



KARLA DANIELLE RODRIGUES PINHEIRO

**BIOCARVÃO DE CASCA DE PEQUI: DESEMPENHO COMO
REMEDIADOR DOS EFEITOS DA SALINIDADE DA ÁGUA
DE IRRIGAÇÃO**

**LAVRAS – MG
2023**

KARLA DANIELLE RODRIGUES PINHEIRO

**BIOCARVÃO DE CASCA DE PEQUI: DESEMPENHO COMO REMEDIADOR DOS
EFEITOS DA SALINIDADE DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Irrigação e Drenagem, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

**LAVRAS – MG
2023**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Pinheiro, Karla Danielle Rodrigues.

Biocarvão de casca de pequi: desempenho como remediador dos efeitos da salinidade da água de irrigação / Karla Danielle Rodrigues Pinheiro. - 2023.

117 p. : il.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Biocarvão. 2. Qualidade da água de irrigação. 3. Condutividade hidráulica. I. Fia, Ronaldo. II. Título.

KARLA DANIELLE RODRIGUES PINHEIRO

**BIOCARVÃO DE CASCA DE PEQUI: DESEMPENHO COMO REMEDIADOR DOS
EFEITOS DA SALINIDADE DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO**

**PEQUI BARK BIOCHAR: PERFORMANCE AS A REMEDIATOR OF THE
IRRIGATION WATER SALINITY EFFECTS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Irrigação e Drenagem, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 24 de fevereiro de 2023.

Dr. Ronaldo Fia: UFLA

Dr. Mateus Pimentel de Matos UFLA

Dr. Edson de Oliveira Vieira UFMG

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

**LAVRAS – MG
2023**

*À minha família, por todo incentivo e
contribuição para a concretização de mais
uma importante etapa em minha trajetória e
início de um novo ciclo.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, o maior orientador da vida, e à Nossa Senhora, a grande intercessora. Agradeço pelo amparo, força e discernimento nos momentos mais turbulentos dessa jornada.

Aos meus pais, Sandoval Pinheiro e Maria Zélia Rodrigues, aos meus irmãos, Walber e Ana Paula e à Vanessa, pilares da minha vida. Obrigada pela compreensão nos meus momentos de ausência dedicados aos estudos, pelo incondicional apoio e carinho, ainda que distantes. Obrigada por acreditarem quando eu mesma não achei ser possível.

À Universidade Federal de Lavras e, especialmente, ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, seu corpo docente, administrativo, demais funcionários e colegas que me proporcionaram a oportunidade de vivenciar experiências de profundo aprendizado profissional e pessoal.

Ao laboratório de Engenharia Ambiental, agradeço por subsidiarem a estrutura necessária para concretização deste trabalho. Agradeço ao corpo técnico, Juliana e Lorena, à Ingryd, pela amizade, incessante ajuda e pelos feriados abdicados em prol da pesquisa. Aos demais colegas que se tornaram amigos ao longo dessa jornada, Laís, Livia e Thainara, gratidão.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo subsídio financeiro durante o período de curso, contribuindo ativamente com o suporte necessário para o êxito desta pesquisa.

Agradeço ao meu orientador Ronaldo Fia, sem o qual este trabalho não seria possível. Obrigada pelo empenho e paciência diária à arte de ensinar e orientar em meio às adversidades e limitações do meio acadêmico e científico. Agradeço por nos instigar a realizar e transcender.

A todos que acreditaram e contribuíram para a concretização dos meus ideais, meus sinceros agradecimentos. Obrigada, ainda, àqueles que julgaram não ser possível, pois são nos momentos mais árduos que encontramos força para superar o impossível.

*“Que o medo dos tropeços não lhe impeça de correr.
Que o medo de errar não lhe impeça de aprender.
E que o medo da vida não lhe impeça de viver.
Se há medo, meu amigo, é sinal para enfrentar. ”*

(Bráulio Bessa)

RESUMO

Aliada à disponibilidade hídrica, a qualidade da água torna-se um fator determinante a ser considerado nos sistemas agrícolas irrigados, cuja análise permite prever a viabilidade de sua aplicação, sobretudo quanto aos efeitos deletérios decorrentes da salinidade no sistema solo-água-plantas. Nesta perspectiva, objetivou-se a avaliação do biocarvão obtido a partir da casca do pequi (*Caryocar brasiliense*), como uma alternativa mitigadora aos efeitos ocasionados pelo uso da água salina na irrigação. Para isso, foram produzidos três biocarvões: sem modificação química (BC) e ativado em duas proporções de magnésio, 1:20 (BCA-20) e 1:5 (BCA-5) (resíduo/MgCl₂), em três classes granulométricas distintas (G1 < 0,5 mm; 0,5 < G2 < 1,0 mm e 1,0 < G3 < 2,0 mm). Os ensaios foram realizados em duas fases experimentais: em meio aquoso e em matriz solo, sob diferentes condições de aplicação. Por meio de ensaios adsorptivos, na primeira fase do estudo, os biocarvões de granulometria intermediária foram analisados em quatro níveis de aplicação (0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 g) em água salina sintética, com condutividade elétrica (CE) de 4,5 dS m⁻¹. A partir de ensaios, foi avaliado o percentual de redução de sódio (Na⁺) e calculada a razão de adsorção de sódio (RAS) dos extratos finais. A segunda fase do estudo foi conduzida em colunas individuais de solo, de textura argilosa, condicionadas com os respectivos tratamentos a uma taxa de aplicação de 1% (m/m) em relação à massa de solo. Além disso, a fim de comparação, tratamentos adicionais relativos à aplicação de magnésio (Mg) sólido e em solução, foram avaliados. A partir da simulação de irrigação com a água salina sintética, por meio de ensaio de lixiviação, avaliou-se a influência simultânea entre os níveis granulométricos, em função dos biocarvões, e tempo de interação dos tratamentos (incubados e sem incubação). Foram avaliados, portanto, os efeitos aos atributos do solo: condutividade hidráulica (K₀), argila dispersa em água (ADA), CE e pH. Ainda, dois testes adicionais foram estabelecidos: a aplicação do BCA-20_{G2} sob duas dosagens (1 e 4%); e a comparação da influência da água salina, destilada e de abastecimento, quando aplicadas ao solo. Para os testes em meio aquoso, foi observado baixo percentual de adsorção de Na⁺, com remoção máxima de 9,8% para o BC. Em contrapartida, o BCA-5 proporcionou a redução da RAS de até 76%, proporcional ao incremento das doses utilizadas, porém com aumento da CE do extrato em até 14 dS m⁻¹. Em matriz solo, a incorporação dos biocarvões, em geral, promoveu melhorias satisfatórias, sobretudo os biocarvões BC em maior classe granulométrica. Os valores de K₀ alcançaram 76 cm h⁻¹ quando não incubados e 52 cm h⁻¹ quando em maior tempo de contato. Os tratamentos controle, sem biocarvão, por sua vez, apresentaram valores inferiores, 38 e 21 cm h⁻¹, respectivamente. Para os solos incubados, houve o aumento de 93,8% do pH, estando esta variação associada principalmente à correção prévia da acidez solo por meio de calagem. Em relação aos efeitos dispersivos da argila, os tratamentos não conferiram influência na atenuação da ADA e não foram verificadas melhorias satisfatórias ao solo pela aplicação do Mg. Para os testes adicionais, foi observada baixa influência quanto a variação de dosagem e proporções de ativação avaliadas (BCA-5_{G2} e BCA-20_{G2}). Por fim, a aplicação da água salina de irrigação, quando comparada às demais, resultou na redução de K₀, além do aumento de 0,83 dS m⁻¹ à CE do solo, refletindo em alto potencial de salinização. Sob uma perspectiva geral, a aplicação dos biocarvões se mostrou favorável aos fins objetivados.

Palavras-chave: Água salina. *Caryocar brasiliense*. Qualidade da água de irrigação. Condutividade hidráulica. Condicionante do solo.

ABSTRACT

Allied to water availability, water quality is a determining factor to be considered in irrigated agricultural systems, whose analysis allows predicting the feasibility of its application, especially regarding the deleterious effects resulting from salinity in the soil-water-plant system. In this perspective, the objective was to evaluate the pequi bark biochar (*Caryocar brasiliense*), as an alternative to mitigate the effects caused by the use of saline water in irrigation. For this, three biochars were produced: without chemical modification (BC) and activated in two proportions of magnesium, 1:20 (BCA-20) and 1:5 (BCA-5) (residue/ $MgCl_2$), in three granulometric classes ($G_1 < 0.5$ mm; $0.5 < G_2 < 1.0$ mm and $1.0 < G_3 < 2.0$ mm). The tests were carried out in two phases: in aqueous and in soil matrix, using different application conditions. Through adsorptive tests, in the first phase of the study, biochars of intermediate granulometry were analyzed at four levels of application (0.5; 1.0; 1.5 and 2.0 g) in synthetic saline water, with electrical conductivity (EC) of 4.5 4,5 $dS\ m^{-1}$. Based on tests, the percentage of sodium reduction (Na^+) was evaluated and the sodium adsorption ratio (SAR) of the final extracts was calculated. The second phase of the study was carried out in soil columns, with a clayey texture, conditioned with the respective treatments at an application rate of 1% (m/m). Furthermore, for comparison purposes, additional treatments relating to the application of Mg solid and in solution were evaluated. From the simulation of irrigation with synthetic saline water, through a leaching test, the simultaneous influence between the granulometric levels of the biochars and the interaction time of the treatments (incubated and without incubation) was evaluated. Effects on soil attributes were evaluated: hydraulic conductivity (K_0), clay dispersed in water (CDW), EC and pH. In addition, two additional tests were established: the application of BCA-20 G_2 in two dosages (1 and 4%); and the comparison of the influence of saline, distilled and supply water, when applied to the soil. Para os testes em água, foi observado baixo percentual de adsorção of Na^+ , with a maximum removal of 9.8% for the BC G_2 . Still, BCA-5 G_2 reduced the SAR by up to 76%, proportional to the increase in the doses used, but with an increase in the EC of the extract of up to 14 $dS\ m^{-1}$. In soil matrix, the incorporation of biochar promoted satisfactory improvements, especially the BC with larger granulometry. K_0 values reached 76 $cm\ h^{-1}$ when not incubated and 52 $cm\ h^{-1}$ when incubated. The control treatments, without biochar, showed lower values, 38 and 21 $cm\ h^{-1}$, respectively. For the incubated soils, there was an increase of 93.8% in pH, a variation mainly associated with the previous correction of soil acidity by liming. Regarding the effects of CWD, the treatments did not confer attenuation and satisfactory improvements to the soil by the application of Mg. For additional tests, low influence was observed regarding dosage variation and activation proportions (BCA-5 G_2 and BCA-20 G_2). Finally, the application of saline irrigation water, when compared to the others, resulted in a reduction in K_0 , in addition to an increase of 0.83 $dS\ m^{-1}$ in the EC of the soil, reflecting a high salinization potential. From a general perspective, the application of biochar proved to be favorable for the intended purposes.

Keywords: Saline water. *Caryocar brasiliense*. Irrigation water quality. Hydraulic conductivity. Soil conditioner.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Materiais utilizados na produção do biocarvão ativado: (A) casca de pequi seca in natura; (B) casca triturada; (C) casca triturada após modificação e (D) biocarvão ativado obtido após pirólise da casca de pequi triturada e modificada quimicamente com cloreto de magnésio (BCA-5 _{G3})	35
Figura 2 – Esquematização do sistema de lixiviação de água salina em colunas de solo tratados com biocarvão não modificado e biocarvão ativado com MgCl ₂	41
Figura 3 – Variação de pH final e inicial dos biocarvões não ativados (BC) e dos biocarvões ativados (BCA-5 e BCA-20) em suas respectivas granulometrias para análise de PCZ.....	51
Figura 4 – Morfologia superficial (MEV) dos biocarvões modificados e não modificados nas diferentes granulometrias	54
Figura 5 – Percentual de composição química (EDS) dos biocarvões ativados (BCA-5 e BCA-20) e dos biocarvões não modificados (BC), agrupados de acordo com a granulometria	56
Figura 6 – Espectros de infravermelho (FTIR) e identificação dos grupos funcionais presentes nos biocarvões não modificados (BC) em cada granulometria	57
Figura 7 – Espectros de infravermelho (FTIR) e identificação dos grupos funcionais presentes nos biocarvões ativados (BCA- 5 e BCA-20) em suas respectivas granulometrias	58
Figura 8 – Valores de CE e pH da solução após a aplicação dos diferentes tipos de biocarvões e da casca de pequi	60
Figura 9 – Valores de CE e dureza dos extratos obtidos para as diferentes massas (M) dos dois biocarvões ativados de granulometria intermediária (0,5-1,0 mm – G2) e seus respectivos desvios-padrões	64
Figura 10 – Valores de CE e dureza dos extratos obtidos para a biomassa bruta e para as diferentes massas (M) dos biocarvões não modificados de granulometria intermediária (0,5-1,0 mm – G2) e seus respectivos desvios-padrões	64
Figura 11 – Comparativo dos espectros de infravermelho (FTIR) dos biocarvões BC _{G2} , BCA-5 _{G2} e BCA-20 _{G2} , antes e após o ensaio adsorativo, relativos à dosagem M4 (2,0 g)	67

Figura 12 – Percentual de composição química (EDS) dos biocarvões ativados (BCA-5 _{G2} e BCA-20 _{G2}) e do biocarvão não modificados (BC _{G2}), antes e após o ensaio adsorptivo, relativo à dosagem M4 (2,0 g)	69
Figura 13 – Concentração de sódio, cálcio e magnésio presentes nos extratos submetidos ao ensaio de adsorção com o biocarvões não modificado de granulometria 0,5-1,0 mm (BC _{G2}) e concentração de magnésio presente nos extratos submetidos ao ensaio de adsorção com biocarvão ativado de granulometria 0,5-1,0 mm (BCA-5 _{G2}), para as diferentes doses (M)	71
Figura 14 – Comparativo da razão de adsorção de sódio e condutividade elétrica obtidas para o biocarvão não modificado (BC _{G2}) e o biocarvão ativado (BCA-5 _{G2}) para diferentes doses (M)	74
Figura 15 – Diagrama de classificação da água de irrigação quanto ao grau de salinidade e sodicidade	75
Figura 16 – Valores de K ₀ e ADA relativos aos solos não incubados condicionados aos biocarvões não modificados BC, em diferentes granulometrias	77
Figura 17 – Valores de K ₀ e ADA relativos aos solos não incubados, condicionados aos biocarvões ativados BCA-5, em diferentes granulometrias e aos tratamentos adicionais com magnésio	79
Figura 18 – Comparativo geral entre os solos condicionados aos biocarvões não incubados BC e BCA-5, respectivo a cada granulometria	80
Figura 19 – Valores de CE e pH respectivos aos solos submetidos aos diferentes tratamentos não incubados	86
Figura 20 – Valores de K ₀ e ADA referentes aos solos incubados com os biocarvões BC e BCA-5, em diferentes granulometrias, e com o tratamento adicional de magnésio	91
Figura 21 – Valores de CE e pH respectivos aos solos incubados submetidos aos tratamentos com os biocarvões BC e BCA-5, em diferentes granulometrias, e com o tratamento adicional com magnésio	92
Figura 22 – Comparativo de K ₀ e ADA entre os solos incubados e não incubados, de acordo com os respectivos biocarvões em comum, analisados para as duas condições	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Descrição dos biocarvões produzidos a partir de caca de pequi com e sem ativação química em diferentes granulometrias	33
Tabela 2 – Análise química e física do solo na camada de 0 a 20 cm.....	39
Tabela 3 – Rendimento percentual dos biocarvões obtidos após conversão térmica, seguido dos coeficientes médios de variação (%)	48
Tabela 4 – Caracterização dos biocarvões produzidos com e sem ativação quanto à condutividade elétrica e pH, seguidos pelos desvios padrão	49
Tabela 5 – Ponto de carga zero calculado para os biocarvões com e sem ativação em diferentes granulometrias	51
Tabela 6 – Percentual de composição química (EDS) dos biocarvões ativados e dos biocarvões não modificados, agrupados de acordo com a granulometria	56
Tabela 7 – Valores de CE e pH da solução após a aplicação dos diferentes tipos de biocarvões e da casca de pequi, seguidos dos desvios padrão	61
Tabela 8 – Concentração dos íons de sódio, cálcio e magnésio presentes no extrato, quantificados após o processo adsorptivo para cálculo da RAS, seguido pela variação percentual de adsorção (valores negativos) e liberação (positivos)	70
Tabela 9 – Valores calculados da razão de adsorção de sódio (RAS) e o percentual de aumento (valores positivos) ou redução (valores negativos) em relação ao tratamento controle para cada dose aplicada	73
Tabela 10 – Classificação da água de irrigação quanto aos riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água	75
Tabela 11 – Valores dos parâmetros avaliados relativos aos solos condicionados aos biocarvões modificados com diferentes proporções de ativação, BCA-5 e BCA-20, sob diferentes dosagens de aplicação (D)	98

Tabela 12 – Valores das variáveis avaliadas relativas aos solos isentos de condicionantes orgânicos/químicos adicionais, submetidos a diferentes soluções de lixiviação101

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.2	Objetivos	15
1.2.1	Objetivo geral	15
1.2.2	Objetivos específicos	16
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Demanda pelos recursos hídricos	17
2.2	Relevância da agricultura irrigada para produção de alimentos	19
2.3	Consumo hídrico na irrigação.....	22
2.4	Qualidade da água destinada à irrigação.....	24
2.5	Medidas remediadoras da salinização	28
2.5.1	Utilização de biocarvão em solos salinos.....	29
2.5.2	Pequi como resíduo sólido para produção de biocarvão.....	32
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1	Obtenção e caracterização dos materiais adsorventes	33
3.1.1	Preparo da biomassa e produção do biocarvão não modificado	33
3.1.2	Preparo dos biocarvões ativados.....	34
3.2	Caracterização dos biocarvões.....	35
3.2.1	Condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico	35
3.2.2	Ponto de carga zero	36
3.2.3	Microscopia eletrônica de varredura (MEV-EDS)	36
3.2.4	Espectroscopia vibracional na região do infravermelho (FTIR)	37
3.3	Preparo da água salina sintética	37
3.4	Etapa 1: Desempenho dos biocarvões em meio aquoso	37
3.4.1	Pré-teste: Seleção entre os biocarvões ativados.....	37
3.4.2	Determinação dos teores dos íons elementares.....	38
3.5	Etapa 2: Desempenho do biocarvão em matriz solo.....	39
3.5.1	Coleta e caracterização do solo	39
3.5.2	Montagem das unidades experimentais.....	40
3.5.3	Ensaio de lixiviação	40
3.5.3.1	Condutividade hidráulica.....	41
3.5.3.2	Argila Dispersa em Água	42
3.5.3.2	Condutividade elétrica e pH do solo	43
3.5.4	Testes e tratamentos analisados	43

3.5.4.1	Colunas não incubadas.....	44
3.5.4.2	Colunas incubadas.....	44
3.5.4.3	Testes complementares sem incubação.....	46
3.5.4.3.1	Diferença quanto à ativação e quantidade aplicada.....	46
3.5.4.3.2	Variação da qualidade da água.....	46
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1	Caracterização dos biocarvões	48
4.1.1	Rendimento, potencial hidrogeniônico e condutividade elétrica	48
4.1.2	Potencial de carga zero.....	50
4.1.3	Análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) e espectroscopia por energia dispersiva (EDS)	53
4.1.4	Análise de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR).....	57
4.2	Desempenho dos biocarvões em meio aquoso	60
4.2.1	Pré-teste: seleção entre os biocarvões ativados	60
4.2.2	Determinação dos teores dos íons elementares.....	67
4.3	Etapa 2: Desempenho do biocarvão em matriz solo	77
4.3.1	Colunas não incubadas.....	77
4.3.1.1	Condutividade hidráulica e argila dispersa em água	77
4.3.1.2	Condutividade elétrica e pH.....	85
4.3.2	Colunas incubadas.....	90
4.3.3	Testes complementares.....	98
4.3.3.1	Diferenças quanto à ativação e quantidade aplicada	98
4.3.3.2	Variação da qualidade da água.....	101
5	CONCLUSÃO	104
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

1 INTRODUÇÃO

Com a mercantilização da água, frente ao panorama de escassez hídrica mundial, é possível avaliar o poderio econômico e o viés estratégico atribuído ao recurso, sobretudo na produção agrícola irrigada, maior demandante de água no mundo (ANA, 2022). Diante da necessidade de racionalização e conservação dos recursos naturais, a qualidade hídrica configura-se como um fator decisivo no que tange o viés agrônomico e ambiental, fundamental para o manejo de irrigação (ANA; EMBRAPA, 2019), especialmente em um cenário em que o uso da água de menor qualidade tem se estabelecido como uma importante alternativa para o setor (AWEDAT et al., 2021).

Nessa perspectiva, a qualidade da água utilizada na irrigação torna-se tão importante quanto o volume disponível para a atividade, permitindo predizer a confiabilidade de sua aplicação, a fim de evitar posteriores efeitos adversos ao solo, à planta e ao sistema hidráulico do projeto (SAHAB et al., 2021). Conforme destacado por Pedrotti et al. (2015), dentre um dos principais empecilhos relacionados aos atributos qualitativos da água de irrigação, encontra-se a salinidade, cuja extrapolação das concentrações de sais aos limites de segurança, acarreta impactos ambientais e econômicos, resultando na vulnerabilidade dos corpos hídricos, do solo e na conseqüente redução da produtividade agrícola. Estudos recentes realizados por Tomaz et al. (2020) estimaram que mais de 20% das terras agricultáveis irrigadas no mundo tenham sido afetadas por problemas recorrentes da salinização, o que corresponde a, aproximadamente, 50 milhões de hectares comprometidos. Em alguns países, a ocorrência é observada em mais de 50% das áreas irrigadas.

Embora a presença de íons em corpos hídricos esteja atrelada, principalmente, às causas naturais, como a formação geológica regional, a irrigação, quando aplicada com fontes de baixa qualidade e sem o manejo adequado, representa o principal aporte de sais ao solo (ALMEIDA, 2010; SOUSA et al., 2021). Para tanto, a longo prazo, a prática tende a potencializar este acúmulo, sobretudo em regiões de maior susceptibilidade à salinização, como as regiões áridas e semiáridas (ADEYEMO et al., 2022).

Diante dessas ponderações, a utilização de produtos alternativos, tais como o biocarvão, material carbonizado proveniente de resíduos orgânicos, além de configurar-se como uma destinação viável para produtos de baixa aplicabilidade (AWAN et al., 2020; COSTA et al., 2020), pode apresentar-se como uma opção econômica e sustentável de remediação aos altos teores de sodicidade/salinidade da água, distinguindo-se por suas características adsorptivas, como a remoção de íons.

A utilização do biocarvão sob diferentes condições de aplicação, conforme destacado por Duan et al. (2021) e Akhtar, Andersen e Liu (2015), tais como granulometria, ativação química, taxa e tempo de condicionamento, têm apresentado resultados positivos para redução da razão de adsorção de sódio (RAS) em meio aquoso, constituindo-se como uma alternativa à redução da salinização restrita apenas à remoção do sódio, principal íon atrelado aos altos teores salinos. A instabilidade entre as ligações químicas estabelecidas entre o adsorvente e o elemento destaca-se como um dos maiores empecilhos que inviabilizam sua extração por meio da adsorção (AWAN et al., 2020; AKHTAR; ANDERSEN; LIU, 2015).

O uso do biocarvão, além do seu potencial adsorptivo, está associado à mitigação dos efeitos adversos no solo decorrentes do uso de águas de menor qualidade, como águas salinas na irrigação, promovendo a melhoria dos atributos químicos, físicos e hídricos do meio quando utilizados como condicionantes químicos e nutricionais (DUAN et al., 2021; ALGHAMDI et al., 2020).

Além das vantagens destacadas pela aplicação do biocarvão, a exploração de fontes alternativas para sua produção, tais como o uso de resíduos orgânicos oriundos de produtos regionais, como o fruto do pequi (*Caryocar brasiliense*), torna-se uma opção promissora de reaproveitamento da biomassa sem valor econômico atribuído e, por vezes, destinada a um descarte inadequado, convertendo-se em uma alternativa sustentável e econômica para a própria região.

Dessa forma, torna-se importante investigar os benefícios advindos da aplicação dos biocarvões provenientes da casca do pequi, fruto abundante no Norte de Minas Gerais, região semiárida mineira, a fim de se analisar seu potencial como uma alternativa remediadora da salinidade na atividade agrícola, sobretudo nessa região, onde a demanda da irrigação para produção agrícola é recorrente e as fontes de água tendem a apresentar elevados teores salinos.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Objetivou-se, com a realização do presente estudo, avaliar a eficiência de dois biocarvões distintos: ativado quimicamente com magnésio e não modificado, provenientes da casca do pequi (*Caryocar brasiliense*), como alternativas remediadoras dos efeitos deletérios da salinidade da água de irrigação, sob diferentes condições de aplicação.

1.2.2 Objetivos específicos

- Investigar o potencial dos biocarvões de casca de pequi em promover a melhoria da qualidade química da água salina de irrigação em termos da razão de adsorção de sódio (RAS) e da condutividade elétrica (CE);
- Analisar a influência da dosagem de aplicação dos biocarvões para a atenuação da salinidade em meio aquoso, bem como o potencial adsortivo para os elementos: Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , em água salina sintética;
- Avaliar a eficácia dos biocarvões como condicionantes em um Latossolo Vermelho distroférico (LVd) argiloso, submetido à simulação de irrigação salina;
- Comparar diferentes condições de aplicação dos biocarvões em solo, avaliando-se a influência do tempo de condicionamento, diferentes granulometrias e proporção de magnésio utilizada para ativação;
- Investigar a aplicação do magnésio em solo como uma alternativa à utilização do biocarvão ativado quimicamente, bem como compreender o efeito do uso da água salina no solo, por meio de testes complementares.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Demanda pelos recursos hídricos

Frente ao panorama de vulnerabilidade atribuída aos recursos hídricos, é possível compreender a dimensão e importância atribuída à água, sobretudo pelas demandas exigidas pelas atividades antrópicas. Silveira e Silva (2019) reafirmam a água como um recurso insubstituível à vida, destacando-a ainda, como um negócio promissor para a expansão de capitais, posto que jamais haverá ausência de demanda, seja nas cidades ou no campo.

Classificada como um dos principais recursos naturais, a água doce é reconhecida como um bem, dotado de valor econômico, imprescindível ao desenvolvimento de um país, impactando diretamente nas atividades desenvolvidas nos setores produtivos (BARROS; AMIN, 2007). Incontestavelmente, além de constituir-se como o elemento fundamental e intrínseco à sobrevivência dos seres vivos, tendo como destinação prioritária o consumo humano e a dessedentação animal, a água é o recurso natural mais importante para atender as necessidades básicas da vida (SOITO, 2019).

A escassez hídrica, ressaltada por Tan, Zhang e Li (2017), nas últimas décadas, desencadeou-se como um problema de escala global, afetando diversas regiões do mundo, tendo como um dos principais gatilhos, o rápido crescimento demográfico e econômico dos países. Para tanto, o desequilíbrio entre demanda e oferta dos recursos hídricos evidenciam um alerta como um indicativo de restrição futura (CUNHA, 2020). Além do consumo exacerbado, o uso sem o atendimento aos padrões e normativas legais, tem resultado em sua degradação, reduzindo sua qualidade e tornando-a, por vezes, imprópria para o uso (BARROS; AMIN, 2007).

