



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE  
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA  
(ILACVN)**

**BIOTECNOLOGIA**

**Biossorção dos metais chumbo (Pb), cádmio (Cd), ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) pelas algas *Ulva lactuca* e *Chlorella vulgaris*: uma revisão.**

**DANIELE DA LUZ SILVA**

Foz do Iguaçu

2022

**Biossorção dos metais chumbo (Pb), cádmio (Cd), ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) pelas algas *Ulva lactuca* e *Chlorella vulgaris*: uma revisão.**

**DANIELE DA LUZ SILVA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da vida e da natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Biotecnologia.

Orientador: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Ana Claudia de Castro Marcato

Foz do Iguaçu


2022


DANIELE DA LUZ SILVA


**Biossorção dos metais chumbo (Pb), cádmio (Cd), ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) pelas algas *Ulva lactuca* e *Chlorella vulgaris*: uma revisão.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da vida e da natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Biotecnologia.

BANCA EXAMINADORA

  
Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Claudia de Castro Marcato  
UNILA

  
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Rafaella Costa Bonugli Santos  
UNILA

  
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cintya Aparecida Christofolletti de Figueiredo  
UNIARARAS

Foz do Iguaçu, 26 de abril de 2022.

## TERMO DE SUBMISSÃO DE TRABALHOS ACADÊMICOS

Nome completo do autor(a): Daniele Da Luz Silva

Curso: Biotecnologia

Tipo de Documento	
(x) graduação	(..) artigo
(..) especialização	(x) trabalho de conclusão de curso
(..) mestrado	(..) monografia
(..) doutorado	(..) dissertação
	(..) tese
	(..) CD/DVD – obras audiovisuais
	(..)

Título do trabalho acadêmico: **Biossorção dos metais chumbo (Pb), cádmio (Cd), ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) pelas algas *Ulva lactuca* e *Chlorella vulgaris*: uma revisão.**

Nome do orientador(a): Ana Claudia de Castro Marcato

Data da Defesa: 01/04/2022

### Licença não-exclusiva de Distribuição

O referido autor(a):

a) Declara que o documento entregue é seu trabalho original, e que o detém o direito de conceder os direitos contidos nesta licença. Declara também que a entrega do documento não infringe, tanto quanto lhe é possível saber, os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade.

b) Se o documento entregue contém material do qual não detém os direitos

de autor, declara que obteve autorização do detentor dos direitos de autor para conceder à UNILA – Universidade Federal da Integração Latino-Americana os direitos requeridos por esta licença, e que esse material cujos direitos são de terceiros está claramente identificado e reconhecido no texto ou conteúdo do documento entregue.

Se o documento entregue é baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não a Universidade Federal da Integração Latino-Americana, declara que cumpriu quaisquer obrigações exigidas pelo respectivo contrato ou acordo.

Na qualidade de titular dos direitos do conteúdo supracitado, o autor autoriza a Biblioteca Latino-Americana – BIUNILA a disponibilizar a obra gratuitamente e de acordo com a licença pública *Creative Commons* **Licença 3.0 Unported**.

Foz do Iguaçu, 07 de abril de 2022.



---

Assinatura do Responsável

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar agradeço a Deus, a minha família em especial aos meus pais, Ivete e Lindomar, por terem me dado apoio, conselhos e muita força para continuar a graduação.

Agradeço a minha professora orientadora Ana Claudia de Castro Marcato pela oportunidade, orientação e conhecimento que me foi passado para conseguir fazer este trabalho. Aos professores que tive durante todo curso de biotecnologia pelo conhecimento que me foi passado por toda a graduação, em especial as professoras que tive nas minhas iniciação científica, professora Caroline Da Costa Silva Gonçalves e Sanelly Lourenço da Costa Caliman que me ofereceram estas oportunidades de conhecimento de laboratório.

Agradeço às pessoas que sempre estiveram comigo e que me ajudaram por toda a graduação e da minha vida pessoal como meus amigos do estágio e da graduação, em especial o Leandro, Ana, Jéssica e Angelo.

*“ Sucesso significa realizar seus próprios sonhos, cantar sua própria canção, dançar sua própria dança, criar do seu coração e apreciar a jornada, confiando que não importa o que aconteça, tudo ficará bem. Criar sua própria aventura!”*

***Elana Lindquist***



## RESUMO

O Brasil apresenta uma das maiores bacias hidrográficas do mundo e o monitoramento da qualidade da água, principalmente dejetos domésticos e atividades industriais, é de grande importância para analisar contaminantes inorgânicos, como os metais, devido ao seu poder de contaminação. Tragédias, como rompimentos de barragens, podem ser também fonte de contaminação por metais, que presentes nas águas residuais podem atingir rios e mares e, conseqüentemente, contaminar o homem. A biossorção é uma técnica de biorremediação *in situ* que envolve mecanismos como a absorção, adsorção, troca iônica, precipitação, complexação de superfície, entre outros. Esse processo está dentro do ramo da biorremediação, e tem como objetivo a remoção ou recuperação de substâncias tanto orgânicas quanto inorgânicas, como os metais, através de microrganismos ou de outros materiais biológicos. Um dos materiais biológicos a ser utilizado como biorremediador dessas substâncias são as algas, por possuírem alta capacidade de adsorção e efeito imobilizador, além de possuírem vantajoso custo-benefício. Diante disto, este trabalho teve como objetivo fazer um levantamento bibliográfico dos últimos 22 anos sobre a biossorção dos metais chumbo (Pb), cádmio (Cd), ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) pela microalga *Chlorella vulgaris* e pela macroalga *Ulva lactuca*, analisando a eficácia e os fatores que interferem na biossorção. A metodologia consistiu em realizar buscas de trabalhos científicos em plataformas online utilizando termos específicos, tanto em português quanto em inglês, para a pesquisa, esses termos foram: biossorção, biorremediação, biossorção de metais pesados, algas+metais pesados+biossorção, biossorção+espécie da alga+cada metal pesquisados individualmente. Os estudos analisados foram, em sua maioria, realizados através de experimentos em laboratório. Foram avaliados fatores que interferem na biossorção como pH, temperatura, dose de biossorvente, concentração inicial de metal e tempo de contato. Os estudos descritos nos resultados indicaram que ambas as algas possuem eficácia para a biossorção dos metais mencionados, podendo assim, serem consideradas alternativas viáveis para o tratamento de efluentes.

**Palavras-chave:** biorremediação; adsorção; efluentes; contaminantes; pH.

## RESUMEN

Brasil tiene una de las cuencas hidrográficas más grandes del mundo y el monitoreo de la calidad del agua, principalmente de los desechos domésticos y de las actividades industriales, es de gran importancia para analizar los contaminantes inorgánicos, como los metales, por su poder contaminante. Las tragedias, como la falla de represas, también pueden ser una fuente de contaminación por metales, que presentes en las aguas residuales pueden llegar a ríos y mares y, en consecuencia, contaminar a los humanos. La biosorción es una técnica de biorremediación in situ que involucra mecanismos como absorción, adsorción, intercambio iónico, precipitación, complejación superficial, entre otros. Este proceso se encuentra dentro del campo de la biorremediación, y tiene como objetivo eliminar o recuperar sustancias tanto orgánicas como inorgánicas, como metales, a través de microorganismos u otros materiales biológicos. Uno de los materiales biológicos a utilizar como biorremediador de estas sustancias son las algas, debido a que tienen una alta capacidad de adsorción y efecto de inmovilización, además de ser rentables. Por ello, este estudio tuvo como objetivo realizar un levantamiento bibliográfico de los últimos 22 años sobre la biosorción de metales plomo (Pb), cadmio (Cd), hierro (Fe), zinc (Zn) y cobre (Cu) por parte de las microalgas *Chlorella vulgaris* y por la macroalga *Ulva lactuca*, analizando la efectividad y los factores que interfieren en la biosorción. La metodología consistió en buscar artículos científicos en plataformas en línea utilizando términos específicos, tanto en portugués como en inglés, para la investigación, estos términos fueron: biosorción, biorremediación, biosorción de metales pesados, algas+metales pesados+biosorción, biosorción+especies de algas+cada metal investigado individualmente. Los estudios analizados fueron, en su mayoría, realizados a través de experimentos de laboratorio. Se evaluaron factores que interfieren en la biosorción, tales como pH, temperatura, dosis de biosorbente, concentración inicial de metales y tiempo de contacto. Los estudios descritos en los resultados indicaron que ambas algas son efectivas para la biosorción de los metales mencionados, por lo que se consideran alternativas viables para el tratamiento de efluentes.

Palabras clave: biorremediación; adsorción; efluentes; contaminantes; pH.

## ABSTRACT

Brazil has one of the largest hydrographic basins in the world and the monitoring of water quality, mainly domestic waste and industrial activities, is of great importance to analyze inorganic contaminants, such as metals, due to their contaminating power. Tragedies, such as dam failures, can also be a source of contamination by metals, which present in wastewater can reach rivers and seas and, consequently, contaminate humans. Biosorption is an in situ bioremediation technique that involves mechanisms such as absorption, adsorption, ion exchange, precipitation, surface complexation, among others. This process is within the field of bioremediation, and aims to remove or recover both organic and inorganic substances, such as metals, through microorganisms or other biological materials. One of the biological materials to be used as a bioremediator of these substances are algae, because they have a high adsorption capacity and immobilization effect, in addition to being cost-effective. Therefore, this study aimed to make a bibliographic survey of the last 22 years on the biosorption of lead (Pb), cadmium (Cd), iron (Fe), zinc (Zn) and copper (Cu) metals by the microalgae *Chlorella vulgaris* and by the macroalgae *Ulva lactuca*, analyzing the effectiveness and the factors that interfere in the biosorption. The methodology consisted of searching for scientific papers on online platforms using specific terms, both in Portuguese and in English, for the research, these terms were: biosorption, bioremediation, biosorption of heavy metals, algae+heavy metals+biosorption, biosorption+species of seaweed+each metal researched individually. The studies analyzed were, for the most part, carried out through laboratory experiments. Factors that interfere in biosorption were evaluated, such as pH, temperature, biosorbent dose, initial metal concentration and contact time. The studies described in the results indicated that both algae are effective for the biosorption of the mentioned metals, thus being considered viable alternatives for the treatment of effluents..

Key words: bioremediation; adsorption; effluents; contaminants; pH.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>12</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>13</b>
2.1 BIORREMEDIAÇÃO	13
2.2 TIPOS DE BIORREMEDIAÇÃO	13
2.2.1 Ex situ	13
2.2.2 In situ	14
2.3 BIOSSORÇÃO	14
2.3.1 Biossorventes	15
2.3.1.1 <i>Algas utilizadas como biossorventes</i>	15
2.3.2 Mecanismo da biossorção	16
2.4 FATORES QUE INTERFEREM NA BIOSSORÇÃO DOS METAIS	18
2.5 METAIS	19
2.5.1 Chumbo (Pb)	19
2.5.2 Cádmio (Cd)	20
2.5.3 Ferro (Fe)	21
2.5.4 Zinco (Zn)	21
2.5.5 Cobre (Cu)	22
2.6 ALGAS	22
2.6.1 <i>Chlorella vulgaris</i>	22
2.6.2 <i>Ulva lactuca</i>	23
<b>3. OBJETIVOS</b>	<b>25</b>
<b>4. METODOLOGIA</b>	<b>26</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>27</b>
5.1 <i>CHLORELLA VULGARIS</i>	27
5.2 <i>ULVA LACTUCA</i>	38
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	<b>50</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>51</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta uma das maiores bacias hidrográficas do mundo e o monitoramento da qualidade da água, principalmente dejetos domésticos e atividades industriais, é de grande importância para analisar contaminantes inorgânicos, como os metais. A contaminação das águas por efluentes domésticos e atividades industriais causam preocupação pois podem ser prejudiciais à saúde humana. Além disso, tragédias como rompimentos de barragens, que chegam na população e também são levados para rios e mares podem conter metais em seu excesso, como o chumbo (Pb), cádmio (Cd), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), entre outros (Ribeiro *et al.*, 2012).

As metodologias de biorremediação têm sido estudadas para mitigar os efeitos dos metais nos corpos hídricos. Em geral, a biorremediação tem como objetivo reduzir ou eliminar elementos poluentes e tóxicos do ambiente utilizando materiais biológicos como fungos, bactérias, algas, entre outros. A biorremediação pode ser aplicada de maneira *ex situ* e *in situ*. O *ex situ* é quando parte da área contaminada é transferida de lugar para que seja aplicado o material biológico remediador, e no *in situ* o agente remediador é aplicado no local da contaminação (Maria *et al.*, 2014).

Um dos materiais biológicos utilizados como biorremediador de metais são as algas, por possuírem alta capacidade de adsorção e efeito imobilizador; além do vantajoso custo-benefício. As microalgas também podem remover outros elementos como potássio (K), fósforo (P) e nitrogênio (N) (Ubando *et al.*, 2021). Algumas espécies de algas têm sido utilizadas como biorremediadoras de metais, tais quais: *Chlorella vulgaris*, *Spirulina platensis*, *Ulva lactuca* e *Dunaliella spp.*

Levando em consideração a importância da recuperação dos recursos hídricos, este trabalho teve como objetivo fazer um levantamento bibliográfico dos últimos 22 anos sobre a biossorção de metais chumbo (Pb), cádmio (Cd), ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) pela microalga *Chlorella vulgaris* e pela macroalga *Ulva lactuca*.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 BIORREMEDIAÇÃO

A biorremediação é um processo onde materiais biológicos fazem a redução ou remoção de poluentes presentes no ambiente, tem como objetivo realizar a biodegradação ou biotransformação de compostos de interesse, como os compostos orgânicos. Ou seja, os organismos vivos, como plantas, bactérias, fungos, são utilizados para remediar ou eliminar esses compostos de interesse, que geralmente são poluentes ao ambiente (Paul *et al*, 2005). As técnicas de biorremediação são aplicadas em ambientes contaminados como águas superficiais, subterrâneas, resíduos industriais em aterros e solos (Priscila, 2005).

