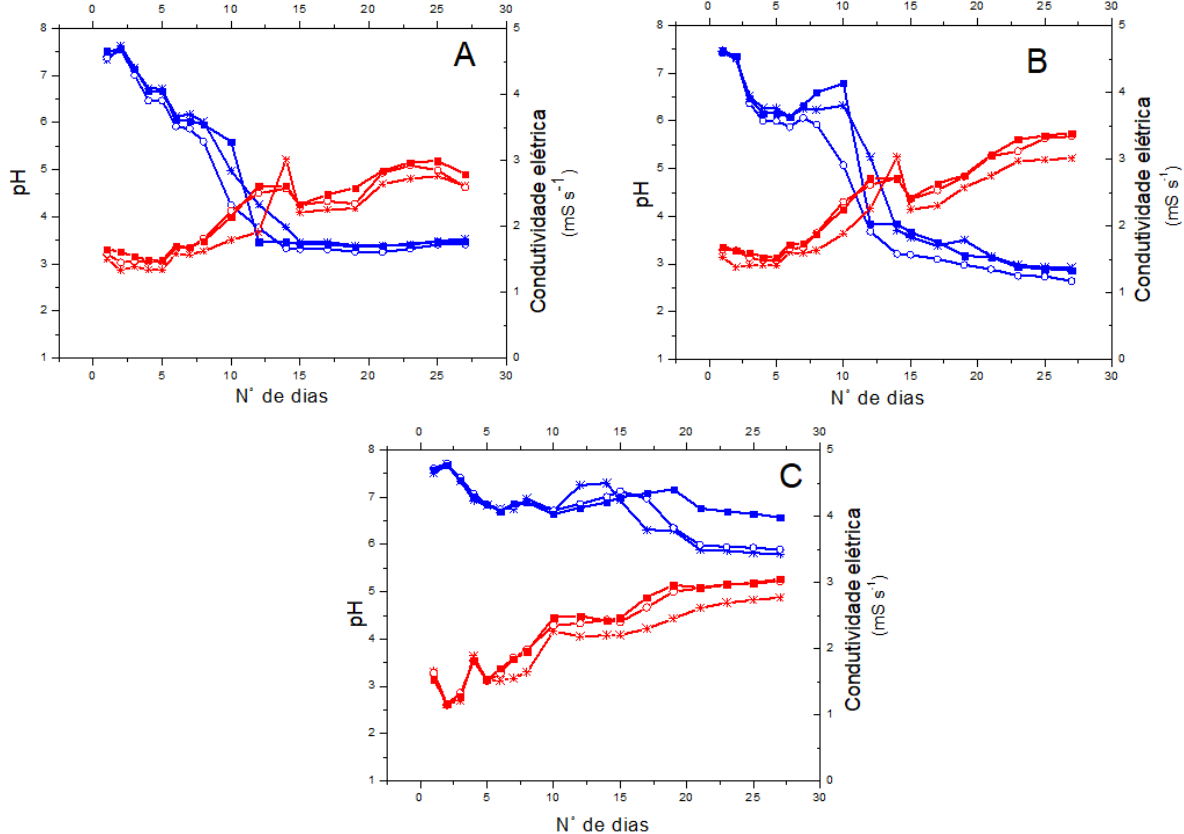
Equilíbrio iônico entre os sais K_2CrO_4 e $K_2Cr_2O_7$

Nesse equilíbrio iônico, os íons cromato transformam-se em íons dicromato na reação direta (para a direita), e os íons dicromato transformam-se em íons cromato na reação inversa (para a esquerda) (DIAS, 2019).

Como pode ser observado na Figura 10 houve a redução do pH e o aumento da condutividade elétrica em todos os tratamentos durante o experimento para ambas

as espécies de macrófitas aquáticas (Figura 11 A e B). A partir do 15º dia o pH da amostra da solução tratada com a espécie *P. stratiotes* (Figura 11 A) começou a se estabilizar, ao contrário da espécie *E. polystachya* (Figura 11 B), onde o pH continuou caindo, mesmo que com diminuições não tão bruscas. Isso ocorreu pois a espécie alface d'água (*P. stratiotes*) teve seu desenvolvimento reduzido e no 23º dia começou a morrer, enquanto a espécie capim-violeta (*E. polystachya*) continuou absorvendo os nutrientes e se desenvolvendo.

Figura 10 - Valores médios de pH e condutividade elétrica por tratamento obtidos durante o experimento com a macrófita aquática *Pistia stratiotes* (A), com a macrófita aquática *E. polystachya* (B) e os controles (C). (—*— Cond. T₀ —◇— Cond. T₁ —■— Cond. T₂ —*— pH T₀ —◇— pH T₁ —■— pH T₂).



Fonte: Autoria própria.

Em relação aos resultados da condutividade elétrica, o tratamento da solução com a espécie *E. polystachya* apresentou maior valor quando comparado com o tratamento aplicando a *P. stratiotes*, sendo de 3,52 e 3,00 mS cm⁻¹, respectivamente.

Como pode ser visto em relação a *P. stratiotes* os tratamentos apresentaram reduções de pH bem similares, mas o T₁ foi o que apresentou valor de pH mais baixo, tendo uma média de $4,83 \pm 1,65$ e os tratamentos T₀ e T₂ tiveram um pH um pouco

mais elevado, com médias de $5,06 \pm 1,64$ e $5,00 \pm 1,69$, respectivamente. Em relação à condutividade elétrica apesar de apresentarem valores próximos um tratamento do outro, o tratamento que apresentou maiores valores foi T₂, com média de $2,18 \pm 0,56$ mS cm⁻¹ e o que teve menores valores foi T₀, apresentando uma média de $1,99 \pm 0,57$ mS cm⁻¹.

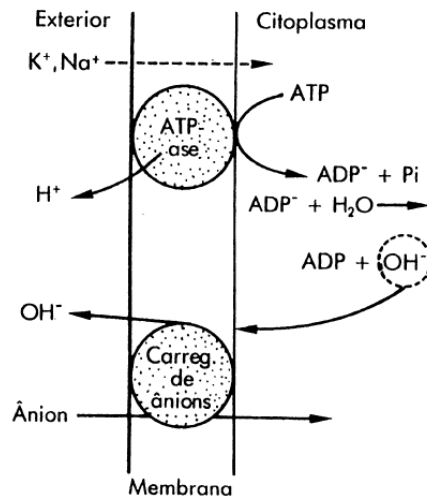
Com relação a espécie *E. polystachya*, os maiores valores de pH ficaram entre os tratamentos T₀ e T₂, com médias de $5,00 \pm 1,67$ e $4,96 \pm 1,75$, respectivamente, enquanto os menores pH houve predominância do tratamento T₁, sendo a média $4,60 \pm 1,77$, pode-se observar que os valores elevados de condutividade elétrica também foi no T₂, com média de $2,33 \pm 0,68$ mS cm⁻¹ e os valores mais baixos no T₀, apresentando média de $2,11 \pm 0,64$ mS cm⁻¹, mas não valores tão discrepantes nos diferentes tratamentos.