Diante da importância atribuída aos recursos hídricos para os mais diversos segmentos socioeconômicos de uma região, deve-se ressaltar sua relevância para uma das mais importantes vertentes do cenário econômico brasileiro, o setor agrícola, força motriz do Produto Interno Bruto nacional e o grande gargalo de consumo da água doce no país (KURESKI et al., 2020). Nessa perspectiva, é válido destacar o Brasil como um país com grande disponibilidade hídrica. Conforme levantamentos realizados pela Agência Nacional de Águas e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (2020), o país é detentor da maior porcentagem das reservas hídricas superficiais do planeta, aproximadamente, 12%.

Não obstante, tal porção significativa de água em território nacional não foi um impeditivo para que a crise hídrica se tornasse também uma realidade no país, resultado de fatores antrópicos, combinados à distribuição natural desuniforme do recurso e instabilidade

climática nas regiões mais secas do país (ANA; EMBRAPA, 2019; PONTES FILHO et al., 2020). Neste contexto, as regiões áridas e semiáridas, caracterizadas por baixos índices pluviométricos e longos períodos de estiagem, são as mais afetadas pelas dificuldades de acesso à água, decorrentes tanto das condições climáticas quanto da ineficiência da gestão pública de distribuição (DANTAS, 2019).

A partir dos fatos enunciados, além da pluralidade climática e econômica constatada entre as divisões regionais brasileiras, as relações desproporcionais entre densidade demográfica, demanda consultiva e não consultiva e a distribuição natural hidrológica, potencializam a dificuldade de acesso ao recurso (MARKLAND et al., 2017). Analisando-se os fatores citados, a região Norte, cuja população representa menos de 7% dos brasileiros, detém, cerca de, 68% das reservas hídricas do país, sendo sua principal destinação o abastecimento humano. Todavia, o Sudeste, região mais populosa do país, concentra apenas 6% das reservas hídricas nacionais (IBGE, 2010).

Em meio às medidas restritivas enfrentadas pela sociedade quanto ao uso das reservas de água disponíveis para o consumo e a elevada demanda exercida sobre sua destinação, é dado início a uma série de conflitos de interesse que envolvem seu direito, propriedade e uso, conforme descritos por Bof et al. (2021). Com a valoração do recurso promovida por sua escassez, Pimentel et al. (2004) evidenciaram os entraves acarretados pelas disputas do uso prioritário da água entre as diferentes regiões, setores sociais e econômicos. Com a competição crescente pela posse do principal insumo das cadeias produtivas, sem uma solução alternativa, os suprimentos de água para o consumo humano e para a produção agrícola de alimentos serão comprometidos, especialmente nos países em desenvolvimento, cujos recursos tendem a receber menor tratamento, planejamento e gestão para aplicação (CIRILO, 2015).

Em meio ao cenário pessimista quanto à disponibilidade de água, é vislumbrada a necessidade da implementação de políticas e ações que certifiquem a segurança hídrica e assegurem seu acesso, em quantidade e qualidade, às gerações presentes e futuras (SCHNOOR, 2010). Dentre uma das medidas firmadas no Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433/97 (BRASIL, 1997), tem importante papel como mediadora entre os interesses convergentes do tema. Por meio das normativas preconizadas, cujos preceitos estabelecem o uso múltiplo do recurso, bem como sua gestão descentralizada e participativa, abrangendo a sociedade civil e governamental, a água passa a ser fundamentada como um bem de domínio público, dotada de valor econômico e limitada. Para tanto, a “Lei das Águas” proporciona a integração entre os diversos usuários e seus interesses conflitantes de

apropriação, a fim que seja viabilizada a distribuição equitativa, racional e sustentável (ANA; IBGE, 2020).

De acordo com as projeções estimadas para os próximos anos, a demanda por água no Brasil seguirá uma tendência crescente, com aumento estimado de 24% na demanda até 2030 (ANA, 2022). Dessa forma, com o intuito de atenuar a vulnerabilidade hídrica, além dos planos de gestão implementados, o incentivo às ações alternativas de uso da água, incorporam também a sustentabilidade como meio de se alcançar o equilíbrio entre os diferentes setores econômicos e o meio ambiente, contribuindo para seu uso racional e eficiente (CUNHA, 2020).

Para tanto, o conceito de sustentabilidade hídrica vem sendo delineado como fundamento para a tomada de decisão e incentivo para a implementação de práticas alternativas de cunho socioambiental (SCHNOOR, 2010). Além de contribuírem para a conservação dos recursos naturais, tais ações refletem, ainda, na sensibilização social acerca da conservação dos recursos hídricos, contribuindo para que seja estabelecido um novo padrão cultural para sua utilização, sobretudo no setor agrícola, cujo impacto afeta diretamente a qualidade e quantidade de água doce disponível (SOITO, 2019).

Embora durante muito tempo a perspectiva de concentração hídrica no Brasil refletisse em uma situação de estabilidade momentânea, conforme pontuado por Markland et al. (2017), tal visão desencadeou certa omissão relativa à necessidade de preservação dos recursos hídricos, em que providências deixaram de ser consideradas. Dessa forma, devido as atuais circunstâncias, objetiva-se agora atenuar as consequências dos atos, prevalecendo o uso racional de água disponível para consumo.

2.2 Relevância da agricultura irrigada para produção de alimentos

Os processos sociais e econômicos sofridos pela sociedade ao longo dos séculos promoveram mudanças significativas no desenvolvimento da humanidade. Marcos históricos, tais como o êxodo rural e a aceleração da industrialização no século XX, período posterior à Segunda Guerra Mundial, contribuíram para a expansão dos capitais, crescimento demográfico e o advento técnico-científico (MENDONÇA, 2015). Tais fatores, além de refletir no acentuado aumento de demanda hídrica, implicaram na necessidade de incentivo à maior produtividade agrícola, sobretudo para o abastecimento alimentício populacional, na qual a irrigação torna-se fundamental para a produção em larga escala (ENOCH, 2017).

Em um passado recente, o mundo já enfrentou o desafio de ampliar as escalas produtivas com o intuito de suprir a demanda alimentícia. Conforme elucidado por Scolari (2006), apesar de não alcançado o objetivo de extinguir a fome no mundo, o desafio teve como resultado o

aperfeiçoamento das práticas de mecanização agrícola, aprimoramento das técnicas de manejo, melhoramento genético e otimização do uso do solo. Apesar dos progressos satisfatórios, suprir a demanda de alimentos, considerando-se os fatores de agravamento, como a limitação dos recursos naturais, sobretudo a escassez hídrica, ainda é um impasse a ser contornado (ANA; EMBRAPA, 2019). Embora o setor do agronegócio siga em ascensão, conforme levantamentos realizados pela FAO (2015), onde a produção agrícola triplicou entre os anos de 1960 e 2015, as projeções populacionais acompanham também o ritmo crescente, ainda que desacelerado. Segundo os dados apurados, estima-se que até 2024 a população mundial seja superior a 8 bilhões de pessoas e que, em 2050, este valor ultrapasse 9,5 bilhões.

Além das projeções demográficas previstas, outros aspectos trazem à tona o debate quanto à capacidade dos órgãos gestores em atender, em um futuro próximo, as demandas da sociedade por alimento. As relações socioeconômicas da população, bem como crises climáticas, período pandêmico e a ineficiência quanto a racionalização da água e do solo, constituem-se pontos cruciais nesta análise (FAO, 2020). Nas últimas décadas, em concordância com Saath e Fanchinello (2017), foi possível constatar impactos significativos nos padrões de produção e consumo nutricional em todo o mundo, cuja estimativa aponta um possível crescimento de quase 50% de alimentos a serem demandados entre 2010 e 2050, elevando os índices de consumo per capita.

Diante das estimativas evidenciadas para os próximos anos, a segurança alimentar global torna-se ameaçada. Tendo-se alcançando, em 2019, a marca de, aproximadamente, 700 milhões de pessoas sem acesso à alimentação mínima saudável, refletindo no aumento de 60 milhões de pessoas em cinco anos, as mudanças climáticas e o desgaste dos recursos naturais, em especial, solo e água, constituem-se um dos principais motores de agravamento da fome no mundo (FAO, 2021). Em meio aos fatores elucidados, a expansão da produção ainda é inerente para que sejam alcançados volumes satisfatórios quanto ao abastecimento mundial, a fim de que as necessidades básicas humanas sejam atendidas e a problemática de restrição alimentícia, atenuada (RODRIGUES; DOMINGUES, 2017). A maior demanda do setor agrícola, acarreta a conseqüente exploração das terras agricultáveis e dos recursos naturais. No entanto, com as limitações de disponibilidade físicas ambientais, as incertezas acerca da capacidade de resposta frente aos desafios de abastecimento populacional, tornam-se cada vez mais preocupantes (TAN; ZHANG; LI, 2017).

Apontada a necessidade em se suprir a alta demanda do mercado produtivo e promover o abastecimento da sociedade, a intensificação da agricultura irrigada configura um artifício estratégico, intrínseco à produção em larga escala (AFONSO, 2012). A irrigação, portanto,

pode ser compreendida como uma atividade hidrintensiva que tem por essência proporcionar água à cultura, de maneira a atender suas exigências hídricas durante seu ciclo. Capaz de assegurar o fornecimento de umidade necessária à sobrevivência e desenvolvimento da cultura, a irrigação proporciona a melhoria dos aspectos quantitativos e qualitativos da produção (ERTHAL; BERTICELLI, 2018). Nessa perspectiva, a atividade transcende o conceito de um simples processo baseado na aplicação artificial de água ao solo. Conforme citado por Sousa (2011), trata-se de uma importante técnica milenar, especificamente controlada conforme a necessidade local, capaz de viabilizar o cultivo em regiões onde a escassez hídrica apresenta-se como um limitante à atividade agrícola, conferindo um aditivo total ou suplementar à cultura.

Analisando-se as tendências de expansão agrícola ao longo dos anos, é notório destacar seu desenvolvimento inicial restrito às regiões com altos índices pluviométricos e boas condições de distribuição temporal e espacial da chuva (PAZ; TEODORO; MENDONÇA, 2000; ZABEL et al., 2019). Em contrapartida, em detrimento do advento tecnológico, desenvolvimento e acessibilidade às técnicas de manejo do solo e da água, regiões com maior vulnerabilidade climática detém a possibilidade de equiparar os bons níveis de eficiência do uso do solo, como as regiões áridas e semiáridas, onde o recurso hídrico disponível, por vezes, não é capaz de atender, satisfatoriamente, a demanda requerida pela planta (ROSEGRANT; RINGLER; ZHUM, 2009).

Diante das assertivas, a água pode ser elencada como o principal insumo para o êxito produtivo, sobretudo em locais marcados pela escassez contínua, onde o cultivo passa a ser viabilizado somente por meio da suplementação artificial do recurso. Dessa forma, é possível classificar a produção agrícola em sequeiro como uma atividade de alto risco em regiões semiáridas, cuja eficiência está intimamente condicionada ao volume da precipitação natural durante a safra (ANA; IBGE, 2020). Sem as condições de déficit hídrico na cultura, acarretadas pelas ocorrências adversas climáticas ou carência de água local, o manejo adequado da irrigação, quando comparado ao cultivo em sequeiro, possibilita expandir consideravelmente a produtividade, podendo atingir o triplo dos rendimentos, a depender da cultura e região (CARDOZO; OLIVEIRA; SCALA JUNIOR, 2018).

Segundo ressaltado por Cirilo (2015), nos últimos 25 anos a produtividade agrícola no Brasil dobrou, fato devido, em grande parte, ao aumento do emprego da técnica irrigada como ferramenta produtiva. Com a redução da sazonalidade e estabilidade da colheita, é possível evidenciar ainda, o impacto social atrelado à implementação dos sistemas irrigados. Lopes, Lima e Oliveira (2009) destacam a importância da irrigação, descrevendo-a como uma prática

geradora de emprego e fonte de renda à população local, contribuindo para a melhoria dos aspectos de qualidade de vida e para a permanência do homem no campo.

Analisando-se sob uma perspectiva econômica, a agricultura irrigada desempenha, ainda, forte impacto às potências agrícolas. O Brasil se destaca como um dos principais exportadores de *commodities* no agronegócio, alcançando relevância em mais de trinta categorias distintas, tais como soja, milho e açúcar (FAO, 2019). A intensificação da prática da irrigação, além de alavancar a produção alimentícia, consolida a representatividade do Brasil no mercado internacional, conferindo competitividade, renda e emprego no meio rural e nos setores, direta ou indiretamente, vinculados ao processo produtivo (ENOCH, 2017).

A relevância da atividade agrícola irrigada para a balança econômica e social brasileira também é enfatizada por Silva e Neves (2020), sendo descrita como uma importante promotora de subsídio para a qualidade de vida no campo, além de fomentar o mercado interno, contribuir para a redução da importação de produtos e garantir alimentos de maior qualidade. Segundo Cardozo et al. (2018), o investimento da tecnificação agrícola, por intermédio da irrigação, configura-se como peça-chave capaz de estimular a produção e a consequente redução do valor da produção, reduzindo, ainda, a pressão pela incorporação de novas áreas para cultivo.

2.3 Consumo hídrico na irrigação

Embora vista como uma ferramenta essencial para atenuar os empecilhos frente ao grande desafio enfrentado pela sociedade em alimentar e abastecer a população mundial, a irrigação pode também ser encarada como um dos maiores vilões quando ponderada sua viabilidade sustentável: uma “solução” de duas faces (SANTOS et al., 2020). Ocupando, isoladamente, o posto de maior demandante de água no planeta, a intensificação da agricultura irrigada pode afetar ainda mais a disponibilidade dos recursos hídricos, já limitada na natureza, fazendo-se necessário que esta seja explorada racionalmente, visando conter maiores impactos ambientais refletidos por esta atividade (CAI; RINGLER; YOU, 2008).

Responsável por mais de 50% da retirada total de água superficial no país, sendo o setor que mais demanda por água no Brasil e no mundo, a irrigação alcança a marca de 70% de consumo do recurso (ANA, 2022). Além disso, o setor classifica-se como uma das atividades de maior uso consuntivo da água, em que apenas 20% da totalidade captada para o processo retorna ao corpo hídrico, sendo parcialmente ou totalmente transferida por processos, tais como a evapotranspiração e incorporação em produtos (VASCONCELOS et al., 2012).

Dessa forma, a o setor da agricultura irrigada detém influência direta no viés político agrícola e ambiental que tange as políticas de uso e a gestão dos recursos hídricos. Além de

configurar-se como a maior demandante de água, segundo dados apresentados pela ANA e IBGE (2020), a atividade é responsável pelo desperdício no setor agropecuário, que totaliza 70% de água de qualidade inutilizada, consequência de sistemas mal executados, de baixa eficiência e inadequadamente manejados. A carência de acompanhamento técnico durante o dimensionamento do sistema e, principalmente, para efetivação do manejo de água para a cultura, são evidenciados pelas avaliações de projetos de irrigação em todo o mundo, cujos resultados indicam que mais da metade de água utilizada não chega a alcançar a zona radicular da planta, ocasionada por problemas hidráulicos, deriva ou escoamento superficial (PAZ; TEODORO; MENDONÇA, 2000).

Embora detentor da maior porcentagem de água doce disponível para o uso múltiplo, nas últimas duas décadas o Brasil registrou um aumento estimado de, aproximadamente, 80% de água retirada para consumo. Os resultados e projeções futuras indicam, ainda, uma tendência crescente do recurso hídrico requerido para os próximos anos (ANA, 2019). Tais projeções podem ser explicadas pela expansão da agricultura irrigada.

Tendo em vista as estimativas de crescimento da irrigação, a capacidade territorial disponível no Brasil contribui para confirmação dos dados. Segundo a ANA e Embrapa (2019), o país possui potencial de uso de área equivalente a 30 milhões de hectares, sendo que apenas 23% é utilizada. Este valor corresponde a 6,95 milhões de hectares, tendendo a alcançar a marca 10 milhões até 2030, refletindo em um aumento de 45% de área potencial. Com a previsão de rápido crescimento da atividade, o indicativo é de que a irrigação se perpetue como o principal consumidor de água, exercendo forte pressão sobre os demais usuários e o ambiente, caso não consideradas medidas alternativas de uso (COELHO; FILHO; OLIVEIRA, 2005).

Diante das assertivas, um dos grandes desafios da humanidade, neste século, embasa-se no desenvolvimento sustentável, em que almeja-se superar as convergências entre os diferentes interesses das esferas sociais, econômicas e ambientais. Com o objetivo prioritário em atender a demanda mundial, o setor agrícola encara empecilhos quanto à garantia da produção em larga escala, concomitantemente à otimização e segurança no uso dos recursos naturais (ROSEGRANT; RINGLER; ZHU, 2017).

Com as diferentes interfaces atribuídas à irrigação, as vantagens e desvantagens proporcionadas pelo crescimento agrícola irrigado, resume-se em um paradoxo entre as diferentes vertentes a ela relacionadas: o viés social, econômico e ambiental (SCHNOOR, 2010). Apesar das diligências governamentais em implementar políticas públicas capazes de sustentar a disponibilidade de água, em abundância e qualidade para seu uso difuso, os esforços

têm se mostrando insuficientes frente aos desafios encarados pela sociedade, em especial as regiões vulneráveis à seca (CIRILO, 2015).

Em concordância com a Rodrigues e Domingues (2017), a irrigação é uma atividade indispensável à dinâmica dos sistemas produtivos. No entanto, em meio às limitações ambientais, a conciliação dos interesses agrícolas e ambientais exige medidas urgentes que instituam novos padrões alternativos de uso e gestão das águas, de forma que a disponibilidade e qualidade do recurso para as próximas gerações, sejam garantidas.

2.4 Qualidade da água destinada à irrigação

A implementação da técnica de irrigação na agricultura tem por objetivo principal suprir a demanda hídrica da planta, a fim de que a produção não seja comprometida. No entanto, embora essencial para suplementação de água, sobretudo em regiões com baixos índices pluviométricos, diversos fatores podem interferir no desempenho de sua aplicação, acarretando, ainda, em impactos negativos ao meio ambiente (LIMA JÚNIOR et al. 2016). Dentre as variáveis a serem avaliadas frente à necessidade de utilização da irrigação, o volume de água disponível aparece como o primeiro limitante para implementação da atividade. Entretanto, devido ao aumento do lançamento de resíduos nos corpos d'água, a qualidade da água passa a ser devidamente reconhecida e elevada ao patamar de requisito crucial no que tange o uso e manejo da irrigação (UCKER et al., 2013).

A qualidade da água destinada à irrigação é comumente atrelada à quantidade de sais dissolvidos no meio, de forma que a presença de íons a uma concentração superior aos níveis de segurança aceitáveis, podem acarretar danos ao sistema, ao solo e à planta (FIGUEIRÊDO et al., 2005; SOUSA et al., 2021). Conforme destacado por Lima Júnior et al. (2016), a presença de sais é intrínseca à água em qualquer manancial hídrico. No entanto, diante dos variados aspectos que definem sua qualidade, é notório afirmar que esta pode variar significativamente de acordo com sua composição e concentração de íons dissolvidos, de forma que a análise específica é fundamental para o adequado manejo de irrigação a ser empregado (UCKER et al., 2013).

Os critérios que norteiam os aspectos qualitativos da água para os fins de irrigação agrícola podem ser sintetizados em três pilares básicos: salinidade, sodicidade e toxicidade. Conforme destacado por Almeida (2010), a salinidade restrita refere-se, sobretudo, aos efeitos osmóticos causadas à planta quando submetida a elevadas concentrações de sais, impactando, diretamente, na resposta produtiva da mesma. A sodicidade reflete no risco da ocorrência elevada do percentual de sódio trocável (PST), podendo ocasionar a dispersão da argila e a

consequente obstrução dos poros, comprometendo a infiltração e as propriedades físicas e químicas do mesmo (PAES et al., 2014). A toxicidade, por sua vez, de acordo com Almeida (2010), diz respeito ao efeito fitotóxico gerado pelos íons, tais como o cloro, boro e sódio, que podem se acumular no tecido vegetal, independente das condições osmóticas. Ao contrário da salinidade, trata-se de um efeito interno, relacionado à fisiologia vegetal.

A irrigação recorrente com água de baixa qualidade e sem o manejo adequado, considerando-se a concentração de sais nela disponível, tem como uma das principais consequências adversas de degradação ambiental o processo de salinização do solo, impacto no qual as concentrações do mesmo se elevam a concentrações prejudiciais às plantas, podendo culminar em danos irreversíveis, como a desertificação do solo (BARBOSA et al., 2012; SOUSA et al., 2021). Em relação à planta, a salinidade pode afetar qualquer estágio fenológico, variando de acordo com a resistência da cultura agrícola. Entretanto, os períodos germinativos e de emergência apresentam-se, em geral, como os estádios de maior sensibilidade (ARAÚJO et al., 2016). Quanto aos aspectos relacionados ao sistema hidráulico de irrigação, de acordo com Santos e Brito (2016), altos teores de salinidade podem gerar, a longo prazo, a corrosão de equipamentos e a obstrução promovida por carbonatos de cálcio e magnésio, sobretudo em emissores de sistemas de gotejamento, ocasionando na redução de uniformidade de distribuição de água.

A causa de ocorrência da salinidade da água, em geral, trata-se de fatores naturais, estando relacionada à própria formação geológica do solo, substrato ao qual se mantém o contato. Todavia, a ação antrópica, conforme salientado por Pedrotti et al. (2015), tende a potencializar tais problemas em regiões de maior susceptibilidade à salinização. Em áreas irrigadas, o uso de água com alta concentração salina, um dos meios de aporte de sais ao solo, e a elevação do lençol freático em decorrência do manejo inadequado de irrigação em solos rasos, constituem-se como os principais fatores de impacto (ALMEIDA, 2010).

As regiões de clima árido e semiárido, configuram-se como os locais mais sensíveis à ocorrência de salinização dos solos, cuja maioria dos mananciais apresentam elevados teores salinos. Segundo Castro e Santos (2020), nestas regiões, pode ser observada a combinação do alto índice evapotranspirométrico, baixa precipitação pluvial e áreas com solos salinizados. Tal relação resulta no acúmulo de sais, proporcionando um desequilíbrio iônico no solo, especialmente entre o potássio, cálcio e magnésio, e a consequente redução do potencial osmótico da planta, comprometendo a absorção de importantes nutrientes (SANTOS; BRITO, 2016).

O processo de salinização dos solos, em conformidade com Tomaz et al. (2020), tem avançado significativamente ao longo dos anos. Em âmbito mundial, é estimado que mais de 20% das terras agricultáveis irrigadas tenham sido severamente afetadas, o que corresponde à, aproximadamente, 45 milhões de hectares. Não obstante, 10 milhões de hectares são abandonados anualmente em virtude da infertilidade do solo. As extensas áreas afetadas pela salinização são também ressaltadas por Pedrotti et al. (2015), que atribui como uma das principais causas intensificadoras do problema, o manejo inadequado da irrigação no sistema solo-água-planta. Segundo os autores, no Nordeste brasileiro, 25% das áreas irrigadas encontram-se salinizadas. Embora os dados revelem a baixa qualidade de água no semiárido brasileiro, a utilização de mananciais com altos teores salinos, principalmente advindos de poços tubulares, resume-se como a única alternativa para diversos produtores (CASTRO; SANTOS, 2020). A principal motivação, segundo Santos e Brito (2016), estaria ligada à restrição hídrica regional, acarretada pela má distribuição pluviométrica espacial e temporal, atrelada à falta de acessibilidade à informação clara quanto às consequências da irrigação com águas salinas.

Nessa perspectiva, a necessidade de análise da condição hídrica a ser empregada na atividade agrícola irrigada é essencial para o viés agrônomico e ambiental. Conforme pontuado por Cordeiro (2001), as características da água para fins de irrigação é um recurso base para prever a confiabilidade de sua utilização sobre o solo, planta e, ainda, sob o sistema de irrigação. A classificação da qualidade da água para a irrigação pode ser avaliada pela relação dos riscos de salinidade e sodicidade, atreladas à importantes variáveis químicas, como a condutividade elétrica e porcentagem de sódio trocável (PST) e, ainda, à razão de adsorção de sódio (RAS) no extrato de saturação do solo, cuja análise refere-se à concentração de sódio em relação ao cálcio e magnésio (CERQUEIRA et al., 2021). A condutividade elétrica (CE), principal variável expressa pela salinidade, refere-se à capacidade de condução de corrente a partir de íons presentes na água, refletindo, portanto, a concentração de sais totais dissolvidos. O incremento dos teores de sódio, cloro e magnésio, segundo Ribeiro et al. (2008) são os principais influentes na elevação dos valores desta variável.

A relação CE e RAS, expressa a atividade relativa dos íons de sódio em reações de troca de cátions com o solo (ALMEIDA, 2010). Dessa forma, como os sais presentes no solo possuem efeito floculante que se opõem ao efeito dispersante do sódio, para um mesmo valor de RAS, o risco de salinidade tende a se elevar com o aumento da condutividade elétrica (AMORIM, 2009). Diversos parâmetros e interpretações foram propostas para avaliar a qualidade hídrica quanto seu aspecto salino. A classificação da água de irrigação proposta por Richards (1954),

dispões de quatro diferentes classes relacionadas à condutividade elétrica (C_1 a C_4), sendo os pontos divisórios entre 0,25 e 2,25 $dS\ m^{-1}$, e quatro classes em função da razão de adsorção de sódio (S_1 a S_4), variando de acordo com a classificação textural do solo e o risco quanto a ocorrência de dispersão de argila.

Como uma das principais consequências decorrentes da combinação da salinização e do excesso de sódio trocável no solo, pode ser destacada a alteração do grau de estabilização de agregados. Conforme citado por Alghamdi et al. (2020), tais aspectos podem reduzir a quantidade e a estabilidade dos agregados pela ação de dispersão das argilas, comprometendo as propriedades físico-hídricas do solo, como a infiltração de água no meio e a redução da quantidade de água disponível às culturas. Deste modo, a dispersão dos coloides, em concordância com Lima Neto et al. (2017), em geral, é favorecida quando a água utilizada para irrigação apresenta baixa CE e elevada RAS. Em condições de salinidade de água inferior a 0,5 $dS\ m^{-1}$, sais e minerais solúveis, como o cálcio, que exercem influência positiva sobre a estabilidade dos agregados, tendem a ser lixiviados e não aproveitados.

Nesse contexto, a condutividade hidráulica e a dispersão de argila do solo configuram-se como atributos de resposta à irrigação com água salina e, conseqüentemente, quanto ao índice de preservação do ambiente (TAVARES et al., 2021). Portanto, a avaliação dessas propriedades torna-se fundamental, sendo um fator de predição quanto à dinâmica da água e de solutos, bem como para os estudos de erosão e lixiviação de substâncias (AWEDAT et al., 2021).

A influência das condições de salinidade e sodicidade em relação ao grau de flocculação podem ser mais ou menos determinantes de acordo com as características do solo. Estudos realizados por Almeida Neto et al. (2009), evidenciam variações quase nulas de dispersão de argila em “latossolo vermelho-amarelo distrófico” quando comparado a um “latossolo vermelho distroférico”, em que a concentração das bases Ca^{2+} e Mg^{2+} foi superior. Este apresentou variações significativas, considerando-se as mesmas condições de RAS e CE.

