

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
DOUTORADO EM CIÊNCIA DO SOLO

FERNANDA CANTONI

BIOCARVÃO E VERMICOMPOSTO NA ADSORÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO
EM DRENAGEM ÁCIDA DE MINA DE CARVÃO

LAGES, SC

2022

FERNANDA CANTONI

**BIOCARVÃO E VERMICOMPOSTO NA ADSORÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO
EM DRENAGEM ÁCIDA DE MINA DE CARVÃO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo.

Orientadora: Prof^a. Dra. Mari Lucia Campos.
Coorientador: David Jose Miquelluti.

**LAGES
2022**

Universidade do Estado de Santa Catarina

Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da Biblioteca Setorial do CAV/UDESC, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Cantoni, Fernanda BIOCARVÃO E VERMICOMPOSTO NA ADSORÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO EM DRENAGEM ÁCIDA DE MINA DE CARVÃO / Fernanda Cantoni. -- 2022. 75 p.

Orientadora: Dra. Mari Lucia Campos Coorientador: Dr. David José Miquelluti Tese (doutorado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2022.

1. Adsorventes. 2. Drenagem ácida. 3. Elementos-traço. 4. Remediação. I. Campos, Mari Lucia. II. Miquelluti, David José. III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. IV. Título.

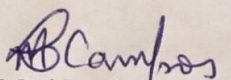
FERNANDA CANTONI

**BIOCARVÃO E VERMICOMPOSTO NA ADSORÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO
EM DRENAGEM ÁCIDA DE MINA DE CARVÃO**

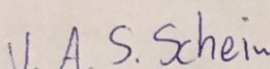
Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo.

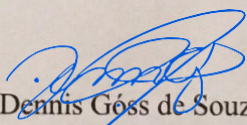
BANCA EXAMINADORA

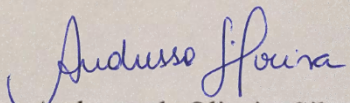
Orientadora:

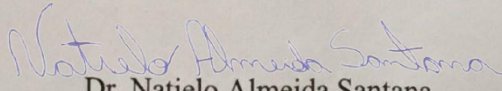

Dra. Mari Lucia Campos
UDESC

Membros:


Dra. Viviane Aparecida S. Shein
UDESC


Dr. Dennis Góss de Souza
UDESC


Dra. Andressa de Oliveira Silveira
UFSM


Dr. Natielo Almeida Santana
UFSM

Lages, 18 de abril de 2022.

Dedico este trabalho aos meus pais, que me deram
de presente a vida, aonde quer que vocês estejam,
vocês sempre serão a minha inspiração e luz.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, meus guardiões, anjos protetores, a toda divindade que de alguma forma me protege e guia.

A minha orientadora Mari Lucia Campos, uma orientadora excepcional, que ensina e orienta com maestria. Um dos seres humanos mais extraordinário que tive o privilégio de encontrar na minha caminhada, graças a você a minha caminhada no doutorado foi maravilhosa. Você ensina como ser uma boa profissional e ser humano. Obrigada por ser quem és, e por estar nessa profissão, você inspira as pessoas, e serei para sempre grata. Que todos tenham o privilégio de cruzar o seu caminho, assim como eu tive.

Meu coorientador David José Miquelluti, por todos ensinamentos, e pela excelente orientação nesses anos, por ser esse ser humano íntegro e honesto.

Aos meus pais, que estão sempre me iluminando e guiando, vocês me deram o presente da vida, e ela desfruto com muito amor. Obrigada por terem sido seres humanos extraordinários, e terem nos criado com tanto amor, ensinando minhas irmãs a serem seres humanos conscientes e honestas, para que assim a jornada de vocês nesse plano fosse cumprida e continuada através de nós, eu aceito, confio, agradeço e honro vocês todos os dias.

A minha família, minhas irmãs Sandra Maria Cantoni, Marcia Cantoni Parmeggiani, Vanessa Cantoni Rigoni, Fernando Cantoni por me instigarem e me ensinarem sobre determinação, valores e amor, Por me criarem tão bem. Meu amor por vocês é a coisa mais pura que tenho dentro do meu coração, muito obrigada. Meus cunhados Alvaro, Geovani e Douglas, que foram e são muito mais do que cunhados, obrigada por tanto.

Aos pais que a vida me apresentou Mirtes Verdi e Isidoro Verdi, como é bom tê-los em minha vida, me ensinando olhar a vida com os olhos cheios de amor. Meus cunhados Ricieri, Ricardo, Elida e Renata, por sempre me apoiar e incentivar, tenho sorte de ter vocês.

A Rovier Verdi, que me mostra todos os dias como a vida é boa, bonita e bela, e de como devemos sempre deixar o melhor de nós, assim como você faz, você deixa o melhor de você em tudo que faz, e assim ensina. Obrigada por me ensinar a ver o mundo desta maneira, você tornou e torna meus dias mais leves e divertidos.

Minhas sobrinhas e sobrinhos, Maria Ísis, Théo Luis, Antônia Amma, Isidoro Raiumundo e Theodora, vocês vieram para me ensinar sobre como aproveitar a vida, e aproveitar todos momentos, tão pequenos e tão sábios, vocês tem todo meu coração e amor.

A Mayara Alves Lopes, minha amiga e irmã de coração, obrigada por me ensinar tanto sobre a vida e sobre o amor. A minha passagem por Lages com toda certeza ficou melhor tendo

você.

Aos meus amigos de fé, caminhada e busca, Fagner Taiano, Leonardo Faedo e Dahise Brilinger, ter conhecido vocês foi um dos meus maiores presentes, obrigada por sempre me apoiarem e me ensinarem, partilhar a vida com vocês é incrível.

A Caroline Aparecida Matias, Natacha Madruga Farias, Andrei de Souza da Silva, Priscilla Dors e Gabriel Octávio de Mello Cunha que sempre me ajudaram e nunca mediram esforços para tornar esse trabalho possível, além de tornarem a rotina de análises e coletas sempre muito divertidas e cheias de aprendizados.

As minhas amigas da graduação e de vida, Jéssica Cadore, Jéssica Demarco, Cibele Zeni, Angélica Tasca, Daniele Kunde, Lais Lavnitcki, Fabiane Toniazzo e Márcia Henika. Obrigada por tornarem minha vida mais alegre e por toda essa linda amizade que construí com cada uma de vocês.

Aos colegas do laboratório de Levantamento e Análise Ambiental, esses 4 anos foram repletos de muita alegria e aprendizado, obrigado a cada um que já passou por esse grupo e que eu pude conhecer e a todos que ainda estão, vocês fizeram a diferença em minha caminhada.

A UDESC, em especial ao CAV e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. A todos os colegas de pós-graduação. Aos professores do Departamento de Solos, que contribuíram e contribuem para o crescimento e aprendizado de todos que por aqui passam. A todos os técnicos e servidores que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho. Muito obrigada.

A Melissa Perdoná, secretária do PPGCS, ser humano incrível, que está sempre a disposição para ajudar todos com muita alegria e competência.

A FAPESC pela concessão da bolsa.

Aos membros da banca agradeço por terem aceito o convite para contribuir neste trabalho e pelas valiosas contribuições.

A Universidade de Coventry que me recebeu tão bem no período que estive lá. Dando suporte em tudo que precisei, tornando a experiência ainda mais valiosa, em especial a Prof Anna Bogush que foi a minha supervisora nesse período, a secretária Layla Riches e a Prof Julia Wright.

A família que fiz na Inglaterra Emellyne Forman, Dawn Elf Tiller, Nathalia Westmacott-Brown, Julia Wright, Frederika Sterling e Humberto Rios Labrada. Obrigada por tornarem os dias cinzas da Inglaterra tão coloridos. Minha experiência nesse país foi extraordinária, vocês deixaram saudades em meus dias.

Muito obrigada!!!

Senhor, fazei-me instrumento de vossa paz

Onde houver ódio, que eu leve o amor

Onde houver ofensa, que eu leve o perdão

Onde houver discórdia, que eu leve união

Onde houver dúvida, que eu leve a fé

Onde houver erro, que eu leve a verdade

Onde houver desespero, que eu leve a
esperança

Onde houver tristeza, que eu leve alegria

Onde houver trevas, que eu leve a luz

Ó mestre, fazei que eu procure mais consolar
que ser consolado

Compreender que ser compreendido

Amar que ser amado

Pois é dando que se recebe

É perdoando que se é perdoado

E é morrendo que se vive

Para a vida eterna

(São Francisco de Assis)

RESUMO

A drenagem ácida de mina (DAM) é um dos maiores problemas da mineração devido a elevada concentração de elementos-traço e baixo valor pH. Deste modo, o objetivo deste estudo foi compreender o potencial do vermicomposto e biocarvão na adsorção de elementos-traço em drenagem ácida de mina. Para tal, foi realizado uma análise bibliométrica e sistemática e experimento em laboratório. Para a análise bibliométrica e sistemática foi realizada pesquisa nas bases de dados Scopus e Web of Science (WoS) com palavras-chave específicas, avaliando anos de publicação, revistas, área temática e palavras-chave, e após foi realizada a leitura completa dos artigos. Já para o experimento foram utilizados dois tipos de vermicompostos e dois tipos de Biocarvões. Os vermicompostos foram produzidos a partir do dejetos bovino, um por 30 dias (V30) e o outro por 120 dias (V120). Os biocarvões foram produzidos a partir da mistura de dejetos bovino com casca de arroz e foram pirolisados em mufla por 1h 30 min, um a 350 °C (B350) e o outro a 600 °C (B600). Para os quatro adsorventes foi determinado pH em água, os teores de C, N e relação C/N; elementos na forma de óxidos, grupos funcionais, ponto isoelétrico e morfologia de superfície. A DAM foi coletada no município de Siderópolis-SC, e caracterizada. Após foram realizados testes de adsorção com os adsorventes utilizando 0,05; 0,25; 0,45 gramas de cada adsorvente em 25 ml de DAM. As amostras foram submetidas a agitação a 150 rpm por 10 min, 1 h, 4 h, 8 h e 12 h. Após os testes de adsorção, foi realizado a quantificação dos elementos (Cu, Zn, Fe, Mn, Al, Cd, Cr, Ni, Pb, Ca e Mg) em ICP-OES. Os dados foram submetidos a análise de variância, e quando significativos as médias foram comparadas pelo teste de Duncan a 5%. Através da análise bibliométrica e sistemática, identificaram-se que o vermicomposto e biocarvão são capazes de reduzir a disponibilidade de elementos-traços para as plantas, melhorar as características físicas, químicas e microbiológicas do solo e favorecer a recuperação de áreas afetadas pela atividade de mineração. No experimento, os biocarvões e vermicompostos apresentaram valor de pH alcalino e presença de grupos funcionais carboxilas e hidroxilas, os quais favorecem a adsorção de elementos-traço. Ainda, pode-se observar diferença na estrutura de cada adsorvente. Os biocarvões apresentaram uma estrutura mais porosa quando comparados com os vermicompostos. Os biocarvões favoreceram a adsorção de Zn, Mn e Ni, e o V30 favoreceu a adsorção de Al e Fe. Esses resultados indicam que os adsorventes apresentam potencial para serem utilizados na adsorção de Zn, Mn, Ni, Fe e Al em DAM.

Palavras-chave: Adsorventes; Drenagem ácida; Elementos-traço; Remediação.

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) is one of the biggest problems in the mining industry due to the high concentration of trace elements and low pH. Thus, the aim of this study was to understand the potential of vermicompost and biochar in the adsorption of trace elements in acid mine drainage. To this end, bibliometric and systematic analyses and laboratory experiments were carried out. For the bibliometric and systematic analysis, a search was conducted in the Scopus and Web of Science (WoS) databases with specific keywords, evaluating the publication years, journals, thematic area and keywords, and then the full reading of the articles was performed. For the experiment, 2 vermicomposts and 2 biochars were used. Vermicomposts were produced from bovine manure, one for 30 days (V30) and the other for 120 days (V120). The biochars were produced from a mixture of bovine manure with rice husk and were pyrolyzed in a muffle furnace for 1 h 30 min, one at 350°C (B350) and the other at 600°C (B600). For the four adsorbents, pH, C, N contents, and C/N ratio were determined; X-ray fluorescence, functional groups, isoelectric point and scanning electron microscopy. The AMD was collected in the city of Siderópolis-SC and characterized. After that, adsorption tests were conducted with the adsorbents using 0.05; 0.25; 0.45 grams of each adsorbent in 25 ml of AMD. The samples were shaken at 150 rpm for 10 min, 1 h, 4 h, 8 h and 12 h. After the adsorption tests, the elements (Cu, Zn, Fe, Mn, Al, Cd, Cr, Ni, Pb, Ca and Mg) were read in ICP-OES. Data were submitted to analysis of variance, and when significant, the means were compared using Duncan's test at 5%. Through bibliometric and systematic analysis, it was identified that vermicompost and biochar are capable of reducing the availability of trace elements for plants, improving the physical, chemical and microbiological characteristics of the soil and favouring the recovery of areas affected by mining activity. In the experiment, the biochars and vermicomposts presented alkaline pH, and the presence of carboxyl and hydroxyl functional groups, which favour the adsorption of trace elements. Still, a difference in the structure of each adsorbent can be observed. Biochars showed a more porous structure when compared to vermicomposts. Biochars favoured the adsorption of Zn, Mn and Ni, and V30 favoured the adsorption of Al and Fe. At. These results indicate that these adsorbents have the potential to be used in the adsorption of Zn, Mn, Ni, Fe and Al in AMD.

Keywords: Adsorbents; Acid drainage; Trace elements; Remediation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Procedimentos metodológicos para a análise bibliométrica e sistemática.....	27
Figura 2 – Evolução da literatura científica sobre uso de biocarvão e vermicomposto em áreas degradadas pela atividade de mineração	28
Figura 3 – Áreas temáticas dos artigos que compõem o portfólio bibliográfico.....	30
Figura 4 – Rede de coocorrência de palavras-chave	31
Figura 5 – Número de publicações por país	32
Figura 6 – Teores médios de carbono e nitrogênio, relação C/N e pH em água e ponto de carga zero nos adsorventes	45
Figura 7 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz 350° C (A) e do biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz 600° C (B), na ampliação de 2000x.	46
Figura 8 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do vermicomposto de dejetos bovinos com 30 dias de vermicompostagem (A) e do vermicomposto com 120 dias de vermicompostagem (B), na ampliação de 2000x.	47
Figura 9 – Grupos funcionais do biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz pirolisado a 350° C (B350) e 600° C (B600)	48
Figura 10 – Grupos funcionais do vermicomposto de dejetos bovinos com 30 dias de vermicompostagem (V30) e 120 dias de vermicompostagem (V120)	48
Figura 11 – Médias dos valores adsorvidos de Zn, Mn e Ni nas diferentes massas dos adsorventes	50
Figura 12 – Médias dos valores adsorvidos de Zn, Mn, Ni e Fe nos diferentes tempos de contato dos adsorventes.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Revistas com maior número de publicações e respectivo fator de impacto	29
Tabela 2 – Artigos que compõem o portfólio bibliográfico, amenizantes utilizados nos estudos e a para o que foram utilizados	32
Tabela 3 – Teores médios de elementos químicos expressos na forma elementar e analisados por fluorescência de raios-X.....	46
Tabela 4 – Adsorção de Al nas diferentes massas e tempo de contato dos adsorventes	52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DAM	Drenagem ácida de mina
B350	Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 350 °C
B600	Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 600 °C
V30	Vermicomposto de dejetos bovino com baixo grau de maturação (30 dias)
V120	Vermicomposto de dejetos bovino com alto grau de maturação (120 dias)
PCZ	Ponto de carga zero
NIST	National Institute of Standards and Technology
FT-IR	Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
FRX	Fluorescência de raios X

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Carbono
N	Nitrogênio
Ca	Cálcio
Mg	Magnésio
K	Potássio
P	Fósforo
Cu	Cobre
Zn	Zinco
Fe	Ferro
Cd	Cádmio
Ni	Níquel
Pb	Chumbo
Mn	Manganês
Al	Alúminio
pH	Potencial hidrogeniônico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	APRESENTAÇÃO DO TRABALHO	17
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
3.1	IMPACTOS PROVOCADOS PELA ATIVIDADE DE MINERAÇÃO	18
3.2	UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COMO ADSORVENTES	20
4	OBJETIVOS	23
4.1	OBJETIVO GERAL	23
4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS CAPÍTULO I	23
4.3	OBJETIVOS ESPECÍFICOS CAPÍTULO II.....	23
5	CAPÍTULO I: Biocarvão e vermicomposto na remediação de solos afetados pela atividade de mineração: Uma análise bibliométrica e sistemática.....	24
5.1	INTRODUÇÃO	24
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	25
5.2.1	Critérios de delimitações da pesquisa	25
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
5.3.1.1	<i>Publicação científica ao longo do tempo</i>	<i>27</i>
5.3.1.2	<i>Revistas de publicação</i>	<i>28</i>
5.3.1.3	<i>Área temática.....</i>	<i>29</i>
5.3.1.4	<i>Análise de palavras-chave.....</i>	<i>30</i>
5.3.2	Revisão sistemática	31
5.3.2.1	<i>Países.....</i>	<i>31</i>
5.3.2.2	<i>Aplicação de biocarvão e vermicomposto.....</i>	<i>32</i>
5.3.2.3	<i>Biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pelas atividade de mineração</i>	<i>35</i>
5.3.3	Sugestões para pesquisas futuras	36
5.4	CONCLUSÕES	37
6	CAPÍTULO II: Biocarvão e o vermicomposto adsorvem ferro, manganês, níquel e alumínio de drenagem ácida de mina de carvão	39
6.1	INTRODUÇÃO	39
6.2	MATERIAL E MÉTODOS	40
6.2.1	Preparo dos adsorventes	40
6.2.2	Caracterização dos adsorventes	41
6.2.3	Caracterização da DAM.....	42

6.2.4	Teste de adsorção	43
6.2.5	Análise estatística	43
6.3	RESULTADOS	44
6.3.1	Caracterização dos adsorventes	44
6.3.1.1	<i>Relação C/N, pH e ponto de carga zero</i>	<i>44</i>
6.3.1.2	<i>Fluorescência de raios-X.....</i>	<i>45</i>
6.3.1.3	<i>Microscopia eletrônica de varredura.....</i>	<i>46</i>
6.3.1.4	<i>Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR).....</i>	<i>47</i>
6.3.2	<i>Adsorção de Zn, Mn, Ni, Fe e Al pelos adsorventes.....</i>	<i>49</i>
6.4	DISCUSSÃO	53
6.4.1	Caracterização dos adsorventes	53
6.4.1.1	<i>Relação C/N, pH e ponto de carga zero.....</i>	<i>53</i>
6.4.1.2	<i>Fluorescência de raios-X.....</i>	<i>55</i>
6.4.1.3	<i>Microscopia eletrônica de varredura.....</i>	<i>55</i>
6.4.1.4	<i>Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR).....</i>	<i>56</i>
6.4.2	Adsorção de Zn, Mn, Ni, Fe e Al pelos adsorventes na DAM.....	57
6.5	CONCLUSÕES	59
6.6	AGRADECIMENTOS	59
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	60
	REFERÊNCIAS.....	61

1 INTRODUÇÃO

As atividades de mineração possuem grande importância econômica no Brasil (CARDOSO; FAN, 2021). Porém, resultam em alguns subprodutos indesejáveis e prejudiciais ao ecossistema, que são os rejeitos de mina. Esses são ricos em sulfetos e podem apresentar em quantidade variada os elementos As, Si, Cu, Zn, Ni, Cr, Pb, entre outros. No entanto, a composição dos rejeitos de mina é variável, dependendo da geologia do local, do tipo de mineral ou minério que é extraído (QURESHI; MAURICE; OHLANDER, 2016).

Os solos de áreas de mineração geralmente são ácidos, e esta acidez é atribuída à oxidação da pirita em seu processo de intemperização (oxidação) (CAMPOS et al., 2010), gerando o ácido sulfúrico como subproduto, o qual é responsável pela geração da drenagem ácida-DAM (CEOLA, 2010).

A DAM é conhecida por ter um valor de pH baixo, geralmente inferior a 4 e conter altas concentrações de sulfetos e elementos, os quais por sua vez contaminam o solo e águas superficiais e subterrâneas (GAO et al., 2019). A elevada acidez e os altos teores de elementos-traço afetam também a atividade de microrganismos do solo (FERREIRA et al., 2021). A toxicidade da DAM pode causar danos permanentes no ecossistema, necessitando estratégias de remediação (GUPTA et al., 2020).

Visto isso, uma forma de fazer o tratamento da DAM é por meio da adição de adsorventes, para que estes adsorvam os elementos-traço presentes na DAM. A técnica de adsorção envolve a transferência de partículas de soluto da fase líquida para as superfícies dos adsorventes, os quais possuem os sítios ativos para adsorção. É uma técnica promissora para o tratamento da DAM (HASHEM et al., 2021).

A utilização de resíduos orgânicos, como resíduos de cultura, madeira, dejetos animais, resíduos municipais, ossos e lodo de esgoto, para produção de adsorventes, como o biocarvão e vermicomposto, vem crescendo (ALQADAMI et al., 2018; YAASHIK et al., 2020; JANU et al., 2021). A utilização destes resíduos, para produção de biocarvão e vermicomposto é um método eficiente e sustentável (CHAKRABORTY et al., 2020; ZHOU et al., 2021).

O biochar também conhecido como biocarvão, é considerado um material ecológico, normalmente possui pH básico, alta superfície específica, conteúdo de carbono e capacidade de adsorção de elementos-traço (ACHOR et al., 2020). Os mecanismos de imobilização do biocarvão geralmente são adsorção física, troca iônica, complexação em grupos funcionais, redução e interação π (LI et al., 2018). Somado a isto, o alto potencial de adsorção do biocarvão (JANU et al., 2021) oferece possibilidade de ser utilizado na adsorção de elementos-traço

presentes no solo e água (ZHOU et al., 2021).