O controle C₀ teve uma queda bem menor do valor de pH quando comparado aos tratamentos contendo as plantas aquáticas, apresentando médias de $6,72 \pm 0,60$ no C₀, $6,77 \pm 0,56$ no C₁ e $6,95 \pm 0,32$ no C₂, sendo o C₂ com menor variação de valores durante o experimento. A condutividade elétrica teve um aumento durante o experimento, mas como pode ser visto na Figura 11C esse aumento foi mais significativo após o décimo segundo dia quando houve o surgimento de microalgas.

Apesar dessa variação de valores, através do teste de Tukey $p < 0,05$ foi possível observar que não houve diferença significativa no pH e na condutividade elétrica entre os tratamentos de ambas as espécies e também do controle.

A diferença da redução do pH no controle se justifica devido a capacidade dos ânions do meio externo poderem ser absorvidos e trocados por hidroxila (OH⁻) ou bicarbonato (HCO³⁻). Conforme modelo hipotético de Hodges (1973) é possível compreender a redução do pH durante o experimento, uma vez que ele leva em consideração a absorção de cátions e de ânions por células de plantas, seu modelo mostrado na Figura 11 representa uma ATPase e um carregador de ânions. A ATPase torna o citoplasma mais alcalino e o OH⁻ citoplasmático aciona o carregador de ânions. Hidroxilas são expulsas e ânions são absorvidos pelas células.

Figura 11 - Modelo de uma ATPase como carregadora de cátions associada a um carregador de ânions.



Fonte: (HODGES, 1973).

No oitavo dia houve o aparecimento de microalgas em alguns tratamentos da espécie *Echinochloa polystachya*, principalmente nos tratamentos T_1 e T_2 . A partir do décimo segundo dia havia microalgas em todos os tratamentos de ambas as espécies. Portanto, o aparecimento das mesmas podem ter influenciado nos valores de pH e condutividade elétrica, uma vez que as microalgas quando absorvem cátions da solução elas liberam outros íons como hidrogênio (H^+), acidificando então o meio (CLARK, 1982), portanto ocorre o aumento da condutividade elétrica, indicando a trocas iônicas entre o meio e as microalgas (OLIVEIRA, 2017).

5.2 Análise da Biomassa

A fim de analisar a composição da biomassa e o seu desenvolvimento durante o experimento em exposição ao metal pesado cromo (VI), foram registradas as massas iniciais e finais das plantas aquáticas utilizadas em cada tratamento e em cada repetição, além da reprodução das amostras pelo surgimento de novos clones (brotos) e a massa seca.

A partir dos valores da Tabela 4 é possível observar que ambas as espécies tiveram um aumento de massa, porém o *Echinochloa polystachya* apresentou a menor média em porcentagem de ganho de massa. Realizando o teste de Tukey foi possível observar que entre os diferentes tratamentos de ambas as espécies não tiveram diferença significativa em suas massas. O mesmo ocorreu com a massa seca, após

realização do teste Tukey como mostrado na Tabela 5 nota-se que não houve diferença significativa.

Tabela 4 - Valores médios e diferença entre a massa fresca inicial e massa fresca final das duas espécies analisadas, além da quantidade de clones gerados pela *Pistia stratiotes*.

Tratamento	<i>Pistia stratiotes</i>				<i>Echinochloa polystachya</i>		
	Massa inicial (g)	Massa final (g)	% ganho de massa	Clones (unidade)	Massa inicial (g)	Massa final (g)	% ganho de massa
T ₀	20,81	59,62 ^a	186	22	74,14	152,44 ^a	106
T ₁	21,19	58,76 ^a	177	21	73,40	167,49 ^a	128
T ₂	20,76	55,01 ^a	165	24	73,91	156,41 ^a	112

^a teste de Tukey $p < 0,05$. Letras iguais sem diferença significativa.
Fonte: Autoria Própria.

Tabela 5 – Valores médios da massa seca de cada parte da planta e o respectivo total.

Tratamento	Média massa seca <i>P. stratiotes</i>			Média massa seca <i>E. polystachya</i>			
	Folha (g)	Raiz (g)	Total (g)	Folha (g)	Caule (g)	Raiz (g)	Total (g)
T ₀	1,67	0,92	2,57 ^a	7,82	4,92	2,11	14,85 ^a
T ₁	1,96	0,86	2,82 ^a	8,69	5,88	3,14	17,71 ^a
T ₂	1,62	0,88	2,50 ^a	8,42	5,27	2,87	16,56 ^a

^a teste de Tukey $p < 0,05$. Letras iguais sem diferença significativa.
Fonte: Autoria Própria.

Esse ganho maior de biomassa pela *P. stratiotes* pode estar relacionada com a concentração de cromo que foi absorvido pela mesma, uma vez que em ambos os aspectos essa espécie teve uma maior quantidade em relação à *E. polystachya*.

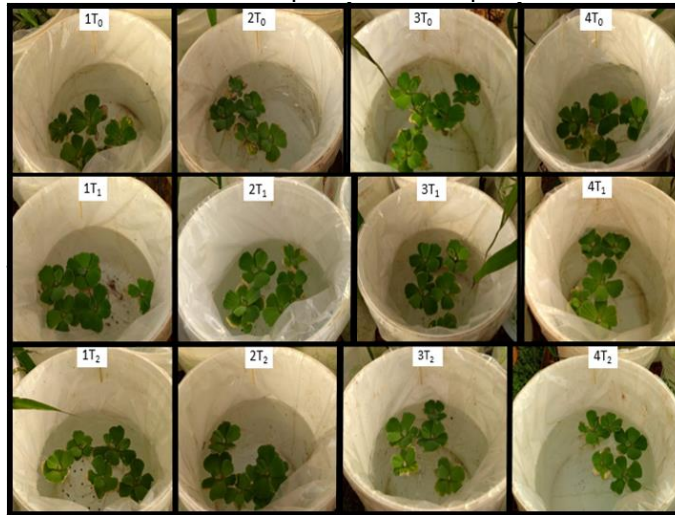
5.3 Sintomatologia visual

A sintomatologia visual foi realizada através de inspeção visual e registro fotográfico das duas macrófitas em todos os tratamentos, sendo realizada a comparação das amostras dos tratamentos T₁ e T₂ com a amostra controle T₀, sem a adição do cromo na água. As plantas aquáticas permaneceram nos tratamentos por 27 dias, mas com exposição total ao cromo por apenas 13 dias. Os registros fotográficos foram realizados no quinto, no décimo segundo (surgimento de microalgas) e no último dia.