Os efeitos de aplicação de água salina sob os aspectos físicos do solo são também ressaltados por Rodrigues et al. (2019). Ao compararem duas águas de diferentes teores salinos para a irrigação, 1 $dS\ m^{-1}$ e 5 $dS\ m^{-1}$, foi constatada uma diferença de incremento de 127% da concentração de sódio no solo quando utilizada a água de maior teor salino. Tais implicações ocasionaram o aumento da RAS e o percentual de dispersão das partículas de argila do meio, resultando na obstrução dos poros e na conseqüente redução da condutividade hidráulica nos solos submetidos à água de condutividade elétrica de 5 $dS\ m^{-1}$.

Diante dos efeitos adversos acarretados pelo uso de águas impróprias na irrigação, tanto à produtividade da lavoura e aos recursos naturais, faz-se necessária a adoção de medidas para

o monitoramento, manejo e remediação da salinidade do solo e dos recursos hídricos, de forma que os interesses econômicos e ambientais sejam ponderados e a sustentabilidade, alcançada (RIBEIRO et al., 2008).

2.5 Medidas remediadoras da salinização

A solução para a salinização do solo e da água ainda é uma problemática persistente no meio agrícola, especialmente no que se diz respeito à viabilidade de implementação de técnicas remediadoras. A recuperação de solos com altos teores de sais e o tratamento da água são algumas técnicas pontuadas como alternativas mitigadoras para os problemas decorrentes da salinização (SAHAB et al., 2021).

A dessalinização da água, configura-se como uma alternativa para contornar a presença dos altos teores de sais em sua composição. De acordo com Moccock et al. (2018) e Blanco e Folegatti (2001), os métodos convencionais utilizados incluem a destilação térmica, cujo processo assemelha-se ao ciclo natural da água, e a dessalinização por membranas, como a osmose reversa e a eletrodialise. Apesar da efetividade da técnica para o abastecimento de água potável, a dessalinização de água é um processo dispendioso, exigindo alto investimento (CALDERA; BREYER, 2020). Dessa forma, sua utilização torna-se inviável para aplicação na agricultura irrigada brasileira.

Segundo Pedrotti et al. (2015), os processos que envolvem a recuperação do solo, por outro lado, abrangem as técnicas de manejo, cuja finalidade é a atenuação da concentração de sais solúveis e sódio trocável da zona radicular da planta. Tais técnicas se baseiam em processos físico-químicos que ocorrem, desde a dinâmica de deslocamento do fluido dentro do solo, até os processos fisiológicos da planta após a absorção da água, variando de acordo com a classificação textural do solo e os sais presentes no meio (CORDEIRO, 2001; SAHAB et al., 2021).

As medidas de remediação para os altos teores de sais incluem o manejo de irrigação, pousio, aplicação de corretivos químicos, utilização de espécies ou cultivares adaptáveis a tais condições adversas e fração de lixiviação, que consiste na utilização de maior volume de água para lavagem do solo, todas associadas às práticas de drenagem adequadas (OLIVEIRA et al., 2010; STAVI; THEVS; PRIORI, 2021). O sistema de drenagem deve ser devidamente dimensionado para comportar o fluxo de água necessário, pré-determinado, para manter a salinidade do solo nos níveis desejados. Embora as técnicas sejam menos onerosas quando comparadas às práticas de dessalinização da água, quando realizadas inadequadamente,

especialmente em áreas de maior vulnerabilidade, os problemas de salinização podem se agravar com o tempo (GHEYI et al., 2022).

Dentre os métodos de recuperação e manejo de solos salinos-sódicos, a lavagem por irrigação e a utilização de corretivos químicos são tidas como técnicas fundamentais e de maior praticidade para remediação (CAVALCANTE et al., 2016). Dentre os diversos tipos de corretivos para aplicação, Brasil, Lima e Cravo (2020) defendem o uso do gesso como um produto versátil, contribuindo para a redução de acidez, correção de sodicidade, além de fornecer nutrientes ao solo. Em contrapartida, Sá et al. (2018) ressaltam a baixa solubilidade do cálcio presente no produto, restringindo a liberação no elemento no solo. Os autores destacam a eficiência na redução da salinidade e sodicidade pela aplicação do enxofre elementar, conjuntamente à lavagem do solo com a irrigação, verificando uma redução de 20 a 30% a mais na CE, RAS e PST do solo quando comparado ao gesso aplicado sob condições similares.

As práticas são também salientadas por Santos et al. (2017). Em conformidade com o estudo, para um solo de CE superior a 4 dS m^{-1} e PST próximo à 36,5%, a utilização das técnicas de lavagem contínua, conjunta à aplicação de gesso, foram capazes de converter um solo salino-sódio em solo não salino, reduzindo a CE e PST a níveis inferiores a 4 dS m^{-1} e 15%, respectivamente.

Apesar dos resultados significativos, Cerqueira et al. (2021) ressaltam que a aplicação de uma lâmina contínua exige um alto volume de água para a recuperação do solo, o que pode contribuir para o desperdício de água e gastos adicionais de investimento. Cavalcante et al. (2016) reafirmam a necessidade de um volume considerável de água para remediação dos problemas de salinidade, cuja redução dos teores de sais solúveis pode chegar a 70% quando aplicada uma lâmina de água igual à profundidade do solo recuperado. Dessa forma, a técnica torna-se inviável em regiões onde haja restrições hídricas ou mananciais cuja água seja parcialmente salina.

2.5.1 Utilização de biocarvão em solos salinos

Diante da importância em se contornar o estresse salino como limitante produtivo e ambiental, outras fontes remediadoras têm sido estudadas a fim de se obter melhores resultados. Nessa perspectiva, a aplicação de resíduos agrícolas carbonizados, denominados biocarvão ou biochar, tem se destacado como uma alternativa para a remediação de sais no solo e nos sistemas hídricos (AWAN et al., 2020).

Os biocarvões são materiais carbonados produzidos por pirólise de biomassa, a temperaturas que variam entre 400 e 700 °C, sob condições limitadas de oxigênio. Além de

fácil e econômica produção, comparado ao carvão ativado, o biocarvão vem ganhando espaço na agricultura devido às suas características adsorptivas e como um condicionante do solo para a produção agrícola sustentável (AKHTAR; ANDERSEN; LIU, 2015). Caracterizado como um produto sólido e constituinte de matéria orgânica, segundo Duan et al. (2021), o biocarvão possui uma estrutura de poros, elevada área superficial específica e grupos funcionais que contribuem para a capacidade adsorptiva de compostos orgânicos e inorgânicos. Borba et al. (2019) também destacam o uso do material carbonizado em todo seu potencial, atribuindo suas vantagens para a remoção de íons em meio aquoso e sua subsequente aplicação como um corretivo do solo. Além disso, o biocarvão é constituído por uma fração de carbono recalcitrante, o que colabora para a redução da emissão de gases de efeito estufa e favorece sua resistência à decomposição no solo (BASÍLIO et al., 2020).

Diante das assertivas, quanto a remediação dos problemas relativos aos altos índices de sais presentes no solo e na água, os estudos relacionados ao biocarvão, mostraram que este é capaz de alterar positivamente as relações de salinidade, influenciando, ainda, no desenvolvimento e capacidade produtiva da planta (AKHTAR; ANDERSEN; LIU, 2015). No entanto, é válido ressaltar que alguns estudos relatam efeito negativo do biocarvão na produtividade da cultura. Segundo Duan et al. (2021) apesar dos resultados satisfatórios, foi observado o aumento significativo dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} em amostras de solos condicionados à aplicação de biocarvão de resíduo vegetal em decorrência da matéria-prima de produção, caracterizada por alto teor salino, resultando na propensão à salinização do solo.

As características de produção e as condições de aplicação do biocarvão estão diretamente relacionadas ao seu desempenho. Dessa forma, conforme salientado por Saifullah et al. (2018), a matéria-prima de produção, a ativação química ou não, condições de pirólise, granulometria utilizada e a taxa de aplicação ao meio, são variáveis importantes a serem consideradas para obtenção de melhores resultados. O desempenho do biocarvão pode ser variável, ainda, com as características do meio ao qual é implementado.

Dessa forma, diferentes respostas são obtidas em solos de classificações distintas para um mesmo tipo de condicionante. Resultados positivos quanto à atenuação dos efeitos adversos em solos irrigados com água salina foram obtidos para argissolo e neossolo flúvico de textura média (THOMAS et al., 2013). O melhor efeito do biocarvão para a estrutura do solo foi também verificado por Jeffery et al. (2011), que observaram maior redução dos teores de sais em solos arenosos, de textura média e em solos de potencial hidrogeniônico baixos, com redução de 30% quanto à condutividade elétrica.

O procedimento de preparo do material adsorvente, bem como a granulometria e taxa de aplicação do sólido, são fatores que também influenciam no seu desempenho. Ao propor o comparativo entre o biocarvão e a casa de pequi *in natura*, Borba et al. (2019) afirmam que, em decorrência da pirólise, material particulado fino é adicionado ao produto, conferindo uma maior superfície específica para adsorção, favorecendo o processo. A fim de se alcançar melhores aspectos para eficiência do biocarvão, a ativação química com magnésio é uma opção, proporcionando maior rendimento e obtenção de material com área superficial específica superior e maior volume de microporos, o que reflete no aumento de sítios para adsorção de íons (DUAN et al., 2021; ABRIZ; GOLEZANI, 2021).

Costa et al. (2019) também relacionam a taxa de biocarvão aplicado à redução da condutividade elétrica, cuja resultados apresentam variação entre 19% e 36% para quantidades de até 2% do volume de controle. Os resultados obtidos por Akhtar, Andersen e Liu (2015) evidenciaram também relação com a taxa de biocarvão utilizada. Com aplicações de até 5% do volume, observaram a contribuição para a capacidade de troca catiônica do solo, adsorção de 97% do Na^+ e o aumento do rendimento da cultura da batata.

Em relação aos aspectos granulométricos de disposição dos adsorventes, menores frações de particulados tendem a favorecer a adsorção e as propriedades do solo. Conforme destacado por Duan et al. (2021), a área de superfície específica é inversamente proporcional ao tamanho das partículas, ou seja, quando menor a granulometria do biocarvão, maior a área superficial, o que proporciona o aumento da capacidade de adsorção de íons inorgânicos. Basílio et al. (2020) atribuíram melhores resultados de incremento de nutriente ao solo com partículas entre 0,5 mm e 1,0 mm. Ao analisar os resultados obtidos dos cátions trocáveis, Silva (2017) observou que o comportamento dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ foram distintos, variando conforme a dose e granulometria do biocarvão. Todavia, Lira et al. (2015) indicam resultados inconclusivos relacionados à granulometria, indicando o uso do valor médio de 2 mm.

Como uma das principais características atribuídas à aplicação do biocarvão, a capacidade adsorvente de íons e a efetividade na redução da razão de adsorção de sódio (RAS), contribuem para a alteração positiva das relações de salinidade e boa estruturação do solo (AWAN et al., 2020). Mohan et al. (2014) e Duan et al. (2021) também destacam os benefícios advindos do uso do biocarvão quimicamente ativado e não modificado, cuja aplicação pode proporcionar a disponibilidade de nutrientes, maior atividade microbiana, implementação de matéria orgânica ao solo, além de melhorar sua estrutura com a estabilidade dos agregados, aumentar a taxa de infiltração de água e a condutividade hidráulica. A aplicação do biocarvão de sabugo de milho, segundo Santos (2019), quando comparado a utilização de gesso, se

mostrou eficiente para atenuação dos índices de salinidade e sodicidade do solo. Com redução de CE em cerca de 95%, a RAS em 97% e a PST em mais de 83%, foram alcançados valores inferiores a 4 dS m⁻¹ para o solo estudado.

2.5.2 Pequi como resíduo sólido para produção de biocarvão

Diversas fontes de biomassa podem ser empregadas para a produção do biocarvão, como resíduos de culturas, madeiras e lodo de esgoto, fator que influenciará em sua resposta quando aplicado (ZHAO et al., 2019). Dessa forma, além dos benefícios advindos da utilização do biocarvão como remediador salino e condicionante do solo, este apresenta, ainda, uma alternativa de destinação de resíduos sem aproveitamento específico, contribuindo para uma economia circular (SILVA, 2017).

O *Caryocar brasiliense*, conhecido como pequi, é um fruto típico do bioma cerrado brasileiro, advindo, principalmente, das regiões Centro Oeste, Nordeste e Norte de Minas Gerais, sendo encontrado, ainda, no Paraguai e na Bolívia (BORBA et al., 2019). Apesar da ampla utilização nas áreas geográficas de ocorrência, a exploração do pequi é extrativista, não havendo o cultivo comercial. O fruto pode ser utilizado para atividades como a indústria cosmética, porém sua principal destinação é a culinária, por meio do consumo da polpa dos pirênios ou pela extração de óleo (OLIVEIRA et al., 2008).

Embora a polpa do pequi seja considerada a parte de maior relevância em termos de aplicabilidade e comercialização, cerca de 80% do peso médio do fruto é constituído por cascas, produto secundário de sua comercialização e processamento (SILVA, 2017). Segundo Basílio et al. (2020), para cada tonelada de fruto, são gerados, em média, 770 kg de casca, cujo descarte é realizado sem critérios ambientais, como lixões e aterros sanitários, e sem um reaproveitamento do considerável volume resultante. Apesar dos estudos realizados quanto às alternativas viáveis de aplicação dos resíduos gerados, tais como substrato para produção de biodiesel e alimentação animal, os resultados mostraram pouca efetividade, não sendo demonstrados esforços para a continuidade de pesquisas que explorem a potencialidade de sua aplicação (OLIVEIRA et al., 2008; SILVA, 2017).

Diante do exposto, o reaproveitamento da casca do pequi para produção do biocarvão pode configurar-se como uma possibilidade promissora de gestão da biomassa. Conforme salientado por Borba et al. (2019), é possível contribuir para a atenuação dos impactos ambientais gerados pela disposição inadequada dos mesmos, concomitante ao beneficiamento agrícola, contribuindo como um condicionante do solo e como um remediador da salinidade, devido ao seu potencial adsorptivo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida na Universidade Federal de Lavras – Campus Sede, sendo a fase de experimentação realizada nos Laboratórios do Departamento de Engenharia Ambiental, compreendendo o período de janeiro a dezembro de 2022. A fim de se alcançar os objetivos propostos, o estudo foi realizado em duas etapas com o intuito de investigar o desempenho do biocarvão de casca de pequi, quimicamente ativado e não modificado: na primeira fase, em meio aquoso, por meio de estudos dos processos adsorptivos/dessorptivos de sais e na segunda fase, aplicado como condicionante em colunas de lixiviação com a matriz solo. Todas as análises experimentais foram realizadas em triplicata.

3.1 Obtenção e caracterização dos materiais adsorventes

Para realização do estudo, foram produzidos três materiais distintos sob diferentes classes granulométricas: um biocarvão não modificado (BC) e dois biocarvões ativados (BCA), totalizando-se 7 diferentes adsorventes produzidos, conforme indicado no Tabela 1.

Tabela 1– Descrição dos biocarvões produzidos a partir de caca de pequi com e sem ativação química em diferentes granulometrias.

	Biocarvão	Granulometria (mm)
Não modificado	BC _{G1}	< 0,5
	BC _{G2}	0,5 - 1,0
	BC _{G3}	1,0 - 2,0
Ativação 1:5	BCA-5 _{G1}	< 0,5
	BCA-5 _{G2}	0,5 - 1,0
	BCA-5 _{G3}	1,0 - 2,0
Ativação 1:20	BCA-20 _{G2}	0,5 - 1,0

Fonte: Do autor (2023).

3.1.1 Preparo da biomassa e produção do biocarvão não modificado

Os biocarvões foram produzidos a partir do mesocarpo externo e o epicarpo do fruto do pequi (*Caryocar brasiliense*) como biomassa para a matéria-prima, provenientes da região de Montes Claros, Norte de Minas Gerais. Após a coleta e supressão dos pirênios, o material foi submetido ao processo de lavagem em água da rede de abastecimento para a retirada de partículas contaminantes. Posteriormente, o resíduo foi submetido à secagem, inicialmente em temperatura ambiente, por 7 dias. Depois de reduzido o excesso de umidade, o material foi

levado à estufa microprocessada de secagem com circulação e renovação de ar (marca Sterilifer), a 105 °C, por 3 dias, completando-se o processo de secagem.

Após a lavagem e secagem, a biomassa foi triturada em um desintegrador forrageiro (marca Trapp, modelo TRF-650, grade de 5 mm) e peneirada em agitador eletromagnético para peneiras (marca Bertel), sob diferentes classes granulométricas: < 0,5 mm (G1), 0,5 - 1,0 mm (G2) e 1,0 - 2,0 mm (G3). A primeira etapa do experimento restringiu-se à análise da granulometria intermediária (G2), enquanto para a segunda etapa, foram avaliadas todas as classes obtidas.

Após realizado o devido preparo das cascas, o produto foi, enfim, disposto para obtenção dos biocarvões, sendo parte da biomassa destinada à produção do biocarvão não modificado (BC) e parte para a produção do biocarvão quimicamente ativado (BCA).

Para a produção do adsorvente não modificado (BC), as cascas previamente trituradas foram submetidas ao processo de pirólise, ocorrendo a alteração térmica da biomassa em condições limitadas de oxigênio (TRAZZI et al., 2018). O processo foi realizado em forno mufla (marca Solidsteel), sob a temperatura de 500 °C e tempo de residência de 2 horas (DUAN et al., 2021).

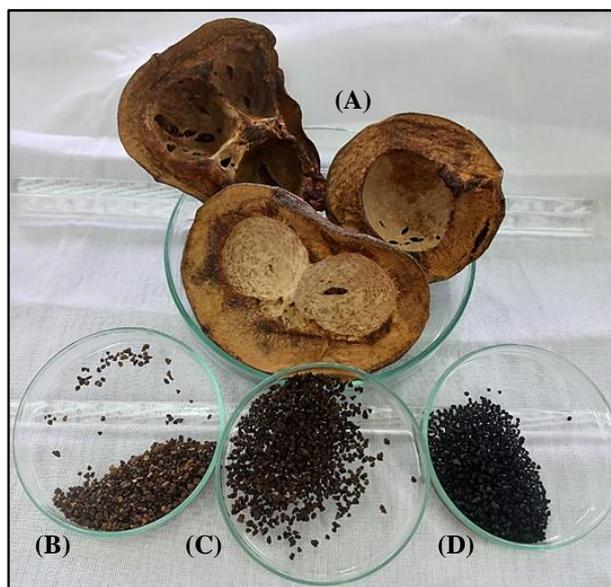
3.1.2 Preparo dos biocarvões ativados

A fim de se alcançar um material de maior desempenho para o desenvolvimento do estudo e posterior comparação, foram produzidos dois biocarvões ativados distintos, ambos submetidos ao processo adicional de modificação das cascas à base de magnésio, diferindo-se entre si quanto à proporção de reagente químico implementado.

Dessa forma, de acordo com metodologia adaptada proposta por Abriz e Golezani (2021) e Shen et al. (2019), previamente à etapa de pirólise, as cascas trituradas de pequi, em suas respectivas granulometrias, foram adicionadas à solução de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (cloreto de magnésio hexahidratado) 0,5 mol L⁻¹, nas proporções de 1:5 (BCA-5) e 1:20 (BCA-20) (resíduo/ $MgCl_2$) e mantidas em repouso por 24 horas. A mistura foi então seca em estufa a 60 °C por aproximadamente 3 dias, até atingir massa constante. Realizado o processo de modificação, a casca enriquecida com magnésio foi, por fim, submetida à etapa de produção do biocarvão por pirólise, em conformidade com item 3.1.1.

Na Figura 1 estão apresentados a casca de pequi seca e os materiais obtidos após o processamento das cascas e de produção do biocarvão ativado.

Figura 1 – Materiais utilizados na produção do biocarvão ativado: (A) casca de pequi seca em estufa; (B) casca triturada; (C) casca triturada após modificação e (D) biocarvão ativado obtido após pirólise da casca de pequi triturada e modificada quimicamente com cloreto de magnésio (BCA-5G3).



Fonte: Do autor (2023).

3.2 Caracterização dos biocarvões

Devido à grande variabilidade entre as diferentes classes do biocarvão, em decorrência do processo de produção e da matéria-prima de composição, os biocarvões obtidos foram caracterizados por meio de análises químicas e físicas, a fim de se compreender a influência e relevância das variáveis observadas em seu desempenho para os fins objetivados.

Os procedimentos de caracterização incluíram: a determinação da condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico (pH), ponto de carga zero (PCZ), análises de espectrofotometria de infravermelho com transformação de Fourier (FTIR) e microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia dispersiva de energia (MEV-EDS). Além das análises especificadas, os biocarvões foram caracterizados quanto ao rendimento de produção, a partir da razão da massa obtida após carbonização e a massa da casca seca.

3.2.1 Condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico

De acordo com metodologia proposta por Matos (2012), a determinação da CE foi efetuada pela leitura direta do material em suspensão, a partir da adição de 25 mL de água destilada à 10 g de biocarvão, na proporção de 1:2,5 (biocarvão/água). A leitura do

sobrenadante foi aferida após 2 horas de repouso, por meio do condutivímetro de bancada multiparamétrico (marca AZ Instrument, modelo AZ-86505).

A análise de pH foi efetuada a partir dos procedimentos seguidos pela International Biochar Initiative (2012). Para tanto, em tubos falcon, 20 mL de água destilada foram adicionados à 1 g de biocarvão, sendo a mistura agitada sob rotação de 70 rpm em agitador de Wagner rotativo (marca Tecnal, modelo TE-160), por 1,5 horas, para posterior leitura em medidor de pH de bancada (marca Tecnopon, modelo MPA-210).

3.2.2 Ponto de carga zero

Por meio da metodologia adaptada proposta por Ai et al. (2021), o ensaio para determinação do PCZ foi realizado a partir das leituras de pH inicial e final das amostras submetidas ao procedimento. Para tanto, em tubos falcon, 50 mL de solução aquosa de NaNO_3 (nitrato de sódio) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, sob diferentes níveis de pH, foram adicionados à 0,1 g do material adsorvente e agitados à 70 rpm, por 24 horas em agitador de Wagner.

Foram considerados 8 pontos como referência de pH inicial do NaNO_3 , abrangendo-se as faixas ácidas e básicas: 3, 5, 7, 9, 10, 11, 12 e 13. Os ajustes da solução foram realizados pela adição de NaOH (hidróxido de sódio) $1,0$ e $5,0 \text{ mol L}^{-1}$ e de HNO_3 (ácido nítrico) $0,1$ e $1,0 \text{ mol L}^{-1}$.

Após serem obtidas as leituras, os valores correspondentes à variação do pH final e inicial foram dispostos graficamente, em função do pH inicial. O valor do PCZ foi então definido como o ponto de interceptação da curva ao eixo das ordenadas ($y = 0$).

3.2.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV-EDS)

A fim de se caracterizar os biocarvões produzidos quanto aos aspectos morfológicos e de composição química estrutural, os materiais foram submetidos à análise por microscopia eletrônica de varredura (MEV), sendo os elementos mapeados pela espectroscopia por energia dispersiva (EDS). A preparação das amostras consistiu na montagem dos suportes, stubs, onde os biocarvões foram alocadas à fita de carbono, não se fazendo necessária a metalização adicional para visualização no aparelho. As imagens e dados avaliados foram obtidos utilizando-se um microscópio LEO EVO 40 XVP com sistema de microanálise de raios X da Bruker, situado no Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural (LME) do Departamento de Fitopatologia da Universidade Federal de Lavras.

3.2.4 Espectroscopia vibracional na região do infravermelho (FTIR)

As análises foram conduzidas no Laboratório de Espectroscopia na Região do Infravermelho, parte integrada da Central de Análise e Prospecção Química, situado no Departamento de Química da Universidade Federal de Lavras (CAPQ/DQI/UFLA). Os espectros foram obtidos empregando-se um espectrômetro FT-IT Varian 600-IR com transformada de Fourier (FTIR), com acessório GladiATR da Pike Technologies acoplado para medidas por reflectância total atenuada (ATR) a 45° com cristal de seleneto de zinco. A faixa espectral analisada foi de 400 a 4000 cm^{-1} , resolução de 4 cm^{-1} e 32 varreduras.

3.3 Preparo da água salina sintética

As simulações dos processos na primeira e segunda etapa do estudo foram realizadas utilizando-se amostras sintéticas de água salina, em conformidade com a metodologia proposta por Costa et al. (2019). A água de irrigação sintética estabelecida consistiu na associação dos elementos Na (sódio), Ca (cálcio) e Mg (magnésio) para obtenção da relação catiônica em mol. Na:Ca:Mg de 6:3:1. A solução foi formulada a partir da adição, em água deionizada, de 3,6 g L^{-1} de NaCl (cloreto sódio); 1,8 g L^{-1} de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (cloreto de cálcio dihidratado) e 0,6 g L^{-1} de $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (cloreto de magnésio hexahidratado), resultando em uma salinidade de 4,5 dS m^{-1} .

3.4 Etapa 1: Desempenho dos biocarvões em meio aquoso

A primeira etapa do estudo objetivou a análise dos efeitos da aplicação do biocarvão ativado e sem modificação por meio de ensaio adsorptivo. No entanto, para dar prosseguimento aos ensaios, um pré-teste adsorptivo foi realizado, a fim de se selecionar os melhores resultados.

3.4.1 Pré-teste: Seleção entre os biocarvões ativados

A fim de se estabelecer o comparativo dos processos seguintes com os materiais de melhor resultado, a etapa 1 do experimento foi restrita ao estudo de apenas dois biocarvões, sendo realizado, portanto, um teste preliminar com os adsorventes produzidos, $\text{BC}_{\text{G}2}$, $\text{BCA-5}_{\text{G}2}$ e $\text{BCA-20}_{\text{G}2}$, sendo avaliada ainda, a biomassa da casca do pequi in natura, triturada também em granulometria 0,5 – 1,0 mm (G2) para dosagem única ($M1 = 0,5 \text{ g}$). Dessa forma, foram identificados aqueles tratamentos cujo desempenho apresentou maior aproveitamento para seguimento dos demais procedimentos experimentais.

Para o ensaio proposto, foi analisada a interação adsorptiva dos biocarvões e da água salina sintética, com base na variabilidade da massa do material disposto em solução. Dessa

forma, em conformidade com metodologia proposta por Awan et al. (2020), em tubos falcon, os adsorventes analisados foram pesados em balança analítica de precisão (marca Shimadzu, modelo AY220), em 4 doses de aplicação: 0,5 g (M1); 1,0 g (M2); 1,5 g (M3) e 2,0 g (M4), onde, posteriormente, foram adicionados 25 mL de solução salina sintética, sendo as amostras mantidas em agitador de Wagner por um tempo de contato de 24 horas. Após o período determinado, o sobrenadante da mistura foi então filtrado através de membrana qualitativa de 0,2 mm, sendo aferida a condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico para todas as amostras estudadas. Em seguida, os extratos foram devidamente armazenados para as análises subsequentes.

Dessa forma, o biocarvão ativado foi selecionado por meio do comparativo de análises efetuadas após o ensaio adsorptivo, sendo obtida, ainda, a condutividade elétrica e o pH, aferidos diretamente ao extrato resultante, bem como a posterior análise de dureza, empregando-se a metodologia de titulação por volumetria de complexação com EDTA (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Estabelecido o material ativado de melhor resultado, a etapa 1 foi efetivada com a comparação entre os biocarvões BC_{G2} e BCA-5_{G2}, conforme a sequência descrita no item 3.4.2.