Os microrganismos utilizados na biorremediação podem ser autóctones (nativos do local) e alóctones (transferidos para o local), que deverão ser remediados ou podem ser isolados em laboratório e, em seguida, transferidos para o local que será submetido ao tratamento. Tais microrganismos, que possuem capacidade para biorremediação, fazem a transformação de agentes poluentes no ambiente em produtos inofensivos utilizando reações que fazem parte dos seus processos metabólicos (Vidali, 2001).

### 2.2 TIPOS DE BIORREMEDIAÇÃO

#### 2.2.1 *Ex situ*

Neste tipo de biorremediação, há a necessidade do deslocamento do material contaminado para uma estação de tratamento para que assim possa ser feito a biorremediação, como por exemplo fazer a retirada de uma parte do material contaminado e levar a biorreatores para que seja feito o tratamento junto com o material biológico (Amaral *et al.*, 2020). A biorremediação *ex situ* é realizada quando os poluentes possuem a capacidade de contaminar pessoas e outros solos ao redor, esse tipo de biorremediação possui um custo maior em relação ao *in situ* pois há a necessidade de deslocamento do material a ser remediado (Jacques *et al.*, 2007). Após o tratamento, o material tratado retorna

ao local de onde foi feita a remoção (Amaral *et al.*, 2020).

### 2.2.2 *In situ*

A biorremediação *in situ* é realizada no local contaminado, sem a necessidade de deslocamento do material a ser tratado, o que torna este tipo de biorremediação vantajosa em comparação com a *ex situ*. É considerado um processo de baixo custo e efetivo em relação a técnicas de incineração e pode ser utilizado em grandes áreas contaminadas (Amaral *et al.*, 2020).

## 2.3 BIOSSORÇÃO

A biossorção é uma técnica de biorremediação *in situ* que envolve mecanismos como a absorção, adsorção, troca iônica, precipitação, complexação de superfície, entre outros. Esse processo está dentro do ramo da biorremediação, e tem como objetivo a remoção ou recuperação de substâncias tanto orgânicas quanto inorgânicas através de microrganismos ou de outros materiais biológicos, como por exemplo as algas (Fomina & Gadd, 2014).

Dentro da biorremediação, quando a remoção é de metais, é utilizado o termo biossorção, pois os elementos inorgânicos não sofrem degradação. Com isso, os metais são imobilizados por meios biológicos, resultando na eliminação, ou na redução da concentração desses metais no meio aquoso (Maria *et al.*, 2014). Ou seja, a biossorção envolve a imobilização de íons metálicos (biossorbatos) para a superfície do biossorvente biológico, como por exemplo: fungos, bactérias e algas (Selvasembian & Singh, 2021). Esse processo é caracterizado pela ligação dos metais aos microrganismos, tanto às células vivas quanto às células mortas que podem acumular estes metais (Paula & Pallu, 2006).

A biossorção envolve duas fases (Maria *et al.*, 2014):

- Fase sólida: envolve o biossorvente de origem biológica.
- Fase líquida: envolve o solvente, normalmente água, que contém o agente a ser removido, como metal, por exemplo.

A biossorção pode ocorrer de duas formas (Maria *et al.*, 2014):

- Adsorção (não depende da atividade metabólica);
- Absorção ou bioacumulação (depende da atividade metabólica)

### 2.3.1 Biossorventes

Os biossorventes são de origem biológica e sua função é fazer a remoção passiva de substâncias tóxicas de um local contaminado. Podem ser utilizados para a remoção de compostos metálicos em ambiente aquoso, como por exemplo os metais. Este método possui baixo custo, pois é utilizado material biológico como fungos, bactérias e algas. Esses biossorventes possuem como características locais funcionais na parede celular como o carboxil, o sulfúril, o fosfato, o fenol, a amida, o amino, hidroxil e o sulfato. Estes locais funcionais são responsáveis pela biossorção dos íons metálicos (Selvasembian & Singh, 2021).

#### 2.3.1.1 Algas utilizadas como biossorventes

As algas possuem um grande potencial como biossorventes, pois podem variar em tamanho, e podem gerar grandes quantidades de biomassa por serem autotróficas. As algas possuem poucas necessidades de nutrientes e apresentam uma capacidade de sorção, o que pode resultar na biossorção de metais (Selvasembian & Singh, 2021).

A biossorção em algas ocorre através de processos de ligações do metal em componentes da parede celular (figura 1). Estes processos se baseiam na troca iônica e essas ligações dependem de fatores como: carga iônica do íon metálico, espécies de algas e a composição química da solução de íons metálicos. Os locais de ligações de componentes metálicos em algas são o carboxil, a amina, o fosfato, o sulfato e grupos funcionais químicos (Abbas *et al.*, 2014).

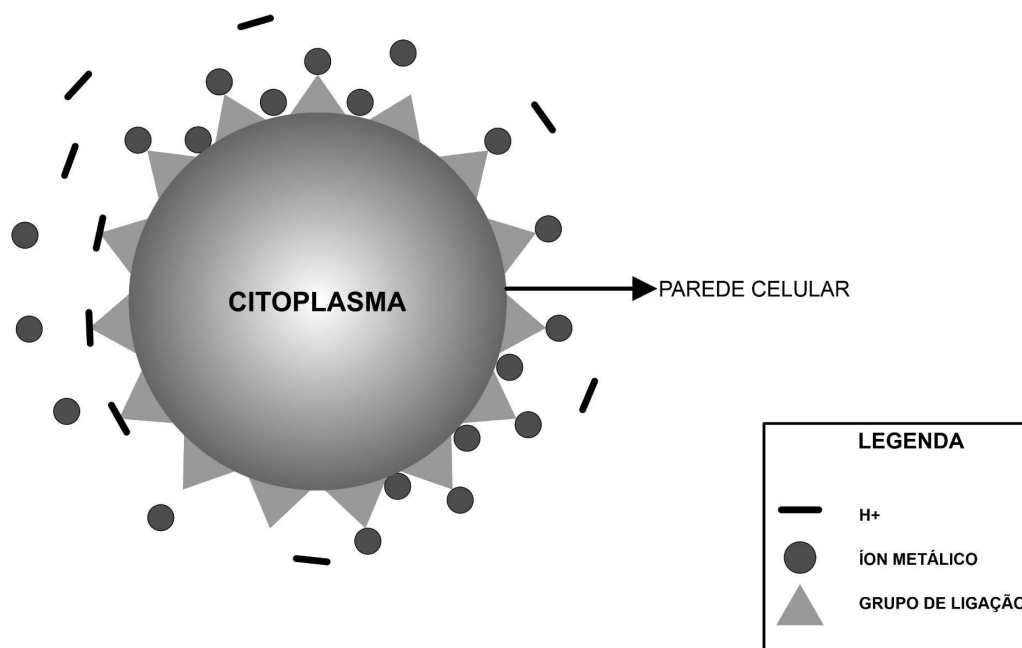
Existem duas fases da biossorção de metais por algas:

- Primeira fase: acumulação rápida e reversível, na qual ocorrem as ligações na superfície das células no período de contato das algas com os metais;



- Segunda fase: acumulação lenta e irreversível, nessa etapa o transporte de íons metálicos para o meio intracelular depende do metabolismo da alga, ocorrendo gasto de energia (Araújo, 2012).

Figura 1: Biossorção em células de alga



Fonte: Bilal *et al.* (2018, p. 3). Nota: dados trabalhados pelo o autor.

### 2.3.2 Mecanismo da biossorção

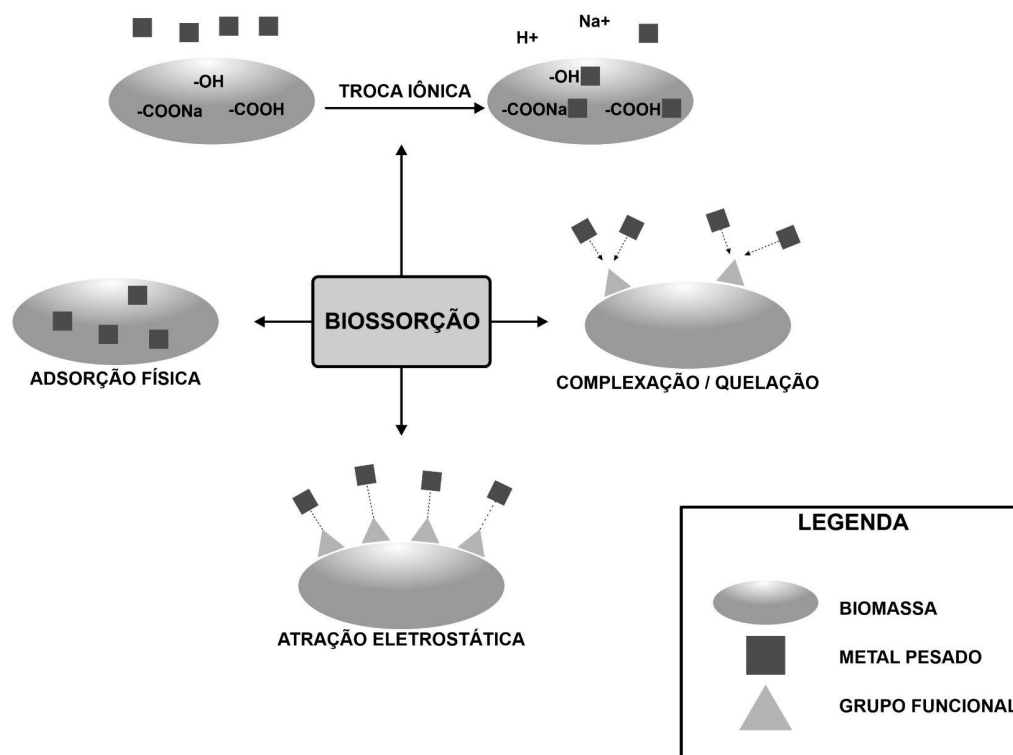
Os mecanismos da biossorção (figura 2) abrange uma fase sólida, sendo esta o adsorvente, e uma fase líquida, sendo o adsorbato. O adsorbato é atraído pelo adsorvente dependendo do mecanismo de remoção de metal, que poderá ser diferente conforme o tipo de biossorvente usado. Esses mecanismos podem ser complexação, quelação, coordenação, troca iônica, adsorção e precipitação inorgânica (Da Silva *et al.*, 2014).

O mecanismo de complexação envolve a formação de um complexo com base na associação de duas espécies de biossorventes. No mecanismo de coordenação há a ligação de um átomo principal de um complexo com outros átomos da reação por meio de ligação covalente. O mecanismo de quelação envolve formação de complexos através de um composto orgânico e

esses complexos fazem união com metal a partir de dois sítios de ligação. O mecanismo de troca iônica envolve formação de moléculas com base na troca de íons. Já no mecanismo de adsorção, moléculas, átomos ou íons são retidos na superfície de um tecido orgânico (biossorventes). Por fim, no mecanismo de precipitação inorgânica, ocorre uma alteração no meio aquoso fazendo com que ocorra uma precipitação do que será descartado, como por exemplo os íons metálicos (Da Silva *et al.*, 2014). Dentre os mecanismos da biossorção, a troca iônica é o principal, pois ocorre através de grupos funcionais distintos que estão presentes na superfície da parede celular da biomassa e esse mecanismo depende da biomassa utilizada (Bilal *et al.*, 2018).

Desta forma, esses diferentes mecanismos de biossorção fazem com que ocorra a imobilização de agentes metálicos na biomassa dos biossorventes através da atração dos íons pelos sítios ativos na superfície do biossorvente onde há os grupos funcionais (fosfato, carboxila, sulfeto, hidroxila e amina). Esses grupos funcionais são encarregados de fazer a união das partículas metálicas à superfície dos biossorventes (Da Silva *et al.*, 2014).

Figura 2: Exemplos de mecanismos de bioissorção



Fonte: Bilal *et al.* (2018, p. 4). Nota: dados trabalhados pelo o autor.

## 2.4 FATORES QUE INTERFEREM NA BIOSSORÇÃO DOS METAIS

O processo de bioissorção de um metal, em relação ao desempenho do bioissorvente na biorremediação, depende de alguns fatores que podem interferir na bioissorção, como pH, temperatura, propriedades do bioissorvente e propriedades do metal (Bilal *et al.*, 2018).

O pH elevado faz com que haja aumento da bioissorção dos metais, mas o aumento excessivo do pH no processo, pode levar a precipitação destes metais e a redução da capacidade de bioissorção, tornando o pH o fator mais importante do processo. O pH também faz o controle de protonação e desprotonação de grupos funcionais, o que também afeta a bioissorção, pois grupos carboxílicos quando estão em pH ácido são protonados por causa do excesso de íons  $\text{H}^+$  e  $\text{H}_3\text{O}^+$ , causando a redução da capacidade de bioissorção. Com o pH muito elevado os grupos amina, carboxila e hidroxila são desprotonados levando a formação de complexos aniônicos de hidróxido e a

precipitação dos metais, reduzindo a capacidade de bioissorção (Bilal *et al*, 2018).