Como pode ser observado na Figura 12, no quinto dia de experimento a *Pistia stratiotes* apresentaram clorose (sem produção de clorofila suficiente) e necrose

(morte completa ou parcialmente do tecido da planta) em ambos os tratamentos e também na amostra controle, indicando então que não foi toxicidade pelo metal que causou tais efeitos. A clorose e a necrose podem ser o resultado de estresse devido a mudança de ambiente e/ou por deficiência de nutrientes (MASCHER et al., 2002).

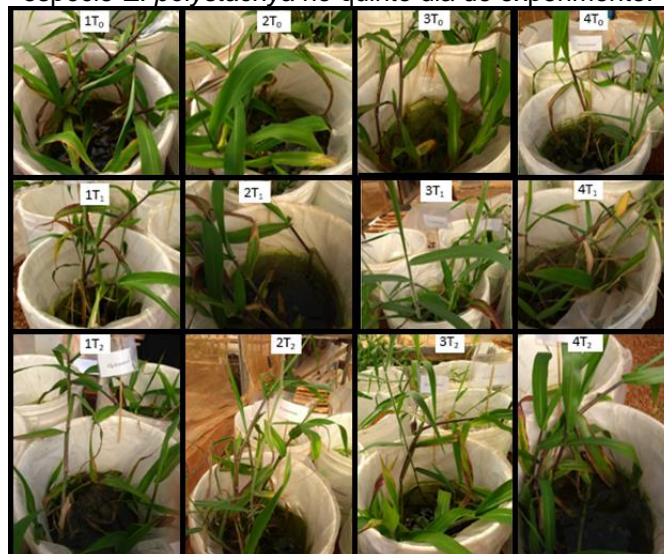
Figura 12 - Representação de todas as replicatas de cada tratamento e do controle da espécie *P. stratiotes* no quinto dia de experimento.



Fonte: Autoria própria.

Em relação à *Echinochloa polystachya* como pode ser visto na Figura 13 no quinto dia as folhas também apresentaram clorose e necrose, mas em menor quantidade comparada à *Pistia stratiotes* e outra análise é que houve uma redução da turgidez, provavelmente por estresse devido a mudança de ambiente e falta de nutriente.

Figura 13 - Representação de todas as replicatas de cada tratamento e do controle da espécie *E. polystachya* no quinto dia de experimento.



Fonte: Autoria própria.

Em todos os tratamentos analisados e nos controles ocorreu o aparecimento de microalgas (coloração esverdeada), como visto na Figura 14, verificou-se também o surgimento de novos clones (brotos) da espécie *P. stratiotes* e o crescimento de novas raízes e folhas na espécie *E. polystachya*, sendo nitidamente observado o desenvolvimento das macrófitas.

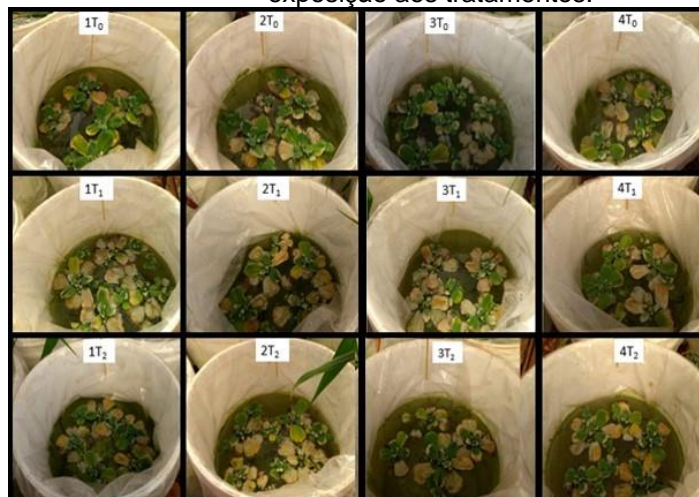
Figura 14 - Representação das replicatas T₀, T₁ E T₂ de ambas as macrófitas aquáticas no décimo dia do experimento, com o surgimento das microalgas.



Fonte: Autoria própria.

No último dia do experimento (Figura 15) a *Pistia stratiotes* já se encontravam necrosadas, ou seja, praticamente mortas, em praticamente todos os recipientes, inclusive no controle. Aparentemente não houve toxicidade em nenhum dos tratamentos e não houve muita variação na aparência nos diferentes tratamentos e nem no número de brotos.

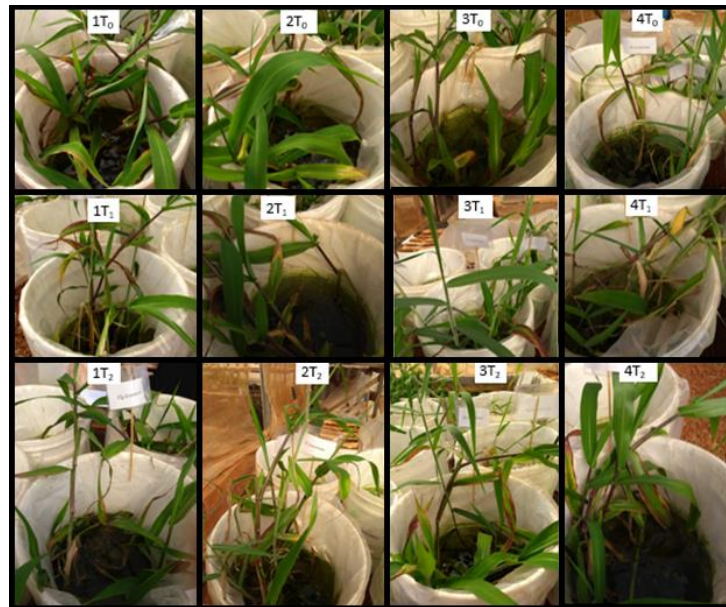
Figura 15 - Representação das replicatas T₀, T₁ E T₂ da *P. stratiotes* no 27^o dia de exposição aos tratamentos.



Fonte: Autoria própria.