3.4.2 Determinação dos teores dos íons elementares

A partir dos resultados encontrados, realizou o ensaio de interação adsorptiva do biocarvão não ativado (BC_{G2}) e da água salina sintética conforme metodologia descrita no item 3.4.1. Após os ensaios, foram realizadas as análises complementares relativas à primeira etapa do experimento para comparar os resultados entre o BC_{G2} e o BCA-5_{G2}. Para tanto, foram mensurados os teores dos íons solúveis: Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, nas soluções sobrenadantes após 24 h de contato. As determinações foram realizadas de forma multielementar, por meio de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), empregando-se um espectrômetro da marca Spectro, modelo Blue, com correção de fundo. As curvas de calibração e diluição para o método proposto foram realizadas a partir de soluções padrão, com concentração conhecida, variando de acordo com os elementos em questão. As análises foram conduzidas pelo Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (DCS/UFLA).

Com os teores obtidos, posteriormente a razão de adsorção de sódio (RAS) foi calculada, a partir da equação 1 (TEIXEIRA et al., 2017).

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (1)$$

em que:

RAS: expressa em $(\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3})^{0,5}$;

Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} : concentrações de cátions expressas em meq L^{-1} .

3.5 Etapa 2: Desempenho do biocarvão em matriz solo

Nesta fase, o experimento teve como cerne a avaliação da influência do biocarvão e do magnésio, aplicados em colunas de lixiviação de solo, submetidas à irrigação com água salina sintética. Apesar do estudo central, testes complementares foram realizados com tratamentos adicionais, a fim de se obter maiores informações para o estudo.

Os procedimentos foram conduzidos seguindo-se os mesmos princípios, baseados nos ensaios de lixiviação para avaliação da influência dos tratamentos quanto aos aspectos químicos e físico-hídricos do solo.

3.5.1 Coleta e caracterização do solo

O solo utilizado no estudo, classificado como Latossolo Vermelho distroférico (LVd), foi obtido por meio da coleta de amostras deformadas, compreendendo a camada superficial de 0 a 20 cm, em área nativa da Universidade Federal de Lavras – Campus Sede, com localização aproximada em $21^{\circ}13'45.2''\text{S}$, $44^{\circ}57'56.3''\text{W}$.

Após serem secas à temperatura ambiente, as amostras foram destorroadas e peneiradas em malha de 2 mm, para padronização, sendo obtida a terra fina seca em ar (TFSA) (TEIXEIRA et al., 2017). A caracterização química e física foi realizada no Laboratório de Análises de Solo do Departamento de Ciência do Solo (DCS/UFLA), conforme descrita pela Tabela 2.

Tabela 2 – Análise química e física do solo na camada de 0 a 20 cm

pH	K	P	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	M.O	Arg	Sil	Are
	---mg dm ⁻³ ---			----- cmolc/dm ³ -----				-----			-- % --	dag/kg	-- dag/kg --			
4	27	0,8	5	0,1	0,1	1,8	21,4	0,2	2,1	22	1,2	87	4,8	63	10	27

SB: Soma de bases trocáveis; t: Capacidade de troca catiônica efetiva; T: Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V: Índice de saturação de bases; m: Índice de saturação de alumínio; M.O: Matéria orgânica; Arg: Argila; Sil: Silte; Are: Areia.

Fonte: Do autor (2023).

3.5.2 Montagem das unidades experimentais

As unidades experimentais para o condicionamento do solo e dos respectivos tratamentos consistiram na montagem de colunas individuais de lixiviação, confeccionadas a partir de tubos de PVC rígido com 40 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro externo. A fim de se possibilitar a retenção do solo e a lixiviação da solução aplicada, o tecido tipo morim foi utilizado na extremidade inferior das unidades, fixado por meio de ligas elásticas.

Após a confecção das unidades, as amostras foram preparadas para preenchimento das colunas. Dessa forma, dispostos em bandejas, os tratamentos de interesse foram homogeneizados com 300 g da TFSA, sendo a dosagem de aplicação considerada correspondente a 1% (m/m) de BC ou BCA em relação à massa de solo. O solo condicionado foi posteriormente adicionado à unidade referente ao tratamento, alcançando-se uma altura de 20 cm de coluna (ALMEIDA et al., 2010).

Finalizadas as unidades experimentais com seus respectivos tratamentos, parte das colunas foi submetida ao processo de saturação com água salina sintética, por 24 horas, para posterior ensaio de lixiviação com aplicação de água salina. As outras colunas foram mantidas incubadas por um período de 25 dias antes da realização do ensaio.

3.5.3 Ensaio de lixiviação

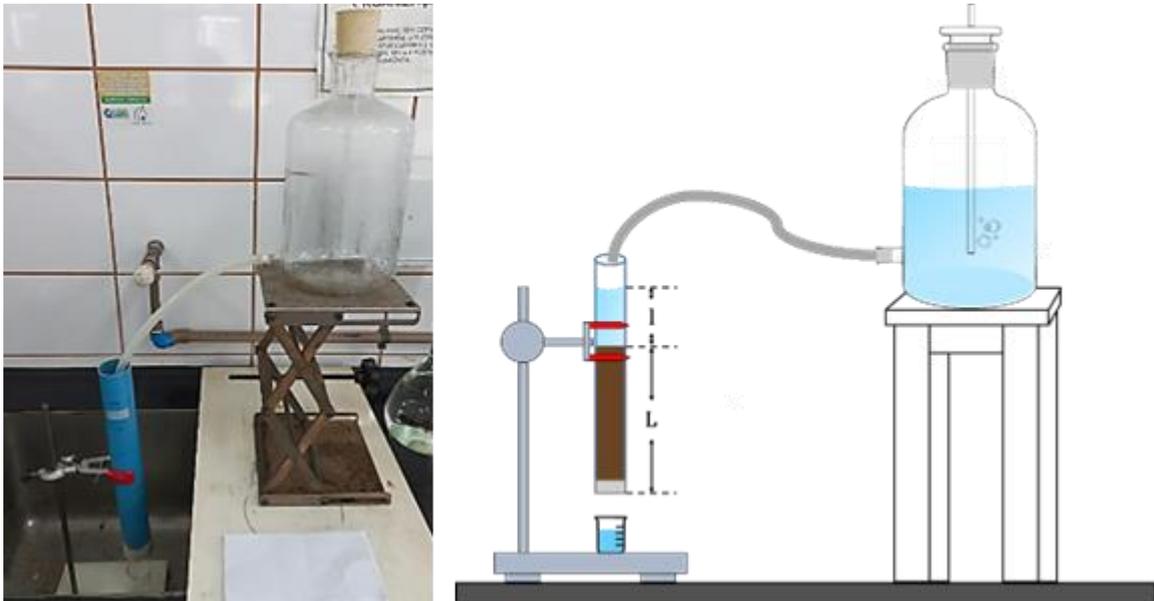
Para o ensaio de lixiviação, as colunas de solo foram previamente saturadas, com água salina sintética, solução empregada para alimentação do sistema no ensaio de lixiviação, a fim de se eliminar possíveis variações de infiltração e caminhos preferenciais da água pelos macroporos do solo (AWEDAT et al., 2021). Para tanto, as colunas foram alocadas em um recipiente, sendo este preenchido gradativamente pela solução saturante, até uma altura correspondente a três quartos da coluna de PVC. As unidades foram mantidas em processo de saturação por 24 horas, posteriormente retiradas e dispostas em suporte suspenso para início do procedimento.

O ensaio foi realizado a partir da aplicação da solução salina sintética nas colunas experimentais, sob escoamento constante. Para tanto, foi utilizado como fonte de abastecimento o frasco de Mariotte, cuja mangueira de condução do fluido foi acoplada diretamente à coluna, conforme esquematizado na Figura 2. A lâmina de solução acima da superfície do solo foi mantida a, aproximadamente, 14 cm de espessura, sendo o fluxo controlado por um registro manual. A coleta do lixiviado foi realizada por meio de béqueres, dispostos abaixo das colunas montadas no sistema.

O monitoramento da aplicação foi realizado em intervalos frequentes, onde a condutividade elétrica e a temperatura da solução lixiviada coletada foram aferidas sempre que atingido o volume de 50 mL, sendo contabilizado, ainda, o tempo correspondente para realização de cada leitura. O abastecimento foi cessado quando estabelecido o equilíbrio do sistema, onde a CE do lixiviado fosse correspondente à CE da solução aplicada (FREIRE et al., 2003). Por fim, ao final do ensaio, o volume total percolado foi registrado.

Após o procedimento, os materiais foram retirados das colunas, secos ao ar e novamente peneirados em malha de 2 mm. As amostras foram devidamente armazenadas para análises subsequentes.

Figura 2 – Esquemática do sistema de lixiviação de água salina em colunas de solo tratados com biocarvão não modificado e biocarvão ativado com $MgCl_2$.



Fonte: Do autor (2023).

3.5.3.1 Condutividade hidráulica

A partir dos dados coletados no procedimento de lixiviação, indicado no item 3.6.3, foi determinada a condutividade hidráulica em meio saturado (K_e), empregando-se a Equação 2 (ALMEIDA, 2010).

$$K_e = \frac{V \times L}{A \times t(l + L)} \quad (2)$$

em que:

K_e : condutividade hidráulica em meio saturado (cm s^{-1});

V : volume total percolado (mL);

L : espessura da amostra de solo (cm);

A : área da coluna de solo (cm²);

t : tempo total (s);

l : espessura da lâmina de solução acima da superfície solo (cm).

A fim de se determinar a condutividade hidráulica para uma condição padrão, o valor de K_e foi ajustado para a temperatura de referência de 20°C, conforme preconizado por Adeyemo et al. (2022) e Almeida (2010), de acordo com a Equação 3.

$$K_0 = K_e \left(\frac{\eta_e}{\eta_{20}} \right) \quad (3)$$

em que:

K_0 : condutividade hidráulica para a temperatura de referência de 20 °C (cm s⁻¹);

η_e : viscosidade dinâmica da água lixiviada à temperatura ambiente experimental (cP);

η_{20} : viscosidade dinâmica da água à 20 °C (cP).

As viscosidades consideradas foram obtidas por meio de valores tabelados (MENDONÇA, 2008).

3.5.3.2 Argila Dispersa em Água

A determinação da argila dispersa em água (ADA) foi realizada a partir das amostras coletadas após o ensaio de lixiviação, conforme indicado pelo tópico 3.5.3. O método empregado baseou-se na dispersão mecânica lenta, seguida da separação de argila por sedimentação do silte. A medição da fração de argila foi realizada pelo método da pipeta, por meio da variação de massas pesadas (TEIXEIRA et al., 2017).

Para realização da dispersão, 20 g das subamostras do solo foram pesadas em balança analítica e dispostas em garrafas de Stohlmann. Após a adição de 300 mL de água destilada, procedeu-se a agitação do recipiente contendo a mistura em agitador rotatório de Wagner, por 16 horas, a 70 rpm. Decorrido o tempo, as garrafas foram retiradas do agitador e transferidas para provetas de 1000 mL, completando-se o volume com água destilada até o aferimento. Em seguida, a suspensão de cada amostra foi novamente agitada por 1 minuto, com auxílio de um bastão adaptado com tampa plástica vazada, em sua extremidade inferior.

Finalizada a etapa de agitação, as amostras foram mantidas em repouso para ocorrência do processo de separação da fração de argila. O tempo necessário para a sedimentação das

partículas superiores a 0,002 mm foi estipulado com valores tabulados de referência, calculados por meio da Lei de Stokes, baseadas na temperatura aferida nos 5 cm superiores da proveta.

O processo para determinação da argila procedeu-se após o período estipulado de sedimentação. Para tanto, a coleta do material em suspensão foi realizada com auxílio de uma pipeta de 25 mL, cuidadosamente introduzida até 5 cm de profundidade da mistura suspensa. A solução pipetada foi então transferida para um béquer, previamente tarado, e levado à estufa para secagem do material, a 105 °C, por um período de 24 horas. Por fim, a massa resultante após a secagem foi pesada, sendo efetuados os cálculos necessários para determinação da ADA, expressa pela Equação 4 (TEIXEIRA et al., 2017).

$$ADA = \frac{m_{ar} \times f}{m_i \times R_V} \quad (4)$$

em que:

ADA: argila dispersa em água (kg kg⁻¹);

m_{ar}: massa da argila após secagem (g);

f: fator de correção de umidade para a massa inicial (adimensional);

m_i: massa inicial da amostra utilizada (g);

R_V: razão do volume pipetado e o volume da proveta, descontado o volume pipetado (cm).

O fator *f* foi obtido para correção da massa de solo utilizada, sendo relativo ao quociente da massa da amostra seca ao ar e da amostra seca em estufa a 105 °C.

3.5.3.2 Condutividade elétrica e pH do solo

As análises de condutividade elétrica e o potencial hidrogeniônico das amostras de solo, resultantes do ensaio de lixiviação, foram também realizadas. Para tanto, utilizou-se a metodologia de CE proposta por Matos (2012), em conformidade com o item 3.2.1, anteriormente elucidada, a partir da medição direta no sobrenadante obtido pela adição de solo e água, na proporção de 1:2,5 (solo/água).

3.5.4 Testes e tratamentos analisados

Para os ensaios realizados, foram considerados diferentes tratamentos. Dessa forma, foi estabelecido um teste base, vertente principal da segunda etapa da pesquisa, sendo conduzidos, ainda, testes complementares a fim de se obter informações adicionais para o estudo.

O teste base teve como principal variável ponderada o tempo de condicionamento das colunas analisadas, sendo estas submetidas ou não à incubação prévia ao ensaio de lixiviação, sob aplicação de água salina sintética.

3.5.4.1 Colunas não incubadas

Os tratamentos variaram quanto ao tipo de biocarvão incorporado ao solo, em suas respectivas granulometrias, sendo estabelecida, ainda, a análise da aplicação do reagente $MgCl_2$ sólido e em solução, como uma alternativa à utilização dos biocarvões ativados.

Dessa forma, as colunas sem incubação, com menor tempo de incorporação dos condicionantes, abrangeram os biocarvões BC e BCA-5, em todas as granulometrias obtidas, sendo os tratamentos: BC_{G1} , BC_{G2} , BC_{G3} , $BCA-5_{G1}$, $BCA-5_{G2}$ e $BCA-5_{G3}$, além do tratamento controle (300 g de TFSA). Foram avaliados, ainda, os tratamentos com $MgCl_2$: TSFA + Mg (reagente sólido) e Sol_{Mg} (TFSA submetida ao ensaio de lixiviação com o a solução salina enriquecida com Mg), ambos os tratamentos isentos de biocarvão. Assim como os demais tratamentos com biocarvão, o ensaio de lixiviação relativo ao tratamento TSFA + Mg utilizou a água salina como solução saturante e solução adicionada ao sistema. Já para o tratamento Sol_{Mg} , a solução utilizada para o ensaio (solução saturante e de abastecimento) consistiu no preparo da solução salina sintética acrescida do reagente $MgCl_2$.

Para incorporação do $MgCl_2$ sólido ao solo, foi considerada a mesma proporção de biocarvão aplicada (3,0 g, ou seja, 1% em reação à massa de solo). Para o preparo do reagente em solução, a definição quanto à massa de $MgCl_2$ adicionada baseou-se na proporção de sais liberados pelo biocarvão ativado em meio aquoso. Para tanto, a nova formulação para a solução salina enriquecida com Mg teve como referência a condutividade elétrica do extrato obtido após o teste adsorptivo, explicitado no tópico 3.4.1, respectivo à aplicação de 2 g (M4) do biocarvão $BCA-5_{G2}$, alcançando a concentração de $24,0 \text{ g L}^{-1}$.

Os procedimentos de preparo, saturação e ensaio de lixiviação foram realizados em conformidade com o item 3.5.3, anteriormente abordados.

3.5.4.2 Colunas incubadas

Nas colunas com incubação, os tratamentos foram submetidos a um maior tempo de condicionamento com o solo, sendo mantidas as mesmas variáveis anteriormente consideradas. No entanto, a partir dos resultados obtidos pelos ensaios não incubados, para cada biocarvão avaliado foram selecionadas as granulometrias de maior desempenho, sendo as análises

constituídas pelos tratamentos: BC_{G2}, BC_{G3}, BC-5_{G2}, BC-5_{G3}, MgCl₂ e o controle. O tempo de contato mantido entre o solo e os materiais foi de 25 dias (OLIVEIRA et al., 2010).

Para o preparo das amostras, inicialmente foi realizada a correção de acidez do solo por meio da calagem com CaCO₃ (carbonato de cálcio), contribuindo para manutenção das condições ideais do meio e sua consequente interação com o biocarvão (TAMMEORG et al., 2017). Dessa forma, com base na análise química, disposta na Tabela 2, foi aplicada a equação 5 para o cálculo de corretivo necessário, considerando-se a elevação da saturação das bases a 70% (RONQUIM et al., 2010).

$$NC = \frac{CTC(V_2 - V_1) \times p}{PNRT} \quad (5)$$

em que:

NC: necessidade de calcário (t ha⁻¹);

CTC: capacidade de troca catiônica (cmol_c dm⁻³);

*V*₂: saturação de base desejada (%);

*V*₁: saturação em base atual do solo (%);

p: fator de profundidade de incorporação do calcário (1 ou 1,5);

PNRT: poder relativo de neutralização total do calcário.

O valor de *p* pode variar entre 1 para a profundidade de incorporação de 0 – 20 cm e 1,5, para 0 – 30 cm. Para fins de cálculo, foi considerada a menor profundidade de incorporação;

O poder relativo de neutralização considerado foi de 99%.

Efetuada o cálculo necessário, o solo foi então preparado para incorporação dos produtos. Em conformidade com o item 3.5.2, foram seguidas as mesmas proporções de TFSA e tratamentos utilizados, porém com a incorporação adicional de 2,95 g de CaCO₃. Após a devida homogeneização dos componentes, os tratamentos foram transferidos para as colunas de lixiviação.

A fim de se garantir as condições ideais de reação e atividade microbiana, durante o período de incubação a umidade do solo foi mantida a 70% de sua capacidade de campo (CC) (SAHAB et al., 2021), utilizando-se a água salina sintética para simulação das condições reais. Para estimativa da quantidade de água a ser aplicada, a CC do solo foi determinada pelo método do funil adaptado (VEDOVE et al., 2017).

O método da CC, conduzido em coluna de PVC, tem como princípio a saturação de uma massa de solo conhecida, onde após decorridas 24 horas de drenagem livre para lixiviação da água excedente, é calculada a diferença entre a massa final de solo obtida após o processo de drenagem e a massa inicial. Após calculado, o volume necessário foi aplicado, sendo as colunas imediatamente pesadas a fim de se obter a massa respectiva à condição desejada, quando a 70% da CC. O valor obtido para cada unidade foi utilizado como referência durante o período de incubação.

Dessa forma, as colunas foram mantidas umidificadas com água salina sintética e cobertas em sua extremidade superior com papel alumínio, a fim de se evitar a perda de água por evaporação. A reposição de água para manutenção da umidade desejada foi realizada com auxílio de proveta graduada, sob turno de rega fixo e lâmina variada, estabelecendo-se uma frequência de aplicação de duas vezes semanais. O volume aplicado em cada reposição foi determinado por meio da pesagem prévia das amostras, a fim de se manter a massa de referência estabelecida para cada coluna.

Após 25 dias de incubação, as amostras de solo foram retiradas das colunas, novamente secas à temperatura ambiente e peneiradas em malha de 2 mm, para posterior saturação e ensaio de lixiviação, conforme indicado no item 3.5.3.

3.5.4.3 Testes complementares sem incubação

3.5.4.3.1 Diferença quanto à ativação e quantidade aplicada

Conforme anteriormente ressaltado, a variabilidade da proporção de magnésio utilizada para o processo de ativação, bem como a quantidade de biocarvão aplicado em uma dada matriz pode apresentar-se como fatores de influência nos resultados obtidos. Dessa forma, o biocarvão BCA-20_{G2} foi também analisado, sendo este submetido aos mesmos procedimentos das colunas não incubadas, conforme elucidado no item 3.5.4.1, para realização do ensaio de lixiviação com água salina sintética. Para tanto, foram estudadas duas proporções de aplicação: 1% e 4% em relação à massa de solo empregada (300 g).

3.5.4.3.2 Variação da qualidade da água

A fim de se compreender a influência direta da qualidade da água aplicada ao solo em relação à solução salina sintética empregada ao decorrer do experimento, o teste especificado baseou-se na variação da água de abastecimento utilizada para a alimentação do sistema de

lixiviação. Para o teste, foram analisados tratamentos controle, isentos do condicionamento com o biocarvão/magnésio.

Para tanto, foram consideradas duas condições de aplicação distintas: água da rede de abastecimento (SC_{AgAb}) e água destilada (SC_{AgD}). Os procedimentos de preparo das unidades experimentais e ensaio de lixiviação foram conduzidos em conformidade com os itens 3.5.2 e 3.5.3, diferindo-se apenas quanto à água de saturação e abastecimento empregadas no processo. Os resultados foram posteriormente comparados ao tratamento controle submetido à água salina sintética, previamente obtido.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos biocarvões

4.1.1 Rendimento, potencial hidrogeniônico e condutividade elétrica

Os rendimentos pirolíticos foram calculados para os biocarvões gerados, conforme evidenciados na Tabela 3. As médias aritméticas foram calculadas para fins de comparação de dados entre os grupos avaliados. Não foram observadas relações de percentual de rendimento em função das granulometrias avaliadas.

Tabela 3 – Rendimento percentual dos biocarvões obtidos após conversão térmica, seguido dos coeficientes médios de variação (%).

Biocarvão		Rendimento (%)	Rendimento médio (%)
Não modificado	BC _{G1}	34,74	34,94 ± 1,13
	BC _{G2}	34,68	
	BC _{G3}	35,39	
Ativado	BCA-5 _{G1}	38,99	39,87 ± 4,37
	BCA-5 _{G2}	39,19	
	BCA-5 _{G3}	42,47	
	BCA-20 _{G2}	38,81	

Fonte: Do Autor (2023).

Os BCA proporcionaram maior percentual de produto obtido após transformação térmica, sendo alcançada uma média percentual de 39,87 ± 4,37%, e para os biocarvões não modificados, 34,94 ± 1,13%. Em conformidade com Duan et al. (2021), a ativação química, além de contribuir para a formação de um material com área superficial específica superior e maior volume de poros, pode estar relacionada à redução da volatilização da matéria orgânica presente na biomassa, contribuindo para o maior rendimento do biocarvão. Apesar dessa influência, a temperatura e o tempo de pirólise são os principais fatores para determinação do rendimento final do produto (COLEN et al., 2019). Além disso, a massa do reagente químico contribui para o aumento da massa restante após a pirólise, por não ser volatilizada.

Os valores de condutividade elétrica e pH dos biocarvões obtidos estão descritos na Tabela 4, cujos resultados demonstram baixa dispersão e alta uniformidade de dados.

Tabela 4 – Caracterização dos biocarvões produzidos com e sem ativação quanto à condutividade elétrica e pH, seguidos pelos desvios padrão.

Biocarvão		CE (dS m⁻¹)	pH
Não modificado	BC _{G1}	1,35 ± 0,05	10,9 ± 0,1
	BC _{G2}	1,33 ± 0,01	9,9 ± 0,2
	BC _{G3}	1,03 ± 1,02	9,9 ± 0,5
Ativado	BCA-5 _{G1}	10,59 ± 0,02	10,0 ± 0,3
	BCA-5 _{G2}	10,02 ± 0,04	9,9 ± 0,6
	BCA-5 _{G3}	15,61 ± 0,13	9,9 ± 0,6
	BCA-20 _{G2}	24,47 ± 0,06	9,9 ± 0,5

Fonte: Do Autor (2023).

Os biocarvões de casca de pequi, ativados termicamente e não modificados quimicamente, apresentaram pH alcalino para todos os grupos testados, verificando-se, ainda, baixa variabilidade entre os materiais. Apesar da discreta diferença constatada, foi observado valores de pH ligeiramente superiores, acima 10, para os biocarvões de menor granulometria (G1). A partir dos resultados, foi observada, ainda, baixa influência quanto à relação granulométrica para o processo, sendo os valores atribuídos, principalmente, à matéria-prima de composição e à condição de pirólise empregada (DUAN et al., 2021).

Amorim et al. (2016), ao desenvolverem estudos de adsorção de material inorgânico com a casca do pequi, classificou-a como ácida, obtendo um pH médio de 4,5. Tal resultado corrobora com as afirmações apresentadas por Awan et al. (2020), em que a transformação térmica sob elevadas temperaturas favorece a produção de um material com pH de característica alcalina, por ocasionar a redução de grupos funcionais ácidos e carboxílicos em sua superfície, além de contribuir para a formação de anéis aromáticos, o que reflete na disposição de elementos iônicos na superfície.

A condutividade elétrica (CE), relativa à quantidade de sais dissolvidos no meio, ao contrário do pH, apresentou considerável elevação para os biocarvões modificados, verificando-se uma tendência de aumento de acordo com a proporção de MgCl₂ empregada. Dentre os biocarvões não modificados, a maior CE foi observada para o BC_{G1}, cujo valor médio foi de 1,35 ± 0,05 dS m⁻¹, sendo constatada também baixa variação entre as granulometrias. Em contrapartida, para os biocarvões modificados com menor proporção de sais de ativação, o material referente à maior granulometria, BCA-5_{G3}, apresentou considerável aumento dentre as

demais classes, cuja variação de intervalo oscilou entre $10,02 \pm 0,04$ e $15,61 \pm 0,13$ dS m⁻¹. Provavelmente, a menor área superficial de BCA-5_{G3} comparada à BCA-5_{G2} proporcionou menor capacidade de adsorção de magnésio, deixando-o mais livre para ser solubilizado, e conseqüentemente, resultou em maior contribuição para a condutividade elétrica em solução.

Para o BCA-20_{G2} a CE foi ainda superior, com valor médio de $24,47 \pm 0,06$ dS m⁻¹. Resultados semelhantes foram obtidos por Abriz e Golezani (2021) para a proporção de ativação 1:20 com magnésio, cuja CE para o biocarvão de resíduo de milho foi 21 dS m⁻¹ para pH 7.