A temperatura ao ser alterada, pode causar variação da capacidade sorção, pois quando o processo é endotérmico (com absorção de calor), o aumento da temperatura causa também o aumento da bioissorção, mas se o processo for exotérmico (com liberação de calor), isso causa a diminuição da bioissorção (Bilal *et al*, 2018).

As propriedades do bioissorvente interferem no desenvolvimento da bioissorção, pois depende da área superficial do bioissorvente, da porosidade, dos grupos funcionais que estão na superfície do bioissorvente e, da sua natureza (Da Silva *et al.*, 2014). Já as propriedades do metal são um fator determinante, pois a velocidade do processo vai depender do tamanho do metal e sua polaridade para que ocorra afinidade com o bioissorvente (Da Silva *et al.*, 2014).

## 2.5 METAIS

### 2.5.1 Chumbo (Pb)

O Pb é utilizado em muitos ramos industriais, como indústrias de baterias, tintas e revestimento de cabos (Burger, 2015). Na sua forma inorgânica ( $Pb^{2+}$ ) é considerado um veneno metálico, pois sua quantidade em excesso no organismo pode causar danos aos ossos em pessoas adultas e, nas crianças, pode causar danos no desenvolvimento cerebral (Lopes, 2016). O Pb tem ampla distribuição devido a algumas atividades industriais, que incluem fabricação de produtos de latão, canos, munições, folhas de Pb, soldas e verniz para cerâmicas (Moreira, 2004).

Esse metal possui pouca incidência em águas naturais, devido a sua insolubilidade. No entanto, quando o Pb está em associação com corpos aquáticos muito ácidos, sua concentração aumenta pois, em águas ácidas, ele consegue se dissolver com maior facilidade (Lopes, 2016).

Na saúde humana, a toxicidade do Pb provém da interferência do mesmo no funcionamento das membranas celulares e das enzimas. Essa

interferência resulta na formação de complexos estáveis com ligação de enxofre, fósforo, nitrogênio ou oxigênio. As interações do Pb com grupamentos que contém ligação com enxofre, como as enzimas, podem alterar a sua atividade resultando em efeitos tóxicos, como por exemplo, efeitos neurológicos, hematológicos e renais, tais como a encefalopatia, anemia e nefropatia (Moreira, 2004).

### 2.5.2 Cádmio (Cd)

O Cd é considerado um metal altamente tóxico, que pode ser disponibilizado no ambiente por meio de fabricação de metais e ligas, cerâmicas, incineração de resíduos, baterias de níquel-cádmio, fertilizantes, pesticidas, entre outros. Este metal é considerado cancerígeno, podendo causar danos aos rins, fígado, pulmões e órgãos reprodutivos. O Cd pode também estar relacionado a outras doenças, dentre elas o mal de Parkinson, Alzheimer e hipertensão (Leong, 2020).

O Cd se propaga através de águas residuais, atividades industriais e também pelo uso exacerbado de fertilizantes em solos agrícolas. As plantações em solos contaminados com o Cd podem causar contaminação em humanos. Esta contaminação pode ocorrer pela ingestão de um alimento que retém o metal (arroz e batata, por exemplo) e também inalação por tabaco (Mahurpawar, 2015). Na contaminação por ingestão, o Cd acumulado em batatas, cereais, vegetais, frutas, carnes e peixes, acumula-se no organismo causando intoxicação, podendo resultar em carcinogênese.

Quando as plantas são afetadas pelo Cd, o crescimento delas é afetado e há redução da atividade fotossintética, que leva a alterações nas atividades enzimáticas e metabólicas das plantas. As alterações das atividades enzimáticas é devido a afinidade que o Cd possui por grupos cisteína das proteínas das plantas e, quando ocorre a ligação do Cd nesses grupos, há a inibição dessas atividades. Com isso, afeta a produtividade agrícola e gera efeitos tóxicos quando esses alimentos são consumidos (Pallu, 2006).

### 2.5.3 Ferro (Fe)

O Fe é um dos metais mais utilizados na indústria em composição de mesas, cadeiras, painéis, portas e portões, assim como várias outras estruturas metálicas (Lopes, 2016). Em plantas, o Fe faz parte de algumas atividades metabólicas e atua na formação de enzimas como a catalase, peroxidase, citocromo oxidase e a xantina oxidase. Devido a isso, o Fe é muito importante para tais atividades e também para processos de respiração, fotossíntese, fixação de nitrogênio e transferência de elétrons (Alexandre *et al*, 2012). Devido sua ampla utilização, este metal pode ser encontrado em concentrações elevadas no ambiente (Lopes, 2016).

O Fe está presente em excesso em águas superficiais nas estações chuvosas (primavera e verão) pois a concentração de Fe aumenta devido ao carreamento de solos e também pela ocorrência de processos de erosão das margens dos rios, fazendo com que ele se disperse (Lopes, 2016).

### 2.5.4 Zinco (Zn)

O Zn é um metal muito utilizado nas indústrias de setores elétricos, tratamentos químicos orgânicos e eletroquímica. O Zn possui propriedades redutoras e produção de ligas metálicas (Selvasembian & Singh, 2021). O Zn é essencial na fisiologia do organismo quando está em pequenas quantidades e, em concentrações elevadas, pode acumular no organismo (Lopes, 2016). Em relação à saúde humana, o Zn, em concentrações muito baixas ou a sua falta no organismo, causa distúrbios na absorção de nutrientes gastrointestinais ou aumento na excreção urinária (Cruz & Soares, 2011).

O Zn é componente estrutural de muitas proteínas e auxilia no crescimento de plantas. Com a falta de Zn nas plantas, há a redução da produtividade dos grãos, alterando a resistência dos cereais em relação aos patógenos. Além disso, com a deficiência deste metal, as plantas ficam sujeitas a diminuição da qualidade nutricional dos cereais, redução de síntese proteica, redução do crescimento, malformação das folhas, entre outros problemas (Alexandre *et al*, 2012). Em elevadas concentrações, o Zn torna-se um agente

tóxico para as plantas, causando morte da plântula, diminuição do crescimento, diminuição da produção e necrose (Alexandre *et al*, 2012).

#### 2.5.5 Cobre (Cu)

O Cu é um dos metais mais utilizados nas indústrias elétricas e em grandes volumes, apresenta toxicidade para os organismos vivos, pois ele pode acumular-se na pele, cérebro, fígado, coração e pâncreas. Em baixas concentrações, o Cu não apresenta riscos, pois é essencial para o funcionamento do organismo, como por exemplo, em algumas enzimas que atuam no transporte de elétrons. Quando o Cu está em elevadas concentrações no organismo, ele pode causar problemas no fígado, rins e irritação no estômago (Ismail & Moustafa, 2016).

Alguns fatores como mineração, metalúrgica, indústrias têxteis, derivados de petróleo e agricultura geram a contaminação ambiental por Cu. A contaminação de Cu em ambiente aquático, é gerada principalmente a partir de fertilizantes, fungicidas e resíduos de animais (Ismail & Moustafa, 2016).

## 2.6 ALGAS

### 2.6.1 *Chlorella vulgaris*

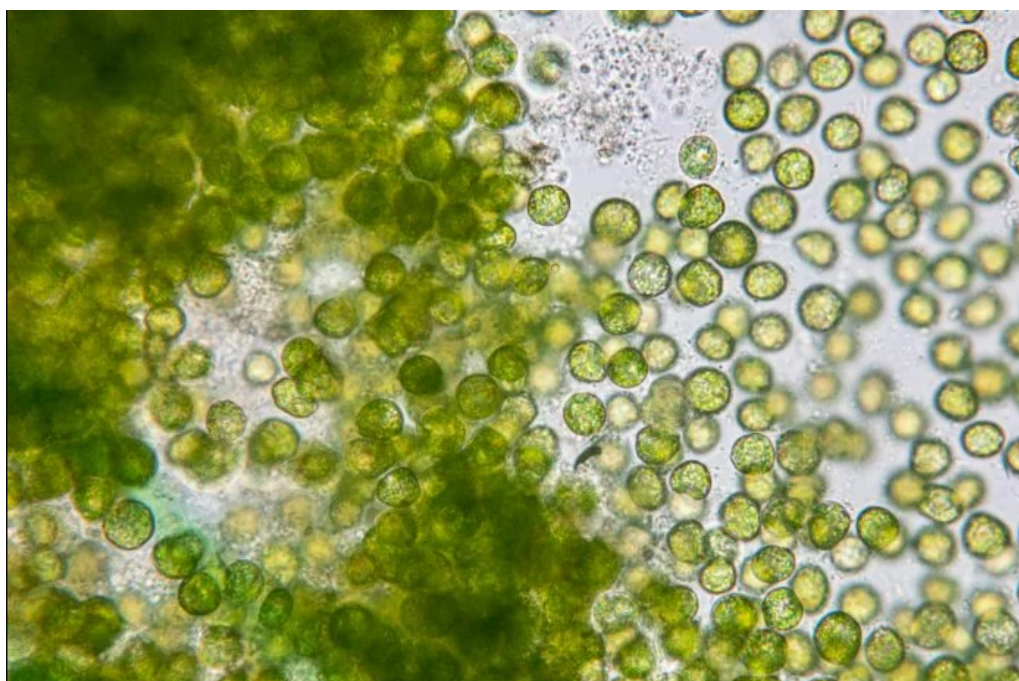
A *C. vulgaris* (figura 3) é uma microalga verde que faz parte do filo Chlorophyta, se desenvolve em água doce e se reproduz rapidamente de maneira assexuada. Apesar de ser predominante de água doce, pode se desenvolver também em águas salgadas, no solo, na neve e também sobre as folhas das plantas. Possui forma esférica, é unicelular e eucariótica com medição de 2 a 8 µm, tendo a biomassa composta por lipídios, carboidratos, proteínas e minerais (Matos, 2012).

A parede celular possui rigidez para protegê-la de agentes contaminantes e também de ambientes desfavoráveis. Essa parede celular aumenta de espessura gradualmente com base na maturação da alga, ou seja, quando a alga está em sua fase juvenil sua parede celular recém formada é mais frágil, tendo cerca de 2 nm de espessura e, após a sua maturação, sua

parede celular pode atingir de 17-21 nm de espessura (Safi *et al.*, 2014).

A *C. vulgaris* foi comumente utilizada na alimentação como forma de suplemento pois é fonte de proteínas, carboidratos, lipídios, vitaminas e minerais. Além da alimentação, possui outros potenciais como aplicação em biocombustíveis, devido ao armazenamento de lipídios, e tratamento de água, devido a sua fixação de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (Safi *et al.*, 2014). Além disso, por possuir capacidade de reter alguns metais pode ser aplicada em processos de biorremediação, como a biossorção.

Figura 3: *Chlorella vulgaris*



Fonte: nutroo, 2020

### 2.6.2 *Ulva lactuca*

A *U. lactuca* (figura 4) é uma macroalga verde que faz parte do filo Chlorophyta e pode se desenvolver sob uma superfície sésil ou de forma livre flutuante. Essa alga pode se reproduzir rapidamente de forma sexuada ou assexuada, por fragmentação do seu talo. Sua forma se distingue conforme o grau de salinidade da água ou por sua simbiose com bactérias (Dominguez & Erwann, 2019).

A *U. lactuca* é encontrada em diversos climas, desde climas tropicais até



climas polares, e se proliferam de maneira exacerbada colonizando praias. A sua biodegradação é capaz de emitir vapores ácidos induzindo a morte em animais. Porém, ela possui potencial biotecnológico sendo utilizada no processo de biossorção de metais. A *U. lactuca* possui alguns compostos bioativos como atividade antioxidante, podendo ser utilizada na produção de biocombustíveis, pois elas se desenvolvem em águas salinas e não requer grande quantidade de terra (Dominguez & Erwann, 2019).

Figura 4: *Ulva lactuca*



Fonte: Igui ecologia, 2019

### 3 OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo desenvolver uma revisão sobre a bio sorção dos metais cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), ferro (Fe) e chumbo (Pb) pela microalga *Chlorella vulgaris* e pela macroalga *Ulva lactuca*, a fim de verificar a eficácia da bio sorção pelas algas mencionadas e como os diferentes fatores podem interferir nesse processo.

#### 4 METODOLOGIA

A metodologia consistiu na pesquisa de trabalhos científicos, como artigos, relatos e revisões de literatura, bem como dados na plataforma do google acadêmico e science direct, que são plataformas multidisciplinares, que contém diversos arquivos, são plataformas internacionais e de fácil acesso. A pesquisa foi realizada no período de dezembro de 2021 até fevereiro de 2022 e foram utilizados termos específicos para a busca dos estudos, esses termos foram: bioissorção, biorremediação, bioissorção de metais pesados, algas+metais pesados+bioissorção, bioissorção+espécie da alga+cada metal pesquisados individualmente. Os termos de pesquisa foram escritos tanto em português quanto em inglês.