Ao contrário da *Pistia stratiotes* a *Echinochloa polystachya* (Figura 16) continuava se desenvolvendo e crescendo, apesar de apresentar algumas folhas secas e com clorose. O controle T₀ apresentou as folhas mais esverdeadas em relação aos tratamentos T₁ e T₂, os quais obtiveram folhas com tom avermelhado causado provavelmente pela presença de cromo na água.

Figura 16 - Representação das replicatas T₀, T₁ E T₂ da *E. polystachya* no 27º dia de exposição aos tratamentos.



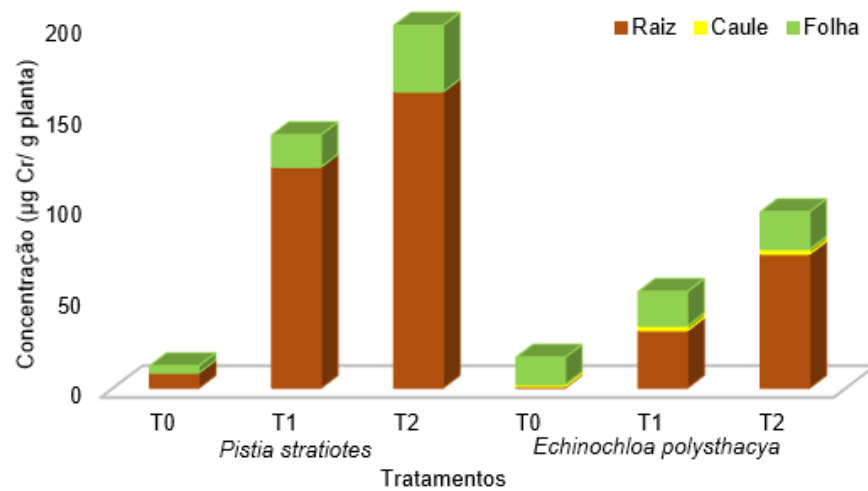
Fonte: Autoria própria.

5.4 Concentração de Cr nas Macrófitas

Em relação à concentração de Cr encontrada nas macrófitas, após 13 dias de exposição total ao metal na água contaminada, pode-se observar que quanto maior a concentração de Cr na água, maior a concentração de Cr na planta aquática.

Como pode ser observado na Figura 17, as maiores concentrações foram encontradas na raiz. A quantidade de Cr na raiz da macrófita *P. stratiotes* dos tratamentos T₁ e T₂ foram de 121 e 190 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Os resultados obtidos concordam com Moresco (2016) e Lima (2010), dois estudos realizados com a mesma espécie de macrófita e mesmo metal, ambos verificaram concentrações elevadas de cromo na raiz em relação à folha.

Figura 17 – Perfil da concentração de Cr absorvido pelas raízes e folhas da *P. stratiotes* e pelas raízes, caules e folhas da *E. polystachya*.



Fonte: Autoria própria.

É possível observar que T₀ também apresentou quantidade de cromo na raiz e na folha, apesar de ser uma quantidade pequena, 8,20 e 3,88 µg g⁻¹, respectivamente. Provavelmente, essa presença do metal está associada ao local de coleta da macrófitas, devido algum despejo de efluente industrial irregular ou a presença de Cr⁺³ de ocorrência natural, uma vez que o cromo é um elemento que até o momento não é considerado essencial à nutrição mineral de plantas, sendo classificado como elemento tóxico (SOUSA; SANTOS, 2018).

Através do teste de Tukey p < 0,05 (Tabela 6) observou-se que os tratamentos são diferentes entre eles em todas as partes da planta e inclusive no total da quantidade absorvida pelas macrófitas.

Tabela 6 - Concentração de Cr encontrado na folha e raiz da *Pistia stratiotes* e na folha, caule e raiz da *E. polystachya* após a exposição em água contaminado com concentrações crescentes do metal.

Tratamento	Concentração de Cr (µg g ⁻¹)						
	<i>P. stratiotes</i>			<i>E. polystachya</i>			
	Folha	Raiz	Total	Folha	Caule	Raiz	Total
T ₀	3,88 ^a	8,20 ^a	12,08 ^a	14,96 ^a	1,21 ^a	0,61 ^a	16,78 ^a
T ₁	17,64 ^b	121,01 ^b	138,65 ^b	18,76 ^b	2,56 ^b	31,48 ^b	52,80 ^b
T ₂	36,36 ^c	189,93 ^c	198,63 ^c	20,48 ^c	2,67 ^c	73,35 ^c	96,49 ^c

^{abc} teste de Tukey p < 0,05. Letras diferentes apresentam diferença significativa.

Fonte: Autoria própria.

Como na *Pistia stratiotes*, as maiores concentrações encontradas na espécie *E. polystachya* foi na raiz, seguida na folha e por fim no caule, como mostra a Figura 18. A concentração de cromo na raiz nos tratamentos T₁ e T₂ duplicaram, sendo elas 31,48 e 73,35 µg g⁻¹ respectivamente. Possivelmente o caule é apenas um meio de transporte das substâncias das raízes para as folhas.

Os resultados concordam com os encontrados por Preussler (2014), que verificou maiores concentrações de cromo na raiz comparada à parte aérea. Outro estudo realizado por Bernardino *et al.* (2016) obteve resultados semelhantes, uma vez que constatou concentrações de metais na parte aérea da *E. polystachya* inferiores que na raiz. Estudo realizado por Oliveira (2018) com a espécie *Eichhornia crassipes* e o metal cromo tiveram resultados similares, uma vez que as maiores concentrações do metal permaneceram na raiz, e na folha uma menor quantidade.

Nota-se que no tratamento T₀ houve presença de Cr em todas as partes da planta e ao contrário da alface d'água a maior quantidade foi encontrada na folha, seguida do caule e por fim raiz. Provavelmente isso pode ter ocorrido devido a presença do metal no local de coleta da macrófitas para a realização deste estudo.

Analisando o teste de Tukey, na Tabela 6 é possível observar a diferença de um tratamento do outro, cada parte da planta difere de um tratamento para outro e o total da concentração presente na planta aquática também apresentou diferença entre os tratamentos.

Considerando a massa seca da planta e a concentração de cromo absorvida pelas macrófitas foi possível calcular a eficiência de remoção de cromo da água, descritas na Tabela 7. Observou-se que no tratamento T₁ a *P. stratiotes* apresentou uma maior eficiência comparado a T₂, Já a *E. polystachya* apresentou eficiência bem próximas nos dois tratamentos, mas sendo um pouco maior no tratamento T₂.