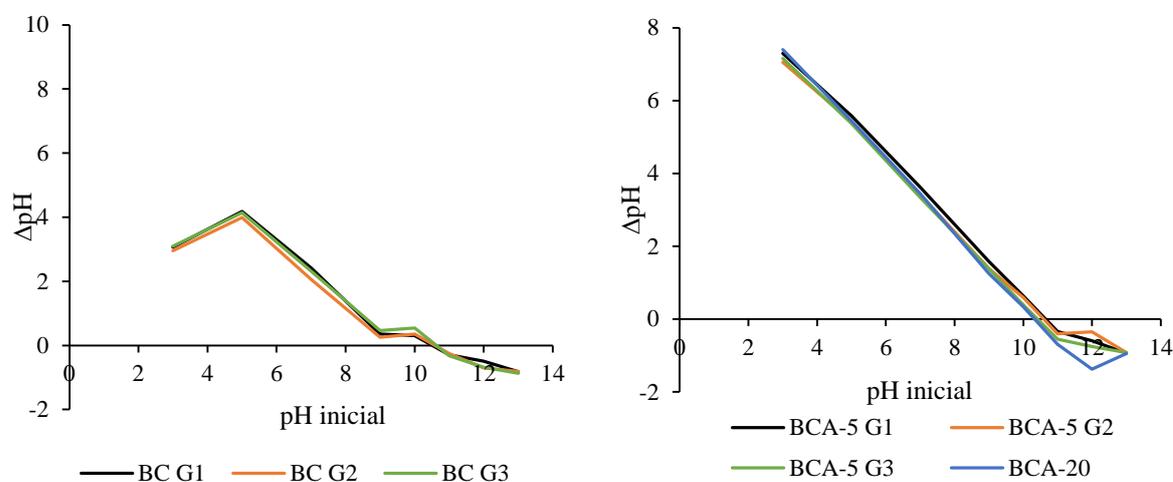
Resultados similares foram também observados por Borba et al. (2019), Santos Júnior (2022), e Basílio et al. (2020) ao utilizarem a casca de pequi para a produção de biocarvão não modificado. Para os três estudos realizados, os materiais resultantes obtiveram característica alcalina, tendo sido alcançados pelos autores faixas de pH entre 9,1 a 9,8. Em relação ao rendimento de produção do biocarvão, os autores obtiveram em seus respectivos estudos uma média de 33 a 36%, efetuando-se a pirólise com temperaturas aproximadas de 500 °C, conforme a utilizada no presente trabalho, porém com tempos de residência inferiores a 40 minutos. Tendo em vista o maior tempo de pirólise utilizado para a presente pesquisa, de duas horas, infere-se um bom rendimento geral alcançado para os biocarvões aqui destacados, produzidos a partir da casca do pequi.

Em relação à CE, os resultados obtidos para os materiais não modificados também se encontram em conformidade com a literatura, tendo sido observado pelos autores supracitados valores entre 2,0 e 4,0 dS m⁻¹. Tais resultados colaboram com a evidência de que as modificações da biomassa, bem como sua composição de origem, contribuem para a disposição dos íons na superfície do biocarvão (SHEN et al., 2019), sendo as variações obtidas pelo presente estudo, decorrentes, sobretudo, do MgCl₂ empregado para o processo de ativação.

4.1.2 Potencial de carga zero

A relação da variação do pH final e inicial obtidas para os biocarvões não modificados e ativados após as análises experimentais está apresentada na Figura 3, em função dos valores de pH inicial.

Figura 3 – Variação de pH final e inicial dos biocarvões não ativados (BC) e dos biocarvões ativados (BCA-5 e BCA-20) em suas respectivas granulometrias para análise de PCZ.



Fonte: Do Autor (2023).

Os resultados do PCZ para cada biocarvão são apresentados na Tabela 5. Os cálculos foram realizados a partir das equações das retas obtidas, relativas aos pontos de intercessão ao eixo das abscissas.

Tabela 5 – Ponto de carga zero calculado para os biocarvões com e sem ativação em diferentes granulometrias.

Biocarvões Não Ativados		Biocarvões Ativados	
BC _{G1}	10,5	BCA-5 _{G1}	10,7
BC _{G2}	10,6	BCA-5 _{G2}	10,6
BC _{G3}	10,6	BCA-5 _{G3}	10,4
		BCA-20 _{G2}	10,3

Fonte: Do Autor (2023).

Os valores de ponto de carga zero calculados foram semelhantes para as granulometrias e grupos avaliados, compreendendo a faixa entre 10,3 e 10,7, sendo os valores extremos referentes ao BCA-20_{G2} e BCA-5_{G1}, respectivamente. No entanto, apesar da baixa variabilidade, foi verificada uma tendência inversa em relação à granulometria, para os grupos de biocarvões não modificados (BC) e ativados em menor proporção de magnésio (BCA-5). Dentre os BC, houve uma perspectiva de aumento do PCZ proporcional ao diâmetro dos biocarvões produzidos, enquanto para os BCA-5, foi observada a tendência de redução. Dessa

forma, foram obtidos para o BC_{G3} e BCA-5_{G1}, os maiores valores de PCZ, 10,6 e 10,7, respectivamente.

O ponto de carga zero ou p_HPCZ, pode ser definido como o pH em que a densidade de carga das partículas superficiais do adsorvente é nula (FRANCISKI et al., 2018). Dessa forma, o PCZ caracteriza-se como o ponto onde é estabelecido o equilíbrio entre as cargas positivas e negativas do meio (BORBA et al. 2019). Então, os valores de PCZ observados fornecem as informações essenciais para a compreensão quanto à propensão e facilidade com a qual os biocarvões modificados ou não, são capazes de estabelecer uma relação de adsorção com os sais utilizados nos ensaios da presente pesquisa.

Dessa forma, para os valores de PCZ observados, se os valores de pH da solução dos ensaios de adsorção forem superiores a 10,3 a 10,7, dependendo do biocarvão, a carga superficial líquida do adsorvente torna-se desprotonada em decorrência da disponibilização de OH⁻, favorecendo, portanto, a adsorção de espécies positivamente carregadas, como os íons de Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, atraídos por interações eletrostáticas (FEITOZA et al., 2022). Em contrapartida, quando abaixo dos valores de PCZ, a carga superficial líquida apresentará característica predominantemente positiva, devido à maior presença de H⁺ no meio, resultando na propensão de adsorção de ânions (BORBA et al. 2019). Assim, no presente trabalho, é importante que o pH das soluções utilizadas nos ensaios seja superior ao valor do PCZ observado.

Mediante os dados apresentados em literatura, é observada uma grande variação entre os resultados encontrados. Segundo observado por Feitoza et al. (2022), para os biocarvões provenientes do fruto do açaí, obteve-se um PCZ de 6,0, correspondente à faixa da neutralidade. Valores de PCZ em faixa alcalina também foram observados por Guimarães et al. (2021) e Zanella et al. (2021), cujos resultados calculados foi de 8,6 e 8,4, para os biocarvões produzidos a partir da casca de café arábica e macrófitas, respectivamente.

Embora não tenha sido evidenciada elevada alteração do PCZ, contrário ao esperado, o procedimento de produção dos materiais, tais como a ativação química e a pirólise, de forma análoga ao pH, podem desencadear a manutenção do ponto de carga zero do material. Segundo Souza et al. (2020), durante o processo de oxidação do carbono, grupos funcionais como carboxilatos e fenóis são formados na superfície do adsorvente, contribuindo para o incremento da acidez ou alcalinidade superficial.

Os resultados obtidos por Franciski et al. (2018) corroboram para as afirmações apresentadas. A partir da comparação dos valores de PCZ para a biomassa bruta e o biocarvão enriquecido com CO₂, ambos provenientes da cevada, foi observada uma redução aproximada

de 22,6% após realização da pirólise do material. Tais relações são também evidenciadas por meio dos estudos desenvolvidos por Amorim et al. (2016), cujo valor determinado para a biomassa bruta da casca do pequi foi consideravelmente inferior aos resultados apresentados na Tabela 5, tendo sido alcançado pelo autor um PCZ de 2,3. Em contrapartida, após a pirólise da biomassa, também proveniente da casca do pequi, Borba et al. (2019) identificaram para o biocarvão não modificado um PCZ próximo à faixa alcalina, sendo alcançado o valor de 6,6. Dessa forma, é correto afirmar que a transformação da biomassa de um dado produto pode favorecer a elevação ou redução do PCZ do biocarvão produzido.

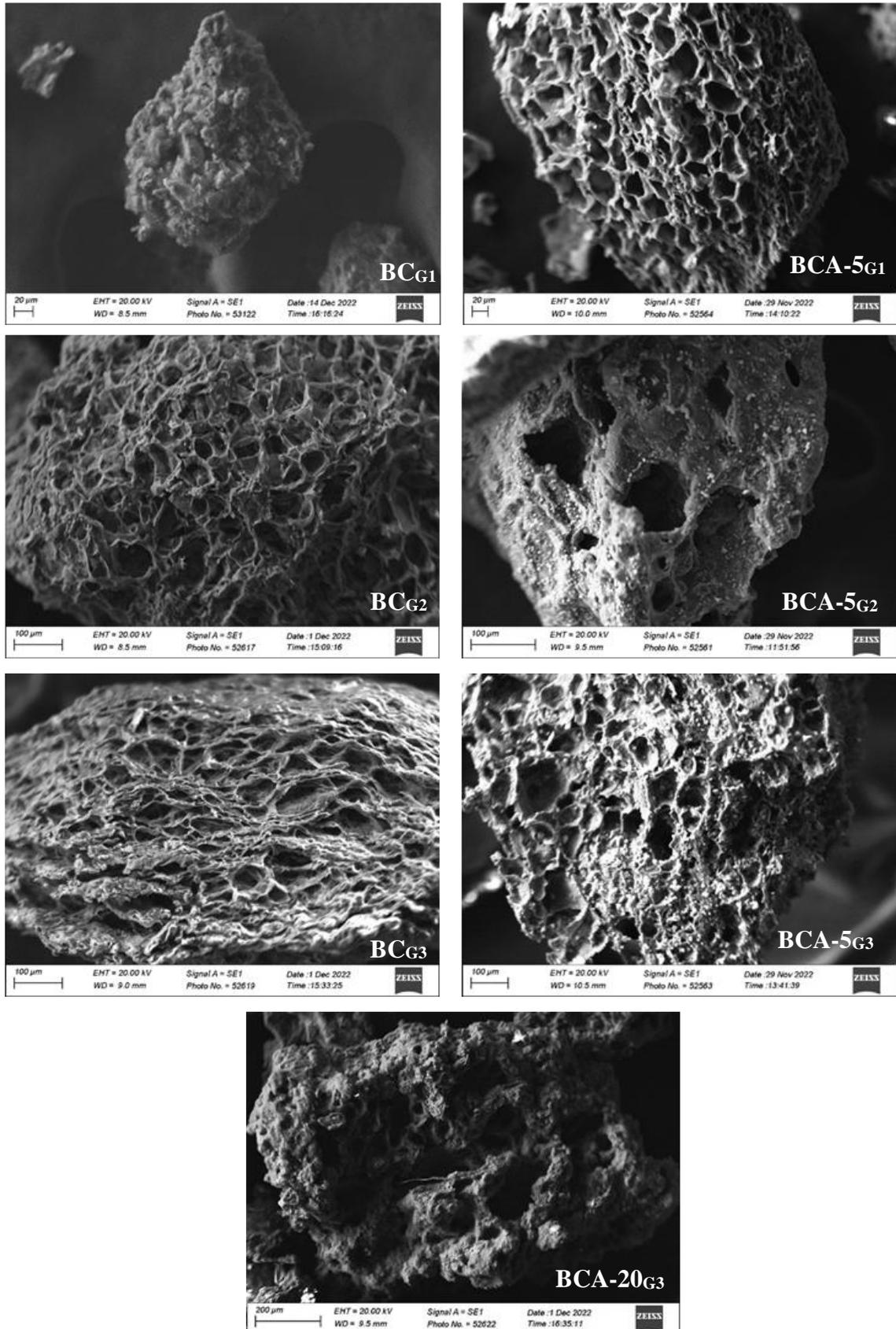
4.1.3 Análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) e espectroscopia por energia dispersiva (EDS)

As alterações morfológicas microscópicas dos biocarvões produzidos em função da granulometria e ativação química são descritas na Figura 4, onde as amostras de biocarvões foram submetidas à uma mesma faixa de visualização de, aproximadamente, 200 a 500 vezes de ampliação.

Mediante as comparações, é possível caracterizar os materiais adsorventes como estruturas altamente porosas, conforme classificado por diversos autores, que atribuem à pirólise e à incorporação de reagentes, tais aspectos superficiais (JING et al., 2015; SERTOLI et al., 2019; ZHU et al., 2020). As regiões porosas são características vantajosas no que se refere aos processos adsorptivos (GHESTI et al., 2022).

A partir da Figura 4, embora não tenham sido visualizadas divergências físicas relativas às granulometrias, o contraste estrutural entre os biocarvões ativados e não modificados é perceptível. Os BC apresentam superfícies homogêneas, cujos poros são distribuídos uniformemente, de forma que as estruturas entre poros apresentem aspecto fibroso delgado. A formação estrutural dos biocarvões da casca do pequi foi também evidenciada por Martins et al. (2021), que destaca os materiais como estruturas regulares, de caráter esponjoso.

Figura 4 – Morfologia superficial (MEV) dos biocarvões modificados e não modificados nas diferentes granulometrias.



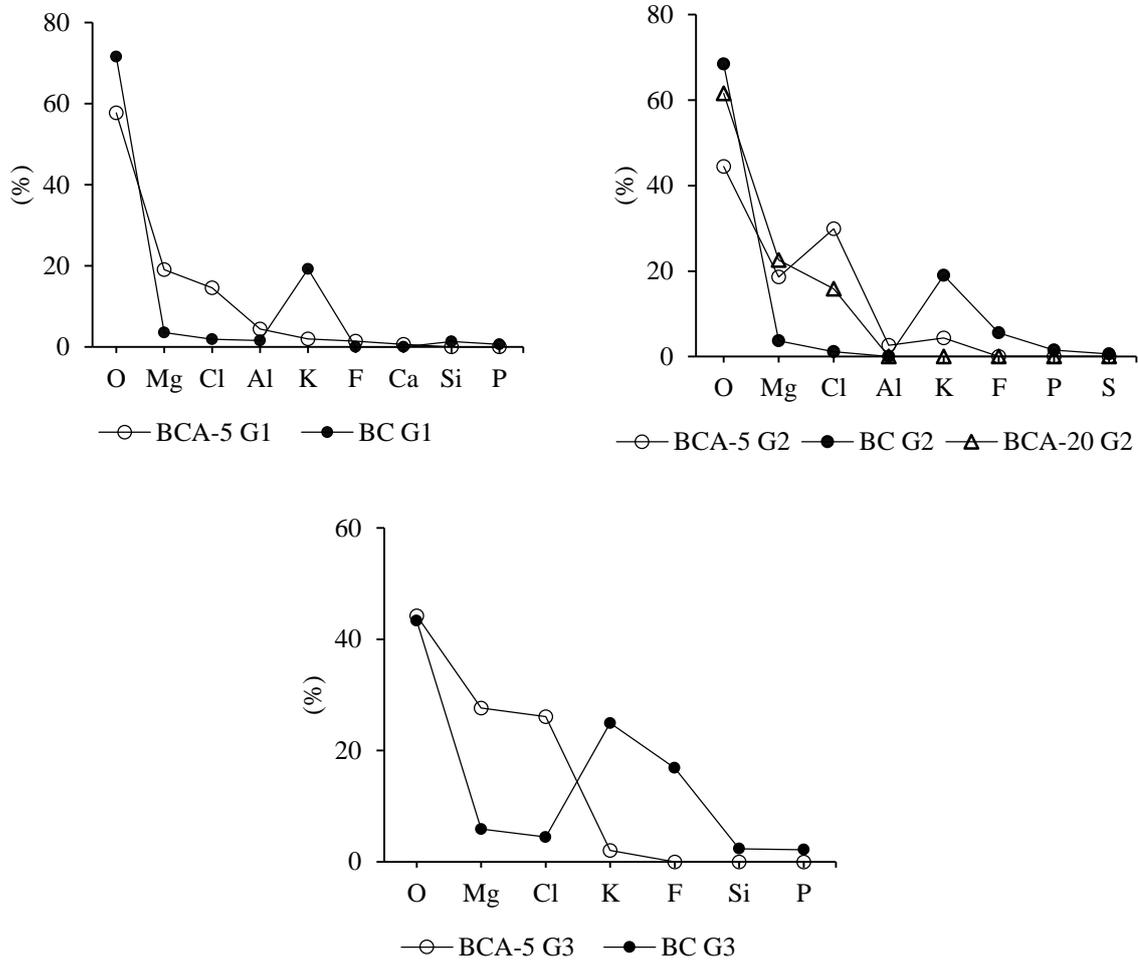
Fonte: Do autor (2023).

Os biocarvões BCA, ao contrário dos BC, visualmente, apresentaram disposição heterogênea e redução de sítios em sua camada superficial. No entanto, é possível verificar que estes são identificados por cavidades de maior diâmetro e profundidade aparente, possivelmente devido a junção de microporos, cujos diâmetros são inferiores à 2 nm (SERTOLI et al., 2019). A emergência de regiões porosas demonstra alterações decorrentes do processo de ativação com magnésio, corroborando para a comprovação de sua eficácia. Tais implicações foram também constatadas por Melo et al. (2022) para os biocarvões da casca de pequi ativado com hidróxido de sódio (NaOH), que justifica o aumento dos poros pela degradação e volatilização dos componentes carbonáceos da biomassa durante o processo de modificação.

Apesar da uniformidade estrutural entre as granulometrias, não foi possível capturar a distribuição porosa do material para o biocarvão não modificado de menor diâmetro, BC_{G1}. Tal observação pode ser justificada pela limitação do equipamento quanto a identificação de estruturas de dimensão inferior, acarretando dificuldade para visualização.

A composição química dos elementos superficiais também foi mapeada pela espectroscopia por energia dispersiva (EDS), a fim de contribuir para a melhor caracterização da composição dos biocarvões produzidos. Dessa forma, na Figura 5 e na Tabela 6 estão apresentados os percentuais de composição elementar para os materiais de acordo com a classe granulométrica. Para tanto, é possível inferir os elementos de maior quantificação percentual nos adsorventes produzidos, nos quais o oxigênio é identificado como espécie predominante. Segundo Martins et al. (2021), a casca do pequi apresenta altos teores de carbono e oxigênio, correlacionados com a origem lignocelulósica da biomassa, sendo esta constituída por altos níveis de lignina, celulose e hemicelulose (OLIVEIRA et al., 2008).

Figura 5 - Percentual de composição química (EDS) dos biocarvões ativados (BCA-5 e BCA-20) e dos biocarvões não modificados (BC), agrupados de acordo com a granulometria.



Fonte: Do autor (2023).

Tabela 6 – Percentual de composição química (EDS) dos biocarvões ativados e dos biocarvões não modificados, agrupados de acordo com a granulometria.

Biocarvões	O	Mg	Cl	Al	K	F	Ca	Si	P	S
BC _{G1}	71,6	3,56	1,94	1,61	19,3	-	-	1,34	0,66	-
BCA-5 _{G1}	57,8	19,1	14,6	4,46	1,98	1,43	0,68	-	-	-
BC _{G2}	68,5	3,69	1,14	-	19,0	5,55	-	-	1,51	0,63
BCA-5 _{G2}	44,5	18,6	29,9	2,61	4,38	-	-	-	-	-
BCA-20 _{G2}	61,6	22,6	15,9	-	-	-	-	-	-	-
BC _{G3}	43,3	5,89	4,44	-	24,9	16,9	-	2,37	2,19	-
BCA-5 _{G3}	44,5	18,6	29,9	-	2,61	4,38	-	-	-	-

Fonte: Do Autor (2023).

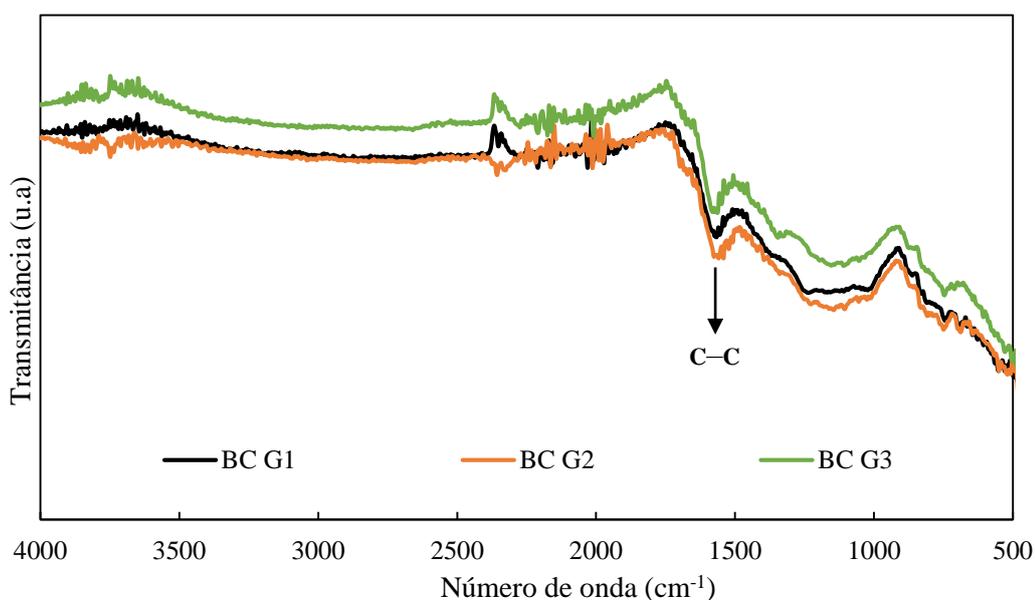
Os dados confrontados apresentam distribuição relativamente uniforme quanto à composição para as granulometrias e biocarvões avaliados (BC e BCA). Além disso, é possível apontar a variação percentual e incorporação de alguns elementos aos BCA, evidenciando, sobretudo, o processo de ativação química dos materiais.

Para os BCA foi verificado o aumento considerável do percentual de distribuição dos compostos empregados para a modificação dos biocarvões. Embora o magnésio e o cloro tenham sido identificados nos materiais não modificados, houve um incremento entre 13 e 21% e 12 e 26% para os respectivos elementos. Em relação ao oxigênio e demais compostos que sofreram redução percentual ou não foram detectados na estrutura de alguns dos adsorventes, conforme ressaltado por Sertoli et al. (2019) e Ghesti et al. (2022), esta variação pode estar associada à volatilização dos mesmos, decorrente da pirólise ou, ainda, estar relacionada à heterogeneidade entre as unidades amostrais coletadas para análise (FEITOZA et al., 2022).

4.1.4 Análise de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

Na Figura 6 estão as interações químicas identificadas nas respectivas faixas espectrais para os biocarvões não modificados, produzidos em cada granulometria.

Figura 6 – Espectros de infravermelho (FTIR) e identificação dos grupos funcionais presentes nos biocarvões não modificados (BC) em cada granulometria.



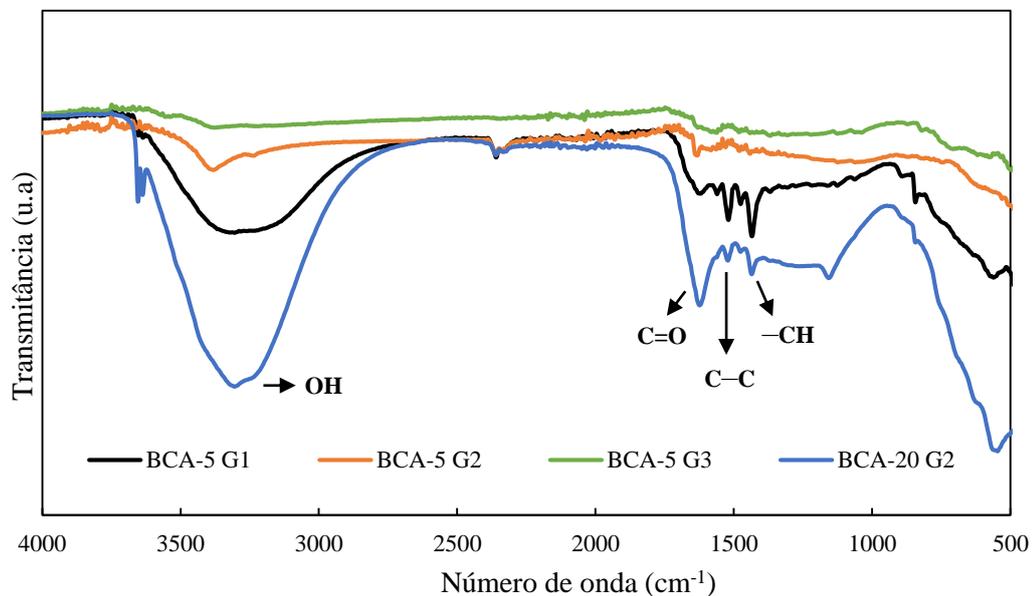
Fonte: Do Autor (2023).

A partir dos espectros gerados, é possível destacar que os biocarvões não modificados apresentaram baixa definição de picos para todos as granulometrias analisadas, observando-se, ainda, a distinção de apenas uma banda espectral, referente ao comprimento de onda próximo à 1.560 cm^{-1} . Apesar da representação enfraquecida dos picos, a faixa identificada é um possível indicativo da presença de alongamento C–C, referente aos compostos fenólicos (MARTINS et al., 2021).

O reduzido aparecimento de grupos funcionais nestes materiais pode estar relacionado não somente à quantidade de elementos de composição da biomassa, mas ao tipo de ligação predominante no material (AWAN et al., 2020). Conforme destacado por Couto et al. (2015), o resíduo obtido após a conversão térmica é composto, principalmente, por ligações de carbono, cuja identificação é menos perceptível pelas análises nas bandas espectrais do infravermelho vibracional.

Por outro lado, ao contrário dos materiais não modificados, os espectros obtidos para os biocarvões submetidos à ativação química com magnésio evidenciaram a formação de grupos funcionais melhor definidos em sua superfície (Figura 7).

Figura 7 – Espectros de infravermelho (FTIR) e identificação dos grupos funcionais presentes nos biocarvões ativados (BCA-5 e BCA-20) em suas respectivas granulometrias.



Fonte: Do Autor (2023).

Embora a transmitância para os BCA, descrita na Figura 7, tenha sido consideravelmente superior, é possível afirmar que os materiais de menor granulometria

obtiveram definições melhor estabelecidas. Dessa forma, dentre os biocarvões BCA-5, os benefícios advindos do processo químico de ativação foram mais perceptíveis para o BCA-5_{G1}. Nos processos adsorptivos, a granulometria pode deter relevante influência, haja vista que a área superficial específica é inversamente proporcional ao tamanho das partículas (BASÍLIO et al., 2020), proporcionando, portanto, o aumento da capacidade de adsorção de íons inorgânicos no processo de modificação (AMORIM et al., 2019).

Tais considerações quanto à eficiência da ativação podem ainda ser efetuadas quando comparados os biocarvões modificados sob diferentes proporções. É válido inferir que a adição do reagente no processo de ativação da biomassa proporcionou alterações químicas mais evidentes, tendo o BCA-20_{G2} apresentado os picos mais proeminentes.

Os espectros obtidos para os BCA proporcionaram a identificação de dois grupos funcionais adicionais, provavelmente formados em decorrência da reação com o MgCl₂, além de constatada maior evidência quanto à presença de grupos fenólicos pelo alongamento C–C, também indicadas nos BC. Dessa forma, os espectros no comprimento de onda próximo às faixas 1.520 cm⁻¹ e 1.435 cm⁻¹, referem-se ao alongamento C–C e à vibração –CH dos anéis aromáticos, respectivamente (MARTINS et al., 2021).

A presença da banda próxima à faixa de 1.624 cm⁻¹ é atribuída às vibrações C=O, indicando a presença de estruturas aromáticas de ligações duplas (MELO et al., 2022; SERTOLI et al., 2019). A banda larga centrada próximo ao comprimento de onda 3.305 cm⁻¹ pode ser atribuída ao estiramento axial da ligação OH, característica dos grupos hidroxila, presentes em proteínas, ácidos graxos, carboidratos e ligninas contidas na biomassa do pequi (BORBA et al., 2019; MARTINS et al., 2021). O grupo pode, ainda, ter sua formação atribuída à umidade adquirida após a processo de ativação (AMORIM et al., 2019).