O vermicomposto é um adubo orgânico que pode ser usado como amenizante da toxidez por metais pesados (SANTANA et al., 2018). Quando realiza-se a adição de amenizantes no solo, como o vermicomposto, os mesmos convertem as frações solúveis e trocáveis dos metais em formas menos lábeis, fazendo com que ocorra uma diminuição da biodisponibilidade e toxicidade às plantas (MENDES et al., 2014), e promova aumento no valor de pH e teor nutrientes no solo os quais favorecem o crescimento das plantas em solos contaminados (FERREIRA et al., 2018).

Desta forma, para este estudo foi realizado a produção de 4 adsorventes: 2 biocarvões produzidos a partir de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz, 1 pirólisado a 350°C e outro pirólisado a 600°C e 2 vermicompostos produzidos a partir de dejetos bovinos, 1 com 30 dias de vermicompostagem, e outro com 120 dias de vermicompostagem. Foram utilizados diferentes temperaturas de pirólise e diferentes tempos de vermicompostagem, com o intuito de avaliar se a temperatura de pirólise e o tempo de vermicompostagem influenciam na adsorção final de elementos-traço em DAM.

Justifica-se a utilização destes dois resíduos para a produção dos adsorventes, pois tanto a produção de arroz e rebanho bovino do Brasil e de Santa Catarina-SC, geram resíduos em abundância. Em 2021 a produção total de arroz no Brasil foi de 10.600,0 toneladas e em SC foi de 1.146,7 toneladas (CONAB, 2022). Já o rebanho bovino brasileiro estimou-se cerca de 218,150 milhões de cabeças de gado e em SC estimou-se 4,533 milhões de cabeças de gado (EPAGRI, 2021). A produção diária de dejetos bovinos (fezes + urina) é de aproximadamente 10% de seu peso corporal, representando em média, uma produção de 40 kg/boi/dia (EMBRAPA, 2020). Que totaliza uma produção de 8.726.000 toneladas de dejetos bovinos por dia no Brasil e para SC uma produção de 181.320 toneladas por dia.

Por este motivo, o presente estudo visou estudar a produção de diferentes adsorventes, utilizando o dejetos bovinos e casca de arroz minimizando os impactos ambientais causados pela disposição inadequada desses subprodutos (PAULA et al., 2020).

O uso de subprodutos gerados nas proximidades de áreas de mineração além de ser uma alternativa sustentável para o gerenciamento de resíduos agrícolas e industriais (BANDARA et al., 2020) é atrativo para a recuperação de áreas afetadas pela mineração, sendo uma forma de criar soluções sustentáveis para esta problemática que acomete muitos países no mundo (MOODLEY et al., 2018). Deste modo, a utilização de biocarvão e vermicomposto, torna-se uma alternativa interessante para estas áreas, pois os mesmos podem atuar como amenizantes da acidez e como materiais adsorventes de elementos-traço em DAM.

2 APRESENTAÇÃO DO TRABALHO

Este trabalho está dividido em dois capítulos, o primeiro capítulo apresenta uma análise bibliométrica e sistemática, sobre a utilização de biocarvão e vermicomposto em áreas afetadas pela atividade de mineração, apontando também as lacunas e potencialidades, bem como perspectivas futuras sobre esta temática.

Já o segundo capítulo apresenta testes de adsorção de elementos-traço em DAM, coletada no município de Siderópolis-SC, e a caracterização física e química de quatro adsorventes, que são: biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz pirolisado a 350°C, biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz pirolisado a 600°C, vermicomposto de dejetos bovinos com 30 dias de vermicompostagem e vermicomposto de dejetos bovinos com 120 dias de vermicompostagem, os quais serão chamados neste trabalho de B350, B600, V30 e V120, respectivamente.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 IMPACTOS PROVOCADOS PELA ATIVIDADE DE MINERAÇÃO

O carvão é um importante contribuinte para a geração de energia (AHIRWAL; MAITI, 2016). Porém, as atividades de mineração podem causar graves contaminações ambientais (DAI et al., 2018).

Em Santa Catarina, no sul do Brasil, a mineração de carvão começou ao final do século XIX. Porém, o agravamento da contaminação ambiental começou na década de 1970, que foi o ano em que se iniciou a mecanização das minas (ALEXANDRE, 1999). Devido a falta de fiscalização, nesta época o meio ambiente foi afetado severamente, fazendo com que no ano de 1980 o governo federal assinasse um decreto o qual reconhecia a região carbonífera de Santa Catarina como zona crítica de poluição do país (CARDOSO; FAN, 2021).

As atividades de mineração implicam em retirar completamente a vegetação e o solo superficial para extração dos minerais, o que por sua vez impacta fortemente o solo e biodiversidade (DOMÍNGUEZ et al., 2018). Causam diversos riscos ambientais, devido a supressão da vegetação, declínio nas propriedades do solo, contaminação por elementos-traço e bioacumulação na cadeia alimentar (DOMÍNGUEZ et al., 2018; ZHU et al., 2020). Além disso, as atividades de mineração geram grandes quantidades de estéril e rejeitos, os quais geralmente são depositados na superfície do solo (SIGUA et al., 2019). Para cada tonelada de carvão extraída, são gerados cerca de 60% de resíduos sólidos (estéril e rejeitos) (CAMPOS et al., 2010).

A mineração e o processamento de minério, influenciam diretamente na qualidade dos solos (GALUSZKA et al., 2018), muitas vezes ocasionando a sua contaminação (ANTUNES et al., 2016). Somado a isto, a atividade de mineração é considerada uma das principais contribuintes para contaminação dos corpos d'água superficiais e subterrâneos, devido a acidificação e liberação de elementos tóxicos (CAO et al., 2019).

Os rejeitos podem conter elementos-traços, e normalmente, possuem minerais sulfetos na sua composição (SIGUA et al., 2019). Estes, quando entram em contato com a água e o ar atmosférico, sofrem reações de oxidação, formando compostos químicos ácidos, gerando então a DAM (XIN et al., 2021; BILIBIO et al., 2021).

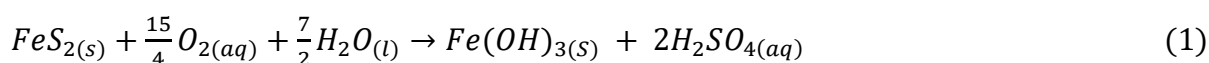
A geração de DAM é o principal impacto da atividade de mineração do carvão (CAMPOS et al., 2010), a qual prejudica significativamente a qualidade da água superficiais e subterrânea, devido a lixiviação de elementos-traço (QURESHI; MAURICE; OHLANDER,

2016), tornando-a imprópria para seres humanos e para fins agrícolas. Além da DAM conferir um aumento nos níveis de elementos-traço, também provoca uma redução no valor de pH, e declínio da diversidade de organismos aquáticos em corpos d'água que foram afetados pela atividade de mineração (KAUR et al., 2018).

A DAM geralmente é caracterizada pelo baixo valor de pH (<4), e elevadas concentrações de elementos-traço (XIN et al., 2021) como por exemplo, Al, Fe, Mn, As, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr, Hg e Pb (NAIDU et al., 2019; LIU et al., 2019). No entanto, a sua composição é variável, a qual depende da geologia do local e do tipo de mineral ou metal que são extraídos (QURESHI; MAURICE; OHLANDER, 2016). Pode conter altos níveis de sulfetos (2000 mg L⁻¹) e elementos como Fe, Al e Mn em quantidades que podem variar de 100-3000 mg L⁻¹ (GIACHINI et al., 2018). O problema de contaminação é agravado quando a DAM atinge águas subterrâneas ou águas superficiais (GAO et al., 2019). Dependendo do nível de contaminação, essa problemática pode persistir no ambiente por anos (GIACHINI et al., 2018).

O processo de oxidação dos sulfetos e formação da DAM, é complexo, envolvendo processo químicos e biológicos, os quais variam, de acordo com as condições ambientais, geológicas e climáticas. A pirita não é o único mineral sulfeto envolvido no processo (INAP, 2014), a arsenopirita (FeAsS), calcopirita (CuFeS₂), galena (PbS), gersdorffita (NiAsS), esfalerita [(Zn, Fe) S]) também podem estar presentes na formação da DAM (CHOPARD et al., 2017).

O mineral sulfeto mais comum encontrado em muitas áreas de mineração é a pirita (KIM et al., 2019; HUBBARD; BLACK; COLEMAN, 2009). As reações de oxidação da pirita estão descritas por diversos autores (KIM et al., 2019; CAMPOS et al., 2010; HUBBARD; BLACK; COLEMAN, 2009; KAMEIA; OHMOTOB, 2000; WILLIAMSON; RIMSTIDT, 1994; MOSES et al., 1987). Em geral, os processos envolvidos na oxidação da pirita podem ser expressos como mostrado na equação (1).



De acordo com o observado na equação (1), que mostra reação de oxidação da pirita, quando se tem a pirita mais água, na presença de oxigênio, como resultado final, se tem hidróxido férrico insolúvel e ácido sulfúrico (CAMPOS et al., 2010).

O baixo valor de pH observado na DAM, favorece o crescimento de microrganismos que aceleram as reações de oxidação (GAO et al., 2019; KADNIKOV et al., 2019), como por

exemplo a presença de bactérias acidófilas, *Acidithiobacillus thiooxidans*, que oxida enxofre, e *Acidithiobacillus ferrooxidans*, que oxida o ferro (MELLO; DUARTE; LADEIRA, 2014; KADNIKOV et al., 2019). As taxas de oxidação do ferro, pode ser aumentada de 5 a 6 ordens de magnitude na presença de bactérias *Acidithiobacillus ferrooxidans* (INAP, 2014).

Observado as problemáticas ocasionadas pelas atividades de mineração de carvão, como declínio nas propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo, e a geração da DAM. Sugere-se a realização de medidas que visem mitigar estas condições. A utilização de resíduos orgânicos para produção de adsorventes é uma alternativa viável. Pois, estes podem favorecer a adsorção de elementos-traço (IPPOLITO et al., 2017).

3.2 UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COMO ADSORVENTES

É de grande importância realizar a reciclagem dos resíduos agrícolas, devido a crescente escassez de recursos naturais (REN et al., 2020). Resíduos industriais, agrícolas e de animais podem ser utilizados para produção de adsorventes, e estes também podem ser utilizados para remoção de elementos-traço em águas residuais (CHAKRABORTY et al., 2020).

A utilização de resíduos orgânicos para produção de adsorventes, é uma técnica atrativa, pois, além de ter o benefício econômico de reduzir os custos em relação ao descarte de resíduos, tem também o benefício ambiental (YAASHIKAA et al, 2020), e os adsorventes produzidos, ao final podem ser utilizados para adsorção de elementos-traço, por exemplo. Por este motivo, o presente estudo visou estudar a produção de diferentes adsorventes utilizando o dejetos bovino e casca de arroz para produção destes. Visando utilizar estes resíduos de forma eficiente e minimizar os impactos ambientais causados pela disposição inadequada (PAULA et al., 2020).

Cerca de 87% da oferta nacional de arroz do Brasil é produzida nos estados do sul do Rio Grande do Sul (cerca de 75%) e Santa Catarina (cerca de 12%) (CONAB, 2022). Esse grande volume produzido nos dois estados do sul é considerado um estabilizador para o mercado brasileiro e garante o fornecimento deste cereal à população brasileira (SOSBAI, 2018). Em Santa Catarina-SC, o arroz é colhido em uma área de aproximadamente 147.900 hectares (CONAB, 2022) em 83 municípios das mesorregiões do Vale do Itajaí, litoral sul e litoral norte (IBGE, 2018). Em 2021 a produção total de arroz no Brasil foi de 10.600.0 toneladas e em SC foi de 1.146,7 toneladas (CONAB, 2022).

Em 2020 o rebanho bovino brasileiro foi de 218,150 milhões de cabeças de gado e em SC foi 4,533 milhões de cabeças de gado (EPAGRI, 2021). A produção diária de dejetos bovino (fezes + urina) é de aproximadamente 10% de seu peso corporal, representando em média, na

maioria dos casos, uma produção de 40 kg/boi/dia (EMBRAPA, 2020). Representando em média, uma produção de 8.726.000 toneladas de dejetos bovinos por dia no Brasil e para SC uma produção de 181.320 toneladas por dia.

Por este motivo, no presente estudo, realizou a produção de 4 adsorventes: 2 biocarvões de dejetos bovinos misturados com casca de arroz, um pirólisado a 350°C e outro pirólisado a 600°C, e 2 vermicompostos de dejetos bovinos, um com 30 dias de vermicompostagem, e outro com 120 dias de vermicompostagem.

Os biocarvões desempenham papel importante na adsorção de elementos-traço do solo e meio aquoso. Biocarvões produzidos em temperaturas de pirólise mais altas, possuem porosidade, área superficial específica e valores de pH elevados. Já biocarvões produzidos em baixa temperatura de pirólise, possuem grupos funcionais contendo oxigênio e são menos porosos quando comparados a biocarvões produzidos em altas temperaturas (YAASHIKAA et al., 2020).

Poluentes inorgânicos, como os elementos-traço, são tóxicos quando em altas concentrações, representando uma ameaça à vida humana e meio ambiente. Dentro os elementos-traço, o Cu, Zn, Cd, Pb, Ni e Hg, são tóxicos e cancerígenos (ZHANG et al., 2013).

Geralmente biocarvões produzidos em temperaturas de pirólise mais baixas, possuem uma maior afinidade para adsorver contaminantes inorgânicos, e já biocarvões produzidos em altas temperaturas de pirólise (>500°C), possuem uma maior afinidade na adsorção de poluentes orgânicos (YAASHIKAA et al., 2020).

O biocarvão e o vermicomposto são resíduos orgânicos que podem ser utilizados como amenizantes. Estes materiais podem melhorar a qualidade dos solos afetados pelas atividades de mineração, o crescimento e rendimento de biomassa das plantas cultivadas nessas áreas, a estrutura e a fertilidade do solo (NAWAB et al., 2018).

O biocarvão, material rico em carbono, é obtido através da pirólise em altas temperaturas e condição limitada de oxigênio (WANG; WANG, 2019; DAS et al., 2021; QIU et al., 2021). Possui estrutura porosa, grande superfície específica, grupos funcionais e boa capacidade de adsorção de elementos-traço (HUSHEM et al., 2021). Por estes motivos vem sendo utilizado em aplicações ambientais em estudos relacionados à adsorção de poluentes (KWON et al., 2020; QIU et al., 2021).

A vermicompostagem é um processo biológico de conversão e estabilização da matéria orgânica, realizado por minhocas e microrganismos (DEVI; KHWAIRAKPAM, 2020). As minhocas realizam a ingestão e fragmentação dos resíduos orgânicos, aumentando a superfície específica de exposição aos microrganismos (LIM; LEE; WU, 2016; GÓMES-BRANDÓN et

al., 2020), gerando como produto dessa atividade, o vermicomposto. O vermicomposto pode ser produzido a partir de diferentes tipos de resíduos orgânicos (SHARMA; GARG, 2018). Os materiais orgânicos mais comuns utilizados para a produção de vermicomposto são esterco animal, biossólidos gerados em estações de tratamento de águas residuais, biossólidos derivados de resíduos indústrias, resíduos sólidos urbanos, e uma vasta gama de resíduos animais (dejetos bovino e suíno, por exemplo) e vegetais (SANCHEZ-HERNANDEZ; DOMÍNGUEZ, 2019; ALCÂNTRA et al., 2018).

Geralmente o vermicomposto apresenta valor de pH neutro a levemente alcalino, é rico em matéria orgânica e nutrientes, possuem alta capacidade de retenção de água e porosidade (PARADELO et al., 2019). Desta forma, essas características fazem com que o vermicomposto possa ser utilizado como amenizante (SANTANA et al., 2018) e adsorvente de contaminantes como Cu, Pb, Zn, Cd, entre outros (PARADELO et al., 2019).

A utilização de vermicomposto na adsorção de Cu e Zn em água e solo, mostrou-se eficaz na redução da biodisponibilidade e adsorção em água destes elementos (HAMED; ZARABI; MAHDAVI, 2021). Hussain et al. (2020) também observaram redução de Pb, Mn, Cr e Cd em solos de áreas de mineração após a adição de vermicomposto. Em estudo que os autores utilizaram vermicomposto de dejetos bovino em solução contendo Cu, Zn e Ni, os autores observaram que o vermicomposto foi capaz de adsorver esses cátions metálicos (MOREIRA et al., 2012). Deste modo, o vermicomposto pode atuar como adsorventes de elementos-traço (SANCHEZ-HERNANDEZ; DOMÍNGUEZ, 2019).

Ainda, é importante realizar a caracterização de adsorventes. A qual, geralmente é realizada para determinar a capacidade destes em adsorver poluentes. Técnicas modernas de caracterização de adsorventes como microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), difração de raios-X e análise termogravimétrica e Brunauer- Emmett- Teller (BET), dentre outras, vem sendo utilizada para caracterizar adsorventes (YAASHIKAA et al., 2020). Para este estudo, realizou a caracterização dos 4 adsorventes por meio de determinações dos grupos funcionais (FTIR), análises da morfologia de superfície (MEV), determinação do ponto de carga zero (PCZ) e análise elementar por meio da análise de fluorescência de raios-X.

Visto que a adsorção de elementos-traço pode ser favorecida por meio da adição de adsorventes como, o vermicomposto e biocarvão. E por estes adsorventes possuírem grupos funcionais, porosidade e valor de pH alcalino, características que favorecem a adsorção de elementos-traços. Por este motivo, o presente estudo objetivou utilizar adsorventes como biocarvões e vermicompostos em estudo de adsorção de elementos-traço em DAM.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Entender as lacunas e potencialidades do uso de biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração a partir de uma análise bibliométrica e sistemática e avaliar o potencial do vermicomposto e biocarvão na adsorção de elementos-traço em drenagem ácida de mina de carvão.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS CAPÍTULO I

- Fazer uma análise bibliométrica e sistemática sobre o uso de biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pela atividade de mineração.
- Identificar as lacunas e as potencialidades do uso de biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pela atividade de mineração.
- Direcionar pesquisas futuras sobre a temática.

4.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS CAPÍTULO II

- Realizar a caracterização química da drenagem ácida de mina de carvão.
- Realizar a caracterização dos quatro adsorventes: Vermicomposto de dejetos bovinos com 30 dias de vermicompostagem; Vermicomposto de dejetos bovinos com 120 dias de vermicompostagem; Biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz pirolisado a 350°C e do Biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz pirolisado a 600°C.
- Avaliar se os diferentes tempos de vermicompostagem e as diferentes temperaturas de pirólise interferem na adsorção de elementos-traço.
- Avaliar se os diferentes tempos de agitação e massas interferem na adsorção de elementos-traço.
- Identificar o melhor adsorvente dentre os estudados na adsorção de elementos-traço.

5 CAPÍTULO I: Biocarvão e vermicomposto na remediação de solos afetados pela atividade de mineração: Uma análise bibliométrica e sistemática

5.1 INTRODUÇÃO

A mineração de carvão é uma atividade antrópica que ocasiona sérios problemas ambientais em diversos países do mundo (YANG et al., 2019). Dentre os impactos ambientais, os principais estão relacionados à perda da diversidade biológica e declínio nas propriedades físicas e químicas do solo o que resulta em degradação da saúde humana, de animais e plantas (DIATTA et al., 2020).

Os solos de áreas de mineração e pós-mineração são ácidos, e esta acidez geralmente é atribuída à oxidação da pirita (FeS_2) em seu processo de intemperização, gerando o ácido sulfúrico (H_2SO_4) como subproduto em um processo chamado drenagem ácida de mina (DAM) (CAMPOS et al., 2010). A pirita não é o único material sulfeto presente na formação da DAM, outros minerais também contribuem na sua formação, tais como: Arsenopirita (FeAsS), calcopirita (CuFeS_2), Galena (PbS), Gersdorffita (NiAsS), esfalerita $[(\text{Zn}, \text{Fe}) \text{S}]$ (CHOPARD et al., 2017).

Os impactos no solo provocados pela mineração de carvão, incluem erosão e maior mobilidade dos elementos-traço, que consequentemente oferece mais riscos de poluição das águas superficiais e subterrâneas (ÁLVAREZ et al., 2020). Além disso, os solos afetados pela atividade de mineração são ácidos e pobres em nutrientes, possuem baixo teor de matéria orgânica e apresentam estrutura instável (NAWAB et al., 2016; NAWAB et al., 2015). Essas características dificultam o estabelecimento de cobertura vegetal após o fechamento das minas (ÁLVAREZ et al., 2020).

Após as atividades de mineração, o ecossistema fica extremamente fragilizado, tornando-se necessário a adoção de práticas que visem a recuperação destes locais e aplicação de amenizantes no solo antes de iniciar a revegetação destas áreas (ROY et al., 2020). Técnicas alternativas ecologicamente corretas e com baixos custos de implementação estão ganhando uma maior aceitação pública. Como por exemplo o uso de resíduos orgânicos, como biocarvão e vermicomposto, que podem ser utilizados como amenizantes em solos de mineração, devido seu alto teor de nutrientes e matéria orgânica, grupos funcionais que incluem hidroxilas ou carbonilas os quais permitem a complexação de metais, reduzindo sua disponibilidade (KHALID et al., 2017).

Biocarvão é uma substância orgânica, resultante da pirólise de materiais orgânicos em

condições limitadas de oxigênio (ANAWAR et al., 2015; MAMVURA; DANHA, 2020). O processo resulta em um material com baixa densidade, rico em carbono e com uma grande superfície específica (FORJÁN et al., 2017). O mesmo, pode ser derivado de resíduos industriais, municipais, agrícolas e alimentares como: casca de arroz, esterco de animais, lodo de esgoto, cascas de frutas e verduras, etc. (KHAN et al., 2018; LI et al., 2018). Deste modo, a utilização de resíduos orgânicos para produção de biocarvão é uma forma eficiente e ecológica para o tratamento de resíduos orgânicos (KWOCZYNSKI; ČMELÍK, 2021).

O uso do biocarvão como condicionante no solo oferece muitas vantagens, como melhoria das propriedades físicas, aumento da matéria orgânica e nutrientes, redução da biodisponibilidade e fitotoxicidade de elementos-traço (BIANCO et al., 2021; ZHANG et al., 2020a; QI et al., 2017).