A *E. polystachya* apresentou uma maior eficiência comparada a *P. stratiotes*, isso ocorreu devido a diferença da quantidade de biomassa de uma espécie para outra, o tamanho das raízes e folhas, uma vez que a espécie *E. polystachya* possui uma maior quantidade de biomassa.

Tabela 7 – Eficiência de remoção do cromo na água por ambas as macrófitas.

Tratamento	<i>P. stratiotes</i>	<i>E. polystachya</i>
	Eficiência (%)	Eficiência (%)
T ₁	34	61
T ₂	25	63

Fonte: Autoria própria.

Um estudo realizado por Maine et al (2004) apresenta a eficiência da espécie *S. herzogii* na remoção do cromo na água e obteve um resultado entre 70-83%, o mesmo foi comparado com *P. stratiotes* que teve eficiência da remoção do cromo entre 58-80% em exposição ao metal por 31 dias.

Esperava-se que nos controles apresentados na Tabela 8 fosse encontrada a mesma concentração de cromo inicial e no final do experimento, mas isso não ocorreu, isso pode ter ocorrido devido a presença de microalgas, uma vez que elas podem ter absorvido o metal presente na água, pois de acordo com estudo de Oliveira (2017) as microalgas são capazes de absorver metais pesados da água. Esse fator ocorreu também no estudo de Maine et al. (2004), observou-se diminuição de cromo no controle sem presença de macrófitas.

Tabela 8 - Concentração de Cr encontrado nos controles iniciais e finais em água contaminado com concentrações crescentes do metal.

Tratamento	Concentração de Cr	
	Inicial ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Final ($\mu\text{g L}^{-1}$)
C ₀	N.D.	N.D.
C ₁	547,22	430,38
C ₂	628,83	448,85

N.D. não detectado

Fonte: autoria própria.

5.5 Fator de Bioacumulação e Translocação

Através do cálculo realizado para analisar o Fator de Bioacumulação (Tabela 9) obteve-se valores superior a 1 em ambas as espécies e nos dois tratamentos indicando que a *P. stratiotes* e a *E. polystachya* possuem capacidade de acumular o metal, e esta acumulação se dá em maior parte na raiz (Figura 18).

A macrófita *P. stratiotes* é uma das espécies mais estudadas no Brasil devido ao crescimento em quantidades excessivas segundo Thomaz; Bini (2003). Odjegba;

Fasidi (2004), analisaram o Fator de Bioacumulação para esta espécie após a exposição de metais em condições hidropônicas e sugeriu-se a utilização dessa planta para fitorremediação de metais pesados. O valor encontrado foi inferior a este estudo, tendo para o cromo um FB de 1,61.

Analisando a Tabela 9 é possível observar que o Fator de Translocação (FT) nos tratamentos T₁ e T₂ de ambas as espécies estudadas foi inferior a 1, ou seja, houve uma certa restrição na translocação de Cr para a parte aérea. Logo nenhuma das macrófitas possuem característica hiperacumuladora. Esses resultados estão de acordo com Demarco (2016) que analisou a absorção de vários metais, entre eles o cromo, pela *P. stratiotes* e para todos os elementos o FT não foi superior a 1. Mas difere de Borin (2010) que a espécie *E. polystachya* apresentou resultados como planta hiperacumuladora com o metal Cádmio.

Tabela 9 – Fator de Bioacumulação e Fator de Translocação calculado.

Tratamento	<i>P. stratiotes</i>		<i>E. polystachya</i>	
	FB	FT	FB	FT
T ₁	4,52	0,15	5,12	0,68
T ₂	4,66	0,19	2,95	0,32

Fonte: Autoria própria.

As macrófitas que possuem fatores de bioacumulação e translocação maiores do que um (FB e FT >1) têm potencial para serem utilizadas na fitoextração. Além disso, espécies com fator de bioacumulação maior que um e fator de translocação menor do que um (FB >1 e TF <1) têm o potencial para a fitoestabilização (YOON, 2006). Observando os valores de FB e FT calculados no presente estudo com a *P. stratiotes* e a *E. polystachya* podemos classificá-la como uma macrófita fitoestabilizadora e rizofiltrador

6 CONCLUSÃO

Conclui-se, portanto, que para este trabalho as macrófitas *Pistia stratiotes* e *E. polystachya* expostas à água contaminada com cromo VI apresentaram-se tolerantes ao metal, incluindo em doses mais elevadas que a permitida pela Resolução CONAMA n° 430/11

As espécies não apresentaram diferença significativa na aparência durante o experimento e nem na massa úmida de um tratamento para o outro. Apresentou necrose e clorose sem ter sido ocasionado pelo metal. Foi observado que quanto maior a concentração de cromo na água, maior foi a absorção desse metal pelas macrófitas estudadas.

As maiores concentrações foram encontradas nas raízes nas duas macrófitas apresentando baixa capacidade de translocar o cromo VI para as partes aéreas. A barreira para o essa translocação do cromo provavelmente é causada pelo armazenamento preferencial desse metal nos vacúolos das células do córtex radicular (raízes).

Para a classificação da planta quanto ao processo de fitorremediação, o fator de translocação calculado para as duas macrófitas foi inferior a 1, não apresentando característica hiperacumuladora. No entanto, o fator de bioamulação foi superior a 1, o que classifica as duas espécies de macrófitas estudadas como fitoestabilizadoras e/ou rizofiltradoras.

Comparando as duas espécies de macrófitas, ambas podem ser utilizadas para técnicas de extração de metal na água contaminada. Entretanto, em relação a eficiência de remoção do cromo da água, a espécie *E. polystachya* se mostrou mais eficiente comparada a *P. stratiotes* por apresentar maior biomassa, com remoção de 65% em 13 dias de exposição ao cromo.

