



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARA**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO**  
**CURSO DE GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**ANTONIO MARCOS DA COSTA PINTO**

**RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DE SISAL (*Agave sisalana*) COMO  
ALTERNATIVA NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS**

**FORTALEZA**

**2022**

ANTONIO MARCOS DA COSTA PINTO

RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DE SISAL (*Agave sisalana*) COMO ALTERNATIVA  
NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharelado em Agronomia.

Orientadora: Prof. Dra. Maria Eugênia Ortiz Escobar.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

Pinto, Antonio Marcos da Costa.

Resíduos do processamento de sisal (*Agave sisalana*) como alternativa na remediação de solos contaminados com metais / Antonio Marcos da Costa Pinto. – 2022.  
37 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Agronomia, Fortaleza, 2022.

Orientação: Profa. Dra. Maria Eugênia Ortiz Escobar.

1. Solubilidade de metais. 2. Cádmio. 3. Chumbo. 4. Resíduos lignocelulósicos. I. Título.

CDD 630

---

ANTONIO MARCOS DA COSTA PINTO

RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DE SISAL (*Agave sisalana*) COMO ALTERNATIVA  
NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao  
Curso de Graduação em Agronomia do Centro  
de Ciências Agrárias da Universidade Federal  
do Ceará, como requisito parcial para obtenção  
do grau de Bacharelado em Agronomia.

Aprovado em: 12/12/2022

BANCA EXAMINADORA

---

Profa. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar (orientadora)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Julius Blum

Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Doutorando Mateus Guimarães da Silva

Universidade Federal do Ceará (UFC)

## DEDICATÓRIA

A Deus.

Aos meus pais, Augusto e Lourdes.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por todo o suporte emocional, sabedoria e discernimento.

Aos meus pais, Francisco Augusto Souza Pinto (*in memoriam*) e Maria de Lourdes Pereira da Costa por estarem presentes em todas as conquistas e por todo apoio, amor, educação e encorajamento durante toda a minha vida.

Aos meus irmãos, Rita, Samyla, William, Fábio, Jonata e Mateus pela motivação durante o período da graduação.

Aos meus sobrinhos Keytty, Paulícia, Enzo, Nicolle, Belinda, Wanderson, Bernardo, Sarah e Nathan por transmitirem conforto, apoio e alegria.

À professora Maria Eugênia Ortiz Escobar pela oportunidade de ser bolsista de iniciação científica e atuar no Laboratório de Química do Solo e participar do grupo de estudos QSQA (Química do Solo e Química Ambiental), e ainda, por ter aceitado ser orientadora do meu trabalho.

Ao doutorando, Mateus Guimarães da Silva, por todo o suporte, apoio, ensinamentos e sugestões.

À minha amiga de infância Nara Lima por todos os 10 anos de amizade, motivação e conselhos.

À Mylenna por todo os 5 anos de amizade, conversas, passeios e conselhos.

À Joana Darc por ser a pessoa mais carismática, amável e extrovertida que conheci na graduação.

Ao Lucas Albuquerque e João Neto pela motivação e companheirismo.

Aos colegas do grupo QSQA, Thaís, Sheilla e Luís, pela convivência e troca de ideias durante a minha permanência no grupo.

Ao laboratorista Crisanto Dias Teixeira Filho pelas risadas e convivência.

Ao bolsista Rodrigo Alves Bezerra pela convivência, amizade e auxílio durante as atividades do laboratório.

“Aprenda como se você fosse viver para sempre.”

*Mahatma Gandhi*

## RESUMO

A presença de metais pesados no solo é um assunto que chama atenção pelos danos ambientais e pela possibilidade de ingressar na cadeia trófica. Existem várias técnicas para remediar solos contaminados por metais pesados, mas quando são utilizados resíduos gerados em grande escala e sem serventia aparente, fica ainda mais promissor, em razão dos custos e menos impactos no ambiente. Objetivou-se avaliar a solubilidade do  $\text{Cd}^{+2}$  e  $\text{Pb}^{+2}$  no solo após adição de resíduos orgânicos [mucilagem (MUC), fibrilas (FIB) e pó das fibras (PFIB)] obtidos a partir do processamento do sisal. O experimento foi conduzido em casa de vegetação sob delineamento inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial 4 x 3, com 3 repetições. As amostras dos solos, previamente preparadas, foram contaminadas com  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  de  $\text{Cd}^{+2}$  e  $72 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb. Os resíduos foram adicionados às amostras de solo em uma dose de 2%. Para a análise da solubilidade foi utilizada a solução extratora  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ M L}^{-1}$ , as amostras foram coletadas das unidades em 4 épocas, com um intervalo de 30 dias entre cada coleta. Após a extração, os metais foram determinados por espectrometria de absorção atômica. Os resultados seguiram a sequência MUC>FIB>PFIB, em que na maioria dos casos o MUC e FIB não diferiram estatisticamente entre si, expressando em todas as épocas uma eficiência superior a 90% na adsorção dos metais pesados. Aos 30 dias já foi possível observar a eficiência do MUC e FIB, os quais adsorveram 98,72% e 95,82% do Cd do solo, respectivamente, o que corresponde a  $11,57 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $11,23 \text{ mg kg}^{-1}$ . Para o Pb, houve uma redução de sua solubilidade pelo MUC e FIB em  $3,26 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $3,23 \text{ mg kg}^{-1}$  ou 96,45% e 95,56%, respectivamente. Os resíduos foram eficazes na redução da solubilidade do  $\text{Cd}^{+2}$  e  $\text{Pb}^{+2}$  nos solos, evidenciando assim o potencial na bioadsorção dos metais em questão e, conseqüentemente, na redução da disponibilidade.

**Palavras-chave:** solubilidade de metais, cádmio, chumbo, resíduos lignocelulósicos.



## ABSTRACT

The presence of heavy metals in the soil is a subject of high interest due to environmental damage and the possibility of entering to the trophic chain. There are several techniques to remediate soils contaminated by heavy metals, and when residues generated on a large scale and without apparent useful, it is even more promising, due to the costs and less impact on the environment. The objective was to evaluate the solubility of  $\text{Cd}^{+2}$  and  $\text{Pb}^{+2}$  in the soil after addition of organic residues [mucilage (MUC), fibrils (FIB) e fiber powder (PFIB)] obtained from sisal processing. The experiment was conducted in a greenhouse under completely randomized design (DIC), in 4 x 3 factorial, with 3 repetitions. Soil samples, previously prepared, were contaminated with 30 mg  $\text{kg}^{-1}$  of Cd and 72 mg  $\text{kg}^{-1}$  of Pb. Residues were added to soil samples at a dose of 2%. The samples were collected from the unit pots 4 times, with an interval of 30 days between each collection and,  $\text{CaCl}_2$  0,01M  $\text{L}^{-1}$  solution was used as extractor for further quantification of metals by atomic absorption spectrometry. The results followed the sequence MUC>FIB>PFIB, in which in most cases the MUC and FIB did not differ statistically from each other, expressing at all times an efficiency greater than 90% in the adsorption of heavy metals. After 30 days it was possible to observe the efficiency of MUC and FIB, which adsorbed 98,72% and 95,82% of the Cd from soil, respectively, which corresponds to 11,57 mg  $\text{kg}^{-1}$  and 11,23 mg  $\text{kg}^{-1}$ . There was a reduction in Pb solubility by MUC and FIB in 3,26 mg  $\text{kg}^{-1}$  and 3,23 mg  $\text{kg}^{-1}$  or 96,45% e 95,56%, respectively. The residues were effective in reducing the solubility of  $\text{Cd}^{+2}$  and  $\text{Pb}^{+2}$  in soils, thus demonstrating their potential in the biosorption of the evaluated metals and, consequently, in the reduction of their availability.

**Keywords:** solubility of metals, cadmium, lead, lignocellulosic residues.

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Adsorção do Cd pelos resíduos nos solos.....	25
Gráfico 2 – Eficiência da adsorção do Cd <sup>+2</sup> nos solos.....	26
Gráfico 3 – Adsorção do Pb pelos resíduos nos solos .....	28
Gráfico 4 – Eficiência da adsorção do Pb <sup>+2</sup> nos solos .....	29

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características químicas e físicas dos solos usados nos experimentos (0-20 cm profundidade).....	20
Tabela 2 - Características químicas dos resíduos de sisal usados nos experimentos .....	21
Tabela 3 - Características lignocelulósicas dos resíduos de sisal usados nos experimentos	22
Tabela 4 - Conteúdo de Cd <sup>+2</sup> nos solos em função das épocas de avaliação.....	24
Tabela 5 - Conteúdo de Pb <sup>+2</sup> nos solos em função das épocas de avaliação .....	27

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	12
2.1 Metais pesados no solo.....	12
2.2 Mobilidade e solubilidade de metais no solo.....	13
2.3 Fatores que alteram a solubilidade .....	14
2.4 Adsorção de metais pesados por resíduos orgânicos.....	15
2.5 Resíduos de sisal ( <i>Agave sisalana</i> ).....	16
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	17
3.1 Amostragem de solo e resíduos e montagem de experimento .....	17
3.2 Análises de caracterização antes da montagem dos experimentos.....	18
3.2.1 Amostras de solo.....	18
3.2.2 Amostras de resíduos.....	18
3.3 Solubilidade de Cd <sup>+2</sup> e Pb <sup>+2</sup> no solo .....	19
3.4 Análises estatísticas .....	19
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	20
4.1 Caracterização das análises químicas e físicas do solo .....	20
4.2 Caracterização química e características lignocelulósicas dos resíduos .....	21
4.3 Solubilidade do Cd .....	23
4.4 Solubilidade do Pb.....	26
<b>5. CONCLUSÃO</b> .....	30
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	31

## 1. INTRODUÇÃO

A presença de metais pesados no solo é uma questão que tornou-se cada vez mais preocupante, isso porque alguns desses metais, como o Cd e o Pb, mesmo em baixa concentração são nocivos ao meio ambiente e a saúde humana. É tanto que, ao longo dos anos, a comunidade científica tem se empenhado em diversos estudos acerca dos efeitos deletérios advindos da presença de metais potencialmente tóxicos na natureza.