O vermicomposto é produto da vermicompostagem e além de ser um adubo orgânico, também pode ser utilizado como um amenizante de contaminação (UEBEL et al., 2017; SANTANA et al., 2015; SANTANA et al., 2018). A vermicompostagem é um processo bioxidativo de transformação de resíduos orgânicos pela ação conjunta de minhocas e microrganismos (DOMÍNGUEZ et al., 2004).

O vermicomposto pode reduzir o excesso de metais no solo a partir de mecanismos como ligações complexas (metal-ligante orgânico), elevação do pH do solo e aumento na concentração de alguns elementos como o P (formação de complexos fosfato-metal) (FERREIRA et al., 2018). Da mesma forma, o vermicomposto promove o crescimento de plantas pelo maior aporte de nutrientes, matéria orgânica e microrganismos promotores de crescimento (FERREIRA et al., 2018).

O uso de biocarvão e vermicomposto são alternativas para reduzir os níveis de elementos-traço em solos impactados pela atividade de mineração. Essa é uma forma de criar soluções sustentáveis para esta problemática que acomete muitos países no mundo (MOODLEY et al., 2018). Deste modo, o objetivo desta revisão é entender as lacunas e potencialidades do uso de biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração através da realização de uma análise bibliométrica e sistemática.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Critérios de delimitações da pesquisa

Trata-se de uma revisão bibliográfica e sistemática da literatura. Considerou-se como questão norteadora: “Quais as lacunas e potencialidades do uso de biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração?”. Para isso, utilizou-se como critérios de seleção, incluir apenas artigos científicos publicados nos seguintes idiomas: português, inglês ou espanhol. Foram excluídos capítulos de livros, livros, artigos de conferência e demais publicações.

Esta pesquisa bibliográfica engloba todos os artigos publicados desde o ano de 1980 até agosto de 2021. Visto, que o uso de biocarvão e vermicomposto em áreas de mineração é algo recente, deste modo, optou-se por não delimitar anos para esta pesquisa. A busca foi realizada em 18 de janeiro de 2021 nas bases de dados, com artigos publicados até dezembro de 2020. Realizou-se uma segunda busca em 12 de agosto de 2021, com intuito de atualizar e incluir os artigos publicados em 2021.

As buscas foram efetuadas nas bases Scopus e Web of Science (WOS). A fim de selecionar artigos apropriados para esta revisão, optou-se pela seleção de palavras presentes no título, resumo e nas palavras-chave, para a Scopus, enquanto para a base WOS foi selecionada a opção tópicos, que corresponde à presença de palavras no título, resumo, palavras-chave do autor e palavras-chave plus.

A seleção das palavras chaves para compor o portfólio bibliográfico (PB), deu-se por meio da combinação de palavras-chaves e operadores booleanos. Sendo elas:

1. (vermicompost* OR "organic waste" OR biochar*) AND ("coal mining" OR “coal mine” OR “mining land”).

As palavras “AND” e “OR”, utilizadas para compor as palavras-chave de busca, são operadores booleanos, que são usados em diferentes combinações nas consultas de pesquisas (SCOPUS, 2015). O uso do operador 'AND' em pesquisas de banco de dados indica que ambos os termos devem aparecer nas publicações. Ao usar o operador 'OR' pelo menos um dos termos definidos deve estar contido na pesquisa (VISENTIN et al., 2019).

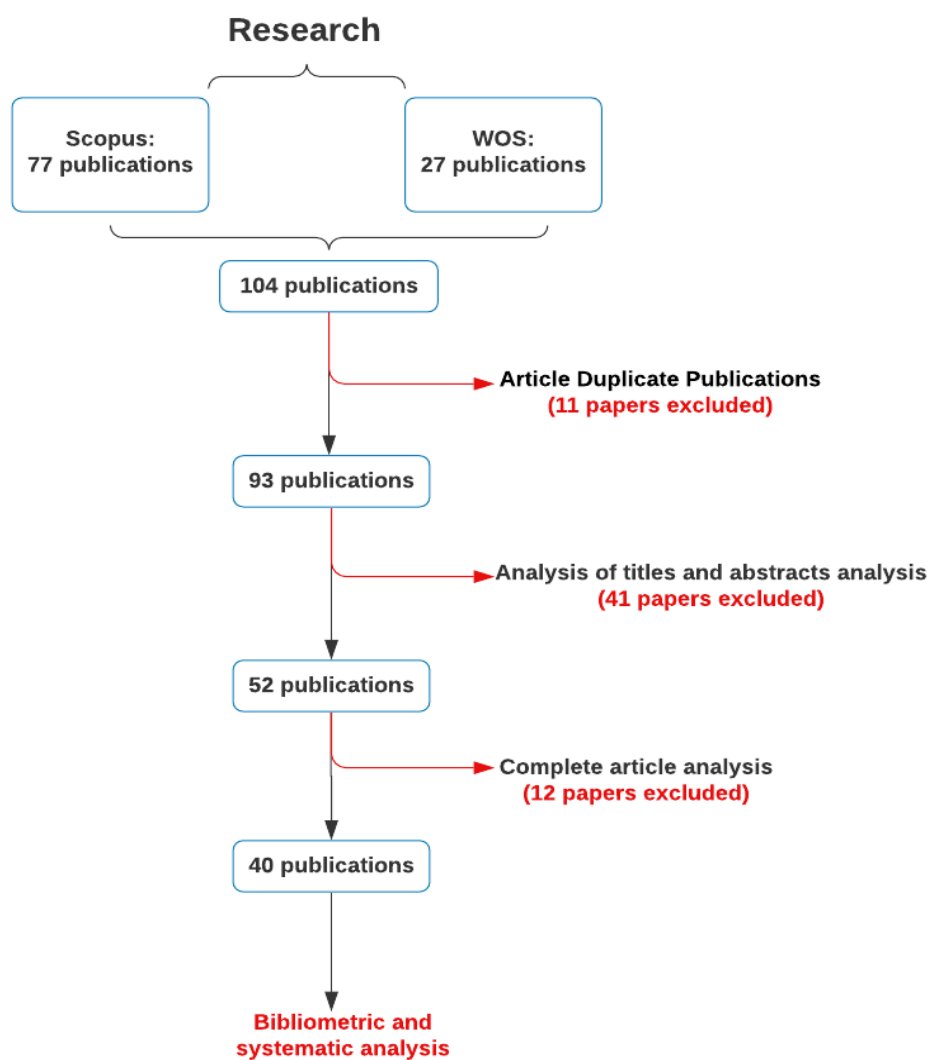
Para ambas as bases de dados foram utilizadas as mesmas estratégias de buscas. A busca gerou 104 artigos, sendo 77 publicações na Scopus e 27 no WOS. Em seguida, as publicações foram exportadas no formato BibTex para que elas pudessem ser lidas por meio do pacote bibliometrix (R CORE TEAM, 2021).

Artigos duplicados foram considerados apenas uma vez (11 artigos). Para avaliação dos artigos, primeiramente, foi realizada a leitura de títulos e resumos, e posteriormente, a leitura na íntegra dos estudos. Nesta primeira etapa, 41 artigos foram excluídos, restando 52 artigos. Destes, 12 artigos foram excluídos após a leitura na íntegra, restando, 40 artigos (Figura 1).

Foi utilizado como critério de exclusão, artigos que não executaram trabalhos em áreas afetadas pela atividade de mineração ou que não utilizaram vermicomposto e/ou biocarvão.

Após a etapa de exclusão de artigos, os artigos incluídos no corpus da revisão foram analisados por meio do pacote bibliometrix (R CORE TEAM, 2021).

Figura 1 – Procedimentos metodológicos para a análise bibliométrica e sistemática



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

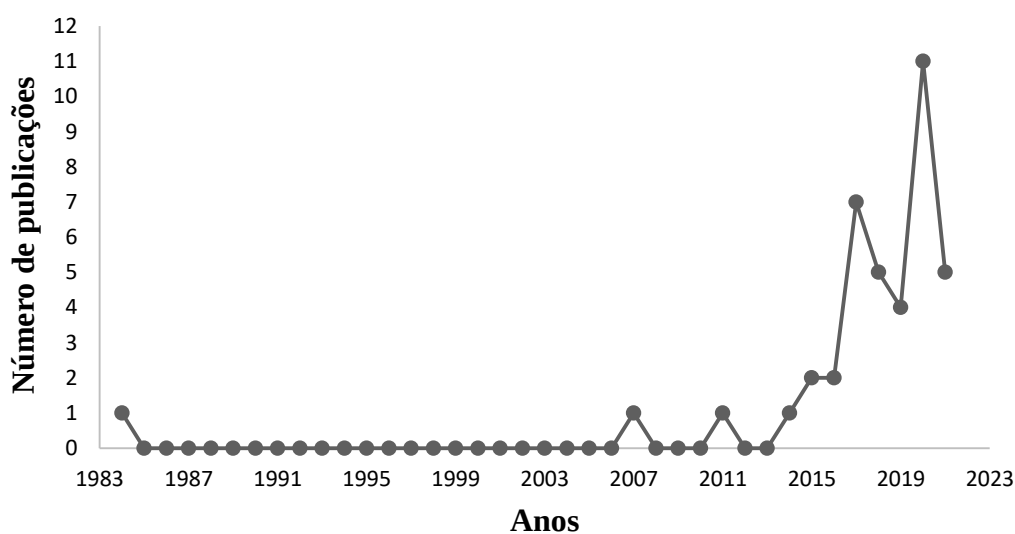
5.3.1 Análise bibliométrica

5.3.1.1 Publicação científica ao longo do tempo

A figura 2 mostra a evolução da produção científica de 1984 até agosto de 2021. O primeiro artigo foi publicado em 1984, o qual está intitulado como: "Fertility values of organic wastes in colliery spoil reclamation". Até 2013 ocorreram somente 3 publicações na área, sendo que nos anos de 1985 a 2006 e 2008, 2009, 2010, 2012 e 2013 não há publicações.

A partir de 2015 houve tendência linear de aumento até 2021, concentrando 90% das publicações na área no período considerado. Desde 2015, o número de artigos publicados teve um crescimento contínuo, com pico de publicações em 2020 (total de 11 artigos). O maior número de publicações neste período é explicado pela maior preocupação mundial relacionada à recuperação de áreas degradadas de forma sustentável (RIZZO et al, 2016). Antecedendo este período, houve desenvolvimento de regulamentações por parte dos órgãos competentes referentes à obrigatoriedade de recuperação destes locais.

Figura 2 – Evolução da literatura científica sobre uso de biocarvão e vermicomposto em áreas degradadas pela atividade de mineração



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

5.3.1.2 Revistas de publicação

Os 40 artigos que compõem o portfólio bibliográfico estão distribuídos em um total de 29 revistas, refletindo a variedade de fontes multidisciplinares. Na tabela 1, pode-se observar, as revistas com duas ou mais publicações, seguidos do fator de impacto, sendo citados os fatores de impactos mais recentes disponíveis (2019) e a média dos últimos 5 anos de citações.

Das 29 revistas em que os 40 artigos foram publicados, apenas 6 possuem dois ou mais artigos publicados, as quais são: Journal of Environmental Management (4 artigos);

Chemosphere (3); Environmental Science and Pollution Research (3); Canadian Journal of Soil Science (3); Science of the Total Environment (2) e Sustainability (2). Que são responsáveis pela publicação de um total de 17 artigos.

O periódico com o maior número de artigos é a Journal of Environmental Management, as pesquisas publicadas nesta revista devem ser artigos originais relacionados ao gerenciamento de sistemas ambientais e à melhoria da qualidade ambiental. Este periódico fornece discussões dos problemas ambientais em todo mundo, e resultados para gestão destes, é destinada não só a gestores ambientais, mais como também para todos que se preocupam com o uso sustentável dos recursos naturais.

Tabela 1 – Revistas com maior número de publicações e respective fator de impacto

Revistas	Número de publicações	Fator de impacto	Fator de impacto (5 anos)
Journal of Environmental Management	4	5,647	5,708
Chemosphere	3	5,778	5,705
Environmental Science and Pollution Research	3	3,056	3,306
Canadian Journal of Soil Science	3	1,171	1,418
Science of the Total Environment	2	6,551	6,419
Sustainability	2	2,576	2,798

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

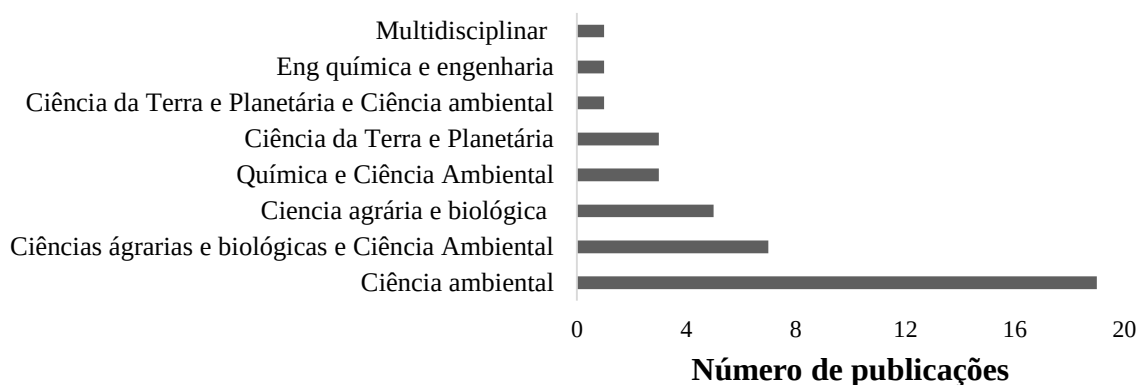
5.3.1.3 Área temática

Também foram avaliadas as publicações de acordo com suas áreas temáticas, (Figura 3). Pode ser observado as áreas de: Ciência Ambiental (19 artigos); Ciências Agrárias e biológicas e Ciência Ambiental (7); Ciência Agrária e Biológica (5); Química e Ciência Ambiental (3); Ciência da Terra e Planetária (3); Ciência da Terra e Planetária e Ciência ambiental (1); Engenharia química e engenharia (1); Multidisciplinar (1).

As revistas que vem publicando sobre a temática, são revistas multidisciplinares, com foco nas áreas de Ciência ambiental (meio ambiente, ecossistema, desenvolvimento sustentável, restauração de ecossistemas, contaminação por elementos-traço, etc), Ciências Agrárias e Biológicas (como degradação do solo, restauração do solo, uso sustentável). A grande maioria das publicações nas áreas temáticas está vinculada a Ciência Ambiental, pois, é onde está o foco dos trabalhos, na recuperação de ambientes degradados através do uso de amenizantes

(biocarvão e/ou vermicomposto), para melhora nas propriedades do solo, e consequentemente crescimento de plantas.

Figura 3 – Áreas temáticas dos artigos que compõem o portfólio bibliográfico



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

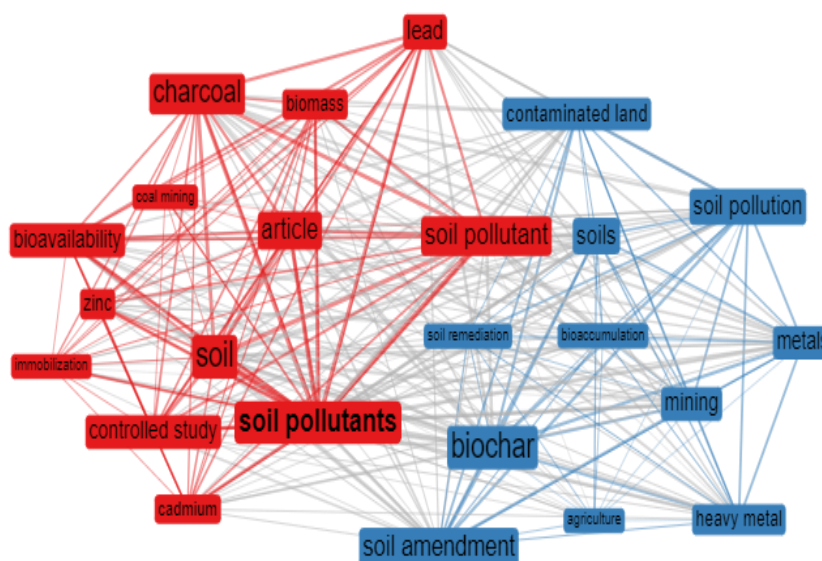
5.3.1.4 Análise de palavras-chave

As 10 palavras chaves com maior frequência são biochar (36 ocorrências), soil (31), charcoal (31), soil amendment (22), soil pollution (20), mining (16), bioavailability (15), biomass (16), lead (16), heavy metal (14). As palavras chaves fornecem insights sobre os principais tópicos e tendências de pesquisas (NUNEN et al., 2018) e podem dar direcionamento para pesquisas futuras.

Na análise de coocorrência das palavras-chave, uma rede é mapeada, e cada palavra-chave mostrada corresponde a um nó da rede, e as ocorrências dessas palavras chaves é representada pelo link formado de uma palavra-chave para outra, ou seja, se duas palavras possuem conexão em uma frase, irá formar dois nó (duas palavras-chave) e um link entre elas (AZEVEDO; SANTOS; ANTÓN, 2019).

A figura 4 mostra o mapeamento de coocorrência das palavras-chave, mostrando 24 palavras-chave que correspondem a 24 nó e seus respectivos links. Foram identificados dois clusters principais um cluster azul e um cluster vermelho. O menor cluster (azul), remete à remediação de solos e contaminação ocasionada pela atividade de mineração. Por sua vez, o cluster maior (vermelho) apresenta palavras chaves relacionadas a poluentes dos solos, biodisponibilidade e imobilização. De forma geral, as palavras-chave do cluster vermelho, representam a problemáticas das áreas de mineração, e o cluster azul, as palavras-chave indicam algumas problemáticas e as soluções que podem ser tomadas para recuperação destas áreas.

Figura 4 – Rede de coocorrência de palavras-chave



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

5.3.2 Revisão sistemática

Os artigos alvo do presente estudo foram avaliados quanto ao material orgânico utilizado se este era biocarvão e/ou vermicomposto, quanto aos países de origem e quanto a finalidade de aplicação dos amenizantes em cada artigo.

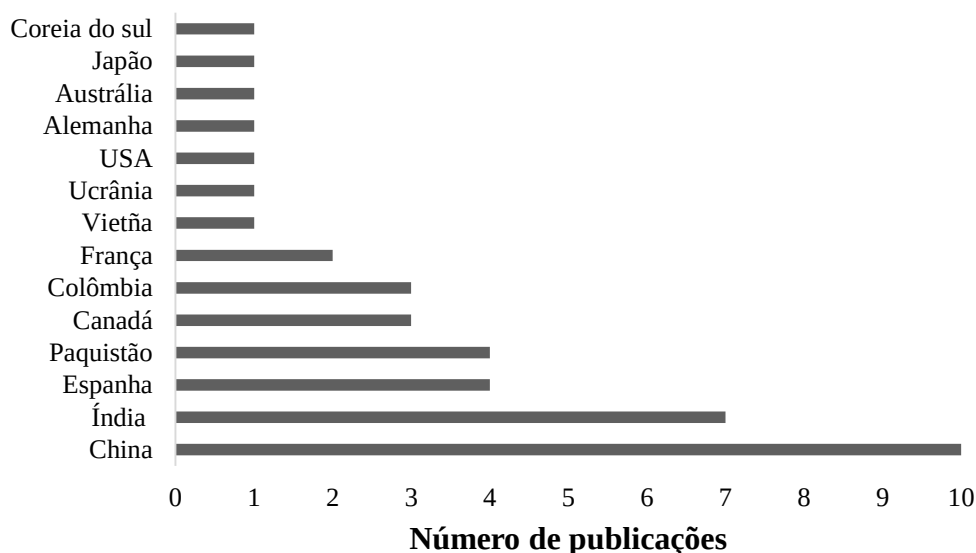
5.3.2.1 Países

A Figura 5 mostra a distribuição geográfica dos países onde foram realizados estudos de artigos publicados que fazem parte do portfólio bibliográfico, o número de países que publicam sobre o tema investigado é relativamente baixo (14). Isso se explica pela baixa adoção de práticas de recuperação de solos afetados pela mineração em vários países do mundo. Porém, vem crescendo os esforços científicos em busca de práticas sustentáveis para remediação de locais contaminados (VISENTIN et al., 2019).

China e Índia apresentam o maior número de contribuições, esses dois países são responsáveis por 17 publicações do total de artigos publicado sobre o assunto, respectivamente. A China que aparece em primeiro lugar em publicações sobre o tema abordado, mostrando que está envolvida no desenvolvimento e implementação de técnicas de recuperação de ambientes degradados pelas atividades de mineração. Segundo Song et al. (2018) a China possui sérios

problemas com contaminação do solo, sendo hoje, um dos países de mais rápido avanço mundial quando o assunto é remediação de áreas degradadas.

Figura 5 – Número de publicações por país



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

5.3.2.2 Aplicação de biocarvão e vermicomposto

Dos 40 artigos (Tabela 2), 26 fizeram uso somente de biocarvão, 8 fizeram uso de biocarvão e outros amenizantes, 2 avaliaram somente o vermicomposto e 3 avaliaram o vermicomposto com outros amenizantes.