REFERÊNCIAS

- ABIGAIL, M, E. A.; SAMUEL, M. S.; CHIDAMBARAM, R. Hexavalent chromium biosorption studies using penicillium griseofulvum msr1 a novel isolate from tannery effluent site: Box–Behnken optimization, equilibrium, kinetics and thermodynamic studies. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 49, p. 156–164, 2014.
- ALCÂNTARA, P.B. & BUFARAH, G. 1982. Plantas forrageiras: gramíneas & leguminosas. 1 ed., **Nobel**, São Paulo.
- ALLOWAY, B. J., 1993, **Heavy metals in soils**, John Wiley & Sons Inc, New York. 553p.
- AMARAL, R. (1985). Importância dos elementos essenciais em águas para consumo humano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13., Maceió, 1985. **Anais**. São Paulo, CETESB/ABES. 14p.
- ANA (Agência Nacional de Águas). **Demandas do uso consuntivo**. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em: 07 de Junho, 2019.
- ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C.B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. I - fitoextração. **R. Bras. Ci. Solo**, Curitiba, p.1879-1888, 2009.
- APHA-AWWA-WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th Edition. **American Public Health Association**. Washington, DC, 1995.
- APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22th Edition. **American Public Health Association**. Washington, DC, 2012.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological profile for vanadium and compounds**. Atlanta: 1992. 130p.
- ATSDR, 2000. Toxicological profile for chromium. **Agency for Toxic Substances and Disease Registry**, U.S. Department of Health and Human Services, 461 p.
- BACCAN, N. Metais pesados: Significado e uso da terminologia. In: anais IX encontro nacional sobre contaminantes inorgânicos, **IPEN**, São Paulo, 2004.
- BAKER, A. J. M., Accumulators and excluders — Strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal Plant Nutr.** v.3, p. 643–654. 1981.
- BARBOSA, K. M. do N.; et al. **Estudo temporal da vegetação herbácea da várzea da Amazônia central**. Floresta, Curitiba, PR, v. 38, n. 1, 2008.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. Trad. M.A.L. Recio e L.C.M. Carrera. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002

BARRA, C.M. et al. Especificação de arsênio – uma revisão. **Química Nova**, v. 23, n. 1, p. 58-70, 2000.

BARRETO, A. B. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação**. 2011. 99 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

BERNARDINO, Cassiano A. R. et al. State of the Art of Phytoremediation in Brazil— Review and Perspectives. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s.l.], v. 227, n. 8, p.1-11, 19 jul. 2016. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-2971-3>.

BIANCHINI Jr., I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In THOMAZ, SM. e BINI, LM. ed. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: **Eduem**, p. 85-126.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. Ecologia e manejo das macrófitas aquáticas (itaipu reservoár, brazil-paraguay). **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 83, n. 3, p. 227–238, 2005.

BLACK, G. A. **Os capins aquáticos da Amazônia**. Belém, PA: IAN, 1950. p. 53-94. (IAN. Boletim técnico, 9).

BOECHAT. **Biorremediação de solos contaminados por metais pesados em áreas de beneficiamento de minério de ouro**. 2014. 120 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

BOLDRINI, I.I., Longhi-Wagner, H.M. & Boechat, S.C. 2005. **Morfologia e taxonomia de gramíneas sul-riograndenses**. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BORIN, Ana Luiza Dias Coelho. **Fitorremediação de cádmio e zinco por amaranthaceae**. 2010. 181 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências do Solo, Ciências do Solo, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

CAMARÃO, A. P.; SOUZA FILHO, A. P. S.; MARQUES, J. R. F. Gramíneas Forrageiras Nativas e Introduzidas de Terras Inundáveis da Amazônia. Belém, PA: **Embrapa Amazônia Oriental**, 2006. 75 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 264).

CAMMAROTA, Magali Christe. **Notas de aula: Tratamento de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: [s. n.], 2011. Disponível em: <http://www.eq.ufrj.br/docentes/magalicammarota/2013/eqb485.pdf>. Acesso em: 7 jun. 2019.

CANUTO, M. F. C. S.; SILVA, F. L. H.; ALSINA, O. L. S.; OLIVEIRA, L. S. C; CAVALCANTE, E. B; GOMES, W. C; MEDEIROS, M.R. 2007. Remoção do íon metálico cádmio (cd²⁺) utilizando residuo da industria alcooleira. **Revista eletrônica de Materiais e Processos**, v. 2.2. 29-33.

- CARDOSO, L. R.; MARTINS, D.; MORI, E. S.; TERRA, M. A. Variabilidade genética entre populações de *Pistia stratiotes*. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 23, n. 2, p. 181-185, abr. 2005.
- CHASE, M.A. 1991. Primeiro livro de gramíneas: Noções sobre a estrutura com exemplos da flora brasileira. 1 ed., **Instituto de Botânica**, São Paulo.
- CIMM, 2015, **Efluentes Industriais**. Disponível em: <https://www.cimm.com.br/portal/material_didatico/3669-efluentes-industriais#> Acesso em 22 ago. 2019
- CLAAS, I. C.; MAIA, R.A.M.. **Manual básico de resíduos industriais de curtume**. Porto Alegre, SENAI/RS, 1994.
- CIMM, 2015, **Efluentes industriais**. Disponível em: https://www.cimm.com.br/portal/material_didatico/3669-efluentes-industriais#. Acesso em 07 jun. 2019.
- CLARK, R. B., Nutrient solution growth of stroghum and corn in mineral nutrition studies. **Journal of Plant Nutrition**, v. 5, p. 1039-1057. 1982.
- 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.
- COELHO, F. F.; DEBONI, L.; LOPES, F. S. Density-dependent reproductive and vegetative allocation in the aquatic plant *Pistia stratiotes* (Araceae). **Revista de Biologia Tropical**, v. 53, n. 3-4, p. 369–376, 2005.
- COELHO, José Carlos. **Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária**. 2017. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP - Campus de Botucatu, Botucatu, 2017.
- DEMARCO, Carolina Faccio. **Seleção de macrófitas aquáticas com potencial de fitorremediação no arroio Santa Bárbara, município de Pelotas/RS**. 2016. 52 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.
- DHIR, B.; SHARMILA, P.; SARADHI, P. P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. **Critical Reviews in Envir. Sci. and Tech.**, v. 39, p. 754-781, 2009.
- DIAS, S. M. Tratamento de efluentes em zonas úmidas construídas ou leito de macrófitas. **Boletim de Biotecnologia, Portugal**. n. 60, 1998. Disponível em: <<http://www.aseeb.isr.ist.utl.pt/dct/EcoEro/TratamentoEfluentes/sld013.htm>>. Acesso em: 13 fev. 2006.

DIAS, Diogo Lopes. **Deslocamento em equilíbrios iônicos**. 2018. Disponível em: <<https://mundoeducacao.bol.uol.com.br/quimica/deslocamento-equilibrios-ionicos.htm>>. Acesso em: 10 nov. 2019.

DWIVEDI, S.; SRIVASTAVA, S.; MISHRA, S.; DIXIT, B.; KUMAR, A.; TRIPATHI, R. D. Screening of native plants and algae growing on fly-ash affected areas near National Thermal Power Corporation , Tanda, Uttar Pradesh, India for accumulation of toxic heavy metals. **Journal of Hazardous Materials**, v. 158, p. 359-365, 2008.