Os trabalhos escolhidos envolveram artigos científicos escritos em inglês e português incluindo trabalhos de conclusão de curso, dissertações, teses e livros. Tais materiais foram escolhidos no período de 2000 a 2022. Os trabalhos aos quais não tínhamos livre acesso e que não atendiam aos temas abordados em nossa pesquisa foram descartados.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 CHLORELLA VULGARIS

Fraile *et al.*, (2005) estudaram a capacidade de sorção da alga *C. vulgaris* usando Cu, Zn, Cd e Ni como metais em soluções monometálicas e bimetálicas. Os testes de biossorção foram realizados em Erlenmeyer de 100 mL contendo solução e biomassa, os Erlenmeyer foram agitados e tiveram seu pH monitorado. Após, as amostras foram centrifugadas a 5000 rpm, separando assim a biomassa, e as amostras foram analisadas por espectrofotometria de absorção atômica. Foram realizados também experimentos com dois metais usando  $1 \text{ g L}^{-1}$  de biomassa em solução contendo dois metais, fazendo com que todas as combinações possíveis de metais binários fossem testadas, As concentrações de metais testadas foram 0, 10, 30, 60 e  $250 \text{ mg L}^{-1}$  de metais em pH 5. A influência do pH foi investigada para os quatro metais em temperatura ambiente em uma concentração de  $50 \text{ mg L}^{-1}$  de metal com  $1 \text{ g L}^{-1}$  de biomassa. A solução de Cu foi submetida a um pré-tratamento ácido (pH 3), a maior absorção de metal observada foi em pH 7. A concentração de biomassa foi testada para cada metal em concentrações de 1, 2 e  $3 \text{ g L}^{-1}$  em pH 5 para Cu, Zn e Ni e pH 8 para Cd, a concentração inicial de metal foi de  $50 \text{ mg L}^{-1}$ . Os melhores valores de biossorção foram obtidas em menor concentração de biomassa, pois com o aumento do biossorvente não aumenta a capacidade de biossorção, não foi observado relação proporcional ao aumento da biossorção com base no aumento do biossorvente. Testes de dessorção foram feitos com  $1 \text{ g L}^{-1}$  de biomassa previamente carregada com metal em pH 2, 3 e 4, o procedimento experimental foi o mesmo que nos testes de adsorção, onde os melhores rendimentos de recuperação foram alcançados em pH 2, pois há maior concentração de prótons na solução facilitando a troca de prótons com o cátion do metal que está preso na biomassa. Os modelos de Langmuir e Freundlich foram usados para analisar a eficiência de biossorção tanto para soluções monometálicas quanto para soluções bimetálicas, onde a biomassa apresentou maior afinidade pelo Cd, nas soluções monometálicas, seguindo a seguinte ordem de afinidade: Cd>Ni>Zn>Cu. Esses modelos de

Langmuir e Freundlich, são modelos matemáticos utilizados para analisar a relação entre a concentração do íon metálico absorvido por unidade de biomassa e a concentração do metal em solução (Da Silva *et al.*, 2014). Nas soluções bimetálicas, a biomassa apresentou maior afinidade pelo Cd novamente em relação a Zn e Ni.

Al-rub & Ashour, (2006) estudaram o uso de células de *C. vulgaris* para bioissorção de Cu. Os autores analisaram os efeitos do tempo de contato, pH, dose de bioissorvente e presença de íons de Pb e/ou Zn na bioissorção. Inicialmente foi feita a determinação dos grupos funcionais em células da alga usando o método de titulação de Boehm, indicando grupos carboxila, lactonas, lactóis e fenóis. O efeito do pH em relação ao Cu foi analisado usando concentração de Cu em 100 ppm em diferentes valores de pH. Já a concentração de Cu foi determinada analisando diferentes concentrações (5 a 300 ppm) em pH constante. A concentração de íons de Cu em solução aquosa foi medida após 24 h utilizando espectrofotômetro de absorção atômica e a quantidade de Cu adsorvido pela biomassa foi calculada utilizando os modelos de Langmuir, Freundlich e Dubinin-Radushkevich e também foram usados para analisar a eficiência da bioissorção de Cu pelas células da alga. A dinâmica de adsorção foi estudada usando lote com diferentes concentrações iniciais de Cu, onde as amostras foram coletadas em períodos diferentes de tempo e foi analisada a concentração do Cu. A bioissorção competitiva de Cu com Zn e Pb foram analisados utilizando os mesmos procedimentos de adsorção de íon único (apenas Cu). O estudo obteve melhores resultados entre pH 4,0-5,0 e a bioissorção de Cu em células foi melhor com o tempo de agitação de 15 minutos. Na bioissorção competitiva, os íons Pb suprimiu a absorção de Cu mais que a presença de íons Zn, mostrando que na presença de outros íons metálicos, a bioissorção de Cu foi diminuída. O estudo mostrou que células de *C. vulgaris* foram eficazes na remoção de íons Cu de soluções aquosas, apesar da competitividade entre os íons metálicos.

Em outro estudo de Al-rub *et al.*, (2007), avaliaram o efeito de Cu (II) e Zn (II) na bioissorção de Pb (II) utilizando a *C. vulgaris* como bioissorvente.

Neste estudo foram feitas soluções simples (com metal único), binárias (Pb com Zn ou Pb com Cu) e ternárias. O pH ótimo estabelecido foi de 5 para Pb e foi aplicado para o restante do experimento. Biossorção de soluções simples foi avaliada utilizando 100 ppm de concentração inicial de metal a 25°C em pH 5, e nesta etapa, 80% dos íons foram removidos em 5 min, e atingiu o máximo de absorção no ponto de equilíbrio em 90 min. Para a análise da eficiência de biossorção foram utilizados os modelos de Langmuir, Freundlich Dubinin–Radushkevich e Sips, onde o modelo de Sips forneceu o melhor ajuste. Foi analisada a interferência dos íons metálicos na biossorção de Pb (II) tanto em soluções binárias quanto ternárias em temperatura ambiente e em pH 5. O estudo demonstrou que em soluções binárias a biossorção de Pb é afetada com o aumento da concentração de Cu (II) e na presença de Zn (II) a interferência teve efeito desprezível. Em soluções ternárias a biossorção de Pb (II) não é afetada devido a competição de Cu (II) com Zn (II) em vez de com o Pb (II), pois o Cu (II) e Zn (II) possuem semelhanças de massa molecular, raio atômico e eletronegatividade, competindo pelos mesmos sítios ativos. Foram feitas análises para determinar a preferência de Pb (II) sobre o Cu (II) pela *C. vulgaris* ou a preferência de Cu (II) sobre o Pb (II) mediante ao deslocamento iônico e analisada por espectrometria de absorção atômica para ambos os íons, indicando que tanto Pb (II) quanto Cu (II) são adsorvidos e desorvidos de forma parecida, porém a desorção de Cu (II) foi mais rápida, ou seja, permaneceu por menos tempo na superfície da alga, concluindo a preferência do adsorvente pelo Pb (II). O estudo demonstrou que o mecanismo da biossorção pode envolver combinação de complexação e nucleação na parede celular do biossorvente.

No estudo de Goher *et al.*, (2016), células mortas de *C. vulgaris* foram utilizadas para biossorver  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  em diferentes condições de pH, dosagem de biossorvente e tempo de contato. Para a caracterização do adsorvente foi utilizado espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (FT-IR) para determinar qualitativamente os diferentes grupos funcionais presentes na *C. vulgaris*. Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

foi utilizada para estudar a morfologia da superfície da alga antes de depois da adsorção. Para o estudo de adsorção, lotes de 50 cm<sup>3</sup> de água sintética contendo metais foram transferidos para frascos de 150 cm<sup>3</sup> com diferentes quantidades de *C. vulgaris* em pó, o pH foi ajustado utilizando NaOH 0,1 N e HCl. As amostras foram agitadas em 200 rpm em temperatura ambiente, em seguida, filtradas. As concentrações dos metais foram analisadas através de absorção atômica. O efeito do pH foi observado misturando 50 mg dm<sup>-3</sup> de Cu, Cd e Pb em frascos com pH de 2-6 em temperatura ambiente, 0,05 g de alga foi adicionado nos frascos durante 120 minutos. Os melhores resultados foram em pH 5 para Cu<sup>+2</sup> e Pb<sup>+2</sup> e pH 6 para Cd<sup>+2</sup>. Para a análise do efeito da dose de bioissorvente, foram testadas diferentes doses de bioissorvente (0,25, 0,5, 1, 1,5, 2, 3 e 4 g dm<sup>-3</sup> de solução), tendo sido observado melhores resultados em dose de 2 g dm<sup>-3</sup> de bioissorvente. O efeito do tempo de contato foi estudado adicionando 0,1g de *C. vulgaris* em 10 frascos de solução sintética de 50 cm<sup>3</sup> em pH 5, obtendo a redução da concentração dos metais Cu e Pb na solução em 2 até 20 min, enquanto que de Cd a remoção completa foi em 120 min. O estudo demonstrou que a *C. vulgaris* é eficaz para a remoção dos metais mencionados em soluções aquosas e sua afinidade de bioissorção foi de Pb<sup>2+</sup> > Cu<sup>2+</sup> > Cd<sup>2+</sup>.

Já no estudo de Sayadi *et al.*, (2019) foi estudado a taxa de adsorção de Cd, Pb e Cu em solução aquosa contendo biomassa de *C. vulgaris* modificada com ácido sulfúrico para otimizar a bioissorção. O estudo avaliou o tempo de contato de 5 a 120 min, agitação de 150 a 180 rpm, pH na faixa de 3-7, dose de alga de 0,5-5 g e dose de alga modificada com ácido sulfúrico de 0,5 -5 g L<sup>-1</sup>. Após cada experimento houve a análise de absorção atômica das amostras. Para determinar a capacidade máxima de adsorção de íons metálicos, foi analisado a concentração dos metais em 5, 15, 30, 50, 75 e 100 mg L<sup>-1</sup> junto com soluções sintéticas com sais metálicos de cada íon, o pH foi regulado com ácido clorídrico e hidróxido de sódio. Para o estudo da eficiência de adsorção, foi utilizado o modelo de Langmuir. Foram feitas análises de espectroscopia de FT-IR para a determinação dos grupos funcionais da

superfície da biomassa da alga antes e após a modificação com ácido sulfúrico, indicando os grupos amida, hidroxila, amina, carboxila e fosfato. Em relação ao efeito do pH (3-7), foi observado que a 23°C e 0,5 g L<sup>-1</sup> de biomassa modificada, o pH ótimo dos metais foram 5 para Cd, 6 para Pb e 7 para Cu, onde a porcentagem de remoção foi de 74,31% para Cd, 70,29% para Pb e 78,92% para Cu. O valor ótimo de tempo de contato encontrado foi de 80 min. A dose de biossorventes foi estudada (0,5-5 g L<sup>-1</sup>) e os melhores rendimentos foram em 5 g L<sup>-1</sup> sendo a absorção de 87,52% para Cd, 90% para Pb e 80,75% para Cu. Sobre o efeito da concentração inicial de metais (5, 15, 30, 50, 75 e 100 mg L<sup>-1</sup>), foi observado que em 5 mg L<sup>-1</sup> obteve-se os melhores rendimentos sendo, 87,6% para Cd, 83,79% para Pb e 81,6% para Cu, ou seja, com o aumento das concentrações de íons metálicos, a capacidade de biossorção diminui, pois em 10 mg L<sup>-1</sup> de íons metálicos o rendimento foi de 26,54%, 18,54% e 17,55% respectivamente.

El-Sheekh *et al.*, (2019) utilizaram a alga *C. vulgaris* em sistema de batelada para analisar a eficiência da biossorção de Cd, onde parâmetros como pH, temperatura, concentrações iniciais de metal, tempo de agitação, velocidade de agitação e dosagem de biomassa foram estudados. O efeito do pH foi analisado utilizando 30 mg L<sup>-1</sup> de íons Cd (II), 0,5 g L<sup>-1</sup> de dose de biossorvente em 50 mL de 30 mg L<sup>-1</sup> de solução metálica a 25°C por 120 minutos a 150 rpm, foi estudado a faixa de pH de 3-8. Foi observado que o pH em 6 mostrou ser o pH ótimo para o estudo. O efeito da temperatura foi observado em 20, 25, 30, 35 e 40°C em pH 6 e, nas mesmas condições do experimento do efeito do pH, a temperatura ótima observada foi de 25°C. O efeito do tempo de contato foi analisado em pH 6 e temperatura de 25°C, com concentração de metal e dose de biossorvente igual aos outros experimentos e 50 mL da solução metálica durante 2h, as amostras foram retiradas após intervalos de 5, 15, 30, 60, 90 e 120 minutos. O tempo de contato ótimo encontrado foi de 30 minutos. O efeito da dose biossorvente foi analisado utilizando quantidades de 0,01 a 0,1 g de biomassa seca em 50 mL de 30 mg L<sup>-1</sup> de solução de Cd (II) em Erlenmeyer de 250 mL em 150 rpm usando pH,



temperatura e tempos ótimos, sendo a dose ideal encontrada em 0,08g. O efeito da velocidade de agitação foi estudado velocidades de 50, 100, 150, 200 e 250 rpm em condições de pH, temperatura, tempo e dose de bioissorvente ótimos, mostrando que a velocidade ótima foi de 250 rpm. A concentração inicial de metal foi aferida em 20-30-50-75-100 mg L<sup>-1</sup> em condições ótimas, sendo 75 mg L<sup>-1</sup> sua maior capacidade de bioissorção. Esses experimentos foram comparados com um controle de biomassas de algas secas. Para o experimento de bioissorção em lote, a biomassa de alga recebeu um pré-tratamento com produtos químicos, incluindo ácido acético, onde esse pré-tratamento mostrou que a capacidade de bioissorção foi aumentada com o ácido acético. Foi feita imobilização da alga utilizando gel de alginato de sódio em CaCl<sub>2</sub> 2% para ser o controle e grânulos de alginato de cálcio foram feitos com biomassas de algas secas (0,2, 0,15, 0,1, 0,05, e 0,025 g) com 10 mL de alginato de sódio a 4%, onde o peso ideal foi de 0,025g mostrando eficiência de 76 %. 50 grânulos de alginato de cálcio e 50 grânulos de algas imobilizadas foram misturadas separadamente com 50mL de solução de Cd (II) em condições ideais. Análise de FT-IR foi utilizada para a caracterização da biomassa antes e depois da bioissorção, MEV e análise de energia dispersiva de raios-x (EDX) foram utilizados para analisar os grupos funcionais da superfície da biomassa, onde constatou que a bioissorção ocorreu devido a presença de grupos hidroxila, carbonila, amida e carboxila. Os grânulos de biomassa de algas secas foram analisados por análise EDX para verificar a parede celular antes e depois da bioissorção e o mecanismo, onde o mecanismo responsável pela bioissorção foi de troca iônica e com a bioissorção há a modificação da parede celular como encolhimento e destruição da matriz da parede.