Dentre os elementos que se encaixam na nomenclatura “metais pesados” estão o Cu, Fe, Ni e Zn, que são considerados essenciais, pois são indispensáveis para o funcionamento metabólico, crescimento e desenvolvimento dos organismos vivos (FERREIRA, 2022). Ademais, têm-se o Cd, Pb, Cr e Hg, que não se encaixam no mesmo critério de essencialidade, sendo nocivos mesmo em baixas concentrações (ALI & KHAN, 2018).

Os metais pesados no solo podem ser de ocorrência natural ou mesmo serem liberados pela ação antrópica. Quanto a ocorrência natural, as concentrações de metais estão diretamente relacionadas à composição mineralógica do material de origem do solo (BURAK et al., 2008), bem como ao seu grau de intemperismo e demais processos pedogenéticos envolvidos. Já com relação a ação humana, as principais fontes de liberação estão ligadas à mineração e fundição, indústria, desenvolvimento urbano e aplicação de fertilizantes (ZHANG et al., 2015).

A avaliação da contaminação ou até mesmo da poluição do solo é de suma importância para que em tempo hábil seja possível lançar mão de técnicas visando mitigar os efeitos dos metais pesados no ambiente. Diante disso, uma técnica que vem sendo empregada para a remediação é a adsorção e/ou biossorção, que consiste em utilizar resíduos orgânicos para a retenção dos metais e assim reduzir a sua disponibilidade na solução do solo (NASCIMENTO et al., 2022).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a solubilidade de metais pesados no solo, especificamente o Cd e o Pb, após tratamento com resíduos de sisal, partindo da hipótese de que esses resíduos são capazes de adsorver e reduzir a solubilidade dos metais em razão dos grupamentos funcionais, porosidade e área específica presentes em suas estruturas químicas.

## 2. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Metais pesados no solo

O termo “metais pesados” ainda gera divergências quanto ao seu emprego para se referir aos elementos metálicos da tabela periódica. Diante disso, vale mencionar que a IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) enquanto entidade científica, não regulamenta nenhuma definição e, por isso, não há um conceito oficial para “metais pesados”. Devido a inexistência de um consenso acerca do assunto, Duffus (2002) sugere abandonar o termo “metais pesados”, pois segundo o autor não existe justificativa científica ou terminológica para o seu emprego, deixando claro a ausência de uma definição precisa para o termo e reiterando que as definições existentes tendem a agrupar todos os metais como altamente tóxicos, o que é errado.

De acordo com a literatura, algumas definições se baseiam na densidade, na massa atômica e número atômico dos elementos. Para Malavolta (1994), metais pesados são aqueles elementos químicos cuja densidade é superior a  $5 \text{ g cm}^{-3}$  e número atômico é maior que 20. Outros autores, como Garcia et al. (1990) e Fergusson (1990) já classificam os elementos em metais pesados quando os mesmos possuem densidade de  $4,5 \text{ g cm}^{-3}$  e  $6,5 \text{ g cm}^{-3}$ , respectivamente.

Quanto ao critério de essencialidade, os metais podem ser agrupados em dois grupos principais: Elementos essenciais e não essenciais (SHAN, 2021). Dentro do primeiro grupo estão os elementos (ferro, zinco, cobre e manganês) que apresentam baixa toxicidade e são indispensáveis para o funcionamento metabólico, crescimento e desenvolvimento dos organismos vivos (MUSZYŃSKA; LABUDDA, 2019; FERREIRA, 2022). Inclusos no segundo grupo, estão os metais (arsênio, cádmio, chumbo, cromo e mercúrio) que não desempenham nenhum papel fisiológico, sendo tóxicos mesmo em baixas concentrações (ALI & KHAN, 2018), especificamente o cádmio e o chumbo, em que ambos apresentam sérios riscos de toxicidade ao meio ambiente (COSTA, 2021).

De maneira específica, o chumbo é um elemento de número atômico 82 e massa atômica 207,2 g (AVILA-CAMPOS, 2014; REIS, 2020) que está entre os principais contaminantes do ambiente, sendo facilmente absorvido pelas plantas devido ao pequeno tamanho de suas partículas (REIS, 2020). O cádmio, por sua vez, possui número atômico 48 e massa 112,4 g, sendo de fácil acumulação na parte aérea de leguminosas, herbáceas e suculentas (REIS, 2020). Isso justifica a crescente busca de técnicas que promovam a mitigação dos efeitos oriundos da

contaminação por Cd e Pb na natureza, geralmente envolvendo espécies vegetais para remediar esses elementos.

## **2.2 Mobilidade e solubilidade de metais pesados no solo**

A mobilidade dos metais pesados é diretamente influenciada por parâmetros relacionados aos atributos do solo, tais como o pH, a CTC, a MOS, Eh, constituição mineralógica (conteúdo e tipos de argilas e de óxidos de Fe, Al e Mn), entre outros (AFONSO, 2019; CAMPOS, 2017; LÓPEZ, 2015; OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001), sendo que há uma certa diferenciação na influência desses parâmetros de maneira individual na mobilidade, assim como também na disponibilidade dos metais.

De modo geral, a mobilidade e, conseqüentemente, a disponibilidade de metais pesados estão correlacionadas com a solubilidade do elemento no solo, estando a MOS como um dos principais atributos do solo envolvido diretamente nesses processos (RIBEIRO, 2019). Ademais, a MOS apresenta grande afinidade por metais pesados contidos no solo, podendo solubilizá-los ou imobilizá-los, a depender de características e propriedades inerentes aos próprios elementos, tais como o tamanho molecular, massa molar, estrutura e características de solubilidade (FRANCO, 2019; BARROS, 2019).

O pH, assim como a MOS, está entre os principais parâmetros que mais afeta a mobilidade e disponibilidade dos metais (ALTHAUS, 2017; SOUSA, 2017), pois à medida em que se altera, torna os elementos menos solúveis na solução do solo (RAIMONDI et al., 2015). Esse fato ocorre justamente porque em pH alcalino, os metais no solo tendem a precipitar na forma de hidróxidos e carbonatos (FERNÁNDEZ, 2017; MARQUES et al, 2001), já em meio ácido, a solubilidade dos metais tende a aumentar e, portanto, tornassem disponíveis às plantas (FERNÁNDEZ, 2017).

Os metais pesados como Pb, Cu e Cr apresentam baixa mobilidade, enquanto que o Zn, Mn, Ni e Cd são relativamente mais móveis no solo (SHEPPARD & THIBAUT, 1992; SIMÃO & SIQUEIRA, 2001). De maneira específica, a solubilidade do Cd varia em função da MOS, de argilas silicatadas, de hidróxido de Fe e Al e pH, que agem na redução da concentração do íon livre de Cd<sup>+2</sup> no solo (STERCKEMAN; REDJALA; MOREL, 2011). Igualmente ao Cd, o Pb possui solubilidade variável dependente dos parâmetros supracitados, reagindo com carbonatos, sulfetos, sulfatos e fosfatos para formar compostos de baixa solubilidade (SMITH et al., 1995).

### 2.3 Fatores que alteram a solubilidade dos metais

Muito se fala sobre a interferência que alguns atributos do solo exercem na solubilidade de metais pesados, devido às correlações que há entre a concentração dos íons metálicos e esses atributos. Diante disso, os principais atributos que afetam a solubilidade dos metais são: O pH, MOS, Eh, oxihidróxidos de Fe, Mn e Al (McBRIDE et al., 1997; QIU et al., 2018; ALLOWAY, 2013). Ademais, além desses parâmetros os carbonatos e argilas possuem efeito e também influenciam na solubilidade dos metais no solo (FANÇOIS et al., 2004).

Dentre os atributos supracitados, observa-se, mediante ao que consta na literatura, que o pH, MOS e potencial redox, são os atributos que possuem um maior efeito na solubilidade dos metais pesados (TAVARES, 2013), embora os demais atributos também interfiram significativamente.

O pH, por sua vez, tem maior influência na solubilidade de metais pesados em detrimento aos demais atributos do solo (ALLOWAY, 2013; OMRI et al., 2016). Raimondi et al. (2015) afirma que conforme o pH vai se tornando mais alcalino, a solubilidade dos metais tem tendência a diminuir gradativamente. Quando ocorre o oposto, ou melhor, quando o pH vai diminuindo e se tornando mais ácido, os metais que se encontram adsorvidos aos componentes inorgânicos do solo, passam a ser liberados na solução do solo, podendo formar complexos com a MOS devido as suas cargas negativas e grupos funcionais, e assim aumentar a solubilidade e se tornarem disponíveis (KABATAPENDIAS, 2010).

No que diz respeito à influência da MOS na dinâmica de metais pesados, é observado que esse atributo faz com que haja uma maior retenção de metais pesados, como Cd e Pb, no solo (SHI et al., 2013; SIPOS et al., 2005), isso porque as substâncias húmicas que constituem a matéria orgânica podem formar complexos com metais pesados por meio dos grupos funcionais (BOECHAT et al., 2016) e assim impactar na toxicidade desses íons. Logo, essa complexação com os elementos interfere na sua disponibilidade na solução do solo, reduzindo assim a capacidade de contaminação dos mesmos (DOMINGUES, 2009).

Com relação ao potencial redox, Camargo et al. (2001) relataram que em razão das mudanças que ocorrem no estado de oxidação de alguns metais, como no caso do Pb e Cu, as reações de oxirredução podem influenciar nas formas químicas dos íons metálicos. Essa alteração no estado de oxidação acontece porque os metais estão fortemente associados aos óxidos de Fe e Mn (MARTINS et al., 2011) e por este motivo, quando os metais se encontram



em um ambiente de redução, os óxidos de Fe e Mn tornam-se solúveis e, por conseguinte, liberam os metais pesados na solução (KABATAPENDIAS & ADRIANO, 1995).