Tabela 2 – Artigos que compõem o portfólio bibliográfico, amenizantes utilizados nos estudos e a para o que foram utilizados

(Continua)

Autores	Biocarvão	Vermicomposto	Observações
ROY et al., 2021	X		Revegetação
KONG et al., 2021	X		Melhora nas características físicas, químicas e microbiológicas
QUIROZ-MOJICA et al., 2021	X		Revegetação e características microbiológicas
GHOSH; MAITI, 2021	X		Melhora nas características físicas, químicas e microbiológicas
KHARYTONOV et al., 2021	X		Mobilidade e disponibilidade de elementos-traço e produtividade
XIONG et al., 2020	X		Melhorar a temperatura do solo
RIOS MONTES et al., 2020	X		Características microbiológicas e revegetação

Tabela 2 – Artigos que compõem o portfólio bibliográfico, amenizantes utilizados nos estudos e a para o que foram utilizados

(Continuação)

Autores	Biocarvão	Vermicomposto	Observações
MUNIR et al., 2020	X		Biodisponibilidade e melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas
GHOSH; MASTO; MAITI, 2020	X		Crescimentos de plantas, e propriedades físicas e químicas
VISCONTI et al., 2020	X		Fitorremediação e melhora nas características químicas físicas e microbiológicas
REN et al., 2020	X		Características químicas e físicas e revetação
HUSSAIN et al., 2020		X	Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
ZHANG et al., 2020	X		Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
BENHABYLÈS et al., 2020	X		Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
ÁLVAREZ et al., 2020	X		Características químicas e microbiológicas
KHAN et al., 2020	X		Biodisponibilidade
LIU et al., 2019	X		Crescimento de planta e características microbiológicas
JOSEPH et al., 2019	X		Redução da disponibilidade por incubação
RODRIGUEZ-VILA et al., 2019	X		Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
SALAM et al., 2019	X		Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e biodisponibilidade
LIU et al., 2018	X		Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
KHAN et al., 2018	X		Biodisponibilidade
NAWAB et al., 2018	X		Biodisponibilidade
DIETRICH et al., 2018	X		Características microbiológicas e biodisponibilidade
DAI et al., 2018	X		Correção do pH e biodisponibilidade
MUEGUE; GONZÁLEZ; MESA, 2017	X		Crescimento de plantas
JAIN et al., 2017	X		Biodisponibilidade
BANERJEE et al., 2017	X		Adsorção de elementos-traço
LEBRUN et al., 2017	X		Melhora nas características químicas e físicas e biodisponibilidade

Tabela 2 – Artigos que compõem o portfólio bibliográfico, amenizantes utilizados nos estudos e a para o que foram utilizados

(Conclusão)

Autores	Biocarvão	Vermicomposto	Observações
DIETRICH et al., 2017	X		Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
IPPOLITO et al., 2017	X		Correção do pH e redução dos teores de elementos-traço extraíveis
MILLER; NAETH, 2017	X		Crescimento de plantas
BANERJEE et al., 2016	X		Adsorção de elementos-traço
SEN; KUMAR, 2016		X	Crescimento de plantas
ROBERTS et al., 2015	X		Recuperação e crescimento de plantas
KIN et al., 2015	X		Imobilização de elementos-traço e crescimento de plantas
SEN; KUMAR; SEN, 2014		X	Crescimento de plantas e características microbiológicas
NADA et al., 2011		X	Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
PARADELO et al., 2007		X	Melhora nas características químicas, físicas e microbiológicas e crescimento de planta
YAM, 1984		X	Crescimento de plantas e fertilidade do solo

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Dos 40 artigos avaliados, 31 artigos fizeram estudos utilizando cultivo de planta e 9 artigos realizaram estudos sem o cultivo de plantas. Ainda, dos 40 artigos avaliados, apenas um artigo fez estudo em campo, e os demais foram em casa de vegetação e laboratório.

De forma geral, os resíduos orgânicos utilizados para produção de biocarvão e vermicomposto nos artigos avaliados, são de origem agrícola (esterco de animais e restos de frutas e verduras) e industrial (resíduos de celulose, frigoríficos, aparas de madeira, etc). Essas informações destacam a importância do aproveitamento de subprodutos agrícolas e/ou industriais, que podem ser utilizados na recuperação de áreas afetadas por atividades de mineração, por exemplo.

Quanto as doses e proporções utilizadas nos estudos dos artigos que compõem o portfólio bibliográfico, tanto o biocarvão quanto o vermicomposto foram aplicados no solo com base no volume utilizado. Para o biocarvão as doses variaram de 0,5 a 50%, e para o vermicomposto de 1 a 25%. Mostrando uma variação nas doses aplicados para ambos

amenizantes, as quais foram capazes de desempenhar efeitos positivos quando aplicadas nas áreas afetadas pelas atividades de mineração.

Os artigos que fizeram uso de biocarvão, mostraram que a aplicação deste foi capaz de melhorar as características físicas, químicas e microbiológicas dos solos de mina (KONG et al., 2021; GHOSH; MAITI, 2021), a fertilidade dos solos (LIU et al., 2019), reduzir a disponibilidade e a fitodisponibilidade de elementos-traço (ÁLVAREZ et al., 2020; KHAN et al., 2020; JOSEPH et al., 2019; KHARYTONOV et al., 2021; KHAN et al., 2020; JAIN et al., 2017), e proporcionar o crescimento de plantas (MUNIR et al., 2020; ROY et al., 2021; KHARYTONOV et al., 2021).

A aplicação de vermicomposto nestes locais, mostrou que este amenizante foi capaz de fornecer nutrientes, melhorando a fertilidade dessas áreas (SEN; KUMAR; SEN, 2014), proporcionar o crescimento de plantas (SEN; KUMAR, 2016; NADA et al., 2011), reduzir a disponibilidade de elementos-traço para as plantas (HUSSAIN et al., 2020) e melhorar as características físicas, químicas e microbiológicas do solo (HUSSAIN et al., 2020; NADA et al., 2011).

Nos tratamentos que fizeram uso de biocarvão misturado com outros amenizantes (composto, cinzas volantes) observou-se um maior crescimento de planta (ROY et al., 2021; ZHANG et al., 2020b; RODRIGUEZ-VILA et al., 2019) redução na mobilidade de elementos-traço, aumento da capacidade de troca de cátions e fornecimento de nutrientes para as plantas (MUNIR et al., 2020). Somado a isso, o uso do biocarvão promoveu melhorias nas características físicas do solo, como aumento na porosidade, capacidade de retenção de água e redução da compactação do solo. (RODRIGUEZ-VILA et al., 2019). Já, o uso do vermicomposto e vermicomposto misturado à outros amenizante (dejetos, cinzas volantes e biofertilizantes) também observou-se um maior crescimento de plantas, fornecimento de nutrientes e aumento da atividade microbiana (SEN; KUMAR; SEN, 2014).

5.3.2.3 Biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração

Apenas um artigo de todo portfólio bibliográfico não realizou a utilização de vermicomposto ou biocarvão no estudo, o qual está intitulado: “Fertility values of organic wastes in colliery spoil-reclamation”, o autor fez uso de composto de dejetos de frango, dejetos de peru e dois tipos de lodo em solos afetados pela atividade de mineração (YAM, 1984). O mesmo foi considerado para leitura e análise, devido à preocupação em utilizar resíduos

orgânicos para tratamento dessa problemática que já era presente na época. Yam (1984) pode constatar em seu estudo que a adição de resíduos orgânicos aumentou significativamente a concentração de P nas plantas de *Lolium perene*, principalmente nos tratamentos de composto de dejetos de frango, também foi observado que esse tratamento melhorou a fertilidade do solo afetado pelas atividades de mineração.

Os artigos encontrados na busca, evidenciaram o quanto impactada encontram-se as áreas que passaram por atividades de mineração. A remediação a longo prazo, requer o uso de amenizantes (BENHABYLÉS et al., 2020), tais como o biocarvão e vermicomposto. A adição de amenizantes orgânicos pode desempenhar um papel importante na recuperação de áreas contaminadas, pois o mesmo aumenta os sítios de ligações, formando complexos estáveis, que por sua vez reduz a biodisponibilidade de elementos-traço (HUARACA-FERNANDEZ et al., 2020).

Amenizantes como o biocarvão e vermicomposto, nos artigos estudados, demonstraram a capacidade de melhorar as características químicas, físicas e microbiológicas dos solos afetados pelas atividades de mineração (GHOSH; MAITI, 2021; HUSSAIN et al., 2020), melhorar o crescimento das plantas e a produção de biomassa cultivada em essas áreas (QUIROZ-MOJICA, 2021; HUSSAIN et al. 2020; GHOSH; MASTO; MAITI, 2020; NADA et al., 2011), fertilidade do solo (ROY et al., 2021; Liu et al., 2018; Nada et al. ., 2011; Paradelo et al., 2007), a atividade de microrganismos (RIOS-MONTES et al., 2020; SEN; KUMAR, 2014) e a minimização de riscos à saúde humana (NAWAB et al., 2018).

Por fim, essas descobertas fornecem insights sobre a reciclagem de resíduos agrícolas e industriais, os quais podem ser utilizados para produção de vermicomposto e biocarvão, e que estes podem ser usados na recuperação de áreas afetadas pela atividade de mineração. No entanto, mais estudos são necessários com base em ensaios de campo nestas áreas, bem como o uso combinado desses aditivos, a fim de explorar plenamente o potencial do vermicomposto e do biocarvão na remediação de áreas afetadas pela atividade de mineração.

Os resultados obtidos a partir das análises bibliométrica e sistemática apoiam a utilização de subprodutos para produção de biocarvão e vermicomposto na recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração, como visto, os mesmos atuam como amenizantes das condições destes locais, sendo capazes de fornecer nutrientes, reduzir as concentrações de elementos-traço e por fim favorecer a revegetação destas áreas.

5.3.3 Sugestões para pesquisas futuras

Com base nos artigos e nos resultados, encontrou-se algumas lacunas na literatura que podem servir de base para pesquisas futuras. Tanto o uso de biocarvão quanto o de vermicomposto mostraram-se promissores para recuperação de áreas afetadas pela atividade de mineração, no entanto algumas questões precisam ser abordadas:

1. No geral, os artigos estudados se concentram na utilização de biocarvão para recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração, poucos estudos utilizaram vermicomposto. No entanto, nos estudos que fizeram uso de vermicomposto observa-se resultados positivos na recuperação de solos afetados pela atividade de mineração. Portanto, para a aplicação bem-sucedida do vermicomposto e para entender seu comportamento quando aplicado em áreas afetadas pelas atividades de mineração, recomenda-se a realização de estudos utilizando o vermicomposto nestes locais.
2. Tanto o biocarvão como o vermicomposto foram investigados principalmente em experimentos em condições controladas (casa de vegetação), enquanto o número de estudos em campo é baixo. Considerando-se que o desempenho de ambos amenizantes em casa de vegetação pode ser diferente daquele observado em experimentos de campo, recomenda-se que sejam conduzidos estudos futuros objetivando-se transferir o conhecimento adquirido nesses experimentos em condições controladas (laboratório/casa de vegetação), para aplicações em campo.
3. Para explorar de forma mais eficaz as propriedades do biocarvão e do vermicomposto, e ao mesmo tempo minimizar os riscos de sua aplicação, torna-se necessário o conhecimento das suas propriedades físicas e químicas, as quais devem ser estudadas, para que possam ser usadas com segurança e entendimento de como irão interagir com o ambiente em que irão ser aplicadas.
4. Algumas pesquisas mostraram que o biocarvão e vermicomposto misturados a outros amenizantes (composto, turfa, cinzas volantes, dejetos, etc) apresentam maior potencial na recuperação de áreas degradadas pelas atividades de mineração. Deste modo, sugere-se a realização de pesquisas em laboratório e campo para poder determinar a proporção ideal destas combinações para recomendações de doses de aplicações, bem como a realização de estudos utilizando o biocarvão e vermicomposto misturados.

5.4 CONCLUSÕES

O vermicomposto e biocarvão possuem potencial para melhorar as características físicas, químicas, microbiológicas, favorecer a adsorção de elementos-traço e para serem utilizados na recuperação/remediação de ambientes degradados pela atividade de mineração.

Embora tenha aumentado o número de publicações nos últimos anos utilizando biocarvão para recuperação destas áreas, ainda são poucos os estudos utilizando vermicomposto.

Estudos futuros devem ser realizados para avaliar a eficácia tanto do biocarvão quanto do vermicomposto na sua aplicação em campo. Bem como estudos em laboratório e campo com doses de biocarvão e vermicomposto misturados.

6 CAPÍTULO II: Biocarvão e o vermicomposto adsorvem ferro, manganês, níquel e alumínio de drenagem ácida de mina de carvão

6.1 INTRODUÇÃO

A atividade de mineração de carvão apresenta grande importância econômica e social para região sul do estado de Santa Catarina, Brasil (ANDREOLA et al., 2022). No entanto, a atividade de mineração promove a acidificação do solo e o aumento nos teores de elementos-traço (DIATTA et al., 2020). Essa acidificação é geralmente atribuída à oxidação da pirita (FeS_2) em seu processo de intemperização, gerando o ácido sulfúrico (H_2SO_4) como subproduto em um processo chamado drenagem ácida de mina- DAM (CAMPOS et al., 2010). A pirita não é o único mineral sulfeto, a arsenopirita (FeAsS), calcopirita (CuFeS_2), galena (PbS), gersdorffita (NiAsS), esfalerita $[(\text{Zn}, \text{Fe}) \text{S}]$ também podem estar presentes na formação da DAM (CHOPARD et al., 2017).

A DAM é caracterizada por apresentar um baixo valor de pH (<4) e pode conter elevadas concentrações de SO_4^{2-} , Fe, Zn, Cu, Cd, Pb. (BOGUSH; VORONIN, 2011; DUTTA et al., 2020). O baixo valor de pH associado a presença de elementos-traço, ocasionam impacto na vida aquática, e ecossistemas próximos as áreas de mineração (DUTTA et al., 2020).

A DAM é um problema ambiental mundial (NAIDU et al., 2019; PARK et al., 2019), que ocasiona impactos negativos, não apenas no meio ambiente, mas também na saúde e bem estar da população (NAIDU et al., 2019; PARK et al., 2019). Observa-se problemas ocasionados pela DAM em diferentes partes do mundo, como por exemplo na Índia (DUTTA et al., 2020); nos EUA (SKOUSEN et al., 2019; ACHARYA; KHARE, 2020); no Brasil (CAMPOS et al., 2010; SILVA et al., 2013; GIACHINI et al., 2018); no Japão (TOMIYAMA et al., 2019), entre outros.

O vermicomposto é um produto da vermicompostagem, ou seja, da bioconversão de materiais orgânicos, apresenta baixa relação C:N, alto teor de nutrientes, pH básico e alta diversidade microbiana (BHAT; SINGH; VIG, 2018). Além disto, apresenta capacidade de adsorção de elementos-traço (SANTANA et al., 2015; SANTANA et al., 2018) podendo ser usado como adsorvente de íons metálicos (HE et al., 2017).

O biocarvão é um produto sólido, com alto teor de carbono resultante da pirólise de materiais orgânicos em condições limitadas de oxigênio (MAMVURA; DANHA, 2020; QIU et al., 2021), resultando em um material poroso, rico em carbono e com grande área superficial específica (FORJÁN et al., 2017), apresentando também, alta capacidade de adsorção de

elementos-traço (QIU et al., 2021).

Diversos resíduos orgânicos podem ser utilizados para a produção de vermicomposto e de biocarvão, entre eles o dejetos bovino e a casca de arroz. Em Santa Catarina em 2021 a produção de arroz foi de 1.146,7 e o rebanho bovino totalizou 4,533 milhões de cabeça de gado (EPAGRI, 2021). Anualmente é produzido cerca de 191.320 toneladas de dejetos bovino, o que poderia ser aproveitado para a produção destes adsorventes. Assim, o uso destes materiais na remediação da DAM são uma alternativa ambientalmente amigável na recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração. Sendo uma forma de criar soluções sustentáveis para esta problemática que acomete muitos países no mundo (MOODLEY et al., 2018).

Visto isso, o presente estudo irá utilizar quatro adsorventes, dois biocarvões produzidos a partir do dejetos bovino com mistura de casca de arroz, um pirolizado a 350°C e outro a 600°C. E dois vermicompostos de dejetos bovino, um com 30 dias de vermicompostagem, e outro com 120 dias de vermicompostagem. Optou-se por testar duas temperaturas de pirólise e dois tempos de vermicompostagem, para verificar se a temperatura de pirólise e o tempo de vermicompostagem influenciam na adsorção de elementos-traço em DAM.

O uso do biocarvão e do vermicomposto já demonstrou reduzir os teores disponíveis de elementos em soluções devido ao efeito de adsorção. Porém, são escassos os estudos referentes a caracterização e ao uso destes adsorventes para a adsorção de elementos traço em DAM. Desta forma, este estudo foi conduzido com o objetivo avaliar o potencial do vermicomposto e biocarvão produzidos em diferentes tempos de vermicompostagem e temperatura de pirólise na adsorção ferro, manganês, zinco, níquel e alumínio em drenagem ácida de mina de carvão.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Preparo dos adsorventes

Para este estudo foram utilizados quatro adsorventes, dois biocarvões, e dois vermicompostos, sendo eles: biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolizado a 350 °C (B350), biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolizado a 600 °C (B600), vermicomposto de dejetos bovino com 30 dias de vermicompostagem (V30) e vermicomposto de dejetos bovino com 120 dias de vermicompostagem (V120). O dejetos bovino utilizado para preparo dos biocarvões e vermicompostos foi coletado fresco e a casca de arroz foi fornecida por produtores da região

de Santa Catarina.

Para produção dos biocarvões de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz. Primeiramente o dejetos bovino foi seco em estufa com circulação de ar a 60°C até obter massa constante. Após a secagem, o dejetos bovino foi misturado com a casca de arroz e acondicionados em bandejas de alumínio fechadas. Posteriormente, foram colocados em um forno mufla para o teste de queima, todas as entradas foram vedadas para evitar o contato com O₂. Para a realização deste teste, foi pirolisado 10 g de amostra seca, avaliando diferentes tempos de queima (1; 1:30; 2; 2:30 e 3 horas) na temperatura de 600°C, com rampa de aquecimento de 7' 25'' para atingir a temperatura desejada.

Após a realização do teste de diferentes tempos de pirólise, realizou-se a determinação do teor de carbono total, as amostras de biocarvões foram maceradas em grau de ágata e peneiradas em peneira de malha de 0,053 mm e foram determinadas em TOC / TN Analytik Jena®. Por fim, a escolha do tempo de pirólise foi baseada no teor de C total, e o tempo de 1h e 30 min foi escolhido para a produção dos biocarvões. Após, foi realizada a produção dos biocarvões, primeiro biocarvão foi pirolisado a 350°C e o segundo a 600°C, ambos por 1h e 30 minutos.

Para produção dos vermicompostos de dejetos bovinos, o dejetos foi coletado e deixado em temperatura ambiente por um período de 15 dias até estabilização da temperatura. Posteriormente, foi realizada a vermicompostagem por um período de 30 dias para um e 120 dias para o outro. Para produção do vermicomposto utilizou-se minhocas da espécie *Eisenia andrei* Bouché (1972). O V30 foi preparado na Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias-UDESC/CAV, e o V120 foi cedido pela Universidade Federal de Santa Maria.

6.2.2 Caracterização dos adsorventes

Para a determinação dos teores de carbono (C) e nitrogênio (N), as amostras foram maceradas em grau de ágata e peneiradas em peneira de malha de 0,053 mm, e a quantificação foi realizada em um analisador TOC modelo multi/NC 2100, fabricado pela Analytik Jena®.

O pH foi determinado segundo método proposto por Rajkovich et al, (2011), na proporção 1 grama de material para 20 ml de água deionizada, a mistura foi agitada a 200 rpm por 1h e 30 min. Após foi determinado os valores de pH das amostras em pHmetro de bancada. As determinações foram realizadas em triplicadas.

O ponto de carga zero (PCZ) dos adsorventes foi determinado pelo método do

“experimento dos 11 pontos” proposto por Regalbuto; Robles (2004). O procedimento consistiu em adicionar 20 mg do adsorvente em 20 ml de solução aquosa de NaCl 0,1 M, sob 11 diferentes condições de pH inicial (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12), ajustados com soluções de HCl 0,1 M ou NaOH 0,1 M, em triplicata. Decorrido 24 horas de equilíbrio em banho termostático e sob agitação de 100 rpm, a 25 °C, as soluções foram filtradas e o pH final da solução anotado, o PCZ das amostras foi calculado a partir do ponto de inflexão das equações obtidas.

A determinação dos elementos químicos (Mg, P, S, K, Ca, Fe, Cu, Zn, Pb e Mn) presentes nos adsorventes foi realizada através da técnica de fluorescência de raios-X. Como amostra de referência, foi utilizado NIST 2709a San Joaquin soil. As amostras dos adsorventes foram moídas em almofariz de ágata e peneiradas até granulometria inferior a 0,053 mm, após, foi utilizado 2 gramas de cada amostras. O equipamento que foi utilizado para análise foi um espectrômetro compacto de energia dispersível de raios-X (EDX), modelo Epsilon 3 da Panalytical. A quantificação dos elementos foi feita por um programa denominado OMNIAN, que acompanha o pacote do programa Epsilon.

Foi realizada a determinação dos grupos funcionais por meio da Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR). Os espectros foram obtidos em um espectrômetro Thermo-Fischer Scientific Nicolet 670, na faixa de comprimento de onda de 400–4000 cm^{-1} . A análise da superfície dos adsorventes foi realizada por Microscopia eletrônica de varredura (MEV), em 4 ampliações (250x; 500x; 1000x e 2000x).

6.2.3 Caracterização da DAM

A DAM de uma lagoa de mina de carvão (mina Boca do Dragão), localizada no município de Siderópolis-Santa Catarina, Brasil (28°35'25"S 49°27'40"W), foi coletada em julho de 2020, em litros de polietileno, os quais foram armazenados em ambiente refrigerado (4°C) até realização dos testes de adsorção. No momento da coleta foi realizado a leitura do pH da DAM em pHmetro portátil, o qual foi 2,21.

Após a coleta foi realizado a caracterização por meio de digestão utilizando o método 3030E descrito APHA (2005), e leitura dos elementos (Cu, Zn, Fe, Mn, Al, Cd, Ni, Pb, Ca e Mg) em Espectrômetro de Emissão Atômica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES; Perkin- Elmer, Optima 8000, USA).

A caracterização da DAM para os elementos foi: Zn (5,28 mg L^{-1}), Mn (37,69 mg L^{-1}), Al (160,2 mg L^{-1}), Ni (0,51 mg L^{-1}), Fe (80,68 mg L^{-1}), Mg (141,23 mg L^{-1}) e Ca (500,56 mg L^{-1}), os elementos Cu, Cd e Pb ficaram abaixo do limite de detecção (LDQ) do aparelho, o

LDQ para cada elemento foi: $< 0,18$; $< 0,26$ e $< 0,20 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. As concentrações de Zn, Mn, Al e Fe encontrados na DAM, estão acima do permitido pelas normas brasileiras, a qual dispõe que os valor máximo para Zn ($5,0 \text{ mg L}^{-1}$), para Mn ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$), Al ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) e Fe ($15,0 \text{ mg L}^{-1}$) (BRASIL, 2011).