Em uma perspectiva geral, o biocarvão da casca de pequi tem como principal elemento de composição os grupos funcionais relativos aos anéis aromáticos, resultantes da degradação da lignina, componente de formação da biomassa (BORBA et al., 2019; MELO et al., 2022; GHESTI et al., 2022). As estruturas aromáticas identificadas pelos espectros são importantes na composição dos biocarvões, pois conferem alta estabilidade química ao material, contribuindo para a manutenção de suas características recalcitrantes (SARTOLI et al., 2019), favorecendo, portanto, a durabilidade dos mesmos como potenciais condicionantes do solo (COUTO et al., 2015).

As análises de espectrofotometria por infravermelho, embora não permitam a quantificação de compostos (AWAN et al., 2020), foi importante para comparar os diferentes biocarvões produzidos, por meio da identificação de possíveis grupos funcionais recalcitrantes,

formados ou destituídos a partir da conversão térmica e química sofrida ao longo do processo de produção (JING et al., 2015).

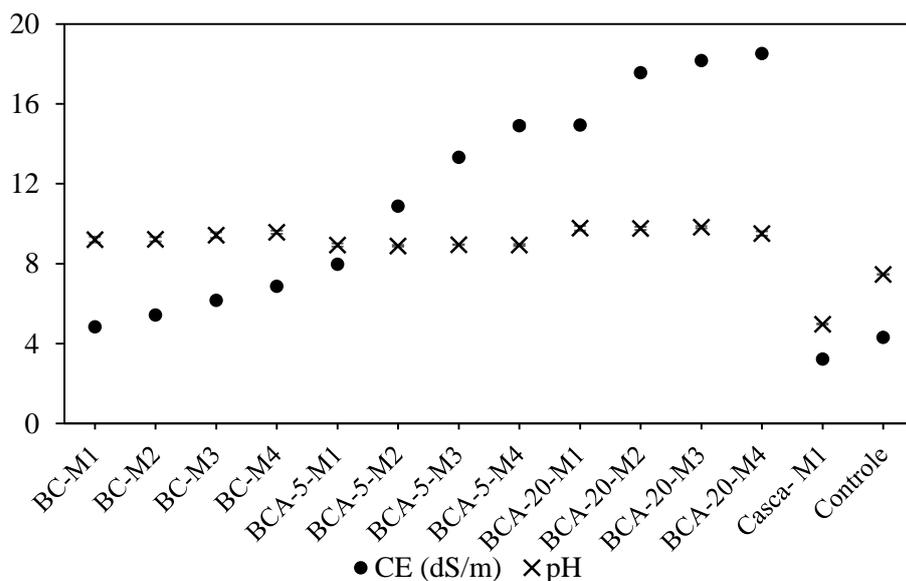
4.2 Desempenho dos biocarvões em meio aquoso

4.2.1 Pré-teste: seleção entre os biocarvões ativados

A Figura 8 e a Tabela 7 dispõem a relação dos resultados de CE e pH aferidos para os três biocarvões comparados, BC_{G2}, BCA-5_{G2} e BCA-20_{G2}, para as quatro doses utilizadas (0,5, 1,0, 1,5 e 2,0g), além de avaliada a biomassa bruta triturada da casca do pequi, considerando-se apenas a menor dose de aplicação (M1 = 0,5 g). Conforme observado, após a adição dos materiais, o extrato salino apresentou alteração quanto às características analisadas. No entanto, não foi observada relação entre as duas variáveis inicialmente estudadas.

Analisando-se a influência dos biocarvões em relação ao pH, é possível observar um pequeno aumento decorrente da interação para todos os ensaios avaliados em relação ao tratamento controle, referente à solução salina isenta dos adsorventes, cujo pH obtido foi de 7,5. Em contrapartida, o pH do extrato após o ensaio com a biomassa bruta, foi reduzido. Apesar das variações, não foi constatada tendência proporcional aos níveis de doses aplicadas para os tratamentos avaliados.

Figura 8 – Valores de CE e pH da solução após a aplicação dos diferentes tipos de biocarvões e da casca de pequi.



Fonte: Do Autor (2023).

Tabela 7 – Valores de CE e pH da solução após a aplicação dos diferentes tipos de biocarvões e da casca de pequi, seguidos dos desvios padrão.

Biocarvão	Dose	CE (dS m ⁻¹)	pH
BC _{G2}	M1	4,84 ± 0,12	9,2 ± 1,7
	M2	5,44 ± 0,11	9,2 ± 1,3
	M3	6,17 ± 0,19	9,4 ± 1,7
	M4	6,88 ± 0,22	9,6 ± 1,0
BCA-5 _{G2}	M1	7,97 ± 0,07	8,9 ± 0,9
	M2	10,89 ± 0,05	8,9 ± 0,4
	M3	13,32 ± 0,04	8,9 ± 0,2
	M4	14,92 ± 0,95	8,9 ± 0,6
BCA-20 _{G2}	M1	14,95 ± 0,42	9,8 ± 1,2
	M2	17,57 ± 0,20	9,8 ± 0,8
	M3	18,17 ± 0,28	9,8 ± 0,6
	M4	18,52 ± 0,19	9,5 ± 1,1
Casca	M1	3,23 ± 0,47	5,0 ± 0,3
Controle	-	4,31 ± 0,13	7,5 ± 0,1

Fonte: Do autor (2023).

Dentre os produtos comparados, o biocarvão sem modificação apresentou as menores variações observadas, resultando em valores de pH entre 8,3 e 8,5, representando um percentual médio de 12,72% de aumento. Em relação ao BCA-5_{G2}, caracterizado pela menor proporção de magnésio, o pH obtido em cada dose foi superior ao BC, sendo registrado um aumento médio de, aproximadamente, 19,5%, relativa a uma faixa de pH entre 8, 9 e 8,9. Dessa forma, o intervalo de pH mais expressivo foi observado para o biocarvão de maior proporção de ativação, o BCA-20_{G2}, em que foi registrado valores de pH entre 9,5 e 9,8, respectivo a um aumento cerca de 30% superior ao tratamento controle. A biomassa proveniente da casca do pequi, obteve comportamento contrário aos demais tratamentos avaliados, tendo sido observada a redução do pH em aproximadamente 33%, correspondente a um pH igual a 5,0, identificado com ácido.

O limite de pH estabelecido como ideal para aplicabilidade da água destinada à irrigação varia em uma faixa de pH entre 6 e 8,5 (CORDEIRO, 2001; ALMEIDA, 2010; CERQUEIRA et al., 2021). Dessa forma, a partir dos resultados obtidos, apenas os biocarvões não modificados proporcionaram um extrato em conformidade com padrões de pH da água estabelecidos para

uso. O pH da água de irrigação, quando em níveis não ideais de uso, podem ocasionar a alteração do pH da solução do solo, dificultando a absorção de nutrientes pelas raízes (SOUSA JÚNIOR; SILVA, 2022). Além disso, o aumento do pH está associado com a elevação da dureza, pela presença de carbonatos e bicarbonatos na água, contribuindo para a formação de precipitados e consequente obstrução de emissores (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021; SOUZA; RIBEIRO, 2019).

Estabelecendo-se o comparativo dos tratamentos para a CE, a variável mais utilizada para avaliar os riscos de salinidade e as concentrações de sais solúveis presentes na água de irrigação, as alterações ocasionadas pela interação da água sintética com os biocarvões foram mais perceptíveis quando comparadas às variações de pH. A CE do meio aquoso sofreu influência quanto ao produto e doses aplicadas. É possível destacar que a elevação dos teores salinos e o aumento da dose aplicada são fatores correlatos para todos os tratamentos avaliados, tendo os níveis de aplicação M1 (0,5 g) alcançado os valores inferiores de CE e a dose M4 (2,0 g), a CE máxima observada para cada biocarvão testado.

Os menores percentuais de aumento da CE do extrato salino foram apresentados pelo BC_{G2}, alcançando-se valores de CE entre 4,84 e 6,88 dS m⁻¹. Dessa forma, o BC_{G2}-M4 proporcionou um aumento máximo de 59% em relação ao tratamento controle, cuja CE resultante foi de 4,31 dS m⁻¹. Valores médios de CE foram apresentados pelo BCA-5_{G2}, sendo obtida uma variação de entre 7,97 e 14,92 dS m⁻¹, onde a dose M4 resultou em elevação considerável do nível salino do extrato, sendo superior ao triplo da CE referente ao tratamento controle.

Nesta perspectiva, a aplicação do biocarvão com maior incorporação de magnésio, BCA-20_{G2}, resultou nos teores salinos de maior expressividade, com valores entre 14,95 e 18,52 dS m⁻¹, referente ao aumento de 329% em relação ao controle. Em função da maior dosagem de cloreto de magnésio, e consequentemente de sais dissolvidos na forma de íons na solução após o contato com o biocarvão, foi proporcional o aumento da CE (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021).

Conforme observado, pode-se inferir ainda, que os biocarvões BCA-5_{G2}-M4 e BCA-20_{G2}-M1 apresentaram variações semelhantes, resultando em uma CE de 14,92 e 14,95 dS m⁻¹, respectivamente. Por fim, a aplicação da biomassa da casca do pequi, assim como o comportamento apresentado quanto à análise do pH, proporcionou a redução dos teores salinos do extrato, cuja CE aferida foi de 3,23 dS m⁻¹.

O critério de salinidade para o uso da água de irrigação corresponde ao risco de aplicação que ocasione a elevação dos níveis de sais, com o consequente efeito osmótico e

redução de absorção de água pela planta (ALMEIDA, 2010). Os critérios e limites de condutividade elétrica da água na agricultura são estabelecidas por diversos autores. Ayers e Westcot (1999) estabelecem como critério de salinidade para aplicação de águas de qualidade inferior no solo sem nenhuma restrição, valores inferiores a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$. Valores superiores a $3,0 \text{ dS m}^{-1}$ a restrição é severa, e valores intermediários a restrição é moderada. Zhangzhong et al. (2020) evidenciaram que água salina com CE superior a $4,0 \text{ dS m}^{-1}$ não é recomendada para uso em irrigação, neste caso pela possibilidade de entupimento químico de emissores.

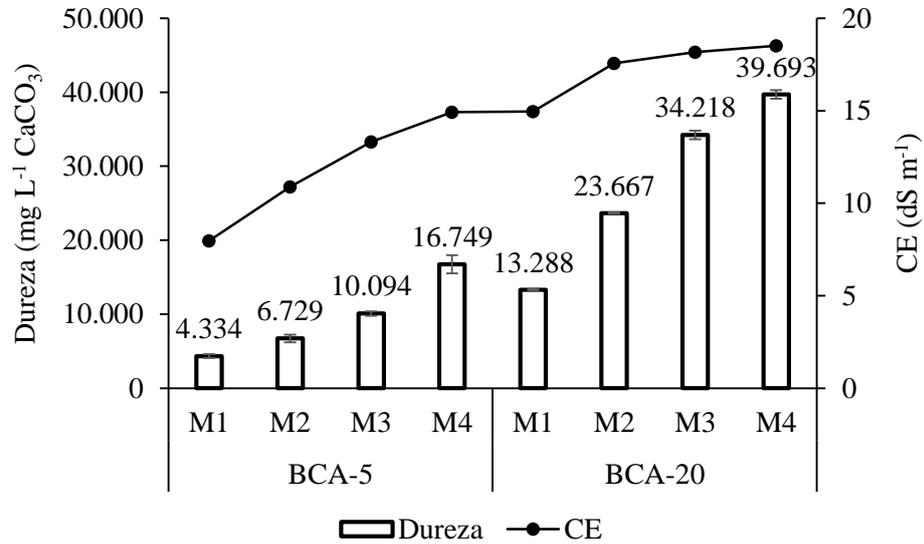
Na presente pesquisa a água utilizada já apresentava características de restrição ao uso ($\text{CE} = 4,31 \text{ dS m}^{-1}$), e com a aplicação do biocarvão foram observados valores que tornaria maior ainda a restrição quanto ao uso em termos de salinidade.

A CE pode ser utilizada juntamente com a razão de adsorção de sódio (RAS) para definir o impacto no solo quanto à dispersão de argilas (CERQUEIRA et al., 2021; CORDEIRO, 2001). Neste sentido a avaliação da presença dos quantitativos de cálcio e magnésio em solução juntamente com o sódio são importantes.

Dessa forma, após efetuadas as análises iniciais de pH e CE, foi estabelecida a comparação entre os tratamentos avaliados em relação à quantificação da dureza total dos extratos obtidos. Neste caso, a dureza indica a concentração de cátions multivalentes em solução, como alumínio, manganês e ferro, em menor magnitude, e o cálcio e magnésio como íons determinantes para sua quantificação (ALMEIDA, 2010).

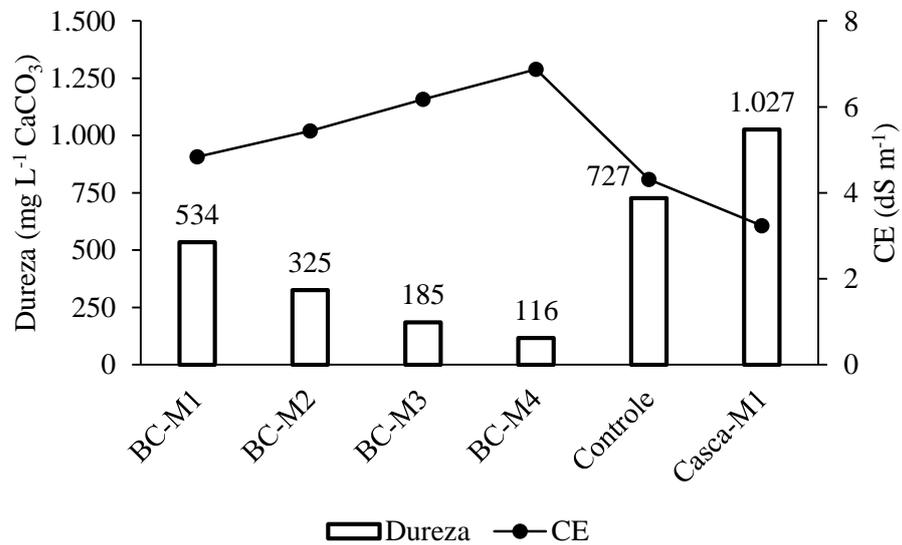
Para tanto, nas Figuras 9 e 10 está apresentada a comparação dos valores de dureza total obtidos relacionados à CE, cujos valores apresentaram considerável variação entre os tratamentos analisados. Por meio dos dados esquematizados, é possível inferir a proporcionalidade de aumento das concentrações de dureza em relação às doses aplicadas.

Figura 9 – Valores de CE e dureza dos extratos obtidos para as diferentes massas (M) dos dois biocarvões ativados de granulometria intermediária (0,5-1,0 mm – G2) e seus respectivos desvios-padrões.



Fonte: Do autor (2023).

Figura 10 – Valores de CE e dureza dos extratos obtidos para a biomassa bruta e para as diferentes massas (M) dos biocarvões não modificados de granulometria intermediária (0,5-1,0 mm – G2) e seus respectivos desvios-padrões.



Fonte: Do autor (2023).

Conforme observado na Figura 9, de forma análoga à CE, os valores de dureza apresentaram grande variabilidade entre as doses e diferentes biocarvões aplicados. A partir dos resultados, o aumento da dureza foi observado para ambos os biocarvões ativados, tendo sido

alcançadas as maiores concentrações médias para o BCA-20_{G2}, em que a água salina submetida à dose M4 apresentou concentração de 39.692 mg L⁻¹ de CaCO₃, um aumento superior a 54 vezes o tratamento controle, com teor de 727 mg L⁻¹ de CaCO₃.

A aplicação do biocarvão BCA-5_{G2}, por sua vez, ocasionou a variação da dureza total em uma faixa de 4.334 a 16.749 mg L⁻¹ de CaCO₃ para M1 e M4, respectivamente. Assim como a semelhança de comportamento observada entre os biocarvões BCA-5_{G2} M4 e BCA-20_{G2} M1 para a CE, a dureza para ambos os extratos foi também semelhante, porém com valor superior para o biocarvão de menor proporção de ativação e maior dose de aplicação. A massa de MgCl₂ aplicada em BCA-20_{G2} foi 4 vezes maior que a aplicada na ativação química do BCA-5_{G2}, e como nos ensaios foi utilizada massa de BCA-5_{G2} 4 vezes maior (M4) que no BCA-20_{G2} (M1), era esperado maior equivalência nos valores de dureza entre os dois tratamentos. Entretanto, especula-se que a menor massa de MgCl₂ utilizada na ativação do BCA-5_{G2} tenha resultado em maior retenção de magnésio proporcionalmente, quando comparado à retenção de magnésio pelo BCA-20_{G2}. Assim, em contato com a solução, o BCA-5_{G2} proporcionou maior dureza que o BCA-20_{G2}.

Ao contrário dos adsorventes ativados quimicamente com magnésio, o biocarvão não modificado apresentou um comportamento inverso, tendo sido a dureza total reduzida para todas às doses avaliadas, também a uma taxa proporcional (Figura 10). Dessa forma, os tratamentos contendo o biocarvão BC_{G2} abrangeram uma faixa de redução em relação ao controle correspondente a 27% para M1 a 84% para M4, onde as respectivas concentrações de dureza variaram entre 116 a 534 mg L⁻¹ de CaCO₃. Ou seja, houve adsorção de cátions multivalentes em solução pelo BC, evidenciando que a dureza dos biocarvões ativados foi proporcionada pela presença do magnésio.

Assim como os biocarvões ativados, o tratamento referente à adição de 0,5 g (M1) da biomassa em água salina acarretou a elevação do parâmetro analisado em 41%, uma dureza de 1.027 mg L⁻¹ de CaCO₃. Então, a casca de pequi foi fonte de cátions multivalentes para a solução em estudo.

Não há uma normativa específica que estabeleça os níveis admissíveis de dureza total, cálcio, magnésio, sódio e condutividade elétrica da água destinada à aplicação na irrigação. Entretanto, diversos autores determinam parâmetros e indicativos que relacionam as variáveis quanto aos níveis de segurança de aplicação. De acordo com Cerqueira (2021), quando em concentrações acima de 150 mg L⁻¹, a água é classificada como “dura”. Teores entre 150 e 75 mg L⁻¹ são classificadas como “moderadamente duras” e para valores inferiores, são determinadas como “água mole”. E estes valores estão relacionados principalmente ao impacto

no sistema de irrigação, com precipitação de sais e entupimento de sistemas localizados de aplicação da água.

Liu et al. (2015) realizaram um experimento com a aplicação de água salina em gotejadores que funcionaram 4 h por dia durante 35 dias. Verificaram que com dureza de 250 mg L⁻¹ houve entupimento de cerca de 50% dos emissores, e com dureza de 500 mg L⁻¹, o entupimento foi de todos os emissores. Os autores concluíram que para manter um alto desempenho do sistema, a dureza da água deve ser inferior a 250 mg L⁻¹.

Segundo Cerqueira et al. (2021), valores superiores aos limites estabelecidos, podem ocasionar a precipitação dos sais de cálcio e magnésio e a consequente obstrução de emissores em sistemas de irrigação, além de contribuir para a salinização do solo e comprometimento da cultura (RODRIGUES et al., 2020). Em elevadas concentrações podem impedir, ainda, a absorção de fósforo e nitrogênio para as plantas, diminuir a permeabilidade do solo e causar queimaduras nas folhas (MAIA et al., 2019; ALMEIDA, 2010). Mediante os limites apresentados, os biocarvões BC_{G2}-M3 e BC_{G2}-M4 foram os únicos tratamentos que se enquadraram nos parâmetros estabelecidos para os níveis de concentração da dureza total da água.

Sob uma perspectiva geral, as variações de pH, CE e dureza observadas no extrato salino podem ser justificadas pelas propriedades químicas do material avaliado, com destaque para influência do magnésio, provável elemento determinante para os elevados percentuais de CE e dureza obtidos, haja vista que os biocarvões ativados, sobretudo com maior proporção do reagente, promoveram as maiores variações do meio.

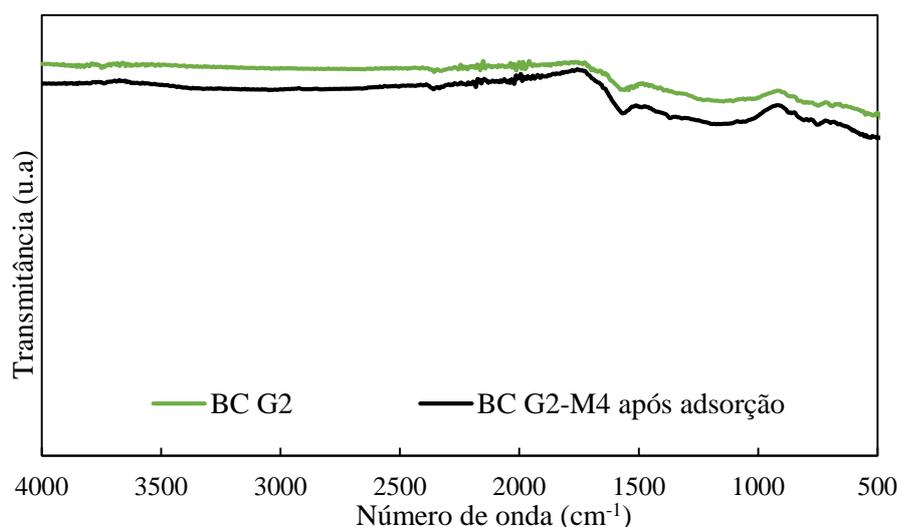
Conforme destacado por Soothar et al. (2021), os biocarvões alcalinos detém altos índices de pH, alcalinidade (CaCO₃) e condutividade elétrica, fatores que podem acarretar a elevação dessas características ao meio aplicado a partir da dissolução de hidróxidos, carbonatos e demais compostos de formação (SAIFULLAH et al., 2018; DUAN et al., 2021). Em contrapartida, a biomassa da casca do pequi, caracterizada por apresentar pH ácido e baixa CE, resultou em extratos de igual característica (BORBA et al, 2019), porém com teor de dureza superior aos submetidos à aplicação do biocarvão não modificado. Este comportamento se dá pela composição da biomassa bruta e do processo de formação do biocarvão, cuja transformação térmica resulta na liberação de grupos funcionais ácidos da estrutura da matéria orgânica (HAFEZ et al., 2020; DUAN et al., 2021). Portanto, a partir dos resultados obtidos, efetuando-se a comparação dos quatro tratamentos analisados, pode-se concluir que os biocarvões ativados proporcionaram os maiores percentuais de variação para os parâmetros avaliados.

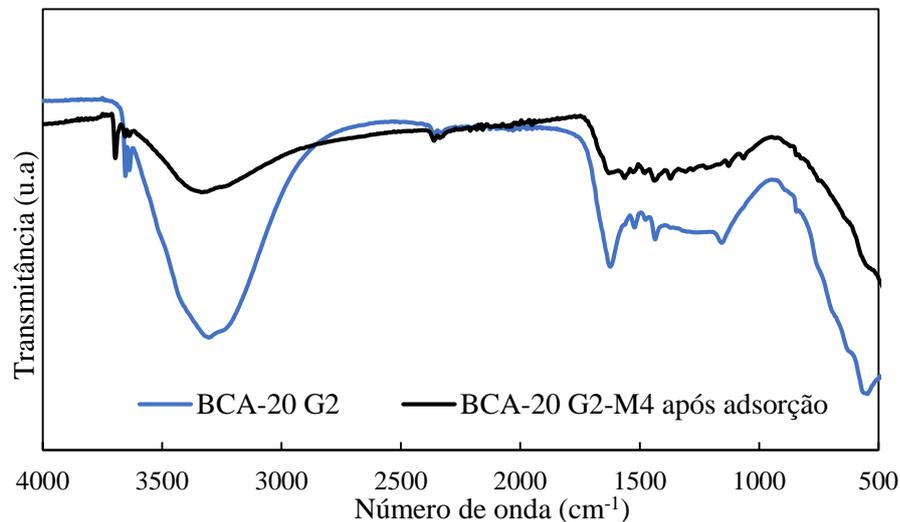
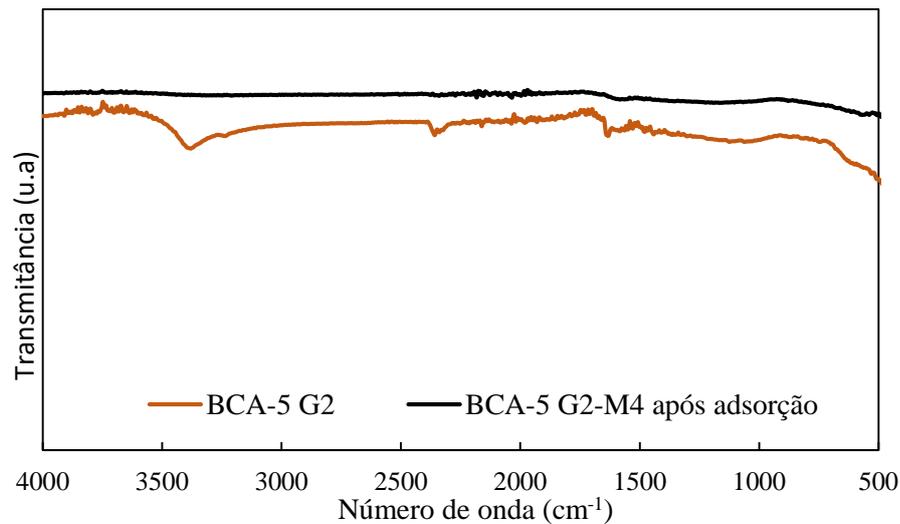
Nesse contexto, a fim de se selecionar os tratamentos de maior potencial atenuador das condições salinas acarretadas pelo uso da água salina na irrigação, o biocarvão não modificado, BC, e o biocarvão com menor proporção de ativação com magnésio, BCA-5, foram escolhidos para continuidade das análises subsequentes. O biocarvão modificado quimicamente com magnésio sob maior proporção de ativação, BCA-20_{G2}, apresentou os resultados menos favoráveis no que tange os parâmetros de qualidade da água, acarretando elevada disposição de sais ao extrato e o conseqüente aumento excessivo do teor de dureza total e condutividade elétrica do meio. Em contrapartida, a biomassa bruta da casca do pequi não apresenta as características adsorptivas de interesse e demais qualidades apresentadas pelos materiais pirolisados, como potencial corretor de pH e recalcitrância.

4.2.2 Determinação dos teores dos íons elementares

Previamente à determinação dos íons elementares presentes no extrato salino resultante do ensaio adsorptivo, o comportamento da interação estabelecida entre adsorvente e solução foi analisada a partir da avaliação da composição química do biocarvão após o processo. A partir da Figura 11 são especificados os comportamentos adsorptivos obtidos nos ensaios efetuados para os biocarvões BC_{G2}, BCA-5_{G2} e BCA-20_{G2} referentes as maiores dosagens (M4 = 2,0 g), onde os efeitos proporcionaram variações superiores.

Figura 11 – Comparativo dos espectros de infravermelho (FTIR) dos biocarvões BC_{G2}, BCA-5_{G2} e BCA-20_{G2}, antes e após o ensaio adsorptivo, relativos à dosagem M4 (2,0 g).





Fonte: Do autor (2023).