## **2.4 Adsorção de metais pesados por resíduos orgânicos**

O emprego de resíduos orgânicos é uma prática que, historicamente, tem ganhado relevância e notoriedade, pela eficiência, facilidade e pelo baixo custo requerido para a aplicação na remediação do solo. Assim, para a remoção de contaminantes de efluentes, águas residuais e do solo, diversos resíduos orgânicos provenientes da atividade agropecuária ou da agroindústria podem ser utilizados. Haja vista que, na literatura encontram-se diversas pesquisas que demonstram a eficiência de resíduos na remoção de metais do ambiente, como a fibra de coco (WYSARD JUNIOR, 2013), bagaço de cana-de-açúcar (FAN et al., 2020), casca de laranja (MIRELES; PARSONS; TRAD ET AL., 2019), entre outros.

A adsorção, processo indispensável na remediação, é definida como a concentração de uma substância ou elemento químico entre a interface sólido-líquido (SPOSITO, 1989; MENDES, 2016) ou em outras palavras, é a aderência de um elemento químico a uma superfície sólida (BLAZON, 2008; SPARKS, 2003; MONTEIRO et al., 2009), seja esta superfície dos próprios componentes do solo ou resíduos orgânicos introduzidos. A substância ou elemento químico envolvido no processo de adsorção é chamado de adsorvato, enquanto que o material sólido é conhecido como adsorvente (SPOSITO, 1989).

Soma-se a isso que, assim como outros processos que ocorrem no solo são afetados por diversos fatores, com a adsorção não é diferente, sendo influenciada por fatores como pH, força iônica, concentração do adsorvente, temperatura, tamanho de partículas e tempo de contato entre o adsorvente e o adsorvato (KHATTAB & SEDEEQ, 2012; SILVA et al., 2013; GONZÁLES-GARCIA, 2018).

É importante mencionar que, os resíduos orgânicos empregados no processo de remediação de metais pesados podem ser chamados de biossorventes e/ou biomateriais. Nesse caso, como a adsorção ocorre nesses resíduos sólidos, o processo então pode ser chamado de biossorção. Nesse sentido, a biossorção pode ser entendida como uma técnica que remedia os metais pesados da solução do solo a partir do uso de resíduos orgânicos (biomassa viva ou morta) (ZAFAR et al., 2007; RODRIGUES, 2010; CRINI & LICHTFOUSE, 2018).

Os resíduos orgânicos usados como adsorventes possuem características que os tornam eficientes no processo de remoção de metais pesados, tais como as suas intrínsecas

características estruturais, no que diz respeito a porosidade e a grande área superficial específica (WYSARD JUNIOR, 2013; CRINI & LICHTFOUSE, 2018). Vale ressaltar que, a interação iônica entre os íons metálicos e os resíduos orgânicos (por exemplo, fibras de sisal), responsável pela remoção dos metais, ocorre devido aos diferentes grupos funcionais (hidroxila, carboxila, carbonila, cetona, sulfato, fosfato e amino) presentes nos resíduos (ZOUBOULIS et al., 2004; WYSARD JUNIOR, 2013) que possuem uma grande afinidade por íons metálicos.

## **2.5 Resíduos de sisal (*Agave sisalana*)**

A *Agave sisalana*, popularmente conhecida como sisal, pertence à família Agavaceae e é originária do México (SOARES et al., 2022). No Brasil, a espécie ocupa predominantemente a região do semiárido, onde é explorada economicamente (COSTA, 2018), principalmente para a produção de fibras (CUNHA NETO; MARTINS, 2012). Um ponto curioso é que a Bahia foi o local de introdução do sisal no Brasil em 1903 (CARNEIRO, 2017), ou seja, foi o pioneiro em produção agrícola da espécie, e ainda continua liderando na exploração agrônômica em comparação a outros estados. Após a introdução na Bahia, a atividade agrícola do sisal foi difundida para os demais estados do nordeste.

Em termos de dados, segundo o IBGE (2020), a produção brasileira de sisal em 2020 foi de 86.061 toneladas de fibras, com um rendimento médio de 869 kg/ha. Somente na Bahia, houve uma produção de 81.124 toneladas, representando cerca de 94,26% do total de produção do mesmo ano. Observa-se, diante desses números, que o estado pioneiro de produção de sisal ainda se destaca como o principal produtor da espécie a nível nacional.

No geral, as fibras vegetais podem ser obtidas a partir do desfibramento de qualquer parte da planta (COSTA, 2018), mas com relação ao sisal, as folhas é que são usadas no processo. De acordo com Ferreira (2015), as fibras lignocelulósicas por serem constituídas dos componentes celulose, hemicelulose e lignina, possuem uma ótima capacidade de adsorção devido aos grupos hidroxila existentes, os quais têm afinidade por metais pesados. Por conseguinte, espera-se que essas fibras sejam eficientes na imobilização de íons metálicos no solo.

Neste trabalho, além das fibras de sisal, serão utilizados outros resíduos obtidos a partir do processamento da espécie, como a mucilagem e o pó das fibras. A mucilagem é o produto obtido após a raspagem mecânica das folhas da planta (SOARES, 2016). Já o pó das fibras é o pó remanescente após o processamento do sisal.

Na literatura existe uma certa escassez de trabalhos avaliando as fibras de sisal na remediação de solos contaminados, denotando que as pesquisas acerca do tema são incipientes. Contudo, observa-se o emprego das fibras de sisal para o tratamento de águas residuárias (SANTOS et al., 2011), o que demonstra o potencial desse material na adsorção de contaminantes.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Amostragem de solo e resíduos e montagem de experimento**

Os resíduos do sisal (*Agave sisalana*) foram coletados no sítio São Paulo, zona rural do município de Caririaçu, estado do Ceará, distante 470 km da capital Fortaleza (7° 02' 32" S; 39° 17' 01" W), e altitude de aproximadamente 715 m. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo 'BSh' (tropical quente semiárido), com temperaturas médias anuais de 24 a 26°C e precipitação média 1120 mm (IPECE, 2009). Foram coletados três tipos de resíduos do beneficiamento das fibras de sisal: mucilagem (MUC), fibrilas (FIB) e o pó das fibras (PFIB). A mucilagem consiste em fragmentos da raspagem mecânica das folhas de sisal; as fibrilas são pequenas fibras sem interesse comercial que são separadas por peneiramento e, o pó das fibras consiste no resíduo do batimento das fibras após secagem ao sol.

Após a coleta, os resíduos passaram por uma pré-secagem em casa de vegetação e em seguida foram secos em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C por 72 horas. Após secos, foram triturados em moinho tipo Willey, com auxílio de peneira com diâmetro de malha 2,0 mm.

Foram coletadas amostras de três solos: Neossolo Litólico (equivalente a ordem Entisol do Soil Taxonomy), Planossolo Háptico (ordem Ultisol de acordo com o Soil Taxonomy) e Argissolo Amarelo (segundo o sistema de classificação brasileiro equivalente à ordem Alfisol do Soil Taxonomy, de textura arenosa, com intuito de evitar que ocorresse competição entre o solo e os resíduos pelos elementos em estudo). Os solos foram coletados na Fazenda Experimental Vale do Curu (3° 48' 37" S; 39° 20' 49" W), no município de Pentecoste, estado do Ceará, a 120 km da capital Fortaleza, pertencente à Universidade Federal do Ceará (UFC), com área total de aproximadamente 823 hectares e 71 m de altitude, exceto o Argissolo, coletado na Universidade Federal do Ceará próximo ao departamento de Zootecnia, cujo clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo 'Aw' (tropical quente), com temperaturas médias anuais de 27 °C e precipitação média 1600 mm (PESSOA & CAMPOS, 2015). Em relação ao clima da região de Pentecoste, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo

‘BSwh’ (quente e semiárido), com chuvas de fevereiro a junho, precipitação pluvial anual média de 800 mm, com período crítico de déficit hídrico ocorrendo nos meses de julho a janeiro (IPECE, 2012). A área de coleta em Pentecoste era de vegetação nativa - sem interferência antrópica, na profundidade de 0-20 cm. As amostras foram secas ao ar e passadas por peneira de malha de 2 mm, em seguida retirou-se uma amostra para análise de caracterização química e física antes do estabelecimento dos experimentos.

O delineamento experimental utilizado para cada ensaio foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 4 x 3 (três tipos de resíduos mais o controle e três classes de solo), com três repetições, totalizando 36 unidades experimentais em cada ensaio (vasos de 2 dm<sup>3</sup>). A dose de resíduos de sisal aplicadas foi de 2,0% (m/m). O nível de contaminação do solo para o Cd, com base no trabalho de Rajaie et al. (2006), foi de 30 mg kg<sup>-1</sup>, enquanto que para o Pb foi de 72 mg kg<sup>-1</sup> de acordo com o trabalho de Antonangelo & Zhang (2019).

Os experimentos foram conduzidos em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo (DCS) do Centro de Ciências Agrárias, da UFC (3° 45' 47" S; 38° 31' 23" W, e altitude de aproximadamente 47 m) em Fortaleza, Ceará.

### **3.2 Análises de caracterização antes da montagem dos experimentos**

#### **3.2.1 Amostras de solo**

Para a caracterização física do solo, foi realizada uma análise granulométrica pelo método da pipeta (GEE & BAUDER, 1986). A caracterização química seguiu as metodologias descritas por Teixeira et al. (2017). Resumidamente, o pH foi determinado em água (1:2,5); condutividade elétrica (CE) em extrato de saturação; bases trocáveis (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>) extraídas com solução de acetato de amônio a pH 7,0, determinada por fotometria de chama (K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>) e espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA) (Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>); acidez potencial (H<sup>+</sup>Al) extraída com acetato de cálcio a pH 7,0 e titulada com NaOH 0,0606 N, enquanto o alumínio foi extraído com cloreto de potássio e titulado com NaOH 0,025 N; micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) extraídos em solução Mehlich-1 e determinados por espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA).