6.2.4 Teste de adsorção

Foi realizado testes avaliando a capacidade de remoção dos adsorventes em DAM. Em todas as etapas do teste de adsorção foi utilizado 0.05; 0.25; 0.45 gramas de cada material e 25 ml de DAM. A dose de 0,25g foi a mesma utilizada por Jordão et al. (2009), que estudou a adsorção de Cu e Zn.

A solução juntamente com os adsorventes foi colocada em vidros de snap cap e submetida a agitação a 150 rpm por 10; 60; 240; 480 e 720 minutos. Decorrido esses tempos as amostras foram submetidas a centrifugação a 8000 rpm por 10 min e foram filtradas em membrana de $0,45 \mu\text{m}$, conforme descrito por Jordão et al. (2009). Todas as amostras foram realizadas em triplicata. Após os testes de adsorção foi realizado a leitura do valor de pH das amostras e uma alíquota foi retirada para quantificação dos elementos (Cu, Zn, Fe, Mn, Al, Cd, Ni, Pb, Ca e Mg) em espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

A capacidade de adsorção dos adsorventes foi calculada seguindo as equações (2), (3) e (4):

$$q = (C_i - C_e) * \left(\frac{V}{M_m}\right) \quad (2)$$

$$\text{Madc} = C_i * \left(\frac{V}{M_m}\right) \quad (3)$$

$$\%q = \frac{q}{\text{Madc}} * 100 \quad (4)$$

onde: q: quantidade adsorvida em mg kg^{-1} dos adsorventes; C_e : é a concentração de equilíbrio em mg L^{-1} ; M_m : é a massa do material (g); Madc : é a quantidade adicionada de cada metal em mg kg^{-1} de material; C_i : é a concentração inicial (mg kg^{-1}) de cada elemento; V: é o volume da solução (L).

6.2.5 Análise estatística

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado em arranjo fatorial cruzado, quatro adsorventes (V30, V120, B350 e B600), três doses (0,05; 0,25 e 0,45g) e cinco tempos de contato (10; 60; 240; 480 e 720 minutos).

Os resultados foram submetidos a análise de variância de acordo com o delineamento e arranjo de tratamentos supramencionados. No caso de efeitos significativos, as médias foram comparadas pelo teste de Duncan. A normalidade e a homogeneidade de variância dos resíduos foram testadas pelos teste de Shapiro-Wilk e de Levene, respectivamente. Em todos os testes foi adotado o nível mínimo de significância de 5%. Todas as análises foram conduzidas no programa R (R Core Team, 2021). Após a análise estatística, foi realizado a confecção dos gráficos utilizando o software SigmaPlot 12.5 ®.

6.3 RESULTADOS

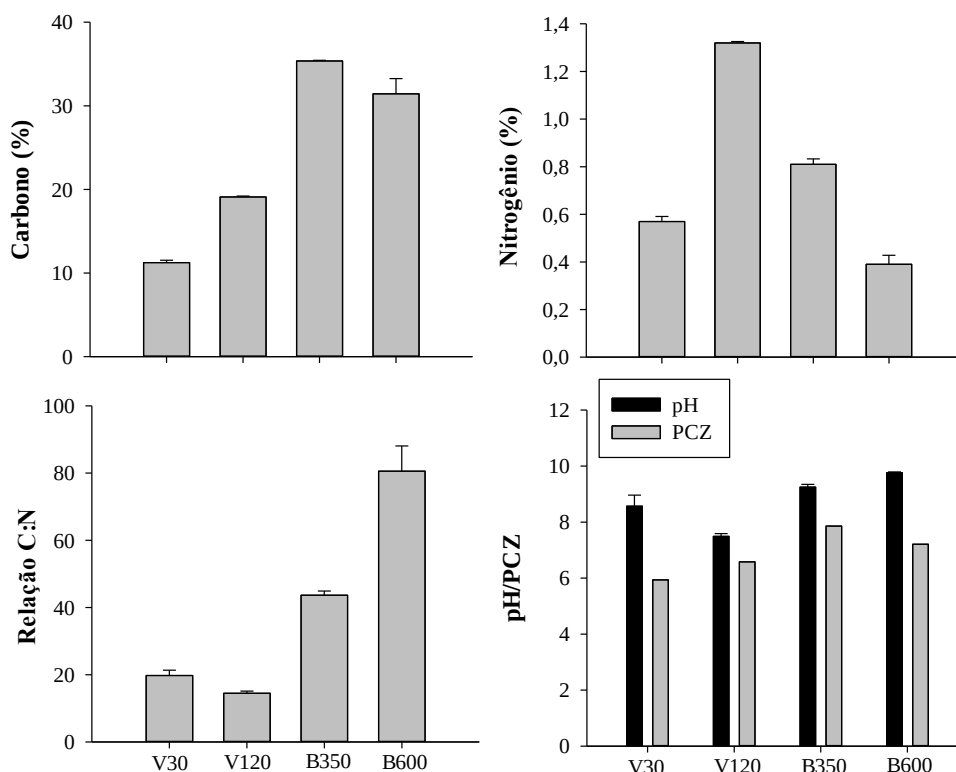
6.3.1 Caracterização dos adsorventes

6.3.1.1 *Relação C/N, pH e ponto de carga zero*

Os teores de C, N, relação C/N e pH em água e ponto de carga zero (PCZ) dos quatro adsorventes podem ser observados na Figura 6. O B350 e o B600 apresentaram valores de C semelhantes. A média do teor de C nos biocarvões foi entorno de 54% maior do que os teores de C encontrado para os vermicompostos. A relação C/N também foi maior para os biocarvões, o maior teor de C aliado ao menor teor de N, favoreceu uma maior relação C/N para os biocarvões. A média da relação C/N nos biocarvões foi entorno de 60% maior do que os observados nos vermicompostos.

O PCZ para os quatro adsorventes foram 5,94 e 6,58, para o V30 e V120 e 7,86 e 7,21 para o B350 e B600, respectivamente. Isso significa que adsorção de cátions pelos adsorventes irão ocorrer quando o pH for acima do PCZ encontrado para cada adsorventes.

Figura 6 – Teores médios de carbono e nitrogênio, relação C/N e pH em água e ponto de carga zero nos adsorventes



V30: Vermicomposto de dejetos bovino com 30 dias de vermicompostagem; V120: Vermicomposto de dejetos bovino com 120 dias de vermicompostagem; B350: Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 350 °C; B600: Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 600 °C.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

6.3.1.2 Fluorescência de raios-X

Os teores médios dos elementos químicos obtidos por meio da fluorescência de raios-X, para os quatro adsorventes, podem ser observados na Tabela 3. Os mesmos foram expressos na sua forma elementar.

Os biocarvões (B350 e B600) foram produzidos com o mesmo dejetos bovino e casca de arroz. Deste modo, observa-se que a composição elementar de um biocarvão para outro foi semelhante. Porém, o B350 apresentou uma maior concentração de K, Pb e Mn, cerca de 49%, 66% e 11% a mais de cada elemento, quando comparado ao B600.

Os vermicompostos foram produzidos com dejetos bovino, porém, os dejetos bovinos foram coletados em lugares diferentes, conferindo uma diferença na composição elementar do V30 quando comparado com o V120.

Tabela 3 – Teores médios de elementos químicos expressos na forma elementar e analisados por fluorescência de raios-X

Adsorventes	Mg	P	S	K	Ca	Fe	Cu	Zn	Pb	Mn
	-----g kg ⁻¹ -----					-----mg kg ⁻¹ -----				
B350*	16,6	24,2	3,4	147,5	60,1	43,8	239,66	682,88	55,69	2168,48
B600	16,4	23,9	2,8	75,0	61,0	44,7	303,53	747,15	18,57	1936,14
V30	17,1	25,7	8,9	68,0	101	48,5	223,68	731,08	41,77	1781,25
V120	9,42	14,9	8,7	44,6	31,8	35,1	131,81	353,49	51,99	1928,4
NIST determinado	20,3	--	--	23,9	26,7	46,8	39,9	120,4	--	596,6
NIST certificado**	15,0	--	--	20,3	18,99	35,0	34,6	106	--	538

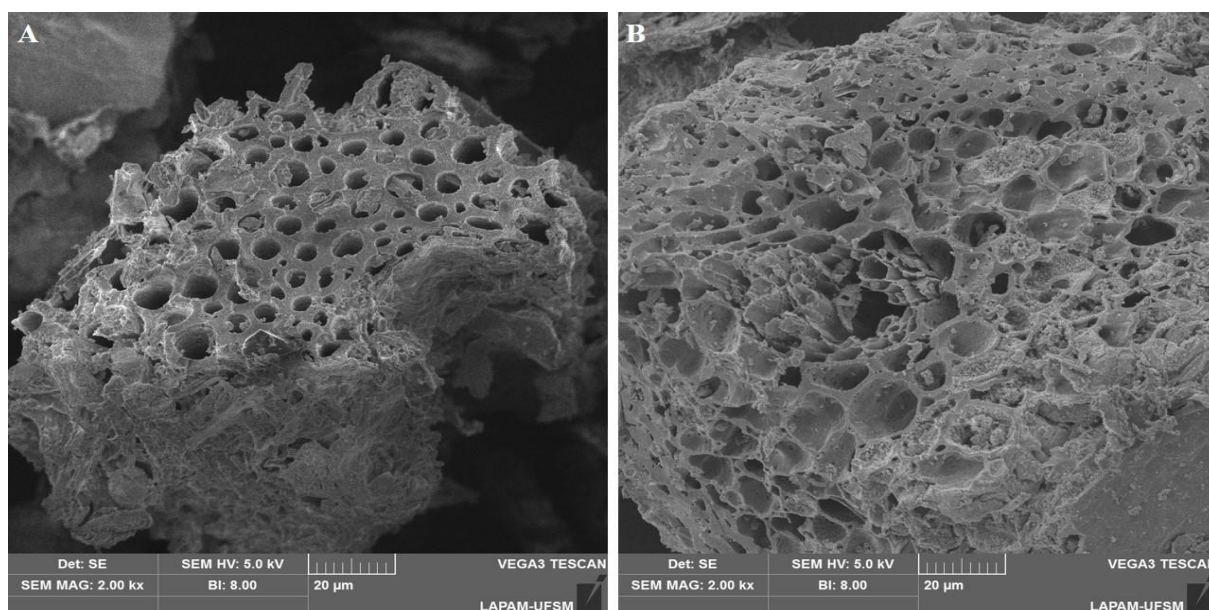
B350: Biocarvão de dejetto bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 350 °C; B600: Biocarvão de dejetto bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 600 °C; V30: Vermicomposto de dejetto bovino com 30 dias de vermicompostagem; V120: Vermicomposto de dejetto bovino com 120 dias de vermicompostagem. ** NIST 2709a San Joaquin Soil.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

6.3.1.3 Microscopia eletrônica de varredura

Observa-se na Figura 7 e Figura 8, as imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) nos adsorventes. É possível constatar nas imagens obtidas dos adsorventes, que tanto a temperatura de pirólise para os biocarvões, quanto o tempo de vermicompostagem, influenciaram na morfologia de superfície dos cada adsorvente.

Figura 7 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do biocarvão de dejetto bovino com mistura de casca de arroz 350° C (A) e do biocarvão de dejetto bovino com mistura de casca de arroz 600° C (B), na ampliação de 2000x.

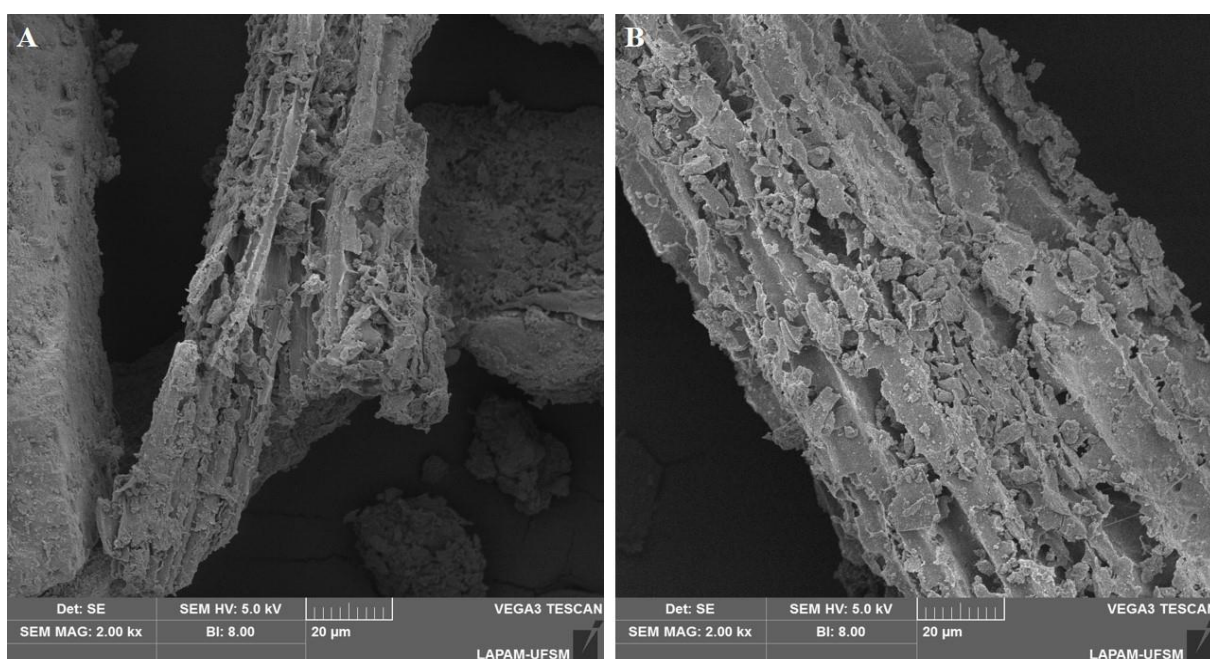


Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os espectros obtidos por MEV indicam uma superfície porosa para o B350 (Figura 7 A) e para o B600 (Figura 7 B) porém, quando comparado o B350 com o B600 é possível observar que o B600 possui poros maiores. A temperatura de pirólise influenciou na morfologia de superfície dos biocarvões. Observando uma variação no tamanho dos poros dos biocarvões, no B600 é possível observar poros no tamanho de 20µm e menores. Já para o B350 os poros maiores não chegam no tamanho de 20µm.

É possível observar na morfologia de superfície dos vermicompostos, que o V120 (Figura 8 B) apresenta uma estrutura com fibras maiores e mais porosa, quando comparado ao V30 (Figura 8 A), que apresenta uma estrutura mais compacta e menos porosa.

Figura 8 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do vermicomposto de dejetos com 30 dias de vermicompostagem (A) e do vermicomposto com 120 dias de vermicompostagem (B), na ampliação de 2000x.

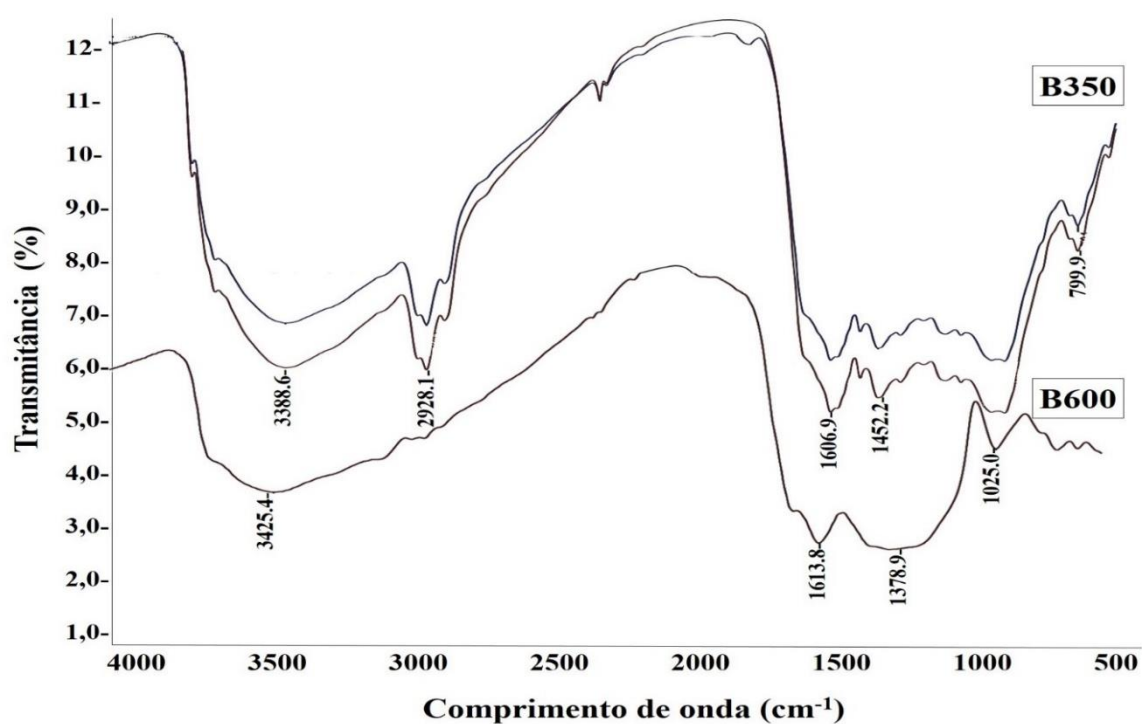


Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

6.3.1.4 Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

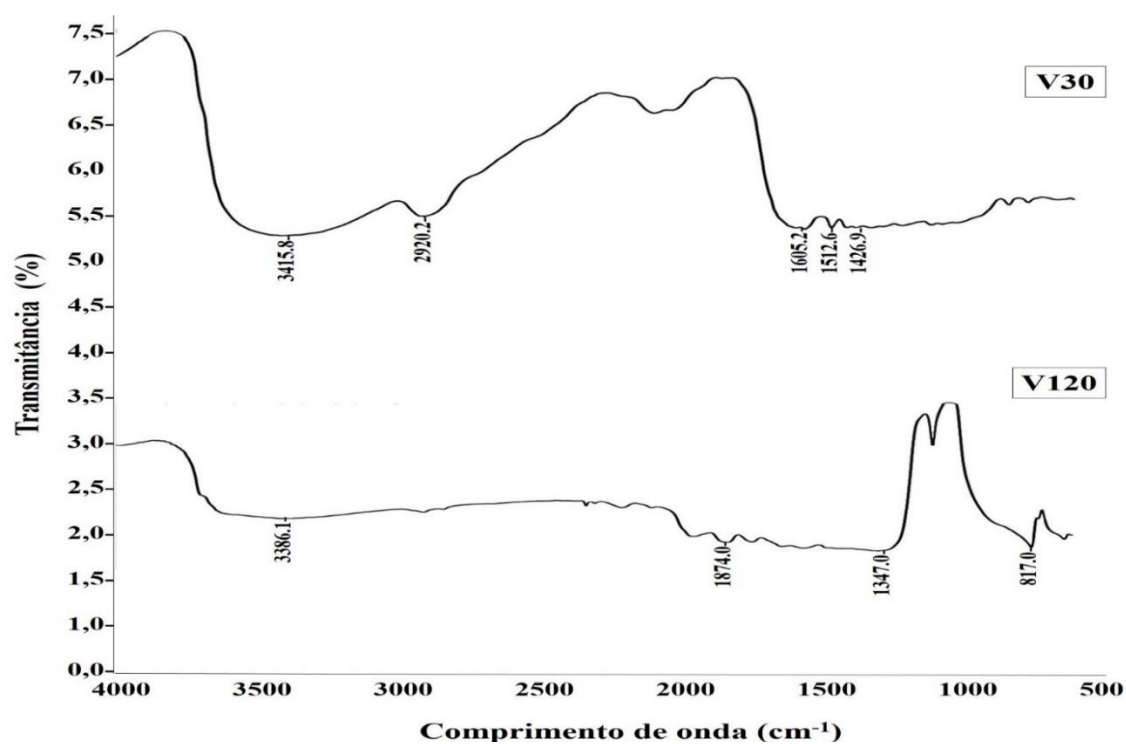
A espectrometria de infravermelho é uma técnica utilizada para identificar a presença de grupos funcionais. Deste modo, realizou-se esta análise para identificar os grupos funcionais dos adsorventes em estudo, que pode ser observado na Figura 9 e Figura 10.

Figura 9 – Grupos funcionais do biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz
pirolisado a 350° C (B350) e 600° C (B600)



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Figura 10 – Grupos funcionais dos vermicompostos de dejetos bovinos com 30 dias de
vermicompostagem (V30) e 120 dias de vermicompostagem (V120)



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os espectros de FTIR dos adsorventes mostram as mudanças entre os biocarvões produzidos do mesmo material em diferentes temperaturas de pirólise, sendo possível observar que o B600 apresentou redução nos picos quando comparado ao B350. O mesmo é observado nos espectros de FTIR para os vermicompostos, o V120 apresentou redução de picos quando comparado ao V30. Observando que conforme aumentou a temperatura de pirólise, e o tempo de vermicompostagem, ocorreu essa redução de intensidade de picos para o B600 e V120.