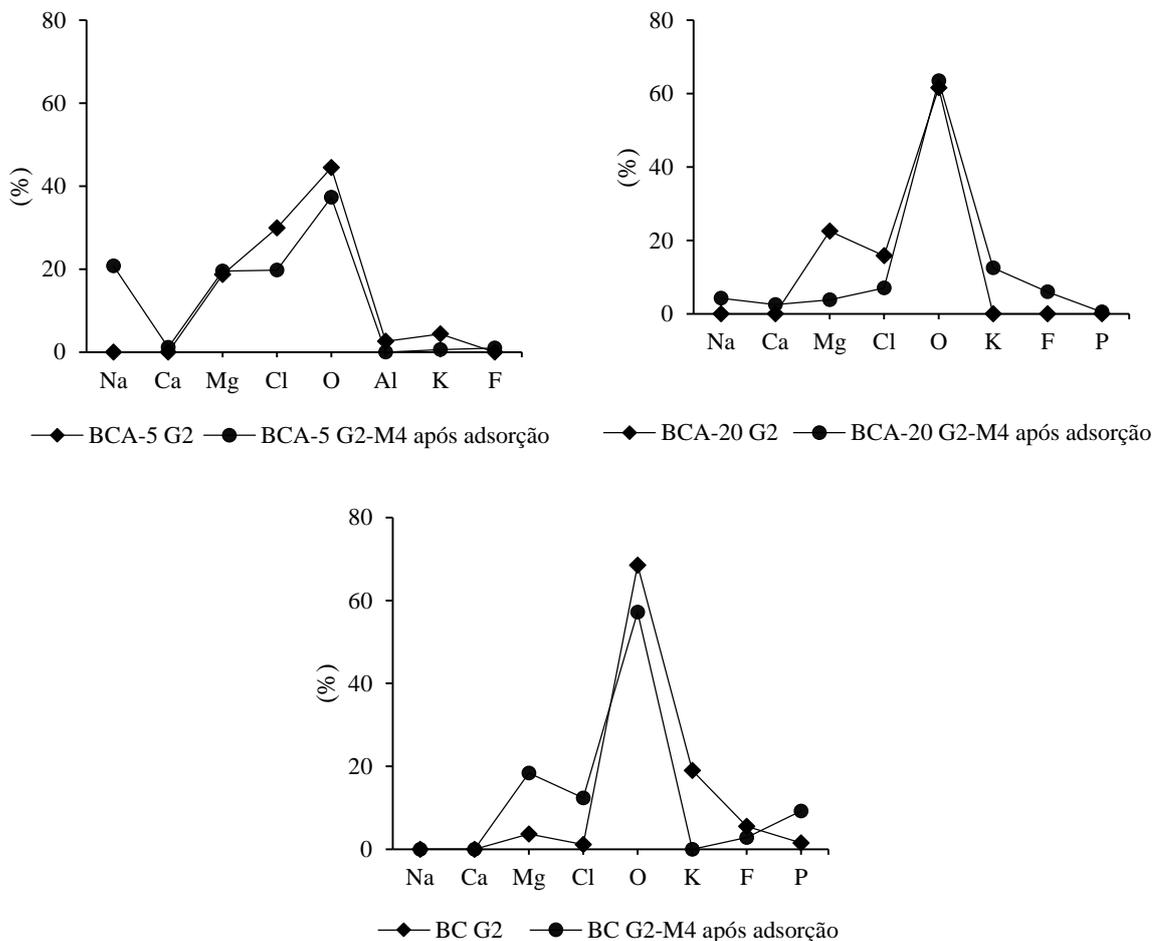
Conforme indicado, é possível verificar que os materiais, especialmente os ativados, sofreram modificações relativas às interações químicas, cujos picos apresentaram considerável redução após o processo com a água salina sintética. As modificações observadas corroboram para a confirmação de que houve processo adsorptivo com os biocarvões analisados. Dessa forma, pressupõe-se que as ligações químicas existentes entre os elementos de composição do biocarvão tenham sido rompidas, sendo estabelecidas novas ligações químicas com os elementos presentes no extrato da solução, resultando, portanto, na redução das bandas espectrais (SETTOLI et al., 2019; BORBA et al., 2019).

Entretanto, quando analisado o biocarvão BC_{G2}, observa-se que este sofreu menores alterações espectrais, apesar de verificada adsorção percentual dos principais elementos analisados (Tabela 8). Tal comportamento pode ser resultado da menor interação dos íons em

meio aquoso e do biocarvão BC_{G2} quando comparado aos demais, havendo menor adsorção nos poros, justificando a disposição de picos semelhantes antes e após o ensaio adsorptivo. Comportamento semelhante foi observado para o biocarvão ativado com cloreto de zinco ($ZnCl_2$), por Silva et al. (2022), que atribuiu à diminuição ou desaparecimento dos picos, a formação de ligações entre os elementos adsorvidos e os grupos funcionais do biocarvão, acarretando o preenchimento da porosidade dos mesmos.

As relações observadas após o ensaio adsorptivo são também verificadas pela Figura 12, onde é estabelecido o comparativo entre os biocarvões utilizados antes e após a adsorção. Embora não seja possível realizar a quantificação dos elementos químicos presentes no biocarvão, as variações observadas quanto à proporção de concentração em sua superfície colaboram para a visualização das interações químicas estabelecidas entre adsorvente e extrato salino.

Figura 12– Percentual de composição química (EDS) dos biocarvões ativados ($BCA-5_{G2}$ e $BCA-20_{G2}$) e do biocarvão não modificados (BC_{G2}), antes e após o ensaio adsorptivo, relativo à dosagem M4 (2,0 g).



Fonte: Do autor (2023).

Entre os biocarvões ativados, BCA-5_{G2} e BCA-20_{G2}, é possível identificar a presença de Na⁺ na superfície do material após o contato com a água salina, como um indicativo de que possa ter havido a adsorção do elemento, ainda que em baixas concentrações, assim como a elevação do percentual de Mg²⁺ no biocarvão BC_{G2}, também após o ensaio adsortivo. De igual forma, a redução de proporção observada para alguns elementos, como do Mg²⁺ para o biocarvão BCA-20_{G2} após a interação, pode indicar a dissociação destes para o extrato salino.

A variação dos elementos após o contato entre biocarvão e água salina, como a redução do cloro para o BCA-5_{G2}, pode estar relacionada, ainda, à interação de outros íons da superfície do adsorvente, como a adsorção de Na⁺ verificada para o biocarvão BCA-5_{G2}, promovendo, portanto, a identificação reduzida do Cl⁻, haja vista que o equipamento de detecção reconhece os percentuais de representatividade do material em relação aos demais.

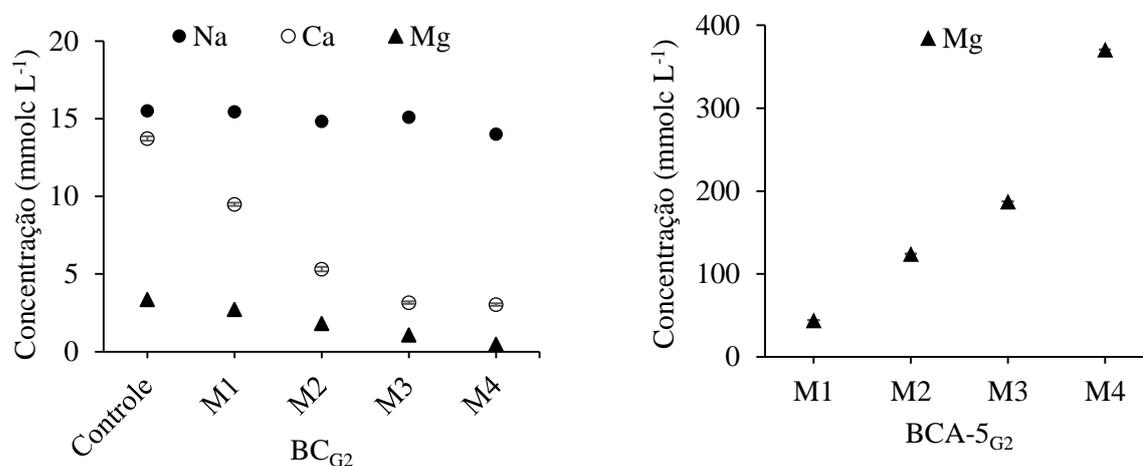
Efetuada as análises com o material adsorvente, foram avaliados os extratos resultantes do ensaio. Dessa forma, a determinação dos íons elementares de interesse, assim como as análises realizadas para os testes preliminares, foi efetuada a partir dos extratos obtidos pelos ensaios adsortivos entre os tratamentos anteriormente selecionados, o biocarvão não modificado (BC_{G2}) e o biocarvão ativado com magnésio em menor proporção (BCA-5_{G2}). Para tanto, os íons Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ presentes na água sintética foram quantificados, a partir dos quais a razão de adsorção de sódio (RAS) do extrato salino foi calculada. Dessa forma, na Tabela 8 e na Figura 13 estão apresentados as concentrações e o comportamento dos íons de interesse em cada tratamento analisado.

Tabela 8 – Concentração dos íons de sódio, cálcio e magnésio presentes no extrato, quantificados após o processo adsortivo para cálculo da RAS, seguido pela variação percentual de adsorção (valores negativos) e liberação (positivos).

Biocarvão	Dose	Concentração (mmol _c L ⁻¹)					
		Na ⁺	Variação	Ca ²⁺	Variação	Mg ²⁺	Variação
BC _{G2}	M1	15,44	- 0,45	9,49	- 30,82	2,72	- 19,12
	M2	14,83	- 4,37	5,32	- 61,21	1,82	- 45,83
	M3	15,09	- 2,72	3,16	- 76,93	1,09	- 67,65
	M4	14,00	- 9,73	3,03	- 77,87	0,49	- 85,54
BCA-5 _{G2}	M1	15,51	- 0,03	12,13	- 11,54	44,24	+ 1.217,65
	M2	16,92	+ 9,06	12,77	- 6,91	124,27	+ 3.601,47
	M3	17,71	+ 14,16	13,36	- 2,55	187,5	+ 5.484,80
	M4	17,74	+ 14,36	10,41	- 24,09	370,88	+ 10.946,80
Controle	-	15,51	-	13,71	-	3,36	-

Fonte: Do autor (2023).

Figura 13 – Concentração de sódio, cálcio e magnésio presentes nos extratos submetidos ao ensaio de adsorção com o biocarvão não modificado de granulometria 0,5-1,0 mm (BC_{G2}) e concentração de magnésio presente nos extratos submetidos ao ensaio de adsorção com biocarvão ativado de granulometria 0,5-1,0 mm ($BCA-5_{G2}$), para as diferentes doses (M).



A partir da Figura 13 é possível inferir que o biocarvão BC_{G2} apresentou percentuais de redução para todos os íons quantificados, indicando a ocorrência de processos adsortivos. Apesar de ocorrida a adsorção dos elementos de interesse, foi observado baixo nível de remoção de sódio, com percentual máximo de 9,7% em relação ao tratamento controle, cujo teor quantificado foi de 15,51 mmolc L⁻¹. Em contrapartida, a interação do biocarvão BC com os íons Ca²⁺ e Mg²⁺ foi melhor evidenciada, tendo os percentuais de redução seguido uma tendência proporcional à dose aplicada. Dessa forma, a remoção de cálcio e magnésio variou entre 30,8 a 77,9% e 19,1 a 85,5% em relação ao controle, que apresentou teores de 13,71 e 3,36 mmolc L⁻¹, respectivamente. Em todos os tratamentos avaliados, os valores extremos foram obtidos pelas menores e maiores doses de aplicação, M1 e M4.

Os resultados obtidos nos testes realizados inferem a baixa capacidade adsortiva do sódio pelo biocarvão avaliado, quando aplicado em meio aquoso. Entretanto, estudos revelam maiores percentuais de remoção do íon em matriz solo. Huang et al. (2019) alcançaram valores de remoção de 25% de sódio em solos irrigados com água salina com CE de 10 dS m⁻¹, a partir do condicionamento do meio com 10 t ha⁻¹ de biocarvão de palha de trigo. Resultados similares foram obtidos também por Yan et al. (2021) ao aplicar 20 t ha⁻¹ de biocarvão proveniente do bagaço da cana, também em um solo irrigado com água salina com CE de 10 dS m⁻¹, alcançando 32% de remoção do íon. No entanto, apesar dos efeitos positivos de adsorção de sódio em solo, esta remoção pode ser transitória, tendo em vista a reduzida estabilidade observada entre as

interações do biocarvão e dos íons de sódio, promovendo uma dessalinização apenas momentânea (AKHTAR et al., 2015).

Dessa forma, neste caso, é possível presumir que a aplicação do biocarvão não ativado quimicamente no solo poderia manter ou aumentar a disponibilidade de sódio no sistema solo-planta em relação à retenção dos íons de cálcio e magnésio, mesmo que provisória, nos sítios de troca do biocarvão, podendo, ainda, acarretar a elevação da RAS da solução do meio, conforme observado na Tabela 9.

Ao contrário do biocarvão não modificado, o adsorvente ativado apresentou comportamento distinto para cada espécie elementar analisada. Dessa forma, para o íon Na^+ , o BCA-5G_2 proporcionou a adsorção ínfima quando aplicado em menor dose, M1, alcançando um percentual de apenas 0,03% de remoção. Em contrapartida, para os demais níveis de aplicação, foi identificada uma pequena elevação das concentrações do elemento no meio, com percentuais de aumento entre 9,1 e 14,4%, proporcionais às doses aplicadas, tendo o $\text{BCG}_2\text{-M4}$ ocasionado a maior variação, alcançando-se um teor de $17,74 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

Em relação aos teores de cálcio e magnésio identificados após o processo adsorativo, foram observados comportamentos contrários para os dois elementos analisados. Para tanto, o BCA-5G_2 proporcionou a redução percentual de cálcio, não apresentando correlação de proporcionalidade de variação em relação às doses avaliadas. A faixa percentual de adsorção oscilou entre 2,6 e 24,1%, referentes às doses M3 e M4, respectivamente.

Para o íon Mg^{2+} (Figura 11) houve o incremento do elemento para os níveis de BCA-5G_2 aplicados. A uma taxa proporcional de aumento em relação às massas aplicadas, as concentrações de magnésio no extrato expressaram considerável aumento, onde os teores quantificados variaram entre 44,24 e $370,88 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, referentes às doses M1 e M4, respectivamente, refletindo em uma elevação máxima do íon, superior a 100 vezes a concentração presente no tratamento controle.

Quantificados os íons de interesse nos extratos após o ensaio de interação do biocarvão e água sintética, efetuou-se o cálculo da razão de adsorção de sódio (RAS), dispostos na Tabela 9, que destaca a relação do índice avaliado, bem como seu percentual de variação para os diferentes tratamentos. A RAS está relacionada à proporção de sódio em relação ao somatório de cálcio e magnésio, sendo qualificado como um parâmetro quanto aos riscos de sodificação da água e solo (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021). Esta relação expressa a atividade relativa dos íons de sódio em reações de intercâmbio catiônico com o solo (AWAN et al.; 2020; CORDEIRO, 2001).

Tabela 9 – Valores calculados da razão de adsorção de sódio (RAS) e o percentual de aumento (valores positivos) ou redução (valores negativos) em relação ao tratamento controle para cada dose aplicada.

Biocarvão	Dose	RAS (mmolc dm ⁻³) ^{0,5}	Percentual de Variação (%)
BC _{G2}	M1	6,25	+ 17,75
	M2	7,85	+ 47,88
	M3	10,35	+ 94,96
	M4	10,56	+ 98,8
BCA-5 _{G2}	M1	2,92	- 44,98
	M2	2,04	- 61,51
	M3	1,77	- 66,72
	M4	1,28	- 75,8
Controle	-	5,31	-

Fonte: Do autor (2023).

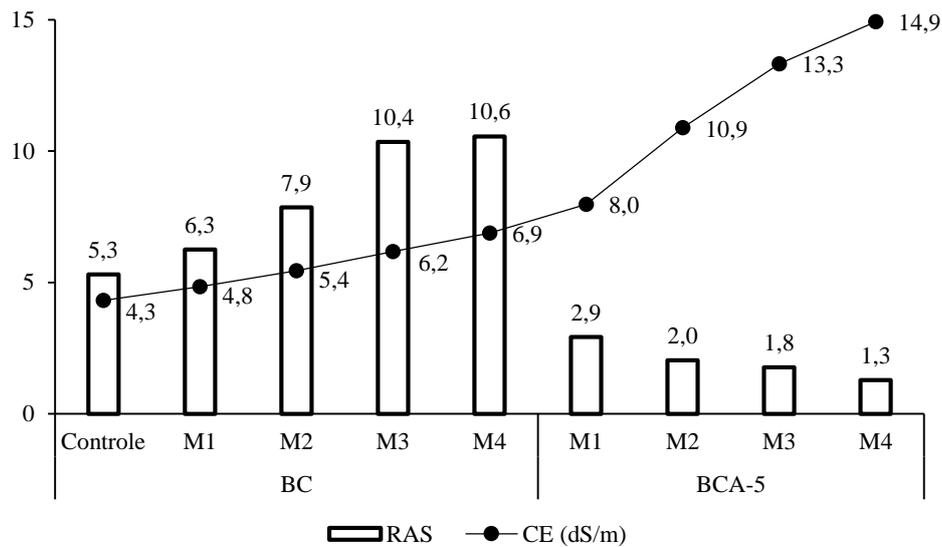
Conforme observado, a solução salina aplicada nas etapas experimentais é caracterizada por um valor de RAS de 5,31 (mmolc dm⁻³)^{0,5}. A partir das condições consideradas, confrontando-se os dados apresentados, embora tenha sido constada adsorção para todas as condições de aplicação relativas aos três íons analisados, os extratos com adição de BC tiveram aumento da RAS, alcançando-se os maiores valores observados, proporcionais às doses aplicadas. Dessa forma, a variação do índice para o biocarvão BC_{G2} foi de 6,25 a 10,56 (mmolc dm⁻³)^{0,5}, sendo o menor e maior valor respectivos aos níveis de massa M1 e M4, expressando um aumento de 98,8% em relação ao tratamento controle.

O biocarvão ativado, por outro lado, embora tenha proporcionado a elevação das concentrações de sódio, principal íon associado à salinidade, apresentou comportamento contrário ao BC_{G2}. Dessa forma, para o biocarvão BCA-5_{G2} foi identificada a tendência de redução da RAS, proporcionalmente às doses aplicadas. Para tanto, a RAS variou entre 1,28 a 2,92 (mmolc dm⁻³)^{0,5}, representando um percentual entre 45,0 e 75,8% de redução. Tal condição pode ser justificada devido ao balanceamento decorrente do equilíbrio ocasionado pelo incremento de Mg²⁺, presente no biocarvão ativado (MAIA et al., 2010; CORDEIRO, 2001). Em contrapartida, as adsorções ocasionadas pelo biocarvão BC_{G2} não foram suficientes para redução da RAS, haja vista a tendência expressiva de remoção dos íons de Ca²⁺ e Mg²⁺, cuja somatório foi inferior aos teores de sódio quantificados no extrato. Dessa forma, as proporções de Ca²⁺ e Mg²⁺ devem ser consideravelmente superiores à concentração de sódio no meio para que ocorra a redução da RAS (SOUZA JÚNIOR, SILVA, 2022).

Variações da razão de adsorção de sódio com utilização de produto pirolisado foi também observada por Awan et al. (2020), onde o biocarvão de palha de trigo proporcionou o aumento da RAS em 20%, devido à absorção de íons Ca^{2+} e Mg^{2+} e liberação de Na^+ , em meio aquoso. Por outro lado, a aplicação de 2,0 g de biocarvão de cânhamo em 25 mL de solução salina resultou em uma redução de 17%, obtendo a variação da RAS de 8,8 para 7,3 ($\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$)^{0,5}, com a liberação de até 115 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de Ca e Mg.

Utilizada como critério de tomada de decisão, a RAS é amplamente associada à condutividade elétrica. De forma conjunta, ambos estabelecem um dos principais parâmetros de qualidade da água de irrigação (CERQUEIRA et al., 2021; ALMEIDA, 2010). Para tanto, a Figura 14 expressa a relação da RAS e CE obtidas para cada tratamento avaliado.

Figura 14 – Comparativo da razão de adsorção de sódio e condutividade elétrica obtidas para o biocarvão não modificado (BC_{G2}) e o biocarvão ativado (BCA-5_{G2}) para diferentes doses (M).



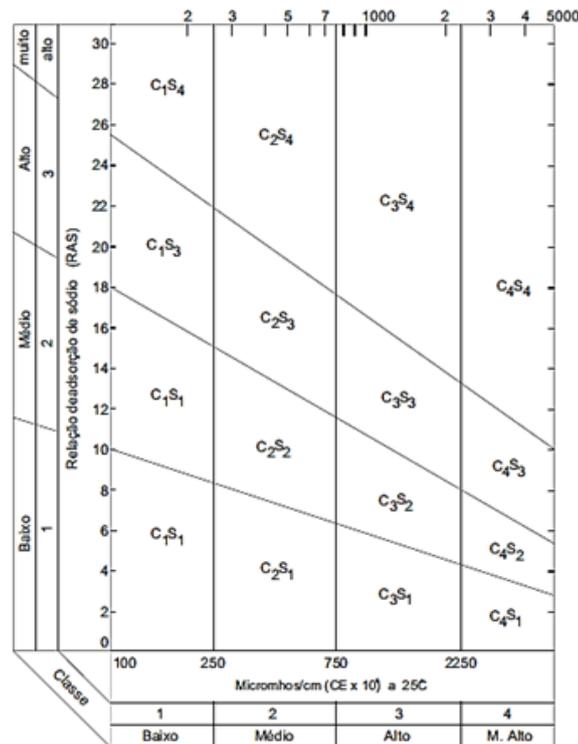
Fonte: Do autor (2023).

De acordo com os valores obtidos, embora tenha sido constatada a redução da RAS em função dos biocarvões BCA-5_{G2}, a CE foi elevada para os tratamentos analisados, sobretudo para os extratos submetidos aos ensaios de adsorção com o biocarvão ativado, podendo apresentar restrições de uso devido ao potencial de salinização secundária em casos específicos (COSTA et al., 2019).

Dentre os diversos modelos empregados como suporte de tomada de decisão relativo à qualidade da água de irrigação, a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos

Estados Unidos (RICHARDS, 1993) (Figura 15) e o modelo da FAO, delineado por Ayers e Wesrcot (1999) (Tabela 10) estão entre uma das classificações mais aceitas e consensuais (ALMEIDA, 2010; CERQUEIRA et al., 2021; OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021).

Figura 15 – Diagrama de classificação da água de irrigação quanto ao grau de salinidade e sodicidade.



Fonte: Richard (1993).

Tabela 10 – Classificação da água de irrigação quanto aos riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água.

RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{0,5}	Classes de sodicidade		
	Nenhuma	Moderada	Severa
	CE (dS m^{-1})		
0 a 3	> 0,7	0,2 a 0,7	< 0,2
3 a 6	> 1,2	0,3 a 1,2	< 0,3
6 a 12	> 1,9	0,5 a 1,9	< 0,5
12 a 20	> 2,9	1,3 a 2,9	< 1,3
20 a 40	> 5,0	2,9 a 5,0	< 2,9

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcot, (1999).

A partir dos modelos propostos, pode-se observar classificações distintas quanto ao enquadramento da qualidade da água. Contrária a classificação proposta por Richard (1993), de acordo com os intervalos sugeridos por Ayers e Wesrcot (1999) (Tabela 10), para um mesmo valor de RAS, os riscos de problemas decorrentes da sodicidade são inferiores quando a água apresenta maiores teores de condutividade elétrica. Lima Neto et al. (2010) corrobora com as afirmações e complementa que a dispersão dos colóides do solo é favorecida quando a água utilizada para irrigação apresenta baixa CE e elevada RAS. Conforme indicado por Almeida (2010), esta análise pode ser justificada devido ao efeito flocculante dos sais da solução do solo, que se opõem ao efeito dispersante do sódio.

Entretanto, analisando-se sob uma perspectiva isolada, Richard (1993) e Ayers e Wesrcot (1999) estabelecem restrições de uso da água de irrigação para condições em que a CE seja superior à 2,25 e 3,0 dS m⁻¹, respectivamente, independente dos valores de RAS. Para estas condições, a água é classificada como água de salinidade muito alta, imprópria para condições de irrigação sem manejo adequado (MAIA et al., 2019; ALMEIDA et al., 2010).

Como as remoções foram mínimas para os dois biocarvões avaliados, se considerada a menor massa aplicada de cada um (M1), para BC_{G2} e BCA-5_{G2}, e para o controle que não recebeu adição de biocarvão, tem-se os seguintes pares de dados de CE e RAS: 4,8 dS m⁻¹ e 6,3 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}; 8,0 dS m⁻¹ e 2,9 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}; e 4,3 dS m⁻¹ e 5,3 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}, implicando na classificação de baixo risco de uso, de acordo com as classificações estabelecidas por Ayers e Wesrcot (1999), quando não considerado os altos valores de CE isoladamente.

De acordo com o diagrama proposto por Richard (1993), independente da RAS, todos os tratamentos avaliados se enquadrariam na utilização de água com restrições, em decorrência da elevada concentração de salina. No caso da utilização, os solos devem ser permeáveis, a drenagem adequada, devendo aplicar um excesso de água para alcançar uma boa lixiviação, e devem ser selecionados cultivos tolerantes a sais.

Outros autores também evidenciam os riscos inerentes à aplicação de água com elevada CE. Segundo Cerqueira et al. (2021) e Rodrigues et al. (2020), de maneira geral, o limite usual de CE na água de irrigação é de até 3,0 dS m⁻¹, devendo ser analisada, ainda, as condições físicas e químicas do solo, devido ao alto risco de salinização. Ainda, segundo Santos (2019) e Sobral et al. (2015) valores de RAS acima de 13,0 (mmol_c dm⁻³)^{0,5} conferem caráter sódico ao solo, comprometendo a estrutura física, química e biológica (AKHTAR et al., 2015).

Dessa forma, a partir dos resultados obtidos, o biocarvão de casca de pequi ativado com magnésio, BCA-5_{G2}, apresentou os resultados gerais mais satisfatórios quanto à redução da razão de adsorção de sódio quando comparado ao biocarvão BC_{G2}, alcançando o equilíbrio entre

a RAS e condutividade elétrica, segundo as classificações propostas por Ayers e Wesrcot (1999). No entanto, é válido salientar que além das condições gerais de classificação da água de irrigação, outras considerações devem ser ponderadas para sua utilização na irrigação, especialmente quanto às características do solo e da cultura (COSTA et al., 2019; AKHTAR et al., 2015).