#### **3.2.2 Amostras de resíduos**

Após a secagem dos resíduos de sisal, foram homogeneizados e retirou-se uma amostra de cada tipo para caracterização elementar. Os teores de C, N e S foram determinados por via seca em um analisador elementar (Perkin Elmer 2400 CHNS/O Serie II System). Determinou-

se também P, K, Na, Ca, Mg, Cu, Mn, Zn, Cd e Pb pelo método de digestão seca em mufla elétrica sob temperatura de 500 °C por 3 horas (SILVA, 2009). A quantificação de P foi realizada pelo método colorimétrico de Murphy & Riley (1962), o K e o Na por espectrometria de emissão de chama; e Ca e Mg por espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA).

Foram determinados os teores totais de metais pesados (Cu, Mn, Zn, Cd e Pb) nos resíduos no mesmo extrato de digestão, sendo quantificados em espectrofotômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP - ACAP 6300 DUO, Thermo Scientific).

### **3.3 Solubilidade de Cd<sup>+2</sup> e Pb<sup>+2</sup> no solo**

O experimento foi conduzido por 120 dias, sendo realizada a coleta de uma amostra de solo de cada tratamento em quatro épocas (30, 60, 90 e 120 dias) e em cada unidade experimental (vaso) para a avaliação da solubilidade dos elementos Cd e Pb.

As amostras de solo foram secas ao ar para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA), e procedeu-se a análise seguindo a metodologia proposta por Abreu et al. (2001) utilizando a solução extratora cloreto de cálcio (CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O 0,01 mol L<sup>-1</sup>) (KANDZIORA-CIUPA et al., 2021), na relação solo:extrator (1:2).

A quantificação de Cd e Pb foi realizada por espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA).

### **3.4 Análises estatísticas**

A análise estatística dos dados obtidos foi feita por meio do software estatístico SPEED stat 2.5. Foi realizada a análise de variância com comparação de médias pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização das análises químicas e físicas do solo

Os solos Neossolo Litólico (NS) e Argissolo Amarelo (AG) apresentaram uma baixa acidez ativa, com pH de 6,5 e 7,0, respectivamente, enquanto que o Planossolo Háptico (PN) apresentou uma acidez moderada com pH 5,1. Quanto a acidez potencial (H + Al), é observado que quanto menor a acidez ativa maior a acidez potencial, sendo a acidez potencial do PN de 1,8  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , do NS de 0,92  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  e do AG de 0,01  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ . Em função do pH, também é possível observar a variação do Al trocável, o qual em menor pH, como no caso do PN, tende a ser maior (0,05  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ) do que em pH 7,0, neutro, como no caso do AG, cujo valor de Al trocável é 0  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ .

A soma das bases trocáveis ( $\text{K}^{+2}$ ,  $\text{Na}^{+2}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$ ) do solo foram de SB= 4,37  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  para o NS, SB= 1,96  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  para o PN e SB= 1,13  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  para o AG, onde NS apresentou uma soma de bases 44,85% maior que o PN e 25,86% maior que o AG, evidenciando, de modo geral, que o NS por se tratar de um solo jovem, ou seja, menos intemperizado, tem uma tendência a apresentar valores maiores de SB.

**Tabela 1.** Características químicas e físicas dos solos usados nos experimentos (0-20 cm profundidade)

Solos	pH	CE	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al
	H <sub>2</sub> O	dSm <sup>-1</sup>	----- $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ -----					
NS	6,5	1,65	0,15	0,07	2,52	1,63	0,02	0,92
PN	5,1	1,4	0,17	0,09	1,18	0,52	0,05	1,8
AG	7,0	1,59	0,12	0,07	0,68	0,26	0	0,01
	P	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd*	Pb*	M.O
	----- $\text{mg kg}^{-1}$ -----							$\text{g kg}^{-1}$
NS	35	0,35	10,4	13	1	nd	4,6	5,75
PN	59,4	0,32	14,21	7,8	0,4	0,03	4,3	6,19
AG	30,6	0,37	18,45	9,8	4,8	nd	4,9	6,92
Análise granulométrica								
	Prof.	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila	Classe textural
	cm	----- $\text{g kg}^{-1}$ -----			-----%-----			
NS	0-20	818	144,07	37,93	81,8	14,4	3,79	Areia franca
PN	0-20	841,5	90,53	67,97	84,15	9,05	6,8	Areia franca
AG	0-20	831,5	93,3	75,2	83,15	9,33	7,52	Areia franca

MO = Matéria orgânica; CE = Condutividade elétrica; \*Valores pseudo-totais do solo pelo método da USEPA 3051A. nd = não detectado.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

Dentre os nutrientes, é importante destacar o P, com valores altos a muito altos de acordo com o manual *Recomendações de adubação e calagem para o Estado do Ceará* (AQUINO et

al., 1993). O PN apresentou 59,4 mg kg<sup>-1</sup> de P, seguido por NS com 35 mg kg<sup>-1</sup> e AG com 30,6 mg kg<sup>-1</sup>. Para o K<sup>+</sup>, os solos apresentaram baixos valores: NS 0,15 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, PN 0,17 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> e AG 0,12 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. Para o Ca<sup>+2</sup>, o NS apresentou um valor médio de 2,52 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, enquanto o PN e AG apresentaram baixos valores, 1,18 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> e 0,68 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Quanto ao Mg<sup>+2</sup>, observa-se que o NS apresentou um alto valor de 1,63 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> e os solos PN e AG apresentaram respectivos valores baixos de 0,52 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> e 0,26 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>.

Os valores semitotais dos metais pesados de Cd<sup>+2</sup> contido no solo, como mostrado na tabela, não foram detectados pelo método USEPA 3051A para o NS e AG, somente para o PN, com o valor de 0,03 mg kg<sup>-1</sup>, já para os valores semitotais do Pb, foi possível detectar os valores de 4,9 mg kg<sup>-1</sup>, 4,6 mg kg<sup>-1</sup> e 4,3 mg kg<sup>-1</sup>, para o AG, NS e PN, respectivamente, explicitando que esses teores de Pb<sup>+2</sup> têm origem litogênica.

Em relação a análise granulométrica, os solos estão inseridos na mesma classe textural (areia franca) e a variação entre os percentuais de areia, silte e argila foram mínimas. A areia ficou na faixa de 81,9 a 84,15%, o silte de 9,05 a 14,4% e a argila de 3,79 a 7,52%, com uma menor diferença observada entre os solos PN e AG.

#### 4.2 Caracterização química e características lignocelulósicas dos resíduos

Os resultados da análise da caracterização dos resíduos contidos na tabela 2, demonstram que os resíduos orgânicos apresentaram valores altos para os micronutrientes Mn e Zn, especificamente, o MUC e FIB, o primeiro apresentando 75,4 mg kg<sup>-1</sup> de Mn e 173,3 mg kg<sup>-1</sup> de Zn, e o último apresentando 58,2 mg kg<sup>-1</sup> de Mn e 114,9 mg kg<sup>-1</sup> de Zn. O alto valor da relação C/N desses resíduos, PFIB>FIB>MUC, principalmente para o PFIB, com um valor de 47,1, indica que o material é mais dificilmente mineralizado pela fauna edáfica, permanecendo no solo por um longo período.

**Tabela 2.** Características químicas dos resíduos de sisal usados nos experimentos

Resíduos	C	N	S	P	K	Ca	Mg
	-----g kg <sup>-1</sup> -----						
MUC	398,13	15,3	18,17	7,2	15,5	36,7	11,4
FIB	386,63	11,8	17,8	6,2	13,2	23,7	8,4
PFIB	419,17	8,9	16,7	1	2,8	2,8	1,4
	Cu	Mn	Zn	Cd	Pb	Relação	
	-----mg kg <sup>-1</sup> -----					C/N	C/P
MUC	13,6	75,4	173,3	nd	nd	26,02	55,3
FIB	12,8	58,2	114,9	nd	nd	32,77	62,36
PFIB	5,6	19,2	60	nd	nd	47,1	419,17

MUC = mucilagem; FIB = fibrilas; PFIB = pó das fibras. nd = não detectado.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

Como mostrado na tabela, teores totais dos metais Cd e Pb não foram detectados nos resíduos, o que já era previsto, haja vista que os materiais não tiveram contato com nenhuma fonte contaminante dos metais em questão.

Na tabela 3 estão contidos os valores das características lignocelulósicas dos resíduos estudados. Para a macromolécula lignina, são expressos os valores totais de 5,86% para a MUC (3,9% solúvel), 5,17% para o FIB (4,4% insolúvel), e 3,39% para o PFIB (3,39% insolúvel). Para a hemicelulose, o PFIB se destaca com o maior valor, de 25,51%, enquanto que o FIB possui 19,29% e o MUC 11,40%. O MUC contém 15% a mais de cinzas, que são as impurezas superficiais do material, do que o PFIB e 5% a mais do que o FIB.

**Tabela 3.** Características lignocelulósicas dos resíduos de sisal usados nos experimentos

Componentes	Resíduos de sisal		
	MUC	FIB	PFIB
Cinzas (%)	17,317	12,089	2,24
Extrativos (%)	7,565	5,613	0,376
Holocelulose (%)	56,509	63,064	86,163
Alfacelulose (%)	45,103	43,769	60,647
Hemicelulose (%)	11,406	19,295	25,516
Lignina solúvel (%)	3,867	0,818	0
Lignina insolúvel (%)	1,998	4,353	3,393
Lignina Total (%)	5,865	5,172	3,393

MUC = mucilagem; FIB = fibrilas; PFIB = pó das fibras

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

Ao avaliar as mesmas características para as fibras do sisal, Costa (2018) observou uma percentagem de 14,65 % de hemicelulose, 21,98 % de lignina e 1,55% de cinzas, percentuais de hemicelulose e cinzas significativamente menor em comparação aos avaliados para o FIB e PFIB. Martin et al. (2009) encontraram valores para a hemicelulose de 6,9 a 10,3%, para lignina 7,4 a 11,4% e para cinzas 0,8 a 1,5%, que também diferiram dos obtidos neste trabalho. Para a mucilagem, Lima et al. (2015) observaram valores de 6,14% para hemicelulose, a qual foi inferior ao percentual expresso na tabela 3, e para a lignina 8,09%, que foi superior ao quantificado na tabela 3.