Cheng *et al.*, (2017) utilizaram a alga *C. vulgaris* para estudos da bioissorção de Cd, onde a bioissorção foi avaliada a partir do uso de material morto ou vivo de *C. vulgaris*, tempo de contato, concentração inicial de íons metálicos e dose de alga. No estudo do tempo de contato, algas vivas e mortas foram adicionadas em Erlenmeyer contendo 200 mL de solução de Cd com

concentração de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de metal, e agitado a 150 rpm em temperatura de  $25^\circ\text{C}$  e analisadas em tempo 5, 10 e 15 minutos em 15 minutos até atingir o equilíbrio. Utilizando espectrofotometria de absorção atômica, obteve-se que a taxa de adsorção foi de 96,8% para alga morta e 95,2% para alga viva, ocorrendo em 5 minutos e com o estado de equilíbrio atingindo em 105 min. Para o estudo da dose de alga foram estudadas doses de 0,18, 1,8 e 18 mg de biomassa seca para 200 mL de  $100 \text{ mg L}^{-1}$  de solução de Cd mantendo tempo de contato, temperatura e agitação constante. Foi observado que a eficiência de remoção foi de 95% em 18 mg, porém, a capacidade de adsorção diminuiu com o aumento na dose de algas, não havendo diferença entre as algas mortas e vivas. Para a concentração de Cd ( $5, 10, 50, 100$  e  $150 \text{ mg L}^{-1}$ ), foi observado que na concentração de Cd acima de  $5 \text{ mg L}^{-1}$  obteve-se eficiência acima de 96% para ambos os tipos de alga. Foram feitos estudos em água natural, utilizando amostras de três lugares distintos, utilizando diferentes concentrações de Cd ( $0,097, 0,129, 0,260$  e  $0,497 \text{ mg L}^{-1}$ ) em 200 mL de água  $1,8 \text{ mg}$  de alga morta e viva, e a eficiência de adsorção foi acima de 60%. Para analisar a eficiência da bioadsorção, foram utilizados os modelos de Langmuir, Freundlich, Sips e Khan, onde o modelo de Sips foi o mais adequado para o estudo. Foram feitos estudos cinéticos que indicaram que o equilíbrio de bioadsorção da alga seguiu o modelo de pseudo-segunda ordem, demonstrando que o aumento do bioadsorvente não tem relação proporcional ao aumento da bioadsorção. Na capacidade de bioadsorção não houve diferenças significativas entre material vivo e morto de algas, sendo assim, pode-se economizar custos em processos de secagem e utilizar a alga viva.

Bioadsorção competitiva de Cd (II) e Ni (II) em uma mistura binária dos dois metais utilizando a *C. vulgaris* como bioadsorvente foram estudados por Aksu & Dönmez, (2006), onde esses resultados foram comparados com solução de apenas um único íon metálico através de sistema em batelada. Para os estudos de bioadsorção, uma suspensão de alga de 10 mL foi adicionada em 90 mL da mistura binária em um Erlenmeyer em temperatura de  $25^\circ\text{C}$  e pH 4. Os frascos foram agitados em 150 rpm por 24h, amostras de 5

mL foram retiradas antes de misturar a solução bioSORVENTE com os íons, em intervalos de 5 min no início da bioSORÇÃO e depois em intervalos de 15-30 min após atingir o equilíbrio, as amostras foram centrifugadas e o sobrenadante foi utilizado para analisar cada íon metálico, onde foi utilizado espectrofotometria de absorção atômica. Os modelos de Langmuir e Freundlich foram usados para determinar a eficiência da bioSORÇÃO no equilíbrio de cada componente. A bioSORÇÃO simples e dupla de Cd (II) na ausência e na presença de Ni, para a bioSORÇÃO dupla foi utilizada concentração de 150 mg L<sup>-1</sup> de Cd e valores de 0,25, 50, 100 ou 150 mg L<sup>-1</sup> para Ni, onde mostrou que com a concentração inicial de Cd em 150 mg L<sup>-1</sup> a absorção de Cd aumenta quando o Ni está em concentrações mais baixas e a absorção de Cd diminui com o aumento da concentração de Ni, isso se deve pela competição de ligação dos sítios de adsorção na superfície da biomassa. A bioSORÇÃO de Ni na presença e ausência de Cd foi avaliado com o mesmo pH, em concentração de 150 mg L<sup>-1</sup> de Ni e entre 0 e 150 mg L<sup>-1</sup> de Cd, onde os resultados foram semelhantes para presença e ausência de Cd na bioSORÇÃO de Ni, onde a bioSORÇÃO de Ni aumentou em concentração de 150 mg L<sup>-1</sup>, e diminuiu com o aumento da concentração de Cd. A *C. vulgaris* mostrou mais afinidade com o Cd devido às características dos sítios de ligação como os grupos funcionais, também peso atômico, eletronegatividade e raio iônico podem estar relacionados, onde, de acordo com o modelo de Langmuir, a capacidade máxima de bioSORÇÃO para Cd foi de 86,6 mg/g e de 58,4 mg/g para Ni quando ambos estão sozinhos, e 68,5 mg/g para Cd e 28,3 mg/g para Ni quando a solução é binária mantida em 150 mg L<sup>-1</sup> de concentração de cada íon.

Sistemas binários e ternários de Pb<sup>2+</sup>, o Ni<sup>2+</sup> e Zn<sup>2+</sup> utilizando *Arthrospira platensis* e *C. vulgaris* como bioSORVENTES foram estudados por Santos *et al.*, (2012). Os testes de adsorção foram feitos com 2 g L<sup>-1</sup> de bioSORVENTE em soluções metálicas de diferentes concentrações iniciais (0,5, 1,0 e 2,0 mM) em temperatura ambiente e pH 5,0-5,5. Em tempos de 5-120 minutos, as amostras foram retiradas e filtradas, onde este filtrado foi analisado em relação à concentração de metal utilizando espectroscopia de adsorção atômica. Para

analisar a capacidade de sorção, as biomassas foram avaliadas em relação à capacidade de sorção no equilíbrio ou eficiência de remoção de metal, a partir disso, a cinética de sorção também foi calculada com base no modelo de Ho e McKay. A eficiência de biossorção foi analisada seguindo os modelos de Langmuir e Freundlich aplicados para fornecer resultados com sistemas binários e ternários, onde no sistema binário indicou que os metais se ligam a ambas biomassas com intensidades semelhantes. Após a biossorção, foram realizadas análises de FT-IR para os estudos de caracterização, identificando grupos hidrocarbonetos insaturados, amina, amida e hidroxila em *C. vulgaris*. Na biossorção, sistemas binários e ternários exigiam a interação de metais com os grupos funcionais de biomassa com mais elétrons, sendo grupos amina, ésteres, carboxila e amida da superfície das células. As misturas binárias como  $\text{Ni}^{2+}/\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}/\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}/\text{Pb}^{2+}$  foram avaliados indicando a seguinte afinidade:  $\text{Pb}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$  para ambas as biomassas. A mistura binária de  $\text{Ni}^{2+}/\text{Zn}^{2+}$ , indicou que Zn possui maior afinidade com ambas as biomassas que o Ni, este tendo maior capacidade de biossorção pela biomassa da *C. vulgaris*. No sistema binário envolvendo o  $\text{Pb}^{2+}$ , o  $\text{Ni}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ , mostrou que os íons  $\text{Ni}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$  não influenciaram na remoção de  $\text{Pb}^{2+}$  para ambos os biossorbentes. A *C. vulgaris* mostrou ser melhor biossorvente devido às maiores capacidades de sorção e eficiências de remoção, isso deve a composição de sua parede celular das células eucarióticas da *C. vulgaris* em relação às células procariontes de *A. platensis*.

Em outro estudo Ferreira *et al.*, (2011) analisaram a adsorção de  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  em sistema de metal único com biomassa de *C. vulgaris* e *A. platensis*. Foram analisados o efeito do pH (3-6), tempo de contato (5, 10, 15, 30, 45, 60 e 120 min) e concentração inicial do metal (0,5, 1,0, 1,5, 2,0, 2,5 e 3,0 mM) com 2 g L<sup>-1</sup> de cada biossorvente. As amostras foram analisadas através de espectrofotometria de absorção atômica e FT-IR para a análise da biomassa antes e depois da adsorção dos metais, indicando a presença de grupos carboxilato, amino, amida e hidroxila. Os experimentos foram realizados em pH 5-5,5 devido ao favorecimento da dissociação de grupos funcionais e da

ligação de íons metálicos. Os modelos de Freundlich e Langmuir foram utilizados para analisar a eficiência da bioadsorção, onde seguiram a seguinte ordem de afinidade:  $Pb > Zn$ . Análises em relação a capacidade de sorção no equilíbrio ou eficiência de remoção de metal foram avaliadas, e a partir disso, a cinética de sorção também foi calculada com base no modelo de Ho e McKay. Análise de adsorção e capacidade de ligação do metal foram avaliados para as duas biomassas, onde demonstrou que a *C. vulgaris* é um melhor bioadsorvente de metal tendo a máxima remoção em 0,5 mM de  $Zn^{2+}$  com 72,6 % e  $Pb^{2+}$  com 86,5%, enquanto a *A. platensis* atingiu 67,3 e 78,0% respectivamente. O estudo concluiu que a *C. vulgaris* teve maior eficiência na remoção dos metais mencionados em soluções aquosas.

No estudo de Kwarciak-koźłowska & Sławik-dembiczak, (2021) a *C. vulgaris* foi imobilizada com alginato de cálcio formando esferas para a remoção de Pb (II) de águas residuais municipais tanto em efluentes domésticos como industriais. Foram estudados os fatores que interferem no processo de bioadsorção, tais como pH, dose de bioadsorvente, temperatura e tempo de contato. A concentração dos metais nos efluentes foram analisadas antes do experimento em intervalos de tempo de 1, 3, 5, 10, 20, 30 e 60 min e 1, 2, 3 e 24h, o pH também foi medido nesses intervalos de tempo. A dose do bioadsorvente foi avaliada em 0,5, 1,0 e 3,0 g L<sup>-1</sup>, onde demonstrou a máxima eficiência na dosagem em 3,0 g L<sup>-1</sup> com 89% com algas vivas imobilizadas, 72% algas mortas imobilizadas e 68% com esferas brancas. Para as células de algas livres, a maior eficiência foi de 85% em 3,0 g L<sup>-1</sup> de dose de bioadsorvente. O efeito do pH foi analisado em 3, 5 e 7 e a temperatura foi mantida em 25°C, em algas vivas a maior eficiência foi de 89% em pH 7. Porém, a biomassa seca teve a maior eficiência (78%) em pH 5, as esferas de algas imobilizadas obtiveram resultados semelhantes. Em relação ao efeito do tempo, a bioadsorção foi rápida de 5 até 30 min para algas vivas, tendo taxa de remoção em 89%, já as algas imobilizadas tiveram a melhor capacidade de remoção em 92% nos primeiros 5 min, esferas de alginato tiveram 68% de eficiência. O estudo demonstrou que grânulos de alginato com ou sem algas podem ser

utilizados para remover Pb de águas residuais, sendo mais eficientes quando associados com a alga.

Ahmed, (2012) investigou a bioissorção de Fe em *C. vulgaris*, onde para o experimento de bioissorção foi utilizado 100 mL de diferentes concentrações (100, 200, 300 e 400 ppm) de FeSO<sub>4</sub> misturado a 1 g de biomassa, mantido em agitação de 200 rpm por 24h e em seguida filtrada. A bioissorção do Fe atingiu 61,6% em concentração de 100 ppm e 42,9% em 400 ppm, indicando que a bioissorção diminuiu com o aumento da concentração do metal. Para analisar o efeito do pH, foi realizado o experimento em batelada com faixa de pH entre 2-8, sendo o pH ajustado com solução de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio. Em pH 4 e 6 a *C. vulgaris* atingiu 52,5 e 54,5% de bioissorção máxima e, em pH 2 e 8 atingiu 44,2 e 37,5% de bioissorção, indicando que a bioissorção aumentou com o aumento do valor de pH até 6. Espectroscopia no infravermelho (IR) foi utilizado para analisar os grupos funcionais e os sítios de ligação de metais presentes nas amostras das algas, onde foi observado grupos carboxílico, amino, carbonila e hidroxila presentes na parede celular responsáveis pela bioissorção de Fe. As análises de MEV indicaram que houveram alterações morfológicas da superfície das células, como aumento das células com os íons metálicos em baixa concentração e, em alta concentração de íons metálicos, houve formação de cristais evidenciado como precipitação na parede celular. O estudo mostrou que a *C. vulgaris* é eficiente para o desenvolvimento de experimentos para bioissorção de Fe.