ELDER, J.F.. Metal Biogeochemistry in Surface-Water Systems - A Review of Principles and Concepts. U.S. **Geological Survey Circular** 1013,1988.

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

FAVAS, Paulo J.C. *et al.* **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination: Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora**. [S. l.]: Maria C. Hernandez-Soriano, 2014. DOI 10.5772/57469. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/environmental-risk-assessment-of-soil-contamination/phytoremediation-of-soils-contaminated-with-metals-and-metalloids-at-mining-areas-potential-of-nativ>. Acesso em: 15 out. 2019.

GARCIA, Érica Natasha dos Anjos; MORENO, Diego Aparecido Alves Costa; FERNANDES, André Luís Valverde. Planejamento e gestão dos recursos hídricos. **XI Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Alta Paulista, v. 11, n. 6, p.1-15, jul. 2015. Disponível em: <https://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental>. Acesso em: 13 maio 2019.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; LINDINO, C. A.; ROSA, F. A.; BARICCATTI, R.; GOMES, G. D. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando a macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum**. Technology, v. 30, n. 1, p. 9-14, 2008.

GUARATINI C. C. I.; ZANONI M. V. B. Textile dyes. **Química Nova**, v 23, p. 71-78, 2000.

IRGANG, B. E. e GASTAL Jr., CVS. 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do rs. Porto Alegre: CPG-Botânica/UFGS, 290 p. ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

GUIMARÃES, V. e SÍGOLO, J.B. Detecção de contaminantes em espécie bioindicadora (*Corbicula fluminea*) – Rio Ribeira de Iguape – SP. **Química Nova**, v. 15, n. 3, p. 254-261, 1992

HOAGLAND, DR. and ARNON, DI. The water-culture method for growing plants without soil. **California Agricultural Experiment Station Circular**., 1950, vol 347, p.1-32.

HODGES, T.K. Ion absorption by plant roots. **Adv. Agron**, New York, **25**:163-207, 1973.

JESUS, T. B.; SOUZA, S. S., SANTOS, L. T. S. O.; AGUIAR, W. M. Avaliação da potencialidade de utilização de espécies de macrófitas como acumuladoras de metais pesados. **Revista Virtual de Química**, v. 7. n. 4, p. 1102–1118, 2015.

JUDD, W.S., CAMPBELL, C.S., KELLOGG, E.A., STEVENS, P.F. & DONOGHUE, M.J. 2009. **Sistemática vegetal: Um enfoque filogenético**. 3 ed., Artmed, Porto Alegre.

KITAMURA, Rafael Shinji Akiyama; MARANHO, Leila Teresinha. desempenho de um sistema de wetlands empregado para o pós-tratamento de lixiviado gerado em aterro sanitário. in: II Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos, 2., 2015, Curitiba. Simpósio. Curitiba: **Revista Gestão Industrial**, 2015. p. 1 - 10. Disponível em: <http://2sw.ct.utfpr.edu.br/anais/KITAMURA_RAFAEL.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2019.

LIETH, H. 1975. Primary production of the major vegetation units of the world. In: Lieth, H.; Whittaker, R. H. (Eds.) **Primary Productivity of the Biosphere**, Springer - Verlag, New York, p. 203-215.

LIMA, Marcus Vinicius de. **Avaliação do potencial de bioacumulação de cromo por *Pistia stratiotes***. 2010. 52 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestre, aquáticas, Parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Odessa, 1982.

MAINE, M. A.; SUÑÉ, N. L.; LAGGER, S. C. Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1494–1501, 2004.

MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental. São Paulo: Produquímica, 1994.

MARTINS, T.; PITELLI, R.A. 2005. Efeitos do manejo de eichhornia crassipes sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, 23: 233-242.

MASCHER, R., LIPPMANN, B., HOLZINGER, S. and BERGMANN, H., 2002. Arsenate toxicity: effects on oxidative stress response molecules and enzymes in red clover plants. *Plant Science*, vol. 163, no. 5, p. 961-969.

MEDEIROS, Rosalina M. L., SABAA SRUR Armando U. O; ROQUETTE Carmen. L; PINTO A. C. Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado protéico. **Instituto Nacional de Tecnologia – Divisão de Meio Ambiente – RJ**, 2009.

MELVILLE, F.; BURCHETT, M. Genetic variation in *Avicennia marina* in three estuaries of Sydney (Australia) and implications for rehabilitation and management. **Marine Pollution Bulletin** 44, 469-479, 2002.

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

MORESCO, Camila. **Avaliação do potencial da macrófita *Pistia stratiotes* na exposição de íon cromo (vi): biossorção e tolerância**. 2016. 103 f. Tese (Doutorado) - Curso de Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Bioquímica, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.

MOSSÉ et al. Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*eichhornia crassipes*) na remoção de algas e coliformes em efluentes de lagoas de estabilização. **Revista Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 72-76, 1980.

MOURA, M. C. P. A., **Utilização de microemulsões como agentes modificadores de superfícies para remoção de íons metélicos**. Tese de Doutorado, PPGEQ, UFRN, Natal/RN, 2001.

MUFARREGE, M. M.; HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v.58, n.1, p. 53–61, 2010.

ODJEGBA, V. J.; FASIDI, I. O. Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: Implications for phytoremediation. **Ecotoxicology**, v. 13, n. 7, p. 637–646, 2004.

OHLY, J. J.; HUND, M. Pasture farming on the floodplains of central Amazonia. **Animal Research and Development**, v. 43/44, p. 53-79.1996.

OLIVEIRA, J.A. et al. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. **R. Bras. Fisiol. Veg. Viçosa**. 13(3), p. 330-341, 2001.

OLIVEIRA, Larissa Tertulino de. **Estudo da utilização de microalgas para a retenção de chumbo em águas residuárias**. 2017. 47 f. Trabalho de conclusão de curso - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

OLIVEIRA, Juliana de Almeida Silva. **Uso de macrófitas para remoção de metais em efluentes líquidos**. 2018. 76 f. Tese (Doutorado) - Curso de Tecnologia Nuclear, Autarquia Associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

OLIVEIRA, Lourenço Algemiro de; HENKES, Jairo Afonso. Poluição hídrica: poluição industrial no rio dos sinos-rs. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 2, n. 1, p.186-221, set. 2013. Disponível em: <http://www.portaldeperiodicos.unisul.br/index.php/gestao_ambiental/issue/view/99>. Acesso em: 12 maio 2019.

OLGUÍN, E. J.; SÁNCHEZ-GALVÁN, G. Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: The need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. **New Biotechnology**, v. 30, n. 1, p. 3–8, 2012.