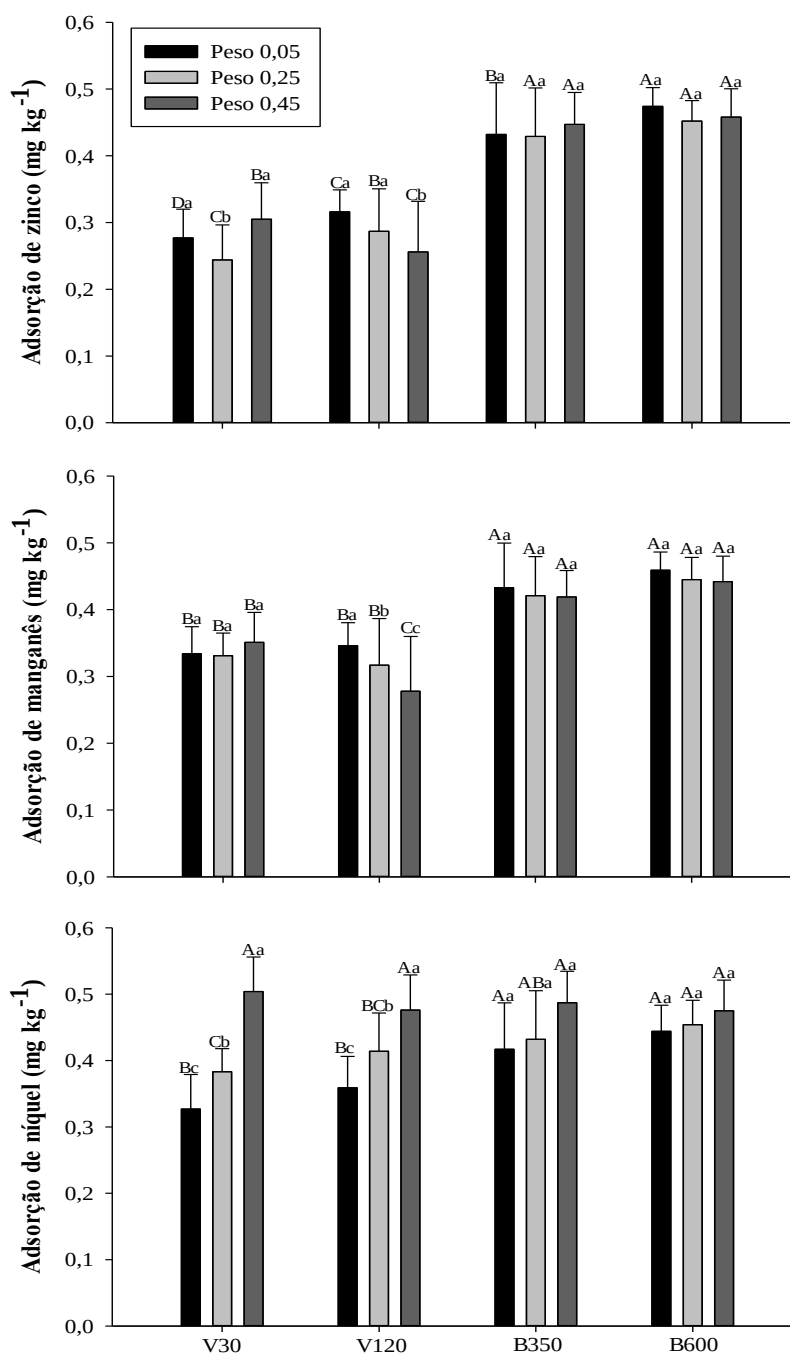
De forma geral, é possível identificar nos adsorventes, grupos funcionais como: O-H em grupos carboxilas, hidroxila e água ($3600-3300\text{ cm}^{-1}$), alongamento C-H em compostos alifáticos (2928 cm^{-1} no B350 e 2920 cm^{-1} no V30), alongamentos $\text{C}\equiv\text{N}$ de nitrilas (2100 cm^{-1} de ambos vermicompostos), alongamento de C=O e C=N (1609 cm^{-1} e 1613 cm^{-1} para o B350 e B600 e 1605 cm^{-1} para o V30), alongamento C-H (1472 cm^{-1} e 1379 cm^{-1} no B350 e B600), deformação C-H dos grupos CH_2 , CH_3 , COOH (1427 cm^{-1} no V30), alongamento C-O em éteres, ésteres e álcoois (1025 cm^{-1} e 1038 cm^{-1} no B350 e B600).

6.3.2 Adsorção de Zn, Mn, Ni, Fe e Al pelos adsorventes

O B600 favoreceu a adsorção de Zn, Mn e Ni, tanto no adsorvente versus massa (Figura 11) quanto para o adsorvente versus tempo contato (Figura 12). Os outros adsorventes também demonstraram capacidade de adsorção.

O V30 adsorveu aproximadamente 50% do Ni presente na DAM na massa de 0,45g. No B600 ocorreu adsorções de cerca 47% de Zn, 46% de Mn e 47% de Ni presentes na DAM. A adsorção não foi afetada pelas diferentes massas dos adsorventes e tempos de contato, a qual manteve-se estável para estes três elementos-traço nessas duas variáveis.

Figura 11 – Médias dos valores adsorvidos de Zn, Mn e Ni nas diferentes massas dos adsorventes



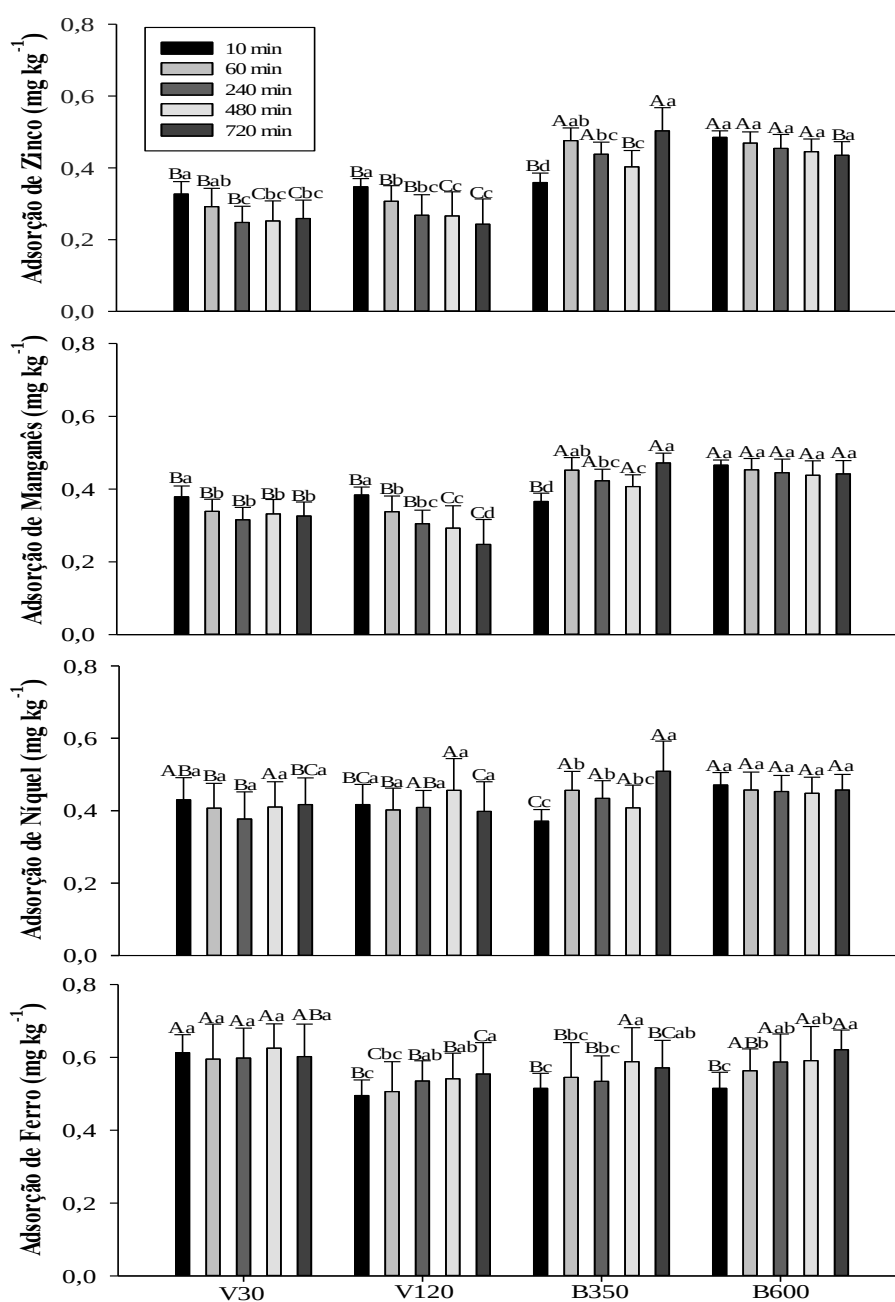
Médias seguidas pela mesma letra maiúscula compara a mesma massa entre os adsorventes e minúscula compara as diferentes massas no mesmo adsorvente, diferiram estatisticamente pelo teste de Duncan ($p > 0,05$). *V30: Vermicomposto de dejetos bovinos com 30 dias de vermicompostagem; V120: Vermicomposto de dejetos bovinos com 120 dias de vermicompostagem; B350: Biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz pirrolisado a 350 °C; B600: Biocarvão de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz pirrolisado a 600 °C;

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

É possível observar na Figura 12 a adsorção de Zn, Mn, Ni e Fe pelos adsorventes nos diferentes tempos de contato. A adsorção de Zn, Ni e Mn, foi maior no B600 quando comparada

aos demais adsorventes, adsorvendo aproximadamente 48% de Zn, 47% de Mn e 47% de Ni. Dentre os adsorventes, o B600 foi capaz de adsorver cerca de 62% do Fe presente na DAM no tempo de contato de 720 min, e o V30 adsorveu cerca de 63% do Fe presente na DAM no tempo de contato de 480 min.

Figura 12 – Médias dos valores adsorvidos de Zn, Mn, Ni e Fe nos diferentes tempos de contato dos adsorventes



Médias seguidas pela mesma letra maiúscula compara o mesmo tempo de contato entre os adsorventes e minúscula compara os diferentes tempos de contato no mesmo adsorvente, diferiram estatisticamente pelo teste de Duncan ($p > 0,05$). V30: Vermicomposto de dejetos bovinos com 30 dias de vermicompostagem; V120:

Vermicomposto de dejetos bovino com 120 dias de vermicompostagem; B350: Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 350 °C; B600: Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 600 °C.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Ainda, vale ressaltar que na análise estatística para o elemento Al, ocorreu uma interação tripla entre adsorvente, massa e tempo de contato, porém optou-se por apresentar a interação entre adsorvente e massa, e a interação adsorvente e tempo de contato (Tabela 4). Sendo essas as variáveis de maior importância consideradas neste estudo.

Tabela 4 – Adsorção de Al nas diferentes massas e tempo de contato dos adsorventes

Massa (g)	V30	V120	B350	B600
10 min				
0,05	0,456Ab	0,429 Aa	0,435 Aa	0,464 Aa
0,25	0,492 Ab	0,443 Aba	0,403 Ba	0,474 Aa
0,45	0,560 Aa	0,502 Aba	0,455 Ba	0,507 ABa
60 min				
0,05	0,405 Ac	0,418 Aa	0,449 Aa	0,429 Aa
0,25	0,472Ab	0,461 Aa	0,502 Aa	0,458 Aa
0,45	0,704 Aa	0,483 Ba	0,502 Ba	0,474 Ba
240 min				
0,05	0,385 Ac	0,419 Ab	0,434 Ab	0,434 Aa
0,25	0,450 Ab	0,491 Aa	0,452 Ab	0,406 Aa
0,45	0,708 Aa	0,493 Ba	0,524 Ba	0,464 Ba
480 min				
0,05	0,411 Ac	0,428 Ab	0,435 Ab	0,427 Aa
0,25	0,535 Ab	0,486 ABb	0,484 ABb	0,423 Ba
0,45	0,797 Aa	0,602 Ba	0,578 Ba	0,481 Ca
720 min				
0,05	0,383 Bc	0,409 Bb	0,529 Aa	0,432 Bab
0,25	0,519 Ab	0,443 Bb	0,507 Aa	0,391 Bb
0,45	0,833 Aa	0,527 Bca	0,569 Ba	0,475 Ca
CV	7,91%			

Médias seguidas pelas mesma letra maiúscula na horizontal e minúscula na vertical diferiram estatisticamente pelo teste de Duncan ($p > 0,05$). *V30: Vermicomposto de dejetos bovino com 30 dias de vermicompostagem; V120: Vermicomposto de dejetos bovino com 120 dias de vermicompostagem; B350: Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 350 °C; B600: Biocarvão de dejetos bovino com mistura de casca de arroz pirolisado a 600 °C; ** CV: coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Na Tabela 4, também é possível observar, que a adsorção de Al nos tempos de contato que vão de 10 min a 480 min na massa de 0,05 g não variou entre os quatro adsorventes, ficando uma adsorção na faixa de 40% para todos adsorventes nesta massa. Já no tempo de contato de 720 min para esta massa, observou-se maior adsorção no B350, o qual adsorveu cerca de 52,9% de Al.

Para o V30, na massa de 0,45g, e tempos de contato de 60 min a 720 min, ocorreram as maiores adsorções de Al, e no tempo de contato de 720 min o V30 adsorveu cerca de 83% do Al que estava presente na DAM.

O valor de pH inicial da DAM era de 2,21. Após a realização do teste de adsorção, para o V30 o valor de pH se manteve na faixa de 3-4,2, para o V120 os valores de pH ficaram na faixa de 3 a 3,7, para o B350 de 3 a 4 e para o B600 de 3 a 3,9.

6.4. DISCUSSÃO

6.4.1 Caracterização dos adsorventes

6.4.1.1 Relação C/N, pH e ponto de carga zero

Os biocarvões apresentaram teor de carbono, e pH alcalino e alta relação C:N, valores observados em outros biocarvões (PAZ-FERREIRO et al., 2014). Valores semelhantes de pH e carbono foram encontrados por Cantrell et al. (2012), que avaliaram dois tempos de queima do biocarvão de dejetos bovinos 350 °C e 700 °C, respectivamente. Os autores observaram que a queima de 350 °C apresentou um teor de C de 23,7 e pH de 9,2, e a queima de 700 °C um teor de C de 34,7 e pH 9,9, sendo estes valores semelhantes aos encontrados no presente estudo.

Biocarvões no geral, possuem uma relação C/N maior quando comparado a compostos, ou vermicompostos, por exemplo. Quando se tem aumento de temperatura de pirólise, normalmente são formados compostos ricos em C e pobres em N (YUAN et al., 2011; LUO et al., 2018). O que corrobora com os resultados observados no presente estudo.

Já para o vermicomposto, a relação C/N é um dos parâmetros normalmente utilizados para determinar o grau de maturidade do vermicomposto (LACERDA et al., 2012; LIM; WU, 2016). Segundo a Instrução Normativa nº 61 de 08/07/2020 – MAPA (BRASIL, 2020), a relação C/N máxima para comercialização do composto deve ser 20. Neste trabalho, os vermicompostos V30 e V120 apresentaram valores de 19,74 e 14,47, respectivamente, logo, os dois vermicompostos estão dentro do estabelecido pela normativa. Contudo, a relação C/N do

V30 é maior quando comparada ao V120. Diminuição na relação C/N com o tempo de vermicompostagem, é um indicativo de maior estabilidade e maturidade (SOOBHANY et al., 2017).

Essa maior relação C/N observada no V30, pode ser atribuída a menor degradação realizada pelas minhocas e microrganismos (COTTA et al., 2015). A menor relação C/N do V120 pode ser atribuída a maior atividade das minhocas e microrganismos, ocasionando a humificação do dejetos bovino, por exemplo (MUPAMBWA; MNKENI, 2018), indicando que a atividade dos microrganismos e minhocas promoveram uma maior maturidade e estabilidade do vermicomposto com o maior tempo de vermicompostagem (WANG et al., 2022).

A alcalinidade do biocarvão é dependente da matéria prima e também da temperatura de pirólise (SIEDT et al., 2021), o aumento na temperatura de pirólise geralmente dá origem a biocarvões alcalinos (DUWIEJUAH et al., 2020; SIEDT et al., 2021). Pode-se observar que com o aumento da temperatura de pirólise de 350 °C para 600 °C ocorreu aumento do valor de pH em água. Esse aumento pode ser atribuído a perda de grupos funcionais ácidos sob altas temperaturas de pirólise (LI et al., 2019), fazendo com que o valor do pH do B600 seja mais elevado quando comparado ao B350.

Para o vermicomposto também foi observado diferença no valor do pH do V30 (8,57) para o V120 (7,49), observando uma redução no pH no vermicomposto com maior tempo de vermicompostagem. Essa redução pode ser atribuída a produção de ácidos orgânicos pela degradação do substrato durante a vermicompostagem (KARMEGAM et al., 2019). Além disso, a mineralização de fósforo e nitrogênio durante a vermicompostagem também contribuem para diminuição do valor de pH (ANANTHAVALLI et al., 2019).

O ponto de carga zero (PCZ) é o valor de pH onde o número de cargas negativas e positivas da superfície são iguais (SARMA; MAHIUDDIN, 2014; MONGA et al., 2022). Os valores de PCZ encontrados para os adsorventes foram 7,86 para o B350 e 7,21 para o B600, 5,94 para o V30 e 6,58 para o V120 (Tabela 4). O valor de pH da solução em que os adsorventes serão inseridos possui grande impacto na carga superficial destes, pois quando o PCZ for menor que o pH da solução a superfície dos adsorventes será carregada negativamente, favorecendo a adsorção de cátions (SILVA et al., 2011; ESSANDOH et al., 2015). Quando o PCZ for maior que o pH da solução, a superfície dos adsorventes será carregada positivamente, favorecendo a adsorção de ânions (SILVA et al., 2011; MONGA et al., 2022).

O pH da solução, influência tanto na carga de superfície do adsorvente, quanto na adsorção dos elementos-traço (BANERJEE et al., 2016). Os adsorventes em estudo não aumentaram o valor de pH inicial da DAM (2,21) de forma a ficar alcalino. Porém, na maior

dose utilizada para cada adsorvente, observou-se valores de pH na faixa de 3,3-4. Mesmo a DAM apresentando valor de pH final ácido, é possível observar que os adsorventes possuem capacidade de adsorver Zn, Mn, Ni, Al e Fe presentes na DAM.

6.4.1.2 *Fluorescência de raios-X*

A composição elementar do V30 variou quando comparado ao V120 (Tabela 3). Os vermicompostos foram produzidos a partir de dejetos bovinos. Porém, os dejetos bovinos utilizados não foram coletados no mesmo local.

Geralmente o teor final de elementos, como, cálcio, potássio e magnésio do vermicomposto é mais elevado, devido, a degradação da matéria orgânica, mineralização de nutrientes, ou efeito de concentração durante a degradação realizada pela atividade das minhocas (LIM; WU, 2016; CAO et al., 2021).

A composição mineral de biocarvões, pode variar muito de um para outro, pois, a natureza da matéria original e as condições de pirólise influenciam na sua composição mineral (SIEDT et al., 2021). Os biocarvões em estudo (B350 e B600) são derivados de dejetos bovinos com mistura de casca de arroz e apresentam uma composição diversificada (LI; JANG, 2017), como por exemplo, Ca, P, Mg e K.

6.4.1.3 *Microscopia eletrônica de varredura*

A temperatura de pirólise nos biocarvões influenciou na morfologia de superfície destes adsorventes. Visto que, a temperatura de pirólise é um fator importante na formação de poros, a qual também influencia nas propriedades morfológicas e estruturais (DUWIEJUAH et al., 2020). Das et al. (2021) relataram que a estrutura do biocarvão mudou com o aumento de temperatura, os autores observaram uma superfície mais porosa no biocarvão pirolisado a 600°C quando comparado ao pirolisado a 400 °C. Temperaturas de pirólise acima de 550°C favorecem a formação de poros maiores, uma vez que os poros menores são destruídos em temperaturas de pirólise mais elevada, favorecendo a formação de poros maiores (DUWIEJUAH et al., 2020; ZHOU et al., 2021; SIEDT et al., 2021). O que corrobora com os resultados obtidos no estudo.

Para os vermicompostos, é possível observar nas imagens de MEV que o tempo de vermicompostagem também influenciou na estrutura. No V30 uma estrutura menos porosa. Revelando que o menor tempo de atividade das minhocas afetou na porosidade dos adsorventes (WANG et al., 2022).

No V120 a estrutura mais porosa e a irregularidade na superfície são indicativos de maior grau de degradação e maturidade do substrato (SRIVASTAVA et al., 2020). Ainda, a estrutura fragmentada no vermicomposto pode ser atribuída a trituração realizada pelas minhocas e decomposição pelos microrganismos e enzimas presentes no intestino das minhocas (BHAT; SINGH; VIG, 2017). De forma geral, o maior tempo de vermicompostagem favoreceu a formação de uma estrutura mais porosa para o V120, a qual é atribuída pela atividade das minhocas e microrganismos.

6.4.1.4 Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A espectrometria de infravermelho é uma técnica comumente usada para identificar a presença de grupos funcionais (NIAZI et al., 2018), como: Álcoois, éter, alcanos, grupos carbonila, amina e identificam materiais como celulose, lignina, etc.

A ampla região centrada em $3600\text{-}3300\text{ cm}^{-1}$ nos quatro adsorventes, indica a presença de grupos funcionais carboxila, hidroxila ou água (MOVASAGHI; REHMAN; UR REHMAN, 2008; NAUSHAD et al., 2019). Pode-se observar que a absorbância nesta região tornou-se mais fraca no B600 e V120. Isso pode acontecer devido à quebra de grupos hidroxila e à remoção de água estrutural (GASCÓ et al., 2018; GHOSH; MASTO; MAITI, 2020). A menor intensidade desse pico, também sugere a perda de grupos carboxilas no V120 e B350 (LI et al., 2019).

No V120 ocorreu uma diminuição na intensidade da banda em $3600\text{-}3300\text{ cm}^{-1}$, que de acordo com Srivastava et al. (2020) e Ramos et al., (2022), que encontraram resultados semelhantes, essa diminuição da intensidade pode indicar decomposição de fenóis e carboidratos. Isso pode conferir uma maior estabilidade para o V120 (KHATUA et al., 2018; SRIVASTAVA et al., 2020), uma vez que mudanças nas intensidades dos picos sugerem uma maior estabilidade para vermicompostos (LIM; WU, 2015).

No V30 e B350 observa-se a presença dos picos de 2928 cm^{-1} e 2920 cm^{-1} , respectivamente, os quais corresponde a vibração de alongamento C-H em compostos alifáticos (FERNÁNDEZ-GÓMEZ et al., 2015). Esses picos não foram observados no V120 e B600. O maior tempo de vermicompostagem e maior temperatura de pirólise podem ter influenciado na ausência destes picos, indicando maior maturidade para o V120 (SRIVASTAVA et al., 2020; WANG et al., 2022), e maior aromaticidade para o B600 (DAI et al., 2013). Além disso, o V30 e V120 apresentaram pico na região de 2100 cm^{-1} que indica a presença de alogamentos $\text{C}\equiv\text{N}$ de nitrilas (SRIVASTAVA et al., 2020).