Vale ressaltar que, os valores das macromoléculas implicam diretamente nas propriedades adsorptivas dos resíduos, isso porque a celulose, hemicelulose e lignina contém



grupos funcionais (hidroxila, carbonilas e carboxilas) que interagem com os metais pesados, fazendo com que os íons sejam retidos nas superfícies dos resíduos (TARLEY et al., 2009).

### 4.3 Solubilidade do Cd

Aos 30 dias de análise do experimento, o MUC não diferiu estatisticamente nos três solos, apresentando uma redução da solubilidade de 98,72%, cerca de  $11,57 \text{ mg kg}^{-1}$  de  $\text{Cd}^{+2}$  no solo (Tabela 4). Nos solos PN e AG, os resíduos MUC e FIB não apresentaram diferença estatística, expressando os maiores teores de adsorção do Cd, com  $9,92 \text{ mg kg}^{-1}$  para o primeiro resíduo e  $9,87 \text{ mg kg}^{-1}$  para o segundo, o que equivale a 98,41% e 97,92%, respectivamente. Santos et al. (2011) ao avaliarem a eficiência das fibras de sisal na remoção de Cd e Pb de soluções aquosas, constataram que a biossorção desses metais estava associada aos grupos funcionais carbonila, carboxila e hidroxila presente nas fibras. Diante desse estudo, podemos correlacionar a eficiência do MUC e FIB aos grupamentos funcionais responsáveis pela complexação/troca iônica de metais (MISHRA & TIWARI, 2002).

Soma-se a isso que, as estruturas químicas dos resíduos influenciam diretamente na adsorção do Cd, ou seja, a celulose, hemicelulose e lignina atuam diretamente na remoção do metal da solução do solo. Sadeek et al. (2015) ao testar três bioadsorventes (casca de arroz, folha de palmeira e aguapé) na remoção de metais pesados afirmaram que dentre os componentes estruturais dos resíduos, a lignina é o que mais participa na adsorção de metais em razão dos seus grupos funcionais, isso porque os melhores resíduos (casca de arroz e folha de palmeira) continham teores superiores de lignina em sua estrutura em detrimento a celulose e hemicelulose. Por este motivo, os resíduos MUC e FIB foram os melhores, pois apresentavam, respectivamente, 5,87% e 5,17% de lignina total, enquanto que o PFIB apresentava 3,39%.

Na segunda época de avaliação do experimento, o MUC e FIB não diferiram entre si e entre os solos avaliados, apresentando maiores percentuais de adsorção de 98,45% e 96,71%, respectivamente, o que corresponde a  $10,16 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $9,98 \text{ mg kg}^{-1}$  de redução do metal na solução do solo. Embora os resíduos continuem tendo um acréscimo na sua capacidade de adsorver ainda mais o conteúdo de Cd do solo, já é possível considerar que em até 30 dias, os resíduos, principalmente o MUC e FIB, sejam capazes de reduzir significativamente a solubilidade desse metal, haja vista que até os 60 dias esses resíduos expressaram uma eficiência superior a 90%.

Obtendo resultados semelhantes aos encontrados neste trabalho, Wang et al. (2019) estudando a eficiência de resíduos orgânicos, especificamente quatro tipos de biochar

(biocarvão de madeira, biocarvão de palha de arroz e biocarvão de casca de noz chinesa e biocarvão de bambu) na solubilidade do Cd, relataram que todos reduziram significativamente a concentração dos metais Cd e Pb do solo. Contudo, o biochar de palha de arroz, cujo método de extração do metal se deu por ataque ácido  $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$  (4:1), foi mais efetivo na redução da solubilidade e, conseqüentemente, na imobilização do Cd, reduzindo significativamente  $10,59 \text{ mg kg}^{-1}$ , com um percentual de 19,3 a 28,3% na redução.

Aos 90 e 120 dias, os resíduos MUC e FIB continuam não apresentando diferença estatística entre as médias, os quais reduziram significativamente a solubilidade do cádmio até os 120 dias do experimento, o MUC adsorvendo  $11,01 \text{ mg kg}^{-1}$  e o FIB  $10,85 \text{ mg kg}^{-1}$ . É possível perceber diante dos percentuais de diminuição da solubilidade do Cd ao longo das épocas, que a partir dos 30 dias, os resíduos MUC e FIB começam a expressar uma estabilidade na eficiência, não diferindo estatisticamente.

É importante ressaltar que, o resíduo PFIB nas quatro épocas avaliadas diferiu estatisticamente do MUC e FIB, no entanto, embora tenha ficado em terceiro em eficiência, na adsorção do Cd esse resíduo passou de 50,68% na primeira época para 60,18% na última época. Puga et al. (2015) obtiveram resultados próximos ao PFIB avaliando o biochar obtido a partir da palha da cana-de-açúcar, encontrando valores de 56 e 50% na redução da contaminação por Cd e Pb, respectivamente, em um solo de mina contaminado. Logo, apesar do PFIB expressar um percentual inferior ao MUC e FIB na diminuição do conteúdo de Cd, esse resíduo ainda assim continua sendo eficaz.

**Tabela 4.** Conteúdo de  $\text{Cd}^{+2}$  nos solos em função das épocas de avaliação

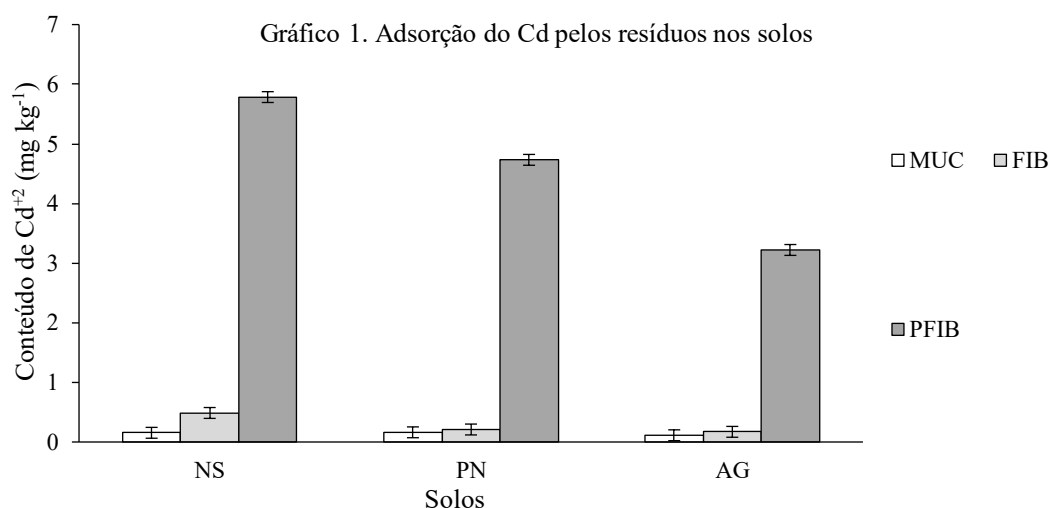
Solos	Tipos de Resíduos (m/m%)			
	$\text{Cd}^{+2}$ no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ )			
	30 dias			
	MUC	FIB	PFIB	Controle
NS	0,15 aC	0,49 aB	5,78 aA	11,72
PN	0,16 aB	0,21 abB	4,73 bA	10,08
AG	0,11 aB	0,17 bB	3,22 cA	8,51
60 dias				
NS	0,16 aB	0,34 aB	4,56 aA	10,32
PN	0,15 aB	0,15 aB	3,38 bA	8,01
AG	0,09 aB	0,14 aB	2,51 cA	8,49
90 dias				
NS	0,16 aB	0,31 aB	4,45 aA	11,02
PN	0,12 aB	0,15 aB	3,01 bA	8,81
AG	0,08 aB	0,11 aB	2,15 cA	8,57

120 dias				
NS	0,09 aB	0,25 aB	4,42 aA	11,10
PN	0,09 aB	0,12 aB	3,10 bA	9,28
AG	0,06 aB	0,10 aB	1,71 cA	8,03

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e letra maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

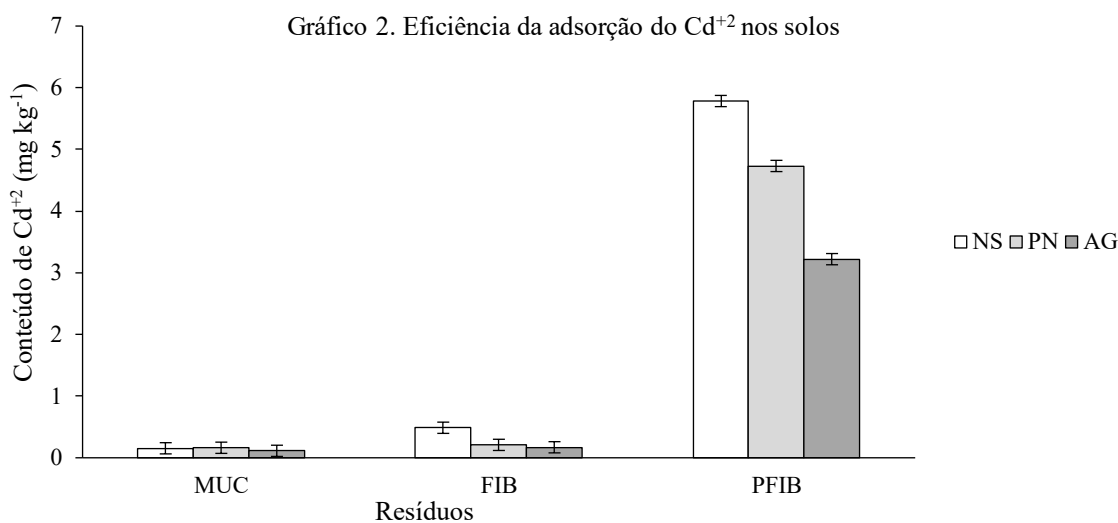
Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