Edris *et al.*, (2014) estudaram a bioissorção de Cd e Pb utilizando *C. vulgaris*, o experimento foi em temperatura ambiente e em pH ajustado para 7. Parâmetros como tempo de contato, concentração inicial de íons metálicos (10, 25, 50, 100, 200 e 300 mg L<sup>-1</sup>) e quantidade de biomassa (0,2, 0,5, 0,8 e 1 g) foram avaliados. A concentração de metal foi analisada utilizando espectrometria de absorção atômica. O modelo de Langmuir foi utilizado para análise da eficiência da bioissorção. O estudo demonstrou que com o aumento da concentração inicial de íon metálico, a capacidade de bioissorção aumenta, e com o aumento da biomassa, a capacidade de bioissorção diminui, pois há

diminuição na quantidade de metal sorvida em unidade de peso de alga. O tempo de equilíbrio foi encontrado em 50 min de contato, onde nos primeiros 20 min ocorre 90% de bioadsorção de Cd e Pb e depois prossegue em taxa mais baixa e após os 50 min não há adsorção significativa.

## 5.2 *ULVA LACTUCA*

A bioadsorção de íons Pb (II) e Cd (II) utilizando *U. lactuca* foi analisada em relação ao efeito do pH, dosagem de biomassa, tempo de contato e temperatura no estudo de Sari & Tuzen, (2008). Primeiramente, foram testados diferentes pH, na faixa entre 2 e 8, onde a bioadsorção máxima foi atingida em pH 5, sendo 95% de absorção para Pb (II) e 90% para Cd (II). O pH na faixa de 2 a 4 reduziu a bioadsorção devido ao aumento de densidade de prótons nos locais de ligações na superfície da biomassa, restringindo a ligação dos metais. Sendo assim, todos os experimentos foram realizados em pH 5, pois neste pH a superfície da biomassa fica carregada negativamente para que os íons metálicos que possuem carga positiva ( $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$ ) se liguem. O efeito de diferentes dosagens de biomassa foram testados ( de 2 a 40 g L<sup>-1</sup>). A bioadsorção máxima foi atingida em 20 g L<sup>-1</sup> , não apresentando alteração significativa em relação às dosagens mais altas. A dosagem de 20 g L<sup>-1</sup> de biomassa foi padronizada para os outros experimentos. Em relação ao efeito do tempo de contato e temperatura, os autores observaram que a bioadsorção aumenta com o aumento do tempo de contato em até 60 minutos à uma temperatura de 20 a 50°C, após isso, a bioadsorção se torna constante, sendo então o tempo de contato ideal fixado em 60 min para os demais experimentos. Com a temperatura no intervalo de 20 a 50°C, foi observado uma diminuição da bioadsorção que pode ter ocorrido devido a danos causados aos sítios ativos mediante a alta temperatura. Sendo assim, a temperatura ideal encontrada foi de 20°C. Para analisar a eficiência da bioadsorção foram utilizados os modelos de Langmuir, Freundlich e Dubinin-Radushkevich (D-R), onde o modelo de Langmuir é o que se ajusta melhor em relação a bioadsorção que ocorre em locais homogêneos específicos no bioadsorvente. Estudos cinéticos foram utilizados para analisar o comportamento do bioadsorvente, e indicaram que o

equilíbrio de bioadsorção da alga seguiu um modelo de pseudo-segunda ordem, demonstrando que o aumento do bioadsorvente não tem relação proporcional ao aumento da bioadsorção, ou seja, aumentando o bioadsorvente não irá aumentar a capacidade de bioadsorção. O estudo mostrou que a *U. lactuca* é eficaz para a remoção de íons Pb (II) e Cd (II) de meio aquoso devido a sua elevada capacidade de bioadsorção em condições ótimas, sendo em pH 5, dose de biomassa em 20 g L<sup>-1</sup>, em tempo de contato de 60 min e em temperatura de 20°C.

Ghoneim *et al.*, (2014), utilizaram *U. lactuca* para reduzir os níveis de Cd em um meio aquoso. Os pesquisadores testaram diferentes concentrações de Cd (3, 5, 7, 10, 25, 50, 75 e 100 mg L<sup>-1</sup>) e diferentes pesos de biomassa (0,05, 0,1, 0,2 e 0,4 g). Cada massa foi misturada e agitada em 10 mL de cada solução de Cd mg L<sup>-1</sup> a 30°C, em pH 5,5 durante 120 minutos. Diferentes temperaturas também foram testadas (20, 25, 30 e 35°C) nas mesmas condições de pH, tempo, volume e concentração mencionados. As amostras dos diferentes experimentos foram filtradas com papel filtro e a concentração do Cd<sup>2+</sup> foi medida em espectrômetro de absorção atômica. A caracterização da biomassa foi analisada antes e depois da bioadsorção de Cd por espectroscopia FT-IR para analisar as características químicas importantes para a sorção, como os diferentes grupos funcionais presentes, sendo os grupos hidroxila e amino observados durante a bioadsorção e, MEV para examinar diferenças na superfície das células das algas antes e depois da exposição aos íons de Cd, onde antes da interação com os íons metálicos a superfície das células eram lisas e após a interação com os íons metálicos a mesma demonstrou uma superfície inchada e com curvas. Os autores observaram que as condições ótimas para a bioadsorção do Cd foram de pH 5,5, em 0,1 g de biomassa de alga, em concentração de 10 mg L<sup>-1</sup> de Cd<sup>2+</sup> à 30°C. Nessas condições a remoção foi de 99,2% do metal, concluindo que a alga *U. lactuca* foi eficiente na remoção do Cd da água.

No estudo de El-Sheekh *et al.* (2020), grânulos de alginato de cálcio (Ca) e esferas de algas imobilizadas, submetidas à pré-tratamento com ácido



acético foram utilizados para aumentar a capacidade de bio sorção de Cd pela alga *U. lactuca*. Foram estudados os efeitos do pH, temperatura, tempo de contato, dose de bio sorvente, diferentes tamanhos de partículas (mm) de alga e velocidade de agitação. Foi observado que o tamanho de 0,125 mm da partícula foi ideal para bio sorção, assim como em pH 7,0 obteve-se o valor ótimo da capacidade de bio sorção para *U. lactuca*. No estudo do efeito de temperatura (20-30), a temperatura de 20°C obteve melhores resultados, esse resultado diferiu-se com os resultados obtidos pelo Ghoneim et al. (2014) que obteve pH ótimo em 5,5 e temperatura a 30°C. No estudo do tempo de contato, o equilíbrio de bio sorção foi alcançado em 30 minutos obtendo a eficiência de 46,6% e a dose de bio sorvente ótima foi em 0,15 g que conferiu um aumento na bio sorção. A velocidade de agitação foi avaliada em diferentes valores (50-250 rpm), onde em 200 rpm obteve os maiores valores de capacidade de bio sorção, já no efeito da concentração inicial de metal, com o aumento de Cd de 20 a 30 mg L<sup>-1</sup> teve um aumento na eficiência de bio sorção de 53,6 a 66,6%. Análises de espectroscopia FT-IR foram utilizadas para a determinação dos grupos funcionais da superfície da biomassa da alga, a foi observada a presença de grupos hidroxila, amida, carbonila e carboxila, que são responsáveis pelo mecanismo de bio sorção do Cd por troca iônica. MEV e EDX foram utilizados para analisar as alterações morfológicas da superfície das esferas de alga antes e depois da bio sorção de Cd, e para verificar o mecanismo de bio sorção, onde foi verificado mudanças na superfície, como inchaço.

Com o objetivo de melhorar o desempenho da alga *U. lactuca*, Bulgariu & Bulgariu, (2014) utilizaram solução alcalina de NaOH para tratar a alga utilizada na remoção de Pb (II) e Zn (II) de uma solução aquosa. O NaOH foi utilizado para melhorar a eficiência da bio sorção devido às reações de hidrólise que podem levar à formação de mais grupos carboxílicos e hidroxila, melhorando a ligação do metal na biomassa da alga. O tratamento com NaOH foi feito misturando 5,0 g de biomassa de algas com 100 mL de solução de NaOH em concentração de 0,2 a 1,0 mol L<sup>-1</sup>, a mistura foi agitada

mecanicamente por 1 hora. Após 24 horas, as amostras de algas tratadas com NaOH foram filtradas, lavadas com água bidestilada, seca e armazenada. O experimento de bioadsorção foi realizado em temperatura ambiente, onde algas tratadas com NaOH e algas não tratadas foram misturadas em 25 mL de solução dos metais na concentração de 0,20 - 3,39 mol L<sup>-1</sup> com agitação descontínua. Todos os experimentos foram feitos em duplicata em pH 5 e em concentração de 8,0 g L<sup>-1</sup> de bioadsorvente. Para o experimento cinético, 8,0 g L<sup>-1</sup> de algas tratadas e não tratadas foram misturadas em 25mL de 0,85 mol L<sup>-1</sup> de solução de metais durante intervalos de tempo entre 5 a 180 minutos. No final do experimento de bioadsorção, as fases sólida e líquida foram separadas através de filtração e a concentração de metais na solução filtrada foi aferida por espectrofotômetro. Para aferir a viabilidade das algas tratadas foram utilizados experimentos de dessorção com solução de HCl 0,1 mol L<sup>-1</sup>. O modelo de Langmuir foi usado para descrever a bioadsorção de Pb (II) e Zn (II) em células da alga. Os resultados mostraram que o tratamento alcalino melhora a capacidade de bioadsorção de algas para todos os metais em comparação com a biomassa que não foi tratada, onde quanto maior a concentração de NaOH em até 0,6 mol L<sup>-1</sup> maiores as quantidades de metais retirados na massa do bioadsorvente. Foi observado também que com o tratamento alcalino os grupos carboxila e hidroxila tornaram-se mais disponíveis para que houvesse interações com os metais. Com o tratamento alcalino, a capacidade de bioadsorção aumentou, indicando que as algas tratadas com meio alcalino têm melhor bioadsorção em relação a biomassa não tratada, e têm potencial para servir como bioadsorvente para remoção de metais de solução aquosa.

A bioadsorção de Zn<sup>2+</sup> e Fe<sup>3+</sup> foram avaliados utilizando a *U. lactuca* e seu carvão ativado. Os efeitos que afetam a bioadsorção também foram avaliados no estudo de Ameen *et al.*, (2021). Foi avaliado o efeito do pH, onde foram testados pH na faixa de 2 a 8 para Zn<sup>2+</sup> e de 1 a 6 para Fe<sup>3+</sup> com tempo de contato fixado em 120 min, concentração inicial de metal em 50 mg L<sup>-1</sup> e dose de algas fixados em 1 g L<sup>-1</sup>. Com o pH 5, a eficácia da bioadsorção foi de 93,2%

para biomassa seca e 98,7% para o carvão ativado. O  $Zn^{2+}$  obteve melhores resultados em pH 5, enquanto que o  $Fe^{3+}$  em pH 3. A dosagem de biomassa testada foi de 0,20 a 2 g L<sup>-1</sup> em pH 5 para  $Zn^{2+}$  e pH 3 para  $Fe^{3+}$  a 38°C por 120 min. A dosagem da biomassa ideal encontrada foi de 1 g L<sup>-1</sup>, fazendo com que melhorasse a adsorção tanto para biomassa seca quanto para o carvão ativado da alga, sendo a eficácia máxima observada com o carvão ativado da alga 98,9% para  $Zn^{2+}$  e 97,6% para  $Fe^{3+}$ . Para a biomassa seca a eficácia foi de 93,6% para  $Zn^{2+}$  e 91,6% para  $Fe^{3+}$ , isso pode ocorrer devido à maior número de sítios ativos disponíveis na superfície da biomassa seca com essa dosagem (1 g L<sup>-1</sup>) fazendo com que a absorção de íons aumente. O tempo de contato foi aferido de 30, 60, 90, 120, 180 e 240 min, a temperatura foi medida na faixa de 20, 30, 40, 50 e 60°C e a concentração inicial de metal em 10, 20, 50, 70, 80 e 100 mg L<sup>-1</sup> nas mesmas condições de pH e dosagem de biomassa ótimos. O tempo de contato interferiu na eficiência da biossorção, tendo alto nível de biossorção após 30 min e aumentando até 120 min onde atingiu o ponto de equilíbrio, a taxa de remoção foi de 85,1% e 91,5% para biomassa seca e carvão ativado e 98,9% para  $Zn^{2+}$  e 88,4% para  $Fe^{3+}$ . No estudo do efeito da concentração de metal, conforme a concentração aumenta de 10 para 50 mg L<sup>-1</sup> a eficiência da remoção diminui para biomassa seca, o mesmo ocorreu no carvão ativado. No efeito da temperatura, o equilíbrio foi atingido em 40°C tanto para biomassa seca quanto para carvão ativado. Foi utilizado espectrofotometria de absorção atômica para analisar os fatores da biossorção e modelos de Langmuir e Freundlich foram usados para analisar a eficiência da biossorção. O estudo demonstrou que a *U. lactuca* pode ser usada para tratamentos de meio aquoso em sua forma de biomassa seca e seu carvão ativado, tendo a melhor eficiência com o carvão ativado.