No B350 e B600, é possível observar a presença dos picos 1609 cm^{-1} , 1613 cm^{-1} , que

correspondem ao alongamento de C=O e C=N (GÁSCO et al., 2018). Apenas o V30 apresentou esse pico (1605 cm^{-1}). A ausência deste pico para o V120 pode estar relacionada ao tempo de vermicompostagem que favorece à transformação de resíduos em substâncias com maior estabilidade e maturidade (KHATUA et al., 2018).

No B350 e B600 observou-se a presença de alongamento C-H (picos 1379 cm^{-1} e 1452 cm^{-1} , respectivamente) e no V30 o pico de 1427 cm^{-1} corresponde a deformação C-H dos grupos CH_2 , CH_3 , COOH (GUPTA; GARG, 2009). Já os picos 1025 cm^{-1} e 1038 cm^{-1} observados no B350 e B600 representam alongamento C-O em éteres, ésteres e álcoois (DAI et al., 2013).

Os grupos funcionais carboxílicos e hidroxila favorecem a adsorção de íons metálicos. Geralmente biocarvões produzidos em diferentes temperaturas de pirólise, apresentam diferenças nos grupos funcionais (LI et al., 2017; YAASHIKAA et al., 2020). Além disso, quando há o aumento de outras propriedades, como pH e porosidade, há uma chance de redução nos grupos funcionais do biocarvões (YAASHIKAA et al., 2020).

Deste modo, observou-se nos espectros de FTIR mudanças nos picos dos biocarvões (Figura 10), no B600 observa-se uma redução nos grupos funcionais quando comparado ao B350. O mesmo acontece nos vermicomposto, pois o tempo de vermicompostagem também influenciou nos grupos funcionais de superfície. O aumento da temperatura do biocarvão, e o aumento no tempo de vermicompostagem fez com que alguns grupos funcionais fossem decompostos. Indicando que o tempo de vermicompostagem e a temperatura influenciam na formação dos grupos funcionais (CHE et al., 2020).

Os grupos funcionais encontrados nos quatro adsorventes, são de extrema importância para a adsorção de metais pesados, grupos como $-\text{OH}$ em álcool alifático, $-\text{COOH}$ em compostos aromáticos, bem como $\text{C} = \text{O}$ (ZHU et al., 2017). Dos grupos funcionais mencionados, o grupo carboxílico e o grupo hidroxila, que contém oxigênio, desempenham um papel importante na adsorção de elementos-traço (CHAKRABORTY et al., 2020).

6.4.2 Adsorção de Zn, Mn, Ni, Fe e Al pelos adsorventes na DAM

O B600 favoreceu a adsorção dos elementos Zn, Mn e Ni (Figura 11 e Figura 12). A maior adsorção desses elementos no B600 pode ter ocorrido, pois, biocarvões derivados de altas temperaturas de pirólise possuem uma maior adsorção de elementos-traço (PARK et al., 2019b). A qual, pode estar relacionada com a presença de grupos funcionais e a porosidade presente no B600 (WANG et al., 2018). Constatou-se que a capacidade de adsorção dos

biocarvões aumentou com o aumento da temperatura de pirólise e a maior adsorção de Zn e Ni pelo B600 pode ter ocorrido principalmente via grupos carboxila e hidroxila, que possuem afinidade na adsorção de íons metálicos (QIU et al., 2021; MONGA et al., 2021; YAASHIKAA et al., 2020; ALAM et al., 2018).

Como mencionado a estrutura de poros dos adsorventes desempenha um papel importante na capacidade destes na adsorção de elementos-traços (QIU et al., 2021). A medida que a porosidade dos adsorventes aumenta, geralmente observa-se um aumento na adsorção de elementos-traço (MONGA et al., 2021) o que corrobora com o que foi observado no presente estudo ao comparar o B600 com o B350 para adsorção de Zn, Ni e Mn. A estrutura porosa no B600 pode resultar em um aumento da energia da superfície, fornecendo locais para adsorção desses elementos (WANG; WANG, 2018).

O V30 apresentou a maior adsorção de Fe na DAM no tempo de contato de 480 min (Figura 12), adsorvendo cerca de 63% do Fe presente na DAM. Isso pode ter ocorrido, pois V30 apresentou grupos funcionais como carboxila e hidroxilas, por exemplo, os quais contribuem na adsorção de Fe (HE et al., 2017). A porosidade presente em V30 também favoreceu a adsorção de elementos-traço (HE et al., 2017).

A adsorção de Al foi maior no V30, na massa de 0,45 g para os tempos de contato de 480 min e 720 min, adsorvendo aproximadamente 80% e 83% do Al presente na DAM, respectivamente (tabela 4). Nesse caso, observou-se que o aumento da dose do V30 favoreceu a maior adsorção de Al. Em muitos casos, o aumento da dose do adsorvente pode favorecer uma maior adsorção de elementos-traço pelo aumento da superfície de contato e presença de grupos funcionais disponíveis para ligação (DUWIEJUAH et al., 2020; YAASHIKAA et al., 2020; MOREIRA et al., 2012). Ainda, a adsorção de Al no V30 pode ter sido influenciada pelos grupos funcionais presentes no vermicomposto (WANG et al., 2022), tais como, hidroxila e carboxílicos, entre outros (ZHANG et al., 2020).

Em estudo realizado por Jordão et al. (2010) onde foi avaliado a capacidade de adsorção de elementos-traço em efluente gerado em mina de caulim, utilizando o vermicomposto de dejetos bovinos como adsorvente, foi possível observar que a adsorção de Al e Fe aumentaram conforme aumentou a dose de vermicomposto. Os autores atribuíram que com o aumento da massa do adsorvente resultou em uma maior disponibilidade de grupos reativos aumentando assim os sítios de ligações, o que por sua vez aumentou a adsorção de Fe e Al por exemplo.

No presente estudo a sequência decrescente de adsorção para Fe foi V30>B600>B350>V120, para Zn e Ni foi B600>B350>V120>V30, para Mn foi B600>B350>V30>V120 e para Al foi V30>B350>V120>B600. Deste modo, ao observar os

adsorventes, pode-se constatar que a adsorção de Zn, Mn e Ni, foi maior no B600, e a adsorção de Fe e Al, foi maior para o V30.

6.5 CONCLUSÕES

A temperatura de pirólise e o tempo de vermicompostagem influenciam no potencial de adsorção de Al, Fe, Mn, Ni e Zn em drenagem ácida de mina de carvão. Nos biocarvões, o aumento da temperatura (B600) resulta na maior adsorção de Zn, Ni e Mn. Nos vermicomposto, o menor tempo de vermicompostagem (V30) resulta na maior adsorção de Fe e Al.

6.6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC), à Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) pelo apoio financeiro.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tanto biocarvão quanto o vermicomposto, nos artigos da análise bibliométrica e sistemática, foram promissores na recuperação de áreas afetadas pelas atividades de mineração. Contudo, existem poucas informações a respeito de estudos conduzidos em campo. Considerando-se que o desempenho dos adsorventes em campo pode ser diferente do observado em casa de vegetação recomenda-se que estudos com aplicações destes amenizantes em campo sejam efetuados.

Também foi observado que quando o biocarvão e/ou vermicomposto foram misturados a outros amenizantes, o desempenho foi melhorado na recuperação das áreas afetadas pela atividade de mineração.

A produção de adsorventes por meio de subprodutos que são gerados na agricultura, por exemplo, é um método ecologicamente viável e promissor. Deste modo, é necessário a realização de pesquisas nessa área.

Neste estudo, observou-se que a caracterização é importante para uma avaliação inicial do potencial dos adsorventes na adsorção de elementos-traço e Al em DAM. Deste modo, a caracterização dos adsorventes deve ser considerada em futuros estudos na área.

De acordo com o observado nesta pesquisa, futuros estudos poderiam investigar o potencial de adsorção de elementos-traço e Al em DAM utilizando outros adsorventes em diferentes massas e tempos de contato.

REFERÊNCIAS

- ACHOR, S. et al. Response of organic acid-mobilized heavy metals in soils to biochar application. **Geoderma**, v. 378, p. 114628, 2020.
- ACHARYA, B. S.; KHAREL, Gehendra. Acid Mine Drainage from Coal Mining in the United States—An Overview. **Journal of Hydrology**, p. 125061, 2020.
- AHIRWAL, J.; MAITI, S. K. Assessment of soil properties of different land uses generated due to surface coal mining activities in tropical Sal (*Shorea robusta*) forest, India. **Catena**, v. 140, p. 155-163, 2016.
- ALAM, M. D S. et al. Thermodynamic analysis of nickel (II) and zinc (II) adsorption to biochar. **Environmental science & technology**, v. 52, n. 11, p. 6246-6255, 2018.
- ALCÂNTARA, F. A. de. et al. Composto orgânico à base de esterco bovino e enriquecido com fósforo: como fazer?. Embrapa Arroz e Feijão-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E), 2018.
- ÁLVAREZ, M. L et al. Effects of manure waste biochars in mining soils. **Applied Sciences**, v. 10, n. 10, p. 3393, 2020.
- ALEXANDRE, N. Z. Diagnóstico ambiental da região carbonífera de Santa Catarina: degradação dos recursos naturais. *Revista Tecnologia e Ambiente*, 5(2), 35–50. 1999.
- ALQADAMI, A. A. et al. A magnetic nanocomposite produced from camel bones for an efficient adsorption of toxic metals from water. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 293-304, 2018.
- ANANTHAVALLI, R. et al. Seaweeds as bioresources for vermicompost production using the earthworm, *Perionyx excavatus* (Perrier). **Bioresource technology**, v. 275, p. 394-401, 2019.
- ANDREOLA, A. et al. Ferns and lycophytes in coal mining waste and tailing landfills. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-13, 2022.
- ANTUNES, I. M. H. R. et al. Potential risk assessment in stream sediments, soils and waters after remediation in an abandoned W> Sn mine (NE Portugal). **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 133, p. 135-145, 2016.
- ANAWAR, H. M. et al. Biochar: an emerging panacea for remediation of soil contaminants from mining, industry and sewage wastes. **Pedosphere**, v. 25, n. 5, p. 654-665, 2015.
- AZEVEDO, S. G.; Santos, M.; Antón, J. R. Supply chain of renewable energy: A bibliometric review approach. *Biomass and Bioenergy*, v. 126, p. 70-83, 2019.
- APHA/AWWA/WEF. EATON, A.D. et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association. 1082 p, 2005.

BANDARA, T. et al. Mechanisms for the removal of Cd (II) and Cu (II) from aqueous solution and mine water by biochars derived from agricultural wastes. **Chemosphere**, v. 254, p. 126745, 2020.

BANERJEE, D. Acid drainage potential from coal mine wastes: environmental assessment through static and kinetic tests. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 11, n. 5, p. 1365-1378, 2014.

BANERJEE, S. et al. Biosorptive uptake of Fe²⁺, Cu²⁺ and As⁵⁺ by activated biochar derived from Colocasia esculenta: isotherm, kinetics, thermodynamics, and cost estimation. **Journal of Advanced Research**, v. 7, n. 5, p. 597-610, 2016.

BANERJEE, S. et al. Optimization of Fe²⁺ removal from coal mine wastewater using activated biochar of Colocasia esculenta. **Water Environment Research**, v. 89, n. 9, p. 774-782, 2017.

BENHABYLÈS, L. et al. Biochar and compost effects on the remediative capacities of Oxalis pes-caprae L. growing on mining technosol polluted by Pb and As. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 30133-30144, 2020.

BHAT, S. A.; SINGH, J.; VIG, A. P. Earthworms as organic waste managers and biofertilizer producers. **Waste and biomass valorization**, v. 9, n. 7, p. 1073-1086, 2018.

BHAT, S. A.; SINGH, J.; VIG, A. P. Instrumental characterization of organic wastes for evaluation of vermicompost maturity. **Journal of Analytical Science and Technology**, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2017.

BIANCO, F. et al. The addition of biochar as a sustainable strategy for the remediation of PAH-contaminated sediments. **Chemosphere**, p. 128274, 2020.

BILIBIO, C. et al. Drainage properties of technosols made of municipal solid waste incineration bottom ash and coal combustion residues on potash-tailings piles: A lysimeter study. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123442, 2021.

BOGUSH, A. A.; LAZAREVA, E. V. Behavior of heavy metals in sulfide mine tailings and bottom sediment (Salair, Kemerovo region, Russia). **Environmental Earth Sciences**, v. 64, n. 5, p. 1293-1302, 2011.

BOGUSH, A. A.; VORONIN, VLADIMIR G. Application of a peat-humic agent for treatment of acid mine drainage. **Mine Water and the Environment**, v. 30, n. 3, p. 185-190, 2011.

BOGUSH, A. A. et al. Biomass ashes for acid mine drainage remediation. **Waste and Biomass Valorization**, p. 1-13, 2019.

BONNAIL, E. et al. Biomarker responses of the freshwater clam Corbicula fluminea in acid mine drainage polluted systems. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1659-1668, 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a

Resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário oficial da União**, p. 89-89, 2011.

CAMPOS, M. L. et al. Impactos no solo provocados pela mineração e depósito de rejeitos de carvão mineral. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 9, n. 2, p. 198-205, 2010.

CANTRELL, K. B. et al. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. **Bioresource technology**, v. 107, p. 419-428, 2012.

CAO, X. et al. The distribution of rare earth elements and sources in Maoshitou reservoir affected by acid mine drainage, Southwest China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 202, p. 92-99, 2019.

CAO, Y. et al. Vermicomposting of livestock manure as affected by carbon-rich additives (straw, biochar and nanocarbon): a comprehensive evaluation of earthworm performance, microbial activities, metabolic functions and vermicompost quality. **Bioresource Technology**, v. 320, p. 124404, 2021.

CARDOSO, A. T.; FAN, F. M. A first evaluation of water resource conditions after an environmental reclamation effort at a former degraded coal mining area in Southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 10, p. 1-16, 2021.

CARRILLO-GONZÁLEZ, R. et al. Trace Elements Adsorption from Solutions and Acid Mine Drainage Using Agricultural By-products. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, p. 1-19, 2021.

CELY, P. et al. Agronomic properties of biochars from different manure wastes. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 111, p. 173-182, 2015.

CEOLA, G. **Fungos micorrízicos arbusculares na recuperação de áreas mineradas no Município de Lauro Müller, Sul de Santa Catarina**. Dissertação (Mestrado)-Universidade do Estado de Santa Catarina–UDESC. Lages, p. 97. 2010.

CHAKRABORTY, R. et al. Adsorption of heavy metal ions by various low-cost adsorbents: a review. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 102, n. 2, p. 342-379, 2020.

CHANDRA, A. et al. Impact of open cast coal mining on groundwater quality around Jharia coal field area, India. **Journal of Environmental Science & Engineering**, v. 58, n. 1, p. 65-72, 2016.

CHE, J. et al. Insights into compositional changes of dissolved organic matter during a full-scale vermicomposting of cow dung by combined spectroscopic and electrochemical techniques. **Bioresource technology**, v. 301, p. 122757, 2020.

CHEN, T. et al. Adsorption of heavy metals by sludge-based biochar. *J. Tsinghua Univ.(Sci. Technol.)*, v. 54, p. 1062-1067, 2014.

CHOPARD, A. et al. A contribution to improve the calculation of the acid generating

potential of mining wastes. **Chemosphere**, v. 175, p. 97-107, 2017.

CONAB. Companhia Nacional de abastecimento: Acompanhamento da safra brasileira de grãos- Safra 2021/2022. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos>. 2022.

Copyright: Journal Citation Reports®, Clarivate Analytics.

COTTA, J.A.O. et al. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, n. 1, p.65-78, 2015.

DAI, S. et al. Effects of biochar amendments on speciation and bioavailability of heavy metals in coal-mine-contaminated soil. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 24, n. 7, p. 1887-1900, 2018.

DAI, Z. et al. The potential feasibility for soil improvement, based on the properties of biochars pyrolyzed from different feedstocks. **Journal of soils and sediments**, v. 13, n. 6, p. 989-1000, 2013.

DAS, S. K. et al. Morpho-mineralogical exploration of crop, weed and tree derived biochar. **Journal of Hazardous Materials**, v. 407, p. 124370, 2021.

DEVI, C.; KHWAIRAKPAM, M. Bioconversion of Lantana camara by vermicomposting with two different earthworm species in monoculture. **Bioresource technology**, v. 296, p. 122308, 2020.

DIATTA, A. A. et al. Effects of biochar on soil fertility and crop productivity in arid regions: a review. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, n. 14, p. 1-17, 2020.

DIETRICH, S. T. et al. Building a better soil for upland surface mine reclamation in northern Alberta: Admixing peat, subsoil, and peat biochar in a greenhouse study with aspen. **Canadian journal of soil science**, v. 97, n. 4, p. 592-605, 2017.

DIETRICH, S. T.; MACKENZIE, M. Derek. Biochar affects aspen seedling growth and reclaimed soil properties in the Athabasca oil sands region. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 98, n. 3, p. 519-530, 2018.

DOLD, B. Acid rock drainage prediction: A critical review. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 172, p. 120-132, 2017.

DOMÍNGUEZ, J. State of the art and new perspectives in vermicomposting research. **Earthworm Ecology**. p. 401-425. In: C. A. Edwards (ed). CRC Press. Boca Raton, 2004.

DOMÍNGUEZ-HAYDAR, Y. et al. Assessment of soil fauna footprints at a rehabilitated coal mine using micromorphology and near infrared spectroscopy (NIRS). **Geoderma**, v. 313, p. 135-145, 2018.

DUTTA, M. et al. Acid mine drainage in an Indian high-sulfur coal mining area: Cytotoxicity assay and remediation study. **Journal of hazardous materials**, v. 389, p. 121851, 2020.

DUWIEJUAH, A. B. et al. Review of biochar properties and remediation of metal pollution of water and soil. **Journal of Health and Pollution**, v. 10, n. 27, 2020.

ESSANDOH, M. et al. Sorptive removal of salicylic acid and ibuprofen from aqueous solutions using pine wood fast pyrolysis biochar. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 219-227, 2015.

EPAGRI. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina: 2020-2021. Disponível em: <
https://docweb.epagri.sc.gov.br/website_cepa/publicacoes/Sintese_2020_21.pdf
>Florianópolis: Epagri/Cepa, 2021.

FENG, Q. et al. Chemical characteristics and utilization of coal mine drainage in China. **Mine Water and the Environment**, v. 33, n. 3, p. 276-286, 2014.

FERNÁNDEZ-GÓMEZ, M. J. et al. Application of a set of complementary techniques to understand how varying the proportion of two wastes affects humic acids produced by vermicomposting. **Waste Management**, v. 35, p. 81-88, 2015.

FERREIRA, P. A. A. et al. Soil amendment as a strategy for the growth of young vines when replanting vineyards in soils with high copper content. **Plant Physiology and Biochemistry**, 2018.

FERREIRA, R. A. et al. Assessing local acid mine drainage impacts on natural regeneration-revegetation of São Domingos mine (Portugal) using a mineralogical, biochemical and textural approach. **Science of The Total Environment**, v. 755, p. 142825, 2021.

FORJÁN, R. et al. Comparison of the effects of compost versus compost and biochar on the recovery of a mine soil by improving the nutrient content. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 183, p. 46-57, 2017.

GAO, P. et al. Characterization of iron-metabolizing communities in soils contaminated by acid mine drainage from an abandoned coal mine in Southwest China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 10, p. 9585-9598, 2019.

GASCÓ, G. et al. Biochars and hydrochars prepared by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of pig manure. **Waste management**, v. 79, p. 395-403, 2018.

GHOSH, D.; MAITI, S. K. Effect of invasive weed biochar amendment on soil enzymatic activity and respiration of coal mine spoil: a laboratory experiment study. **Biochar**, p. 1-15, 2021.

GHOSH, D.; MASTO, R. E.; MAITI, S. K. Ameliorative effect of Lantana camara biochar on coal mine spoil and growth of maize (*Zea mays*). **Soil Use and Management**, v. 36, n. 4, p. 726-739, 2020.

GIACHINI, A. J. et al. Microbially-enriched poultry litter-derived biochar for the treatment of acid mine drainage. **Archives of microbiology**, v. 200, n. 8, p. 1227-1237, 2018.

GÓMEZ-BRANDÓN, M. et al. Temporal dynamics of bacterial communities in a pilot-scale vermireactor fed with distilled grape marc. **Microorganisms**, v. 8, n. 5, p. 642, 2020.

GUO, W.; PARIZEK, R. R.; ROSE, A. W. The role of thermal convection in resupplying O₂ to strip coal-mine spoil. **Soil Science**, v. 158, n. 1, p. 47-55, 1994.

GUPTA, R.; GARG, V. K. Vermiremediation and nutrient recovery of non-recyclable paper waste employing *Eisenia fetida*. **Journal of hazardous materials**, v. 162, n. 1, p. 430-439, 2009.

GUPTA, V. et al. Shallow floating treatment wetland capable of sulfate reduction in acid mine drainage impacted waters in a northern climate. **Journal of Environmental Management**, v. 263, p. 110351, 2020.

HAMEDI, A.; ZARABI, M.; MAHDAVI, S. Comparative Study on the Effect of Common Ions on Zn²⁺ and Cu²⁺ Adsorption by Cattle Manure Vermicompost (VC) and VC-amended Soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, n. 22, p. 2821-2836, 2021.

HAROON, B. et al. Characterization of heavy metal in soils as affected by long-term irrigation with industrial wastewater. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 9, n. 1, p. 47-56, 2019.

HASHEM, A. et al. Utilization of low-cost sugarcane waste for the adsorption of aqueous Pb (II): kinetics and isotherm studies. **Current Research in Green and Sustainable Chemistry**, v. 4, p. 100056, 2021.

HE, X. et al. Vermicompost as a natural adsorbent: evaluation of simultaneous metals (Pb, Cd) and tetracycline adsorption by sewage sludge-derived vermicompost. **Environmental Science & Pollution Research**, v. 24, n. 9, 2017.

HUARACA-FERNANDEZ, J. N. et al. Enmiendas orgánicas en la inmovilización de cadmio en suelos agrícolas contaminados: una revisión. **Información tecnológica**, v. 31, n. 4, p. 139-152, 2020.