É possível observar um panorama geral da eficiência dos resíduos nos solos no gráfico 1. O MUC, como demonstrado no gráfico, apresentou uma maior redução da solubilidade do Cd nos três solos avaliados. Em seguida, se destaca o FIB, o qual reduziu significativamente o conteúdo do metal na solução do solo, apresentando resultados semelhantes ao MUC nos três solos, os quais estatisticamente apresentaram uma redução do Cd em mais de 90%. O PFIB, diferente do MUC e FIB, apresentou uma menor redução da solubilidade, conforme observa-se no gráfico.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

No gráfico 2, é demonstrado a eficiência dos resíduos na redução da solubilidade em função dos solos. O MUC reduziu melhor o Cd no Argissolo, seguido por Neossolo e Planossolo (AG>NS>PN). O FIB adsorveu de maneira eficaz o Cd no Argissolo, depois no Planossolo e por último no Neossolo (AG>PN>NS). O PFIB foi semelhante ao FIB, apresentando a mesma sequência AG>PN>NS.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

#### 4.4 Solubilidade do Pb

Na primeira época de análise do experimento, tendo como referência a média do tratamento controle, o MUC não diferiu estatisticamente entre os três solos avaliados, apresentando uma maior redução de 96,45% na solubilidade do Pb, que corresponde a 3,26 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 5). Quanto ao FIB, não houve diferença estatística entre o PN e AG, que, respectivamente, adsorveram 3,23 mg kg<sup>-1</sup> e 2,53 mg kg<sup>-1</sup> do Pb, ambos acima de 95% de eficiência. São resultados próximos aos obtidos para a redução da solubilidade de Cd pelos resíduos MUC e FIB, demonstrando uma eficiência na adsorção de metais pesados do solo, o que ocorre, conforme já supracitado, devido as características químicas desses materiais. Ademais, a capacidade de adsorção da fibra de sisal, além dos grupos funcionais, pode ser atribuída à área superficial específica e à porosidade (BENDJEFFAL et al., 2018).

Aos 60 dias, o MUC e FIB não apresentaram diferença significativa entre os valores para os solos PN e AG, com um maior percentual de 95,52% de adsorção do Pb, que corresponde a 2,77 mg kg<sup>-1</sup> de Pb removido da solução do solo. O PFIB, por sua vez, continua apresentando diferença significativa em comparação aos resíduos MUC e PFIB nas duas épocas de avaliação, contudo, observa-se uma diminuição de 56,55% ou 1,64 mg kg<sup>-1</sup> do conteúdo de Pb do solo, o que é um resultado satisfatório. Encontrando resultados próximos ao PFIB, Alaboudi et al. (2019) avaliando o efeito de diferentes taxas de aplicação (0,0, 1,0, 2,5, 5,0 e 10%) de biochar derivados de resíduos agrícolas sobre o Pb obtiveram uma redução da solubilidade e disponibilidade do Pb de até 28,68%, evidenciando assim que o PFIB é eficaz na adsorção do Pb.

Na penúltima e última época de análise dos resultados, observa-se uma tendência dos resultados a se comportarem de maneira constante, demonstrando que há estabilização da eficiência dos resíduos na remoção e redução do conteúdo de Pb nos solos avaliados. Aos 120 dias, essa estabilização é bem evidente para os resíduos MUC e FIB nos solos PN e AG, em que ambos expressaram os mesmos valores para adsorção do Pb: No PN, 2,16 mg kg<sup>-1</sup> e no AG 2,1 mg kg<sup>-1</sup>. Ressalta-se, então, que já nos 30 dias os resíduos conseguem expressar uma significativa adsorção dos metais pesados e, conseqüentemente, a redução da solubilidade desses elementos no solo.

De acordo com o exposto, os resíduos continuam sendo eficientes na redução da solubilidade do metal pesado até os 120 dias, principalmente o MUC e FIB, os quais permanecem com percentuais de adsorção superiores a 90%. Resultados semelhantes foram obtidos por Andrade (2018), o qual encontrou resultado significativo de 96,02% na adsorção de Pb pelo biochar de bagaço de cana e atribuiu esse resultado a maior porosidade e grupos funcionais existentes no material. Portanto, a ordem de eficiência dos resíduos MUC>FIB>PFIB, pode ser atribuída a maior porosidade dos materiais, grupos funcionais existentes, bem como a maior área superficial dos resíduos.

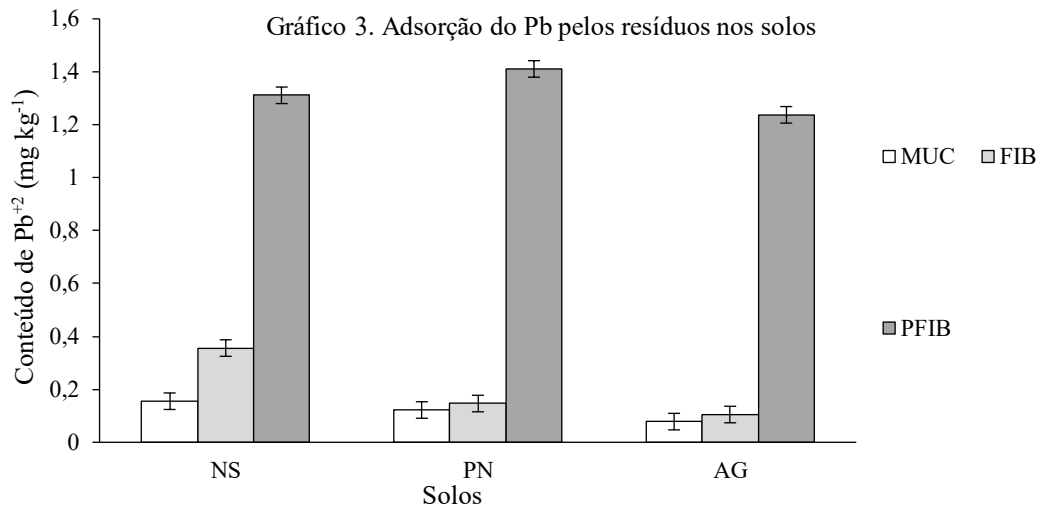
**Tabela 5.** Conteúdo de Pb<sup>+2</sup> nos solos em função das épocas de avaliação

Solos	Tipos de Resíduos (m/m%)			
	Pb <sup>+2</sup> no solo (mg kg <sup>-1</sup> )			
	30 dias			
	MUC	FIB	PFIB	Controle
NS	0,16 aC	0,36 aB	1,31 abA	2,42
PN	0,12 aB	0,15 bB	1,41 aA	3,38
AG	0,08 aB	0,11 bB	1,24 bA	2,64
60 dias				
NS	0,17 aC	0,38 aB	1,33 aA	2,51
PN	0,13 aB	0,13 bB	1,26 aA	2,90
AG	0,07 aB	0,11 bB	1,22 aA	2,41
90 dias				
NS	0,17 aC	0,29 aB	1,33 aA	2,58
PN	0,14 aB	0,16 bB	1,18 bA	2,65
AG	0,12 aB	0,11 bB	1,17 bA	2,23
120 dias				
NS	0,17 aC	0,28 aB	1,36 aA	2,60
PN	0,15 aB	0,15 bB	1,27 abA	2,31
AG	0,08 aB	0,08 bB	1,12 bA	2,18

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e letra maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

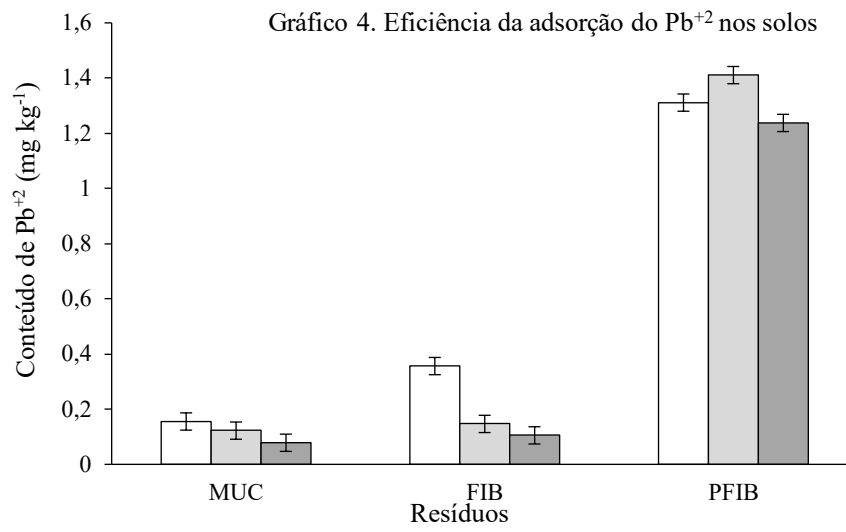
Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

A eficiência dos resíduos na redução do conteúdo de Pb do solo é melhor representada no gráfico 3. O MUC, em primeiro lugar, demonstrando uma maior redução do Cd da solução do solo nos três solos. O FIB, logo depois, com uma ótima eficiência na adsorção do Cd nos solos. O PFIB, assim como para o Cd, apresentou uma menor eficiência em comparação ao MUC e FIB na redução do conteúdo do Pb nos solos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

No gráfico 4, está representado a eficiência dos resíduos em função dos solos. O MUC e PFIB se comportaram de maneira semelhante quanto a redução do conteúdo do Pb, onde ambos foram mais eficazes na adsorção do Pb no Argissolo, seguido por Planossolo e Neossolo (AG>PN>NS). O PFIB, por sua vez, diferiu do MUC e FIB, apresentando a sequência AG>NS>PN. Segundo Plicas et al. (2015), as características do Argissolo que contribuem para a maior adsorção é o pH, CTC e MOS. No geral, o que justifica a sorção do metal e a sequência supracitada é o conteúdo de argila, pois os solos com maiores percentuais têm uma maior propensão à sorção de metais (OLIVEIRA et al., 2010), além da MOS, pH e superfície específica.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

## 5. CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram que os resíduos obtidos a partir do processamento do sisal, principalmente o MUC e FIB, foram eficientes na redução da solubilidade do  $\text{Cd}^{+2}$  e  $\text{Pb}^{+2}$  da solução dos solos.