Já no estudo de Ibrahim *et al.*, (2016), os autores utilizaram a *U. lactuca* e seu carvão ativado para verificar a adsorção de íons  $Cu^{+2}$ ,  $Cd^{+2}$  e  $Pb^{+2}$ . Efeitos de pH, tempo de contato, dose de algas e a concentração do metal também foram analisados. Para o estudo do efeito o pH, a concentração, dosagem de algas e tempo de agitação foram fixados em 10 mg L<sup>-1</sup>, 0,1 g e 120 minutos e o

pH foi testado na faixa de 2 a 8. Para analisar o efeito da dosagem de biomassa, diferentes pesos foram testados (0,2, 0,4, 0,6, 0,8 e 1,0 g L<sup>-1</sup>), misturados em solução de 10 mg L<sup>-1</sup> em pH 5 durante 120 min. O efeito do tempo de contato foi testado utilizando 0,4 g de alga e de carvão ativado, adicionados em 10 mg L<sup>-1</sup> de solução metálica durante 5, 10, 20, 60 e 120 minutos e analisado por espectrofotometria de absorção atômica. O efeito da concentração inicial de íons metálicos sobre a adsorção também foi medido utilizando diferentes concentrações de 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 e 80 mg L<sup>-1</sup> em pH 5 com 0,6 g L<sup>-1</sup> de biossorvente durante 60 minutos. Os resultados demonstraram que a absorção ideal foi encontrada em tempo de contato de 60 minutos, em pH 5,0, dose de biossorvente a 0,8 g L<sup>-1</sup> e concentração de íons metálicos em 60 mg L<sup>-1</sup>. A eficiência de remoção com o carvão ativado foi maior em relação a alga sendo, respectivamente, de 84,7 e 64,5 mg/g para Cu<sup>+2</sup>, 84,6 e 62,5 mg/g para Cd<sup>+2</sup>, e 83,3 e 68,9 mg/g para Pb<sup>+2</sup>, concluindo que o uso da *U. lactuca* e seu carvão ativado tem grande potencial para a remoção de metais em meio aquoso.

A *U. lactuca* foi utilizada como biossorvente para os metais Cu (II), Cd (II), Pb (II) e Zn (II) por Mar *et al.*, (2012), onde foram utilizados experimentos em colunas de vidro e em batelada utilizando a alga fixada em matriz de ágar ou suspensa. 0,1 g de biomassa foi suspenso em soluções de 100 mL de Cu (II), Cd (II), Pb (II) ou Zn (II) e mantidas em agitação constante e temperatura ambiente durante 24 horas. Após as 24 horas, a biomassa foi filtrada com nitrato de celulose e as concentrações de metais na solução que restaram depois de retirada da biomassa com a filtração, foram determinadas a partir de cálculos da absorção do metal. O efeito do pH foi analisado na faixa de 2 a 5,5, onde o pH foi ajustado utilizando HCl 0,1M ou NaOH 0,1M. A adsorção máxima ocorreu em pH acima de 5, pois em condições com acidez elevada (pH<5), os grupos funcionais são protonados, levando a ocupação de prótons nos locais de ligação, fazendo com que diminua a capacidade de biossorção do metal pelas algas. Foi utilizado 1 g L<sup>-1</sup> de concentração de algas e concentrações iniciais de 0,89, 0,79, 0,44 e 0,21 mM de Cu (II), Zn (II), Cd (II) e Pb (II). No

experimento realizou-se bioadsorção em colunas, onde 10 mL de uma concentração conhecida de Pb e/ou Cd foram bombeadas através das colunas em pH a 5,5 em temperatura ambiente, em seguida, foram coletadas amostras de 1 mL em intervalos de tempo, onde atingiu a adsorção máxima durante as primeiras 2 horas de contato entre alga e metais, sendo o Pb o mais adsorvido e o Zn o menos adsorvido por massa de bioadsorvente. A dessorção em colunas também foi aferida com adição de 10 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (10<sup>-3</sup> M), indicando melhor capacidade de adsorção do adsorvente em relação ao modo batelada. Foram utilizados espectrofotometria para determinar as concentrações dos metais e MEV para analisar a morfologia da superfície da alga antes de depois da ligação metálica, onde indicou grupos sulfato, carboxila e hidroxila na superfície da alga, nos quais as diferenças de bioadsorção dos metais pode ser explicado pelas diferenças de afinidades de cada metal em relação aos grupos funcionais. Para os resultados do experimento, os modelos de Langmuir e Freundlich foram utilizados para analisar a eficiência da bioadsorção. Em relação ao bioadsorvente fixado em ágar ou bioadsorvente suspenso, o estudo mostrou que a eficiência de bioadsorção para a alga em suspensão é maior pois quando o bioadsorvente está fixado em ágar os íons metálicos podem se difundir através da matriz de ágar, diminuindo os locais de adsorção nas paredes celulares devido ao bloqueio dos sítios de ligação pelo ágar, isso faz com que ocorra diminuição da capacidade de adsorção. Adsorção-dessorção em colunas de soluções monometálicas e binárias de Pb e Cd foram feitas, onde na solução binária a taxa de adsorção de ambos os metais foi diminuída pela coadsorção. No estudo, a *U. lactuca* foi considerada um bioadsorvente eficaz para a remoção dos metais mencionados.

A remoção dos metais Cu, Pb, Cd de uma solução aquosa utilizando a *U. lactuca* foi analisada no estudo de Zakhama *et al.*, (2011). O estudo foi feito em sistema de batelada onde foram analisados a temperatura, o pH, tamanho de partícula na bioadsorção e a força iônica dos íons metálicos Cu, Cd e Pb. A temperatura foi testada no intervalo de 17 a 40°C, o pH na faixa de 1,5 a 5 em todos os metais, enquanto o tamanho de partícula de 0,5 a 2,5 mm foram

analisados apenas nas soluções de Cu e Cd. A força iônica ( $0-3 \text{ mol L}^{-1}$ ) foi analisada utilizando soluções de Pb e um sal para modificar a força iônica das soluções metálicas. A capacidade de bioabsorção foi analisada utilizando os modelos de Langmuir e Freundlich. No estudo do efeito do pH, constatou-se que para Cd e Cu, a absorção aumenta linearmente dentro da faixa de pH 1,5-5, enquanto que para Pb a absorção aumenta na faixa de 1,5-3,5. Em relação ao efeito da temperatura, os experimentos realizados em pH 4,5 mostraram que a temperatura ideal era de  $30^{\circ}\text{C}$ . Os resultados dos estudos de força iônica e tamanho da partícula demonstraram ter pouca influência na capacidade de absorção de metais, diferente dos resultados de pH e temperatura. A capacidade de bioabsorção seguiu na seguinte ordem:  $\text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cu}$ , que pode ser relacionada ao raio atômico e o número de valência dos metais, pois quanto maior o número de elétrons na camada de valência, maior a capacidade de retenção dos íons metálicos devido a ligações aos sítios ativos da biomassa. O estudo demonstrou que a biomassa seca de *U. lactuca* é uma alternativa bem sucedida para a bioabsorção dos metais mencionados.

Os estudos envolvendo a *C. vulgaris* e a *U. lactuca*, resumidos na tabela 1, demonstraram que ambas as algas possuem eficácia para a bioabsorção dos metais mencionados, podendo assim, serem consideradas alternativas viáveis para o tratamento de efluentes. A *C. vulgaris* e a *U. lactuca* mostraram-se promissoras para a remoção de Cd (II), Cu (II), Pb (II), Zn (II) e Fe (II), a média da bioabsorção dos metais pelas algas foram demonstradas na tabela 2. Em estudos onde as algas tiveram tratamentos específicos, como por exemplo, tratamento alcalino, foram obtidos melhores resultados em comparação a biomassas não tratadas, uma vez que esse tratamento é utilizado para melhorar a eficiência da bioabsorção. Este melhoramento ocorre devido às reações de hidrólise que podem levar à formação de mais grupos carboxílicos e hidroxila, aumentando as ligações dos metais na biomassa da alga. A bioabsorção é dependente principalmente de pH, tempo de contato, dose de bioabsorvente, concentração inicial de metal e temperatura, devido a isto, os valores ótimos desses fatores eram encontrados em cada estudo. O pH é

considerado um fator muito crítico na adsorção dos íons metálicos, pois em pH maior que 6 ocorre a precipitação dos íons metálicos e em pH menor que 3, os íons hidrogênios competem pelos sítios ativos presentes na superfície da biomassa das algas com os íons metálicos, fazendo com que a biossorção não seja tão eficiente. Em relação aos outros fatores, foi observado que em menores concentrações de biossorvente, a biossorção torna-se mais eficiente, pois o aumento da biomassa não interfere na capacidade de biossorção, não foi observado relação proporcional ao aumento da biossorção com base no aumento do biossorvente. Já em relação à concentração inicial de íon metálico, foi observado que com o aumento deste, a capacidade de biossorção aumenta. Em temperaturas elevadas é observado uma diminuição da biossorção que pode ser devido a danos causados aos sítios ativos mediante a alta temperatura. O tempo de contato também interfere na eficiência da biossorção, onde o ponto de equilíbrio foi encontrado no tempo máximo de 120 min. Sendo assim, os estudos apresentados indicam que as algas podem ser utilizadas de maneira eficiente para a remoção de metais em diferentes ambientes aquáticos.

Tabela 1: Resumo da efetividade da bioissorção dos metais utilizando a *C. vulgaris* e *U. lactuca*.

<b>Alga</b>	<b>Metais</b>	<b>Melhorias/ tratamento</b>	<b>Efetividade</b>	<b>Citação</b>
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Cd (II), Zn (II) e Cu (II)	Bioissorção monometálicas e bimetálicas.	Menor concentração de biomassa. Dessorção em pH 2. Ordem de afinidade: Cd>Zn>Cu	Fraile <i>et al.</i> , 2005
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Cd (II)	Bioissorção competitiva de Cd e Ni- mistura binária. Comparação com apenas Cd	Bioissorção de Cd aumenta quando a concentração de Ni está baixa. Competição de ligação dos sítios de adsorção	Aksu & Dönmez, 2006.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Cu (II)	Bioissorção de Cu e presença de íons Pb e Zn	pH 4-5. Tempo de contato 15 min. A presença de íons Pb e Zn diminuiu a bioissorção de Cu	Al-rub & Ashour, 2006.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Pb (II)	Bioissorção de Pb, presença de íons Cu e Zn e soluções ternárias	pH 5. Soluções binárias afeta a bioissorção de Pb. Soluções ternárias não afetam	Al-rub <i>et al.</i> , 2007.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Pb (II) e Zn (II)		pH 5-5,5. Afinidade: Pb>Zn	Ferreira <i>et al.</i> , 2011.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Fe (II)		Aumento da bioissorção com o aumento do pH até 6, concentração de metal em 100 ppm	Ahmed, 2012.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Pb (II) e Zn (II)	Sistemas binários com Ni	pH 5-5,5. Sistemas binários mostraram afinidade de: Pb>Zn>Ni	Santos <i>et al.</i> , 2012.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Cd (II) e Pb (II)		pH 7. O aumento da concentração de metais- bioissorção aumenta. Aumento da biomassa - bioissorção diminui. Tempo de contato 50 min	Edris <i>et al.</i> , 2014
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Pb (II), Cd (II) e Cu (II)	Células mortas	pH 5 para Cu e Pb e pH 6 para Cd. Tempo de contato de 20 min para Cu e Pb, e 120 min para Cd. Dose de bioissorvente em 2g dm <sup>-3</sup> Afinidade de bioissorção: Pb>Cu>Cd	Goher <i>et al.</i> , 2016.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Cd (II)	Material vivo ou	Tempo de contato 105 min.	Cheng <i>et al.</i> ,



		morto de <i>C. vulgaris</i>	Concentração de Cd >5 mg L <sup>-1</sup> . Dose de bioissorvente < 18 mg maior eficiência. Sem diferenças entre algas mortas ou vivas	2017.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Cd (II)	Tratamento com ácido acético.	pH 6, temperatura em 25°C, tempo de contato em 30 min. Concentração de metal 75 mg L <sup>-1</sup> . Velocidade de agitação 250 rpm. Dose de biomassa 0,08 g.	El-Sheekh <i>et al.</i> , 2019.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Pb (II), Cd (II) e Cu (II)	<i>C. vulgaris</i> modificada com ácido sulfúrico	pH 5 para Cd, 6 para Pb e 7 para Cu. Tempo de contato de 80 min. Dose de bioissorvente 5 g L <sup>-1</sup> e concentração de metal 5 mg L <sup>-1</sup>	Sayadi <i>et al.</i> , 2019.
<b><i>C. vulgaris</i></b>	Pb (II)	<i>C. vulgaris</i> imobilizada com alginato de cálcio	Dose de bioissorvente 3,0 g L <sup>-1</sup> . pH 7 para algas vivas e pH 5 para biomassa seca. Tempo de contato em 30 min. Algas tratadas mais eficientes	Kwarciak-koźłowska & Sławik-dembiczak, 2021.
<b><i>U. lactuca</i></b>	Pb (II) e Cd (II)		pH 5. Dose de biomassa 20 g L <sup>-1</sup> . Tempo de contato 60 min. Temperatura ideal 20°C	Sari & Tuzen, 2008.
<b><i>U. lactuca</i></b>	Cd (II), Pb (II) e Cu (II)		pH para Cd e Cu em 5 e 3,5 para Pb. Temperatura 30°C. Capacidade de bioissorção: Pb>Cd>Cu.	Zakhama <i>et al.</i> , 2011.
<b><i>U. lactuca</i></b>	Cd (II) e Pb (II) Zn (II) Cu (II)	<i>U. lactuca</i> fixada em matriz de ágar ou suspensão	pH 5. Bioissorção com alga suspensa possui maior eficiência	Mar <i>et al.</i> , 2012.
<b><i>U. lactuca</i></b>	Pb (II) e Zn (II)	<i>U. lactuca</i> tratada com solução alcalina de NaOH	Tratamento alcalina melhora a capacidade de bioissorção e os grupos funcionais tornam-se mais disponíveis.	Bulgariu & Bulgariu, 2014.
<b><i>U. lactuca</i></b>	Cd (II)		pH 5,5. Dose de bioissorvente 0,1 g. Concentração de metal 10 mg L <sup>-1</sup> e temperatura à 30°C	Ghoneim <i>et al.</i> , 2014.
<b><i>U. lactuca</i></b>	Cd (II), Pb (II) e Cu (II)	<i>U. lactuca</i> e seu carvão ativado	pH 5. Tempo de contato em 60 min. Dose de bioissorvente em 0,8 g L <sup>-1</sup> e concentração de metal em 60 mg L <sup>-1</sup> . Carvão ativado com maior eficiência.	Ibrahim <i>et al.</i> , 2016.