HUBBARD, C. G.; BLACK, S.; COLEMAN, M. L. Aqueous geochemistry and oxygen isotope compositions of acid mine drainage from the Río Tinto, SW Spain, highlight inconsistencies in current models. **Chemical Geology**, v. 265, n. 3-4, p. 321-334, 2009.

HUSSAIN, Z. et al. Bioaccumulation of potentially toxic elements in spinach grown on contaminated soils amended with organic fertilizers and their subsequent human health risk. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, n. 18, p. 1-9, 2020.

IBGE. Censo Agropecuário: Dados preliminares. Disponível em: <<https://censoagro2017.ibge.gov.br/>>, 2017.

IMPACT FACTOR, *5-Year Impact Factor*, and *Journal Citation Reports®*, are copyright Clarivate Analytics.

INAP. International Network for Acid Prevention. **The Global Acid Rock Drainage Guide**. <http://www.gardguide.com>. Mine Water Environ, 2014.

IPPOLITO, J. A. et al. Biochars reduce mine land soil bioavailable metals. **Journal of environmental quality**, v. 46, p. 411-419, 2017.

JAIN, S. et al. Toxicity assessment of *Bacopa monnieri* L. grown in biochar amended extremely acidic coal mine spoils. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 211-219, 2017.

JANU, R. et al. Biochar surface functional groups as affected by biomass feedstock, biochar composition and pyrolysis temperature. **Carbon Resources Conversion**, v. 4, p. 36-46, 2021.

JORDÃO, C. P. et al. A study on Al (III) and Fe (II) ions sorption by cattle manure vermicompost. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 210, n. 1, p. 51-61, 2010.

JORDÃO, C. P. et al. Zn (II) adsorption from synthetic solution and kaolin wastewater onto vermicompost. **Journal of hazardous materials**, v. 162, n. 2-3, p. 804-811, 2009.

JOSEPH, S. et al. Immobilization of heavy metals in contaminated soil after mining activity by using biochar and other industrial by-products: the significant role of minerals on the biochar surfaces. **Environmental technology**, 2018.

KADNIKOV, V. V. et al. Selection of a microbial community in the course of formation of acid mine drainage. **Microbiology**, v. 88, n. 3, p. 292-299, 2019.

KAMALI, M. et al. Biochar for Soil Applications-Sustainability Aspects, Challenges and Future Prospects. **Chemical Engineering Journal**, p. 131189, 2021.

KAMEIA, G.; OHMOTOB, H.. The kinetics of reactions between pyrite and O₂-bearing water revealed from in situ monitoring of DO, Eh and pH in a closed system. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 64, n. 15, p. 2585-2601, 2000.

KARMEGAM, N. et al. Vermicomposting of paper industry sludge with cowdung and green manure plants using *Eisenia fetida*: A viable option for cleaner and enriched vermicompost production. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 718-728, 2019.

KAUR, G. et al. Alternative neutralisation materials for acid mine drainage treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, p. 46-58, 2018.

KHALID, S. et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. 247-268, 2017.

KHAN, A. Z. et al. Biochar efficacy for reducing heavy metals uptake by Cilantro (*Coriandrum sativum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) to minimize human health risk. **Chemosphere**, v. 244, p. 125543, 2020.

KHAN, M. A. et al. The influence of various organic amendments on the bioavailability and plant uptake of cadmium present in mine-degraded soil. **Science of the total environment**, v. 636, p. 810-817, 2018.

KHARYTONOV, M. et al. Estimation of the Biochar Effect on Annual Energy Crops Grown in Post-Mining Lands. **Ecological Engineering & Environmental Technology**, v. 22, 2021.

- KHATUA, C. et al. Dynamics of organic matter decomposition during vermicomposting of banana stem waste using *Eisenia fetida*. **Waste Management**, v. 79, p. 287-295, 2018.
- KIM, H-S. et al. Effect of biochar on heavy metal immobilization and uptake by lettuce (*Lactuca sativa* L.) in agricultural soil. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 2, p. 1249-1259, 2015.
- KIM, D-M. et al. Signature of oxygen and sulfur isotopes of sulfate in ground and surface water reflecting enhanced sulfide oxidation in mine areas. **Applied Geochemistry**, v. 100, p. 143-151, 2019.
- KONG, J. et al. Efficiency of biochar, nitrogen addition, and microbial agent amendments in remediation of soil properties and microbial community in Qilian Mountains mine soils. **Ecology and Evolution**, 2021.
- KWAK, J. H. et al. Biochar properties and lead (II) adsorption capacity depend on feedstock type, pyrolysis temperature, and steam activation. **Chemosphere**, v. 231, p. 393-404, 2019.
- KWOCZYNSKI, Z.; ČMELÍK, J. Characterization of biomass wastes and its possibility of agriculture utilization due to biochar production by torrefaction process. **Journal of Cleaner Production**, v. 280, p. 124302, 2021.
- KWON, G. et al. A review of recent advancements in utilization of biomass and industrial wastes into engineered biochar. **Journal of Hazardous Materials**, v. 400, p. 123242, 2020.
- LACERDA, A. et al. **A técnica de compostagem e seu uso na agricultura**. Departamento de solos e nutrição de plantas, Piracicaba, 2012.
- LEBRUN, M. et al. Effect of biochar amendments on As and Pb mobility and phytoavailability in contaminated mine technosols phytoremediated by *Salix*. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. 149-156, 2017.
- LI, D-C.; JIANG, H. The thermochemical conversion of non-lignocellulosic biomass to form biochar: a review on characterizations and mechanism elucidation. **Bioresource technology**, v. 246, p. 57-68, 2017.
- LI, G. et al. Biochars induced modification of dissolved organic matter (DOM) in soil and its impact on mobility and bioaccumulation of arsenic and cadmium. **Journal of hazardous materials**, v. 348, p. 100-108, 2018.
- LI, Y. et al. Qualitative and quantitative correlation of physicochemical characteristics and lead sorption behaviors of crop residue-derived chars. **Bioresource technology**, v. 270, p. 545-553, 2018.
- LI, H. et al. Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. **Chemosphere**, v. 178, p. 466-478, 2017.
- LIM, S. L.; WU, T. Y. Determination of maturity in the vermicompost produced from palm oil mill effluent using spectroscopy, structural characterization and thermogravimetric

analysis. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 515-519, 2015.

LIM, S. L.; LEE, L. H.; WU, T. Y. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 111, p. 262-278, 2016.

LIM, S. L.; WU, T. Y. Characterization of matured vermicompost derived from valorization of palm oil mill byproduct. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 64, n. 8, p. 1761-1769, 2016.

LIU, Y. et al. Effects of biochar amendment on bacterial and fungal communities in the reclaimed soil from a mining subsidence area. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 33, p. 34368-34376, 2019.

LIU, Y. et al. Effects of biochar application on the abundance and community composition of denitrifying bacteria in a reclaimed soil from coal mining subsidence area. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 1218-1224, 2018.

LUO, Y. et al. Pyrolysis temperature during biochar production alters its subsequent utilization by microorganisms in an acid arable soil. **Land Degradation & Development**, v.29, n. 7, p. 2183-2188, 2018.

MAMVURA, T. A.; DANHA, G. Biomass torrefaction as an emerging technology to aid in energy production. **Heliyon**, v. 6, n. 3, p. e03531, 2020.

MAPA. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa nº 61, de 8 de Julho de 2020. **Diário Oficial da União**, Brasília, v. 134, p. 5-5, 2020.

MELLO, de. J. W.V.; DUARTE, H. A.; LADEIRA, A. C. Q. Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina. **Cadernos Temáticos de Química nova na escola**, v. 8, p. 24-29, 2014.

MENDES, L. A. et al. Role of Organic Matter in the Adsorption/Desorption of Cr, Cu and Pb in Competitive Systems in Two Different Soils. **Open Access Library Journal**, v. 1, n. 07, p. 1, 2014.

MILLER, V. S.; NAETH, M. A. Amendments and substrates to develop anthroposols for northern mine reclamation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 97, n. 2, p. 266-277, 2017.

MITCHELL, K. et al. Mobility of As, Cr and Cu in a contaminated grassland soil in response to diverse organic amendments; a sequential column leaching experiment. **Applied Geochemistry**, v. 88, p. 95-102, 2018.

MOCHIDZUKI, K. et al. Electrical and physical properties of carbonized charcoals. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 42, n. 21, p. 5140-5151, 2003.

MONGA, D. et al. Engineered biochar: A way forward to environmental remediation. **Fuel**, p. 122510, 2021

- MOODLEY, I. et al. Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. **Minerals Engineering**, v. 126, p. 207-220, 2018.
- MOREIRA, D. A. et al. Estudo da adsorção simultânea de cobre, níquel e zinco por vermicomposto utilizando planejamento fatorial. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 9, n. 2, 2012.
- MOSES, C. O. et al. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 51, n. 6, p. 1561-1571, 1987.
- MOVASAGHI, Z.; REHMAN, S.; UR REHMAN, D. I. Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy of biological tissues. **Applied Spectroscopy Reviews**, v. 43, n. 2, p. 134-179, 2008.
- MUEGUE, L. C. D.; GONZÁLEZ, J. C. A.; MESA, G. P. Characterization and potential use of biochar for the remediation of coal mine waste containing efflorescent salts. **Sustainability**, v. 9, n. 11, p. 2100, 2017.
- MUNIR, M. A. M. et al. Synergistic effects of biochar and processed fly ash on bioavailability, transformation and accumulation of heavy metals by maize (*Zea mays* L.) in coal-mining contaminated soil. **Chemosphere**, v. 240, p. 124845, 2020.
- MUPAMBWA, H. A.; MNKENI, P. N. S. Optimizing the vermicomposting of organic wastes amended with inorganic materials for production of nutrient-rich organic fertilizers: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 11, p. 10577-10595, 2018.
- NADA, W. M. et al. Effect of vermicompost on soil and plant properties of coal spoil in the Lusatian region (Eastern Germany). **Communications in soil science and plant analysis**, v. 42, n. 16, p. 1945-1957, 2011.
- NAIDU, G. et al. A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage. **Environmental pollution**, v. 247, p. 1110-1124, 2019.
- NAUSHAD, M. et al. Adsorption of textile dye using para-aminobenzoic acid modified activated carbon: Kinetic and equilibrium studies. **Journal of Molecular Liquids**, v. 296, p. 112075, 2019.
- NAWAB, J. et al. Minimizing the risk to human health due to the ingestion of arsenic and toxic metals in vegetables by the application of biochar, farmyard manure and peat moss. **Journal of environmental management**, v. 214, p. 172-183, 2018.
- NAWAB, J. et al. Organic amendments impact the availability of heavy metal (loid) s in mine-impacted soil and their phytoremediation by *Penisitum americanum* and *Sorghum bicolor*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 3, p. 2381-2390, 2016.
- NAWAB, J. et al. Quantification of heavy metals in mining affected soil and their bioaccumulation in native plant species. **International journal of Phytoremediation**, v. 17, n. 9, p. 801-813, 2015.

NEAMTIU, I. A. et al. Metal contamination in environmental media in residential areas around Romanian mining sites. **Reviews on Environmental Health**, v. 32, n. 1-2, p. 215-220, 2017.

NIAZI, N. K. et al. Arsenic removal by Japanese oak wood biochar in aqueous solutions and well water: investigating arsenic fate using integrated spectroscopic and microscopic techniques. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1642-1651, 2018.

NUNEN, K. V. et al. Bibliometric analysis of safety culture research. **Safety Science**, v. 108, p. 248-258, 2018.

PAGANI, R. N.; KOVALESKI, J. L.; RESENDE, L. M. Methodi Ordinatio: a proposed methodology to select and rank relevant scientific papers encompassing the impact factor, number of citation, and year of publication. **Scientometrics**, v. 105, n. 3, p. 2109-2135, 2015.

PARADELO, R. et al. A pot experiment with mixtures of slate processing fines and compost. **Geoderma**, v. 141, n. 3-4, p. 363-369, 2007.

PARADELO, R. et al. Potential use of composts and vermicomposts as low-cost adsorbents for dye removal: an overlooked application. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 21, p. 21085-21097, 2019.

PARK, I. et al. A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. **Chemosphere**, v. 219, p. 588-606, 2019.

PARK, J-H. et al. Cadmium adsorption characteristics of biochars derived using various pine tree residues and pyrolysis temperatures. **Journal of colloid and interface science**, v. 553, p. 298-307, 2019b.

PAULA, V. R. de. et al. Uso de biofertilizante como agente promotor da bioeconomia na agropecuária. In: Embrapa Gado de Leite-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 7., 2020. Anais... Gramado: UFRGS, 2020., 2020.

PAZ-FERREIRO, J. et al. Interactive effects of biochar and the earthworm *Pontoscolex corethrurus* on plant productivity and soil enzyme activities. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 3, p. 483-494, 2014.

QI, F. et al. Cadmium solubility and bioavailability in soils amended with acidic and neutral biochar. **Science of The Total Environment**, v. 610, p. 1457-1466, 2018.

QIU, B. et al. Biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal: a review. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 155, p. 105081, 2021.

QUIROZ-MOJICA, L. J. et al. Biochar effect, mycorrhizae and *Guazuma ulmifolia*, in early mining soil rehabilitation stages. **Terra Latinoamericana**, v. 39, 2021.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RAMOS, R. F. et al. Vermicomposting of cow manure: Effect of time on earthworm biomass and chemical, physical, and biological properties of vermicompost. **Bioresource Technology**, v. 345, p. 126572, 2022.

REDDY, K. J.; WANG, L.; GLOSS, S. P. Solubility and mobility of copper, zinc and lead in acidic environments. **Plant and Soil**, v. 171, n. 1, p. 53-58, 1995.

RIZZO, Erika et al. Comparison of international approaches to sustainable remediation. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 4-17, 2016.

REN, C. et al. Performance of the emerging biochar on the stabilization of potentially toxic metals in smelter-and mining-contaminated soils. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-11, 2020.

RIOS-MONTES, K. et al. Response of Rhizobacterial Community to Biochar Amendment in Coal Mining Soils with *Brachiaria Decumbens* as Pioneer Plant. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, v. 29, n. 1, p. 26-42, 2020.

ROBERTS, D. A. et al. Algal biochar enhances the re-vegetation of stockpiled mine soils with native grass. **Journal of environmental management**, v. 161, p. 173-180, 2015.

RODRÍGUEZ-GALÁN, M. et al. Remediation of acid mine drainage. **Environmental Chemistry Letters**, p. 1-10, 2019.

RODRIGUEZ-VILA, A. et al. Trace Element Solubility in A Compost-Biochar Reclaimed Mine Soil. **Fresenius Environ. Bull**, v. 28, n. 5, p. 3617-3625, 2019.

ROY, R. et al. Additions of optimum water, spent mushroom compost and wood biochar to improve the growth performance of *Althaea rosea* in drought-prone coal-mined spoils. **Journal of Environmental Management**, v. 295, p. 113076, 2021.

ROY, R. et al. Optimal water and fertilizer applications improve growth of *Tamarix chinensis* in a coal mine degraded area under arid conditions. **Physiologia Plantarum**, v. 172, n. 2, p. 371-390, 2020.

SALAM, A. et al. Rice straw-and rapeseed residue-derived biochars affect the geochemical fractions and phytoavailability of Cu and Pb to maize in a contaminated soil under different moisture content. **Journal of environmental management**, v. 237, p. 5-14, 2019.

SANCHEZ-HERNANDEZ, J. C.; DOMÍNGUEZ, J. Dual role of vermicomposting in relation to environmental pollution. **Bioremediation of Agricultural Soils**; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, p. 217, 2019.

SANTANA, N. A et al. Vermicompost dose and mycorrhization determine the efficiency of copper phytoremediation by *Canavalia ensiformis*. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-15, 2018.

SANTANA, N. A. et al. Interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and vermicompost on copper phytoremediation in a sandy soil. **Applied Soil Ecology**, v. 96, p. 172-182, 2015.

SARMA, J., MAHIUDDIN, S. “Specific ion effect on the point of zero charge of α -alumina and on the adsorption of 3,4-dihydroxybenzoic acid onto α -alumina surface”, *Colloids Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 457, p. 419–424, 2014.

SCHMIDT, H. P. et al. **European biochar certificate-guidelines for a sustainable production of biochar**. 2016.

Scopus, 2015. Scopus: Quick reference guide.

SEABRA, D.; CALDEIRA-PIRES, A. The thermodynamic rarity concept: A systematic review. **Ecological Indicators**, v. 108, p. 105689, 2020.

SEN, S.; KUMAR, V.; SEN, P. Feasibility of *Cymbopogon citratus* (DC) ex nees in revegetation of coal mine overburden dumps-a study. **J Mines Met Fuels**, v. 62, p. 96-104, 2014.

SEN, S.; KUMAR, V. Evaluating soil quality and bioefficacy study of *Cajanus cajan* L. in coal mine-degraded land. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 40, n. 4, p. 499-511, 2016.

SHARMA, K.; GARG, V. K. Vermicomposting: a green technology for organic waste management. **Waste to wealth**. Springer, Singapore, 2018. p. 199-235.

SIEDT, M. et al. Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. **Science of The Total Environment**, v. 751, p. 141607, 2021.

SIGUA, G. C. et al. Phytostabilization of Zn and Cd in mine soil using corn in combination with biochars and manure-based compost. **Environments**, v. 6, n. 6, p. 69, 2019.

SILVA, F. M. da. et al. Adsorção do corante têxtil azul de remazol R por pseudocaule da bananeira (*Musa* sp). **Cadernos de Pesquisa**, v. 17, n. 3, 2011.

SILVA, L. F. O et al. Study of environmental pollution and mineralogical characterization of sediment rivers from Brazilian coal mining acid drainage. **Science of the total environment**, v. 447, p. 169-178, 2013.

SKOUSEN, J. G.; ZIEMKIEWICZ, P. F.; MCDONALD, L. M. Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. **The Extractive Industries and Society**, v. 6, n. 1, p. 241-249, 2019.

SONG, Y. et al. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. **Science of the Total Environment**, v. 610, p. 391-401, 2018.

SOOBHANY, N. et al. Spectroscopic, thermogravimetric and structural characterization analyses for comparing Municipal Solid Waste composts and vermicomposts stability and maturity. **Bioresource technology**, v. 236, p. 11-19, 2017.

- SRIVASTAVA, V. et al. Analysis and advanced characterization of municipal solid waste vermicompost maturity for a green environment. **Journal of environmental management**, v. 255, p. 109914, 2020.
- TOMIYAMA, S. et al. Acid mine drainage sources and hydrogeochemistry at the Yatani mine, Yamagata, Japan: A geochemical and isotopic study. **Journal of contaminant hydrology**, v. 225, p. 103502, 2019.
- UEBEL, A. et al. PROCESSOS DE REMEDIAÇÃO DO SOLO CONTAMINADO COM CHUMBO. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, 2017.
- VISCONTI, D. et al. Use of Brassica juncea and Dactylis glomerata for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. **Chemosphere**, v. 260, p. 127661, 2020.
- VISENTIN, C. et al. Application of life cycle assessment as a tool for evaluating the sustainability of contaminated sites remediation: A systematic and bibliographic analysis. **Science of The Total Environment**, v. 672, p. 893-905, 2019.
- WANG, C.; WANG, H. Pb (II) sorption from aqueous solution by novel biochar loaded with nano-particles. **Chemosphere**, v. 192, p. 1-4, 2018.
- WANG, F. et al. Using cow dung and mineral vermireactors to produce vermicompost for use as a soil amendment to slow Pb²⁺ migration. **Applied Soil Ecology**, v. 170, p. 104299, 2022.
- WANG, J.; WANG, S. Preparation, modification and environmental application of biochar: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 227, p. 1002-1022, 2019.
- WANG, S. et al. Remediation of biochar on heavy metal polluted soils. **Earth and Environmental Science**, 2018.
- WEBER, K.; QUICKER, P. Properties of biochar. **Fuel**, v. 217, p. 240-261, 2018.
- WILLIAMSON, M. A.; RIMSTIDT, J. D. The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 58, n. 24, p. 5443-5454, 1994.
- XIN, R. et al. Contrasting seasonal variations of geochemistry and microbial community in two adjacent acid mine drainage lakes in Anhui Province, China. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115826, 2021.
- XIONG, J. et al. Effect of Biochar on Soil Temperature under High Soil Surface Temperature in Coal Mined Arid and Semiarid Regions. **Sustainability**, v. 12, n. 19, p. 8238, 2020.
- YAASHIKAA, P. R. et al. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. **Biotechnology Reports**, v. 28, p. e00570, 2020.
- YAM, F. Y. Fertility values of organic wastes in colliery spoil reclamation. **Conservation & recycling**, v. 7, n. 2-4, p. 235-247, 1984.

YANG, X. et al. Effect of gasification biochar application on soil quality: Trace metal behavior, microbial community, and soil dissolved organic matter. **Journal of hazardous materials**, v. 365, p. 684-694, 2019.

YUAN, J. H.; XU, R. K.; ZHANG, H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. **Bioresource technology**, v. 102, n. 3, p. 3488-3497, 2011.

ZHANG, X. et al. Biochar addition combined with daily fertigation improves overall soil quality and enhances water-fertilizer productivity of cucumber in alkaline soils of a semi-arid region. **Geoderma**, v. 363, p. 114170, 2020a.

ZHANG, Q. et al. Rehabilitation effect of the combined application of bamboo biochar and coal ash on ion-adsorption-type rare earth tailings. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, p. 3351-3357, 2020b.

ZHANG, W. et al. Comparative study on Pb²⁺ removal from aqueous solutions using biochars derived from cow manure and its vermicompost. **Science of the Total Environment**, v. 716, p. 137108, 2020c.

ZHANG, M. et al. Preparation and characterization of a novel magnetic biochar for arsenic removal. **Bioresource technology**, v. 130, p. 457-462, 2013.

ZHOU, Y. et al. Production and beneficial impact of biochar for environmental application: A comprehensive review. **Bioresource Technology**, v. 337, p. 125451, 2021.

ZHU, W. et al. Comparative adsorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ by cow manure and its vermicompost. **Environmental Pollution**, v. 227, p. 89-97, 2017.