Portanto, o MUC, FIB e PFIB produzidos a partir do processamento do sisal são resíduos promissores como técnica de remediação de áreas contaminadas e podem ser empregados como bioadsorventes na adsorção de metais pesados do solo. No entanto, é necessário a realização de experimentos em campo para avaliar os efeitos dos resíduos de sisal na remediação de solos contaminados com  $\text{Cd}^{+2}$  e  $\text{Pb}^{+2}$  e outros metais.



## REFERÊNCIAS

- AFONSO, T. F. **Prospecção de plantas para fitorremediar áreas de mineração contaminadas com metais pesados na região de Caçapava do Sul (RS)**. 2019. 134 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pelotas, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, 2019.
- ALABOUDI, K. A.; AHMED, B.; e BRODIE, G. Effect of biochar on Pb, Cd and Cr availability and maize growth in artificial contaminated soil. **Annals of Agricultural Sciences** **64**, n° 1 (1° de junho de 2019): 95–102.
- ALI, H.; KHAN, E. Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. **Environ. Chem. Lett.** **16**, 903– 917, 2018.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 3. ed. Springer Science+Business, 2013. 615p.
- ALTHAUS, D. **Teores naturais e efeitos da adição de metais pesados em solos do estado do Rio Grande do Sul**. 2017. 174 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, RS, 2017.
- ANDRADE, M. A. de M. de. **Avaliação do potencial de aplicação de biochar para remoção de metais e bisfenol A em sistemas aquosos**. 2018. 68 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESP, 2018.
- ANTONANGELO, J. A.; ZHANG, H. Heavy metal phytoavailability in a contaminated soil of northeastern Oklahoma as affected by biochar amendment. **Environmental Science and Pollution Research** **26** (2019): 33582-33593.
- AQUINO, A. B.; AQUINO, B. F.; HERNANDEZ, F. F. F.; HOLANDA, F. J. M.; FREIRE, J. M.; CRISÓSTOMO, L. A.; COSTA, R. I.; UCHÔA, S. C. P.; FERNANDES, V. L. B. **Recomendações de adubação e calagem para o estado do Ceará**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 1993. 248p.
- AVILA-CAMPOS, M. J. **Metais Pesados e seus Efeitos**. 2014. Disponível em: <http://www.icb.usp.br/> Acesso em: 18 de agosto de 2022.
- BARROS, V. H. de O. **Retenção e mobilidade de metais pesados num solo aluvionar do alto do Capibaribe**. 2019. 80 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2019.
- BENDJEFFAL, H.; DJEBLI, A.; MAMINE, H; METIDJI, T.; DAHAK, M.; REBBANI, N.; BOUHEDJA, Y. Effect of the chelating agents on bio-sorption of hexavalent chromium using *Agave sisalana* fibers. **Chinese Journal Of Chemical Engineering**. China, p. 984-992. 3 out. 2018.
- BIAZON, C. L. **Utilização de adsorventes durante o processo de microextração em fase sólida de flavours de cerveja**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2008.
- BOECHAT, C. L; PISTÓIA, V. C.; LUDTKE, A. C.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Solubility of Heavy Metals/Metalloid on Multi-Metal Contaminated Soil Samples from a Gold Ore Processing Area: Effects of Humic Substances. **Rev Bras Cienc solo**. 2016;40:0150383.

- BURAK, D.L.; ANDRADE, F.V.; FONTES, M.P.F.; FERNANDES, R.B.A. Metais pesados em solos: Aspectos gerais. In: POLANCZYK, R.A.; CECÍLIO, R.A.; MATTA, F.P.; SOARES, T.C.B.; PEZZOPANE, J.E.M.; CAMPANHARO, W.A.; OLIVEIRA, M.C.C. (Org.). **Estudos Avançados em Produção Vegetal**. 1 ed. Vitória, ES, 2008, v. 32, p. 571-592.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. **In**: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. V.; ABREU, C. A. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal, CNPq/FAPESP/POTAFOS, p. 89 – 119, 2001.
- CAMPOS, T. de O. **Lixiviação de metais pesados e macronutrientes em solos condicionados com biossólido de lodo de esgoto**. 2017. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, 2017.
- CARNEIRO, J. L. dos S. **Caracterização acessos de sisal usando descritores da planta e da fibra**. 2017. 118 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Feira de Santana. Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, 2017.
- COSTA, D. B. da. **Transporte de metais pesados em liner de solo compactado de aterro sanitário**. 2021. 108 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2021.
- COSTA, E. A. de A. **Utilização da fibra de sisal tratada com líquido iônico como sorvente em derramamento de óleos**. 2018. f 73. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química da UFBA, 2018.
- CRINI, G.; LICHTFOUSE; E. **Green Adsorbents for Pollutant Removal**. Suíça: Springer, 2018.
- CUNHA NETO, I. L. da; MARTINS, F. M. Anatomia dos órgãos vegetativos de *Agave sisalana perrine* ex engelm (agavaceae). **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 25, n. 2, p. 72-78, mar.-jun., 2012.
- DOMINGUES, T. C. de G. **Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação**. 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agronômico. Programa De Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, 2009.
- DUFFUS, J. Heavy metals - a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793–807, 2002.
- FAN, S.; ZHOU, J.; ZHANG, Y.; FENG, Z.; HU, H.; HUANG, Z.; QIN, Y. Preparation of sugarcane bagasse succinate/alginate porous gel beads via a self-assembly strategy: Improving the structural stability and adsorption efficiency for heavy metal ions. **Bioresource Technology**, p.123-128, 2020.
- FANÇOIS, M.; DUBOURGUIER, Henri-Charles; LI, D.; DOUAY, F. Prediction of heavy metal solubility in agricultural topsoils around two smelters by the physico-chemical parameters of the soils. **Aquat. Sci.** v. 66, 2004.
- FERGUSSON, J. E. **The heavy elements: chemistry, environmental impacts and health effects**. New York: Pergamon Press, p. 614, 1990.

FERNÁNDEZ, Z. H. **Análise de metais pesados em solos de Pernambuco com diferentes atividades antrópicas**. 2017. 92 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2017.

FERREIRA, B. C. S. **Desenvolvimento de novos materiais lignocelulósicos e quitinosos com potencial aplicação em química ambiental**. 2015. 139 p. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

FERREIRA, P. C. **Desenvolvimento de sensor eletroquímico modificado com filme de bismuto para a detecção de cádmio (II), chumbo (II) e zinco (II) a partir de dispositivos com características vestíveis**. 2022. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual De Campinas, Curso de Pós-Graduação em Química, 2022.

FRANCO, T. F. **Metais pesados em solos de áreas de produção intensiva de hortaliças em petrópolis-RJ**. 2019. 80 f. Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, 2019.

FRANÇOIS, M.; DUBOURGUIER, Henri-Charles; LI, D.; DOUAY, F. Prediction of heavy metal solubility in agricultural topsoils around two smelters by the physico-chemical parameters of the soils. **Aquat. Sci.** Vol. 66, 78–85, 2004.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T. & COSTA, F. The influence of composting and maturation processes on the heavy-metal extractibility from some organic wastes. **Biological Wastes**, v. 31, p. 291–301, 1990.

GEE, G. W.; BAUDER, J. W. Particle-size analysis. In: Klute A (ed) **Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods**. Madison, **Soil Science Society of America**, pp 383-412, 1986.

GONZÁLES-GARCIA, P. **Activated carbon from lignocellulosics precursors: A review of the synthesis methods, characterization techniques and applications**. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.82. 1393–1414. 2018.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola - Lavoura Permanente**. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/pesquisa/15/12040>>. Acesso em: 26/08/2022

IPECE (2009). **Perfil Básico Municipal de Caririçu (2009)**. Instituto de pesquisa e estratégia econômica do Ceará. Disponível em: <[https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Caririacu\\_2009.pdf](https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Caririacu_2009.pdf)>. Acesso em: 02/05/2022.

IPECE (2012). **Perfil Básico Municipal de Pentecoste (2012)**. Instituto de pesquisa e estratégia econômica do Ceará. Disponível em: <<https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/01/Quixada.pdf>>. Acesso em: 02/05/2022.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soil and plants**. 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 2010. 505 p.

KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. In: REICHCIGL, J. E. **Soil amendments and environmental quality**. p.139-167, 1995.