<b><i>U. lactuca</i></b>	Cd (II)	<i>U. lactuca</i> imobilizadas com alginato de cálcio e pré-tratamento com ácido acético	pH 7. Temperatura de 20°C. Tempo de contato em 30 min. Dose de biossorvente em 0,15 g. Velocidade de agitação em 200 rpm e concentração de metal em 30 mg L <sup>-1</sup>	El-Sheekh <i>et al.</i> , 2020.
<b><i>U. lactuca</i></b>	Zn (II) e Fe (III)	<i>U. lactuca</i> e seu carvão ativado	pH 5 para Zn e 3 para Fe. Dose de biomassa 1 g L <sup>-1</sup> Tempo de contato em 120 min. Temperatura 40°C.	Ameen <i>et al.</i> , 2021.

Fonte: o autor

Tabela 2: média (%) da biossorção dos metais nos estudos mencionados

<b>Metais</b>	<b><i>C. vulgaris</i></b>	<b><i>U. lactuca</i></b>
<b>Cd</b>	93,5%	94,6%
<b>Pb</b>	87,7%	93,8%
<b>Zn</b>	68,7%	86,6%
<b>Cu</b>	88,1%	> 50%.
<b>Fe</b>	61,6%	97,6%

Fonte: o autor

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Ambas as algas possuem eficácia para a bio sorção dos metais;
- Tratamentos específicos podem melhorar a capacidade de bio sorção – obtendo melhores resultados;
- O melhoramento ocorre devido às reações de hidrólise que podem levar à formação de mais grupos carboxílicos e hidroxila, aumentando as ligações dos metais na biomassa da alga;
- A bio sorção depende do pH, dose de bio sorvente, concentração inicial de metal e temperatura;
- Os estudos apresentados encontraram valores ótimos para os fatores que interferem na bio sorção;
- Os estudos concluíram que as algas podem ser utilizadas de maneira eficiente para a remoção de metais em diferentes ambientes aquáticos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbas, S. H., Ismail, I. M., Mostafa, T. M., & Sulaymon, A. H. (2014). **Biosorption of Heavy Metals : A Review.** *October*

Ahmed, E. (2012). **Biosorption of Iron From Aqueous Solution By Dried Spirulina Platensis and Chlorella Vulgaris.** *Egyptian Journal of Phycology*, 13(1), 121–132. <https://doi.org/10.21608/egyjs.2012.114971>

Aksu, Z., & Dönmez, G. (2006). **Binary biosorption of cadmium(II) and nickel(II) onto dried Chlorella vulgaris: Co-ion effect on mono-component isotherm parameters.** *Process Biochemistry*, 41(4), 860–868. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.10.025>

Alexandre, J. R., Oliveira, M. L., Santos, T. D., Canton, G. C., Conceição, J. D., Eutrópio, F. J., ... & Ramos, A. C. (2012). **Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo.** *Natureza on line*, 10(1), 23-28.

Al-rub, F. A. A., & Ashour, I. (2006). **Biosorption of copper on Chlorella vulgaris from single , binary and ternary metal aqueous solutions.** 41, 457–464. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.07.018>

Al-rub, F. A., Ashour, I., & Marzouqi, M. Al. (2007). **Effect of competitive interference on the biosorption of lead ( II ) by Chlorella vulgaris.** 46, 1391–1399. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2006.11.003>

Amaral, V.; Lacerda, F.; Navoni, J. **A biorremediação: educação em saúde e alternativas à poluição ambiental.** 2020.

Ameen, MM, Moustafa, AA, Mofeed, J., Hasnaoui, M., Olanrewaju, OS, Lazzaro, U., & Guerriero, G. (2021). **Fatores que afetam a eficiência da bioissorção de Fe (III) e Zn (II) por Ulva lactuca e Corallina officinalis e seus carvões ativados.** *Água* , 13 (23), 3421.

Araújo, R. R. L. **Modelagem do processo de bioissorção de chumbo utiliza do a macrófita aquática Eichhornia crassipes.** 2012.

Bilal, M., Rasheed, T., Sosa-Hernández, JE, Raza, A., Nabeel, F., & Iqbal, H. (2018). **Bioissorção: uma interação entre algas marinhas e elementos potencialmente tóxicos – uma revisão.** *Drogas marinhas* , 16 (2), 65.

Bulgariu, L., & Bulgariu, D. (2014). **Enhancing Biosorption Characteristics of Marine Green Algae (Ulva lactuca)for Heavy Metals Removal by Alkaline Treatment.** *Journal of Bioprocessing & Biotechniques*, 04(01), 1–8. <https://doi.org/10.4172/2155-9821.1000146>

Burger, J. L. (2015). **Efeito Dos Metais Pesados Chumbo E Manganês Na Morfofisiologia da Macroalga Vermelha Pterocladia Capillacea.**

Cruz, J. B. F., & Soares, H. F. (2011). **Uma revisão sobre o zinco**. *Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde*, 15(1), 207-222.

Cheng, J., Yin, W., Chang, Z., Lundholm, N., & Jiang, Z. (2017). **Biosorption capacity and kinetics of cadmium(II) on live and dead *Chlorella vulgaris***. *Journal of Applied Phycology*, 29(1), 211–221. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0916-2>

DA SILVA, J. L. C. et al. **Biossorção de metais pesados: uma revisão**. *Revista Saúde & Ciência Online*, v. 3, n. 3, p. 137-149, 2014.

Dominguez, H; Loret, E. P. ***Ulva lactuca*, uma fonte de problemas e riquezas potenciais**. *Drogas marinhas*, v. 17, n. 6, pág. 357, 2019.

Edris, G., Alhamed, Y., & Alzahrani, A. (2014). **Biossorção de cádmio e chumbo de soluções aquosas por biomassa de *Chlorella vulgaris*: equilíbrio e estudo cinético**. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 39 (1), 87-93.

El-Sheekh, M., El Sabagh, S., El-Souod, A., & Elbeltagy, A. (2019). **Biossorção de cádmio de solução aquosa por biomassa seca livre e imobilizada de *Chlorella vulgaris***. *International Journal of Environmental Research*, 13 (3), 511-521.

El-Sheekh, M., El-Sabagh, S., Abou Elsoud, G., & Elbeltagy, A. (2020). **Eficácia da biomassa imobilizada das algas marinhas *Ulva lactuca* e *Ulva fasciata* na biossorção de cádmio**. *Jornal iraniano de Ciência e Tecnologia, Transações A: Ciência*, 44 (1), 37-49.

Ferreira, LS, Rodrigues, MS, De Carvalho, JCM, Lodi, A., Finocchio, E., Perego, P., & Converti, A. (2011). **Adsorção de Ni<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> na biomassa seca de *Arthrospira (Spirulina) platensis* e *Chlorella vulgaris*. I. Sistemas de metal simples**. *Chemical Engineering Journal*, 173 (2), 326-333.

Fomina, M., & Gadd, G. M. (2014). **Biosorption: Current perspectives on concept, definition and application**. *Bioresource Technology*, 160, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>

Fraile, A., Penche, S., Gonzalez, F., Blázquez, ML, Munoz, JA, & Ballester, A. (2005). **Biossorção de cobre, zinco, cádmio e níquel por *Chlorella vulgaris***. *Chemistry and Ecology*, 21 (1), 61-75.

Ghoneim, M. M., El-Desoky, H. S., El-Moselhy, K. M., Amer, A., Abou El-Naga, E. H., Mohamedein, L. I., & Al-Prol, A. E. (2014). **Removal of cadmium from aqueous solution using marine green algae, *Ulva lactuca***. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(3), 235–242. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.08.005>

Goher, M. E., El-Monem, A. M. A., Abdel-Satar, A. M., Ali, M. H., Hussian, A. E.

M., & Napiórkowska-Krzebietke, A. (2016). **Biosorption of some toxic metals from aqueous solution using non-living algal cells of *Chlorella vulgaris***. *Journal of Elementology*, 21(3), 703–714. <https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.4.1037>

Igui ecologia, 2019. <https://www.iguiecologia.com/algas-um-show-de-diversidade/ulva-lactuca-spiddal-co-galway/>

Ismail, I., & Moustafa, T. (2016). **Biosorption of heavy metals. Heavy Metals: Sources, Toxicity and Remediation Techniques**, October, 131–174.

Jacques, R. J. S., Bento, F. M., Antonioli, Z. I., & Camargo, F. A. D. O. (2007). **Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos**. *Ciência Rural*, 37(4), 1192-1201.

Kwarciak-Kozłowska, A., & Sławik-Dambiczak, L. (2021). **Biossorção de chumbo de águas residuais municipais por esferas de alginato, *Chlorella vulgaris* livre e imobilizada em alginato**. *Desalinação e tratamento de água*, 218, 303-308.

Leong, Y. K.; Chang, J-S.. **Biorremediação de metais pesados utilizando microalgas: avanços e mecanismos recentes**. *Bioresource technology*, v. 303, p. 122886, 2020

Lopes, T. R. **Estudo de metais pesados em sedimentos de fundo na região de Foz em afluentes do reservatório de Itaipu**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Mahurpawar, M. (2015). **Effects of heavy metals on human health**. *International Journal of Research -GRANTHAALAYAH*, 3(9SE), 1–7. <https://doi.org/10.29121/granthaalayah.v3.i9SE.2015.3282>

Mar, M., Hanela, S., Duran, J., & Afonso, S. (2012). **Biosorption of Cu ( II ), Zn ( II ), Cd ( II ) and Pb ( II ) by dead biomasses of green alga *Ulva lactuca* and the development of a sustainable matrix for adsorption implementation**. *Journal of Hazardous Materials*, 213–214, 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.073>

Maria, Y., Farias, M., Maria, Y., & Farias, M. (2014). **Biossorção de metais pesados pelo fungo *Penicillium corylophilum***.

Matos, Â. P. (2012). **Potencialidades de *Chlorella vulgaris* cultivada em meio à base de concentrado de dessalinização**.

Moreira, FR, & Moreira, JC (2004). **A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para avaliação dos riscos à saúde**. *Química Nova*, 27, 251-260.

Nutroo, 2020. <https://www.nutroo.me/pt/glossary/clorella/>

Paula, A., & Pallu, D. S. (2006). Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” **Biossorção de cádmio por linhagens de *Aspergillus sp***. Ana Paula de Souza Pallu Piracicaba 2006.

Paul, D., Pandey, G., Pandey, J., & Jain, RK (2005). **Acessando a diversidade microbiana para biorremediação e restauração ambiental**. Trends in Biotechnology, 23 (3), 135-142.

Priscila, K. (2005). 36 **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento** n.34 -janeiro/junho 2005 Meio ambiente.

Ribeiro, E. V., Magalhães Junior, A. P., Horn, A. H., & Trindade, W. M. (2012). **Metais Pesados E Qualidade Da Agua Do Rio São Francisco No Segmento Entre Três Marias E Pirapora - Mg: Índice De Contaminação**. *Geonomos*, 20(1), 49–63. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v20i1.27>

Safi, C., Zebib, B., Merah, O., & Pontalier, P. (2014). **Morphology, composition, production, processing and applications of *Chlorella vulgaris*: A review**. 35, 265–278. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.007>

Santos, M., Seno, L., Carlos, J., Carvalho, M. De, Lodi, A., Finocchio, E., & Converti, A. (2012). **Metal biosorption onto dry biomass of *Arthrospira (Spirulina) platensis* and *Chlorella vulgaris*: Multi-metal systems**. *Journal of Hazardous Materials*, 217–218, 246–255. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.022>

Sari, A., & Tuzen, M. (2008). **Biossorção de Pb (II) e Cd (II) de solução aquosa utilizando biomassa de alga verde (*Ulva lactuca*)**. *Journal of Hazardous Materials*, 152 (1), 302-308.

Sayadi, M. H., Rashki, O., & Shahri, E. (2019). *Journal of Environmental Chemical Engineering*. **Application of modified *Spirulina platensis* and *Chlorella vulgaris* powder on the adsorption of heavy metals from aqueous solutions**. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103169. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103169>

Selvasembian, R. Singh, P. **Biossorção para contaminantes de águas residuais**. 2021.

Ubando, A. T., Don, A., Africa, M., Maniquiz-redillas, M. C., Culaba, A. B., Chen, W., & Chang, J. (2021). **Microalgal biosorption of heavy metals: A comprehensive bibliometric review**. *Journal of Hazardous Materials*, 402(June 2020), 123431. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123431>

VIDALI, M. **Bioremediation: an overview**. *Pure and Applied Chemistry*, v.73, p. 1163– 1172, 2001.

Zakhama, S., Dhaouadi, H., & Henni, F. M. (2011). **Bioresource Technology**

**Nonlinear modelisation of heavy metal removal from aqueous solution using *Ulva lactuca* algae.** *Bioresource Technology*, 102(2), 786–796.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.107>