PAULO, C.; PRATAS, J. Environment contamination control of water drainage from uranium mines by aquatic plants. In: **PRASAD, M. N. V. (Ed.) Trace elements as contaminants and nutrients.** New Jersey: John Wiley & Sons, 2008. p. 623-654.

PARANÁ. Conselho Estadual de Meio Ambiente - CEMA. **Resolução N° 070**, De 11 de Agosto de 2009. p. 15, 2009.

PENG, G.; TIAN, G. Using electrode electrolytes to enhance electrokinetic removal of heavy metals from electroplating sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 165, n. 2, p. 388-394, 2010.

PEREIRA, M.; BARTOLOMÉ, M. C.; SÁNCHEZ-FORTÚN, S. Bioadsorption and bioaccumulation of chromium trivalent in cr(iii)-tolerant microalgae: a mechanisms for chromium resistance. **Chemosphere**, v. 93, n. 6, p. 1057– 1063, 2013.

PIECADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; MELLO, J. A .N. A foodplain grassland of the central amazon. In: LONG, S. P.; JONES, M. B.; ROBERTS, M. J. **Primary 57 productivity of grass ecosystem of the tropics and subtropics.** London. p.127-158, 1991.

PIECADE, M. T. F.; JUNK, W.; D'ÂNGELO, S. A.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; BARBOSA, K. M. N.; LOPES, A. Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: state of the art and research needed. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 165-178, 2010.

PIRES, PIRES, F.R.; SOUZA, C.M.; SILVA, A.A.; PROCÓPIO, S.O.; FERREIRA, L.R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.21, n.2, p.335-341, 2003.

PÔMPEO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. São Paulo: **Instituto de Biociências – Ib/usp**, 2017. 138 p. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/portal/macrophytas/all_book.pdf>. Acesso em: 01 maio 2019.

PORTO, Miguel. **Gramíneas.** [S. l.], 2009. Disponível em: <http://naturlink.pt/article.aspx?menuid=2&cid=89643&bl=1&viewall=true>. Acesso em: 7 jun. 2019.

POTT, V.J. & POTT, A. 2000. **Plantas aquáticas do pantanal.** 1ed. Corumbá, EMBRAPA.

PRASAD, M. N. V.; OLIVEIRA FREITAS, H. M. **Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting forphytoremediation technology.** Electronic Journal of Biotechnology, v.6, n.3, p. 110–146, 2003.

PREUSSLER, Karla Heloise. **Avaliação de um sistema de wetlands no tratamento de lixiviado de aterro.** Orientador: Cláudio Fernando Mahler. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

RENVOIZE, S. A.; **Gramíneas de Bolívia**. Richmond, Surrey, England: The Royal Botanic Garden, Kew, 1998. 664 p

RODRIGUES, Ana Carolina Dornelas *et al.* Avaliação do potencial da Alface-d'água (*Pistia stratiotes*) na bioissorção de Cd ao longo do tempo. **XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do solo**, Natal - RN, p. 1-4, 2015.

RODRIGUES, Ana Carolina Dornelas. **Potencial da alface-d'água (*Pistia stratiotes*) para descontaminação de águas contaminadas por Zn e Cd**. 2016. 129 f. Tese (Doutorado) - Curso de Área de Concentração em Recursos Naturais e Proteção Ambiental, Ciência Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2016.

SEHN, Leonardo. **Medidor de condutividade elétrica para fins de monitoramento ambiental**. 2016. Disponível em: <http://cta.if.ufrgs.br/projects/medidor-de-condutividade-eletrica-monitoramento-ambiental/wiki/Estado_da_Arte/history>. Acesso em: 10 nov. 2019.

SILVA, C. S. Ecotoxicologia do cromo e seus compostos. **Série Cadernos de Referência Ambiental**, v.5, Salvador, 2001.

SKINNER, K.; WRIGHT, N.; PORTER-GOFF, E. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. **Environmental Pollution**, v. 145, n. 1, p. 234–237, 2007.

SOLIS-DOMINGUEZ, F.A.; GONZALEZ-CHAVEZ, M.C.; CARRILLO-GONZALEZ, R.; RODRIGUEZ-VAZQUEZ, R. 2007. Accumulation and localization of cadmium in *echinochloa polystachya* grown within a hydroponic system. **Journal of Hazardous Materials**, 141(3): 630-636.

SOUSA, Valéria Fernandes de Oliveira; SANTOS, Gisele Lopes dos. Elemento cromo na nutrição mineral de plantas. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, [s.l.], v. 16, n. 2, p.1-7, fev. 2018. Universidade Vale do Rio Verde (UninCor). <http://dx.doi.org/10.5892/ruvrd.v16i2.4352>.

STEWART, E. A. et al. Review of operatins and performance data on five water hyacinth based treatment systems in Flórida. In: REDDY K. R.; SMITH, W. H. Aquatic plants for water treatment and resource recovery. **Florida: Magnolia Publishing**. 1987. p. 279-294.

TAVARES, Sílvio Roberto de Lucena. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. 2009. 415 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/578247/1/TeseSilvioCompleta.pdf>>. Acesso em: 05 maio 2019.

THOMAZ, Sidinei Magela; BINI, Luis Mauricio. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. MARINGÁ: **Editora da Universidade Estadual de Maringá**, 2003. 341 p.

Disponível em: <http://www.eduem.uem.br/livros/ebook/ebook_eemdma.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2019.

USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. Introduction to phytoremediation. **Cincinnati**: 2000. 72p.

VALLS, M. e LORENZO, V. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for remediation of heavy metal pollution. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 26, p. 327-338, 2002.

VIANA, E. M. **Fitoextração em solo contaminado com metais pesados**. 2011. 135 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

WATSON, L. & Dallwitz, M.J. 1992. **The grass genera of the world: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval**; including synonyms, morphology, anatomy, physiology, phytochemistry, cytology, classification, pathogens, world and local distribution, and references.

WEAVER, J.E.; CLEMENTS, F.E. (1938) Plant ecology. 2nd Edition, **McGrawHill Book Co.**, 601.

WETZEL, RG. 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. **Philadelphia: Academic Press**. 1006 p.

YABE, Maria Josefa Santos; OLIVEIRA, Elisabeth de. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, S.I., v. 21, n. 5, p.1-6, jan. 1998.

YOON, J., CAO, X., ZHOU, Q. & MA, Q. L., Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of the Total Environment**, v. 368. p. 456 – 464. 2006.

ZIMMELS, Y.; KIRZHNER, F.; MALKOVSKAJA, A. **Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage** in Israel.