- KANDZIORA-CIUPA, M.; NADGÓRSKA-SOCHA, A.; BARCZYK, G. The influence of heavy metals on biological soil quality assessments in the *Vaccinium myrtillus* L. rhizosphere under different field conditions. **Ecotoxicology** v.30, p. 292–310, 2021.
- KHATTAB, A. F.; SEDEEQ, S. H. Removal of Cu<sup>+2</sup>, Zn<sup>+2</sup> and Cd<sup>+2</sup> from aqueous solution by using ion exchanger derived from sack polypropylene grafted with maleic acid and it's derivatives. **Raf. J. Sci**, v. 23, n. 3, p. 115-127, 2012.
- LÓPEZ, Y. P. **Metais pesados em solos representativos das principais regiões agrícolas de Cuba: Valores de referência, geoquímica e fatores de variabilidade**. 2015. 119 f. Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, 2015.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados – mitos, mistificação e fatos**. Piracicaba: Produquímica, p.153, 1994.
- MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólidos na agricultura. In.: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM, S. P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, A. J.; MARQUES, M. O. (Eds.) **Biossólidos na Agricultura**. 1ª Ed. São Paulo, SABESP, 2001. 468p.
- MARTIN, A. R. et al. Caracterização química e estrutural de fibra de sisal da variedade Agave sisalana. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, vol. 19, nº 1, p. 40-46, 2009.
- MARTINS, C. A. da S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. de O. A dinâmica de metais-traço no solo. **R. Bras. Agrociência**, Pelotas, v.17, n.3-4, p.383-391, jul-set, 2011.
- McBRIDE, M. B.; SAUVÉ, S; HENDERSHOT, W. H. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science** 48: 337–346, 1997.
- MENDES, I. A. da S. **Adsorção individual de Cd, Cr, Cu E pb em solos da bacia sedimentar amazônica**. 2017. 70 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, MG, 2016.
- MIRELES, S.; PARSONS, J.; TRAD, T. et al. Lead removal from aqueous solutions using biochars derived from corn stover, orange peel, and pistachio shell. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 10, p. 5817-5826, 2019.
- MISHRA, S. P.; TIWARI, D. Biosorptive behavior of some dead biomasses in the removal of Sr (85+89) from aqueous solutions. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Vol. 251, No. 1 (2002) 47–53.
- MONTEIRO, R.A.; BONIOLO, M.R.; YAMAURA, M. Uso das fibras de coco na biossorção de chumbo em águas residuárias industriais. In: VI CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DA AUGM – Associação De Universidades Grupo Montevideu (AUGM AMBIENTE 2009), São Carlos - SP - Brasil - 05 A 09 Out 2009, p. 1 - 15.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphorus in natural waters. **Anal Chimica Acta** 27 (1962):31-36.
- MUSZYŃSKA, E.; LABUDDA, M. Dual role of metallic trace elements in stress biology— from negative to beneficial impact on plants. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 20, n. 13, 2019.

NASCIMENTO, I. G.; LIMA, E. S. A.; PINHEIRO, É. F. M.; CAMPOS, D. V. B. A utilização de resíduos orgânicos como tecnologia sustentável na sorção de metais pesados em águas residuárias. *In*: SILVA, A. T. B.; SANTOS, E. D.; MELLO, R. G. **Agroeconomia: Diálogos sobre pesquisas, estudos e práticas estratégicas nas ciências agrárias**. Rio de Janeiro: E-PUBLICAR, 2022, v. 1, p. 200-216. ISBN: 978-65-5364-085-6.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.

OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.14, n.8, p.848–855, 2010.

OMRI, A.; WALI, A.; BENZINA, M. Adsorption of bentazon on activated carbon prepared from Lawsonia inermis wood: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. **Arabian journal of chemistry**, v. 9, p. S1729-S1739, 2016.

PESSOA, F. E. P.; CAMPOS, J. N. B. Ciclo diário de precipitações pluviais em intervalos de cinco minutos no município de Fortaleza. **Revista Brasileira de Meteorologia** 30 (2015):195-204.

PLICAS, L. M. de A.; SILVA, S. A. da; MANZINI, F. F. Comportamento adsorptivo de metais traço num argissolo, sob condições competitivas e não competitivas. **XI Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 11, n. 8, 2015, pp. 173-184.

PUGA, A.P.; ABREU, C.A.; MELO, L.C.A.; e BEESLE, L. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management** 159 (15 de agosto de 2015): 86–93.

QIU, C.; MAJS, F.; DOUGLAS, T. A.; SCHMIDT, M.; TRAINOR, T. P. In situ structural study of Sb(V) adsorption on hematite (1-102) using X-ray surface scattering. **Environ. Sci. Technol.** 2018, 52, 19, 11161–11168.

RAIMONDI, I. M.; JARDIM, A. B.; RODRIGUES, V.; SÍNGOLO, J. B. Characterization and Availability of Toxic Metals in Solid Mine Tailing: Ribeira Valley (Brazil). **Engineering Geology For Society And Territory**, v. 3, p. 231-234, 2015.

RAJAIE, M.; KARIMIAN, N.; MAFTOUN, M.; YASREBI, J.; ASSAD, M. T. Chemical forms of cadmium in two calcareous soil textural classes as affected by application of cadmium-enriched compost and incubation time. **Geoderma** 136 (2006): 533-541.

REIS, P. E. dos. **Potencial fitorremediador de *Talinum paniculatum* na presença de cádmio, chumbo, manganês e ferro**. 2020. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Alfenas, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, 2020.

RIBEIRO, J. C. **Metais pesados no solo e em hortaliças de folhas cultivadas no município de Nova Friburgo-RJ**. 2019. 123 f. Tese (Doutorado) -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, 2019.

RODRIGUES, A. C. D. **Utilização de *Brachiaria decumbens* na fitoestabilização de solos contaminados por metais pesados provenientes da destruição de munição**. 2010. 67f. Dissertação (Mestrado em agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ, 2010.

- SADEEK, S. A.; NEGM, N. A.; HEFNI, H. H.H.; WAHAB, M. M. A. Metal adsorption by agricultural biosorbents: Adsorption isotherm, kinetic and biosorbents chemical structures. **International Journal of Biological Macromolecules** 81 (1º de novembro de 2015): 400–409.
- SANTOS, W. N.L. dos; CAVALCANTE, D. D.; SILVA, E. G. P. da; VIRGENS, C. F. das; e DIAS, F. de S. Biosorption of Pb(II) and Cd(II) ions by *Agave sisalana* (sisal fiber). **Microchemical Journal** 97, nº 2 (1º de março de 2011): 269–73.
- SHAH, S. B. Heavy Metals in the Marine Environment—An Overview. in *Heavy Metals in Scleractinian Corals* (ed. Shah, S. B.) 1–26 (**Springer International Publishing**, 2021).
- SHEPPARD, M.I.; THIBAUT, D.H. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.415-423, 1992.
- SHI, Z.; ALLEN, H. E.; DITORO, D.M.; LEE, S. Z.; HARSH, J. B. Predicting Pb (II) adsorption on soils: the roles of soil organic matter, cation competition and iron (hydr) oxides. **Environ. Chem.** 10, 465–474, 2013.
- SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, 2009.
- SILVA, N. A.; FERREIRA, D. C.; LIMA, A. de F. Absorção de metais tóxicos pelas fibras de *Cocos nucifera* L. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.9, N.16; p. 2778. 2013.
- SIMÃO, J.B.P.; SIQUEIRA, J.O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. **Informe Agropecuário**, v.22, n. 210, p.18 – 26, 2001.
- SIPOS, P.; NÉMETH, T.; MOHAI, I.; DODONY, I. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. **Geoderma** 124, 363–374.
- SMITH, L.A.; MEANS, J.L.; CHEN, A.; ALLEMAN, B.; CHAPMAN, C.C.; TIXIER, J.S.; BRAUNING, S.E.; GAVASKAR, A.R.; ROYER, M.D. **Remedial options for metals-contaminated sites**. Boca Raton: CRC Press, 1995.
- SOARES, F. C. **Fibras e fibrilas de celulose: processo de isolamento a partir do sisal e avaliação das características dos compósitos com matriz de quitosana**. 2016. 116 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, 2016.
- SOARES, JHM; ARRUDA, D. R de; AMARANTE, P. A. Transformações tecnológicas e econômicas do sisal no Nordeste do Brasil. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento**, [S. l.], v. 11, n. 5, pág. e15611527847, 2022.
- SOUSA, F. F. de. **Fatores de Transferência de Metais Pesados do Solo Para Plantas de Tomate Cultivadas na Região de Nova Friburgo, RJ**. 2017. 119 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Fitotecnia da UFRRJ, 2017.
- SPARKS, D. L. Sorption Phenomena on Soils. In: *Environmental Soil Chemistry*. 2ed, Academic Press, cap 5, p. 135-185, 325p. 2003.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 234p.

- STERCKEMAN, T.; REDJALA, T.; MOREL, J.L. Influence of exposure solution composition and of plant cadmium content on root cadmium short-term uptake. **Environmental and Experimental Botany, Elmsford**, v. 74, p. 131-139, 2011.
- TARLEY, C. R. T.; SILVEIRA, G.; SANTOS, W. N. L.; MATOS, G. D.; SILVA, E. G. P.; BEZERRA, M. A.; MIRÓ, M.; FERREIRA, S. L. C. **Chemometric tools in electroanalytical chemistry: methods for optimization based on factorial design and response surface methodology. Microchem. J.** 92, p. 58-67, 2009.
- TAVARES, S. R. de L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos.** Joinville: Clube de Autores, 2013.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo.** Embrapa, Distrito Federal, 2017.
- WANG, Y.; ZHONG, B.; SHAFI, M.; MA, J.; GUO, J.; WU, J.; YE, Z.; LIU, D.; JIN, H. Effects of biochar on growth, and heavy metals accumulation of moso bamboo (*Phyllostachy pubescens*), soil physical properties, and heavy metals solubility in soil. **Chemosphere** 219 (1º de março de 2019): 510–16.
- WYSARD JUNIOR, M. M. **Desenvolvimento de materiais compósitos porosos de PE-g-MA/fibra de coco/quitosana e aplicação como materiais adsorventes na remoção de cromo (III).** 2013. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica - RJ, 2013.
- ZAFAR, S.; AQIL, F.; AHMAD, I. Metal tolerance and biosorption potential of filamentous fungi isolated from metal contaminated agricultural soil. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2557-2561, 2007.
- ZHANG, X.; ZHONG, T.; LIU, L.; OUYANG, X. Impact of Soil Heavy Metal Pollution on Food Safety in China. **PLoS ONE**. v. 10, n. 8. 2015.
- ZOUBOLIS, A. I.; LOUKIDOU, M. X.; MATIS, K. A. Biosorption of toxic metals from aqueous solutions by bacteria strains isolated from metal-polluted soils, **Process Biochemistry** 39: 909-916, 2004.