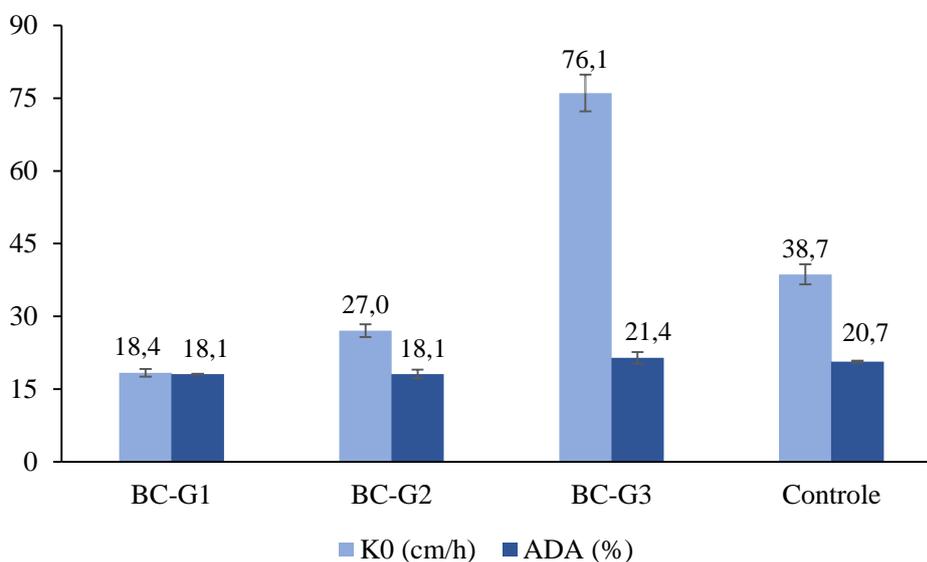
4.3 Etapa 2: Desempenho do biocarvão em matriz solo

4.3.1 Colunas não incubadas

4.3.1.1 Condutividade hidráulica e argila dispersa em água

Os resultados obtidos por meio das análises realizadas nos ensaios de lixiviação estão descritos na Figura 16, que dispõe sobre o comportamento dos tratamentos submetidos a um menor tempo de contato entre solo e o biocarvão BC sob diferentes granulometrias, para a condutividade hidráulica (K_0) e argila dispersa em água (ADA).

Figura 16 – Valores de K_0 e ADA relativos aos solos não incubados condicionados aos biocarvões não modificados BC, em diferentes granulometrias.



Fonte: Do autor (2023).

A partir dos resultados obtidos, pode-se inferir que, para os tratamentos não incubados, foi identificado o aumento da variável K_0 proporcionalmente à granulometria do biocarvão aplicado, tendo os materiais de maior diâmetro, apresentado valores superiores. Entretanto, apesar da tendência de aumento, dentre a classe de biocarvão analisada foi observada, ainda, a redução de K_0 em relação ao tratamento controle ($K_0 = 38,67 \pm 2,07 \text{ cm h}^{-1}$) para os solos

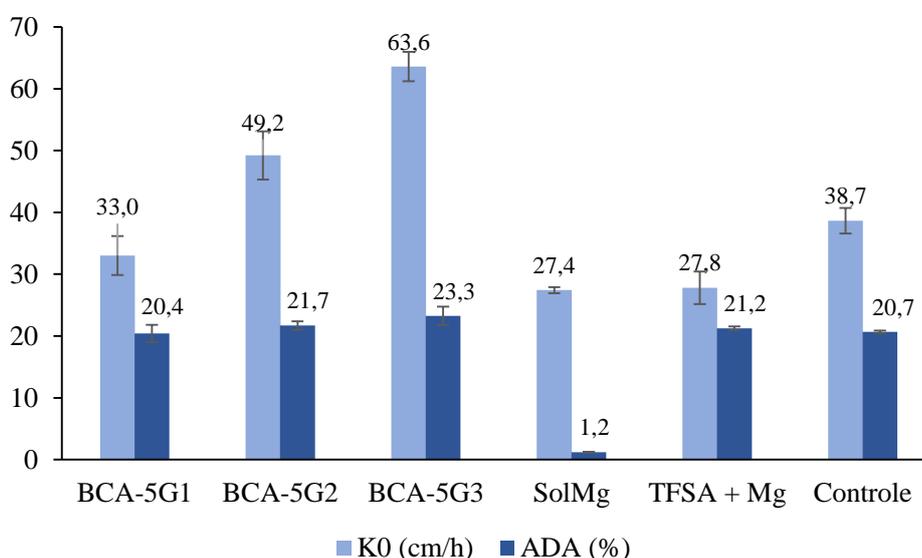
condicionados aos biocarvões BC_{G1} e BC_{G2} , com um percentual de redução de 52,5 e 30,1%, relativos aos valores para K_0 de $18,37 \pm 0,79 \text{ cm h}^{-1}$ e $27,05 \pm 1,29 \text{ cm h}^{-1}$, respectivamente. Por sua vez, o biocarvão de maior granulometria, BC_{G3} , proporcionou a remediação dos efeitos adversos quanto à percolação de água no solo em decorrência da aplicação da solução salina, verificando-se o aumento percentual de 97% em relação ao solo isento do condicionante, tendo sido obtido para K_0 valor equivalente à $76,08 \pm 3,78 \text{ cm h}^{-1}$, superior ao dobro do tratamento controle.

Em relação à análise da ADA, conforme observado, para as condições avaliadas relativas ao biocarvão BC estimava-se um comportamento dos resultados inversamente proporcional aos valores obtidos para K_0 em seus respectivos tratamentos. Entretanto, as duas variáveis avaliadas apresentaram as mesmas tendências de aumento e redução. Neste contexto, entende-se que K_0 depende em grande parte da porosidade do solo e da distribuição do tamanho dos poros. Awadat et al. (2021) evidenciaram que com a aplicação de água salina (RAS = 10 e 50) em um *red ferrosol* (dominado por caulinita e altas concentrações de óxidos e hidróxidos de ferro), os macroporos do solo permitiram que a argila dispersa se movesse pela coluna de solo e saísse no lixiviado, se contrastando com o solo vertisol (*black Vertisol*) rico em esmectita (argila 2:1). Houve redução de K_0 para o vertisol, mas não para o solo rico em caulinita, e os autores atribuíram ao fato de a caulinita não alterar sua estrutura na presença de água, enquanto os óxidos e hidróxidos de ferro auxiliam na manutenção da flocculação da argila e redução da dispersão.

Dessa forma, para os solos condicionados ao BC_{G1} e BC_{G2} , onde foi observada a redução dos valores de K_0 , foi identificado percentual de redução da ADA, ambos em cerca de 12% em relação ao solo puro, cujo valor indicado foi de $20,67 \pm 0,21\%$. Em contrapartida, ao contrário das observações pontuadas para os valores de K_0 , onde o biocarvão de maior granulometria obteve resultados positivos relativos ao aumento da variável, para a dispersão das partículas de argila do solo o tratamento com biocarvão BC_{G3} culminou em uma ligeira elevação de, aproximadamente, 3,7%, sendo alcançado um percentual de ADA de $21,42 \pm 1,19\%$.

A partir das avaliações transcorridas para os biocarvões BC, a fim de se analisar a influência proporcionada pela ativação química com magnésio, para efeito comparativo, os resultados obtidos referentes ao condicionamento com os biocarvões ativados (BCA-5), bem como as aplicações alternativas com o reagente químico sólido $MgCl_2$ (TFSA + Mg) e sua aplicação em solução (Sol_{Mg}), estão apresentados na Figura 17.

Figura 17 – Valores de K_0 e ADA relativos aos solos não incubados, condicionados aos biocarvões ativados BCA-5, em diferentes granulometrias e aos tratamentos adicionais com magnésio.



Fonte: Do autor (2023).

Com os resultados obtidos, é possível pontuar comportamentos similares aos observados para os biocarvões BC, apresentando relação de proporcionalidade entre as granulometrias e valores de K_0 obtidos. Para tanto, o pior desempenho novamente foi observado para o biocarvão de menor granulometria, BCA-5_{G1}, cujo valor para K_0 foi inferior ao tratamento controle, com redução percentual de 14,59%, referente à $33,03 \pm 3,14 \text{ cm h}^{-1}$. Os demais biocarvões, BCA-5_{G2} e BCA-5_{G3}, proporcionaram o aumento de K_0 em 27,31 e 64,45%, relativos a valores de $49,23 \pm 3,9 \text{ cm h}^{-1}$ e $63,59 \pm 2,36 \text{ cm h}^{-1}$, respectivamente.

A disposição de magnésio sólido ao solo e sua implementação diretamente em solução, resultou em valores de K_0 semelhantes entre si, tendo sido observada, no entanto, redução quando confrontados com o tratamento controle. Dessa forma, o tratamento Sol_{Mg} e TFSA + Mg, resultaram em percentuais de redução de 29,10 e 28,08%, relativos à K_0 de $27,42 \pm 0,51 \text{ cm h}^{-1}$ e $27,81 \pm 2,63 \text{ cm h}^{-1}$, respectivamente. Comparados aos demais tratamentos analisados, tais valores foram inferiores aos resultados obtidos para os biocarvões BCA-5, porém apresentaram superioridade à K_0 obtida pelo biocarvão BC_{G1}, se assemelhando, ainda, às respostas obtidas pelo biocarvão BC_{G2}. Dessa forma, a aplicação de magnésio em solução e via sólida, não se mostrou favorável quantos aos aspectos avaliados.

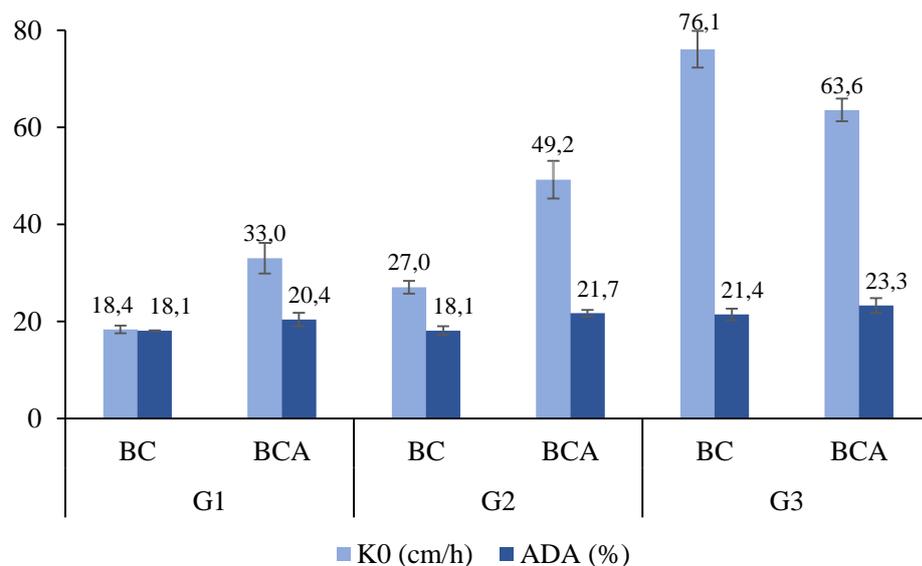
O comportamento observado em relação à ADA para os biocarvões BCA-5, apresentou percentuais crescentes em relação aos maiores intervalos granulométricos, alcançando-se variações poucos expressivas entre os tratamentos.

Novamente, os valores de K_0 e ADA seguiram a mesma disposição de aumento e redução, tendo sido indicado uma tendência diretamente proporcional entre ambas as variáveis. Dessa forma, uma redução ínfima do percentual da dispersão de argila foi observada somente para o biocarvão de menor granulometria, BCA-5_{G1}, sendo alcançado o valor de $20,39 \pm 1,40\%$ para a ADA, relativo a uma redução de 1,32% em relação ao controle. Os demais tratamentos, BCA-5_{G2} e BCA-5_{G3}, apresentaram percentual de 4,98 e 12,55% de aumento, obtendo-se valores de $21,70 \pm 0,7\%$ e $23,26\% \pm 1,52\%$ para a ADA, respectivamente.

As respostas obtidas para o tratamento TFSA + Mg em relação à ADA, revelam pequeno percentual de aumento, 2,76%, com percentual de dispersão de $21,24 \pm 0,31\%$. Em contrapartida, apesar dos resultados não favoráveis relativos à K_0 , o tratamento com aplicação de Sol_{Mg} acarretou a considerável redução de dispersão dos colóides de argila em 94,25%, minimizando os efeitos adversos da água salina para um percentual de ADA de $1,19 \pm 0,01\%$, obtendo-se, portanto, o melhor resultado quanto à redução para a variável ponderada.

Partindo-se de uma análise geral, na Figura 18 está disposto o comparativo entre os biocarvões BC e BCA-5 de mesma granulometria, para o teste com menor tempo de contato entre o solo e condicionante, cujos resultados gerais foram mais favoráveis aos aspectos avaliados.

Figura 18 – Comparativo geral entre os solos condicionados aos biocarvões não incubados BC e BCA-5, respectivo a cada granulometria.



Fonte: Do autor (2023).

Sob a perspectiva avaliada, quando comparada a condutividade hidráulica do solo dentre as classes BC e BCA-5, os biocarvões de maior granulometria apresentaram resultados

superiores para ambos os biocarvões, tendo o condicionante BC_{G3} alcançado melhor desempenho geral. Os condicionamentos com os biocarvões BC_{G1}, BC_{G2} e BCA-5_{G2}, entretanto, não se mostraram favoráveis quando aplicados sob o menor tempo de contato, haja vista a ocorrência de redução da variável analisada. Dessa forma, o biocarvão BC_{G1} apresentou o pior desempenho geral para K₀.

Em relação ao desempenho quanto à ADA, sob uma análise geral, conforme apresentado, não foram observadas, para a maioria dos tratamentos, variações expressivas. Entretanto, quando comparados os produtos ativados e não modificados, os biocarvões BCA-5 resultaram em percentuais de dispersão de argila superiores aos valores observados para os biocarvões BC, para as três granulometrias avaliadas. Conforme anteriormente ressaltado, com a relação de aumento e redução diretamente proporcionais entre ADA e K₀, os biocarvões de maior granulometria resultaram em maiores percentuais de dispersão, tendo o BCA-5_{G3} proporcionado pior desempenho para a variável. Em contrapartida, as menores granulometrias obtiveram menores percentuais de ADA, onde o BC_{G1}, tratamento com pior desempenho para K₀, proporcionou a maior redução geral. Para tanto, não foi observada relação de proporcionalidade entre K₀ e ADA para os tratamentos avaliados com os biocarvões BC e BCA-5.

Apesar da redução de K₀ observada para alguns tratamentos (BC_{G1}, BC_{G2} e BCA-5_{G1}), para todas as condições, a facilidade com que a água se transmite no perfil do solo é caracterizada como muito rápida. De acordo com a classificação descrita por Ferreira et al. (2022), a condutividade hidráulica é compreendida como muito lenta (< 0,1 cm h⁻¹), lenta (0,1 a 0,5 cm h⁻¹), moderadamente lenta (0,6 a 2,0 cm h⁻¹), moderada (2,10 a 6,0 cm h⁻¹), moderadamente rápida (6,1 a 12,0 cm h⁻¹), rápida (12,1 a 18,0 cm h⁻¹) e muito rápida (> 18,10 cm h⁻¹).

Os altos valores obtidos podem estar relacionados aos aspectos característicos do solo e, ainda, às condições de condução das análises experimentais, onde as colunas foram previamente saturadas. Quando se analisa a classificação do meio poroso em relação à dinâmica dos fluidos no meio, a condutividade hidráulica é dependente da forma e continuidade do sistema poroso, ou seja, da geometria porosa do solo (SUSZEK et al., 2019), tendo maior influência da estrutura do que dos aspectos relacionados à textura do mesmo, permitindo que solos argilosos exibam K₀ similares aos solos arenosos (GONÇALVES; LIBARDI, 2013).

Além disso, os ensaios conduzidos em condição de saturação, permitem a avaliação da condutividade hidráulica máxima, uma vez que todos os poros estão preenchidos e conduzindo água (FERREIRA et al., 2022). Em contrapartida, em condições de não saturação do solo,

quando alguns poros estão preenchidos por ar, a área útil condutora de água decresce (HUSSAIN et al., 2021) e, conseqüentemente, a tortuosidade do caminamento preferencial da água aumenta, reduzindo, portanto, a condutividade hidráulica do meio (ZHANG et al., 2019; MESQUITA; MORAES, 2004).

Embora a aplicação de uma fonte de matéria orgânica, tais como os biocarvões, colaborem para a melhoria da qualidade física, química e biológica de solos submetido a altos teores salinos (AKHTAR; ANDERSEN; LIU, 2015), fatores como as características de composição do material, granulometria, forma de incorporação, são variáveis que proporcionam diferentes comportamentos quanto ao tempo de resposta e eficiência do material aplicado (LIRA et al., 2015). Dessa forma, a redução de K_0 observada, sobretudo para os biocarvões BC_{G1} e BC_{G2} , que apresentaram valores de inferiores ao tratamento controle, pode estar relacionada ao tamanho do material disposto ao solo. Basílio et al. (2020) constataram comportamento semelhante ao condicionar substratos para mudas de eucalipto com biocarvões de diferentes granulometrias. Segundo os autores, independente da proporção de aplicação, biocarvões entre 1,0 e 4,0 mm elevaram a porosidade do solo e reduziram sua densidade, fatores que contribuem, simultaneamente, para elevação da K_0 do meio (ANDRADE et al., 2020; SUSZEK et al., 2019; PEREIRA et al., 2008).

Resultados menos favoráveis quanto à aplicação de biocarvões de menor granulometria foram também observados por Zorzeto et al. (2014). Conforme os estudos conduzidos pelos autores, materiais pirolisados com classe granulométrica inferior a 0,5 mm, proporcionaram a redução da densidade do solo em decorrência do aspecto de cimentação ocasionado pela obstrução da porosidade do meio. A escolha da granulometria adequada para disposição do biocarvão como condicionante do solo é fundamental para que ocorram as melhorias das qualidades físicas e hídricas do solo (SUSZEK et al., 2019). Lira et al. (2015) e Liu et al. (2016) também justificam a seleção dos biocarvões de granulometrias de 2,0 mm, após verificar a redução de K_0 do solo para tamanhos inferiores, além da lixiviação de parte do material aplicado na proporção de 2% (m/m), quando em menores dimensões.

A utilização das classes granulométricas inferiores à 0,5 mm, foi também contraindicada por Hussain et al. (2021), que atribuiu ao fator de tamanho do biocarvão a redução de 23% da condutividade hidráulica de solos argilosos. Embora sejam apresentadas diferentes granulometrias preferencias para a aplicação do biocarvão ao solo, no geral, tamanhos superiores são mais indicados, sendo o tamanho de partícula relacionada à alteração da estrutura dos poros do solo e o conseqüente comportamento físico-hídrico, como a condutividade

hidráulica e grau de floculação e dispersão de argila do solo (ZORZETO et al., 2014; LIU et al., 2016).

Embora a condutividade hidráulica e a dispersão de argila geralmente estejam diretamente relacionadas, de forma que a maior dispersão dos coloides do solo tende a acarretar a obstrução do meio poroso e a conseqüente redução da infiltração de água no meio (OLAKAYODE et al., 2020; BLANCO-CANQUI, 2017), pressupõem-se que os valores de dispersão ADA não foram suficientes para ocasionar este efeito, haja vista as baixas variações ocorridas para os tratamentos.

Apesar das baixas variações, os percentuais de ADA apresentados entre os biocarvões demonstram uma tendência de redução da dispersão de argila no solo para ambas as classes analisadas, BC e BCA-5, quando aplicadas em menor granulometria, sobretudo em relação aos biocarvões não modificados. A dispersão de argila em água, conforme destacado por Paula et al. (2019), está relacionada à facilidade com que a argila presente no solo tem em se desestabilizar na presença de água. Dessa forma, a aplicação do biocarvão permite que sejam estabelecidas ligações entre os elementos de carga da superfície, como hidroxilas e grupos carboxílicos, e as partículas coloidais do solo, promovendo a formação de agregados (JOEL et al., 2022; ALGHAMDI et al., 2020) que, por conseqüência, contribuem para a maior estabilidade do solo, o que justifica a mitigação da ADA apresentada pelos biocarvões BC_{G1}, BC_{G2} e BCA-5_{G1}, com percentual máximo de redução de 12%.

Valores similares aos observados no presente estudo foram verificados por Gumus et al. (2022). Em que a aplicação de biocarvão proveniente de resíduo industrial favoreceu a redução da dispersão de argila em um latossolo vermelho em percentuais entre 5 e 14% para doses de 1 a 2% (m/m), respectivamente. Olakayode et al. (2020) também comprovaram os benefícios do biocarvão. No entanto, os autores estabeleceram o período mínimo de 12 semanas para que os efeitos positivos fossem observados, não constatando melhorias de qualidade do solo em curtos períodos de tempo, fator este que pode ter influência quanto às baixas respostas positivas obtidas para o presente estudo. Dessa forma, estima-se que, após estabelecido maior tempo de condicionamento entre o biocarvão e solo, resultados superiores possam ser observados, potencializando os efeitos do material pirolisado.

Embora diversos autores salientem os benefícios físicos e hídricos advindos da aplicação dos biocarvões (DUAN et al., 2021; AWAN et al., 2020; VENDRUSCOLO et al., 2018), pouco se é documentado sobre as especificações de interação do biocarvão quanto às características determinantes do material aplicada para estímulo do efeito floculante dos minerais de argila no solo (MAI, et al., 2020). De acordo com DUAN et al. (2021) e Akhtar,

Andersen e Liu (2015), fatores relacionados à dose de aplicação e granulometria são fatores influentes para maior estabilidade do solo.

Os biocarvões de menor granulometria BC_{G1} e BC_{G2}, conforme anteriormente retratado, apresentaram as maiores tendências de redução da ADA quando confrontados com biocarvões de maiores dimensões. Nesta perspectiva, Blanco-Canqui (2017) observa também variações favoráveis relacionadas ao aumento da estabilidade do solo, com redução de dispersão de argila entre 3 a 226% após o condicionamento do solo com biocarvão. Segundo destacado pelo autor, a grande variabilidade obtida refere-se ao tipo de material aplicado, diferenças estruturais do solo e, sobretudo, ao tamanho das partículas, tendo as menores granulometrias proporcionado reduções superiores. Tais afirmações corroboram com os estudos realizados por Joel et al. (2022), que atribuíram aos biocarvões de granulometria inferior à 0,5 mm, reduções de 5 a 50% quanto à dispersão de argila em solos altamente degradados. Entretanto, valores favoráveis significativos foram verificados apenas 84 dias após a incubação das amostras, e sob taxas superiores à 5% de aplicação.

Relações quanto à granulometria, agregação e estabilidade dos coloides do solo foram também observadas por Fu et al. (2021) e Alghamdi et al. (2020). Ao se comparar diferentes granulometrias (< 0,25 mm, 0,25 – 1,0 mm e 1 – 2,0 mm), em ambos os trabalhos foram evidenciados os efeitos positivos significativos na estrutura do solo para diferentes biocarvões, quando aplicados em tamanhos inferiores a 1,0 mm. O aumento na quantidade de grupos funcionais oxidados após o processo de pirólise, bem como o aumento da área superficial e capacidade adsortiva, evidenciados, sobretudo, nos materiais de menor granulometria (FARHANGI-ABRIZ et al., 2021), permitem ao biocarvão estabelecer, por meio da atração eletrostática, a adsorção com partículas do solo (JIEN; WANG, 2013), potencializando a formação de microagregados e o aumento do tamanho dos agregados existentes no solo.

A dispersividade dos solos está associada aos íons presentes no complexo de troca do meio e às suas respectivas valências, raio iônico e camada de hidratação (PAULA et al., 2019). Dessa forma, a disposição de águas com altos teores salinos, conforme simulado no estudo, elevam a concentração dos íons de Na⁺ no solo, caracterizado por uma espessa camada de hidratação e elevado raio iônico (SÁ, 2021), apresentando-se como um empecilho para a aproximação dos coloides presentes no meio e a consequente dispersão da argila (ALGHAMDI et al., 2020). Para tanto, os íons Ca²⁺ e Mg²⁺ podem se comportar como agentes floculantes e competir no complexo de troca com o sódio, haja vista que os cátions bivalentes formam uma camada dupla difusa menos extensa (SÁ et al., 2021; VENDRUSCOLO et al., 2018; MATOS et al., 2013). Diante do exposto, quando comparados os resultados obtidos pelo estudo quanto

à redução de dispersão de argila para os biocarvões de mesma granulometria, BC e BCA-5, e ainda, com a aplicação de magnésio sólido (TFSA + Mg), esperava-se resultados mais satisfatórios decorrentes da aplicação dos materiais modificados quimicamente.

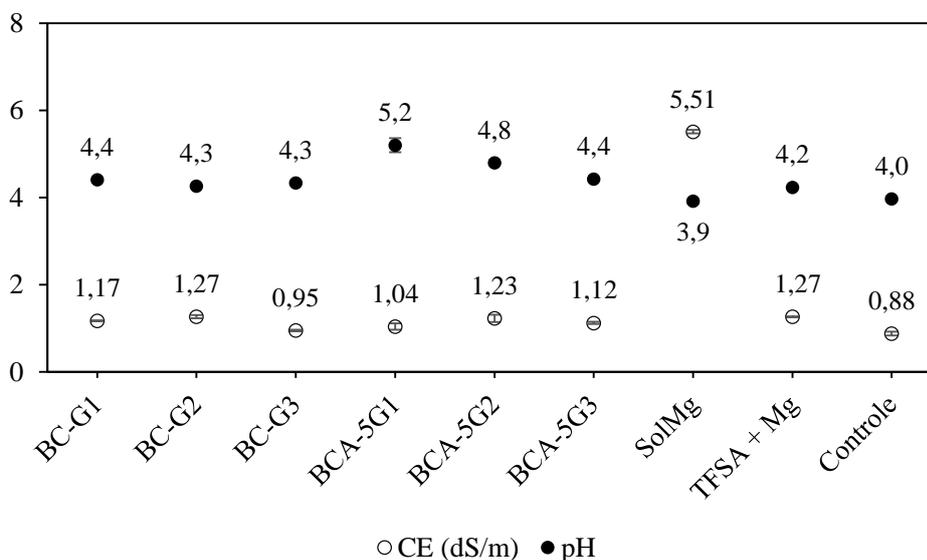
Devido à utilização do magnésio como elemento de ativação, pressupunha-se que ocorresse a liberação dos íons Mg^{2+} , colaborando no equilíbrio do complexo de troca do solo, fato não evidenciado, haja vista a observação de reduções de ADA mais expressivas para os biocarvões não modificados. Tal comportamento pode ser justificado pelo curto tempo de condicionamento para dissolução dos íons adsorvidos à superfície dos biocarvões. Contrapondo-se aos resultados obtidos, Mai et al. (2020) e Duan et al. (2021) observaram maior percentual de agregação do solo após adição de biocarvão modificado quimicamente devido ao seu elevado teor de sais solúveis, proporcionando o aumento da força iônica e fornecendo cátions multivalentes ao solo, induzindo pontes entre coloides carregados negativamente.

Em contrapartida, a aplicação de magnésio em solução, diretamente ao solo (Sol_{Mg}), proporcionou o efeito desejado quanto à competição dos sítios com os íons Na^+ no complexo de troca, favorecida pela alta concentração do reagente aplicado ao meio. Além disso, devido a diluição do magnésio, a dinâmica de movimentação do reagente ao longo do perfil foi facilitada, possibilitando a pronta disponibilização do mesmo ao solo quando comparado à deposição do reagente em forma sólida ou adsorvido ao biocarvão, cuja mobilidade e liberação no meio é dada gradualmente e de maneira menos uniforme (OLIVEIRA et al., 2022; MACHADO et al., 2019).

4.3.1.2 Condutividade elétrica e pH

Além das variáveis K_0 e ADA, a CE e pH do solo devem ser ponderados como fatores influenciados pela aplicação da água salina no solo e pelo condicionamento do meio com o biocarvão (LAURENTINO et al., 2021). Dessa forma, na Figura 19 está apresentado o comparativo das respostas obtidas para os diferentes tratamentos avaliados.

Figura 19 – Valores de CE e pH respectivos aos solos submetidos aos diferentes tratamentos, não incubados.



Fonte: Do autor (2023).

Em conformidade com os resultados apresentados, todos os tratamentos proporcionaram o aumento da CE do solo. Dentre as classes de biocarvão analisadas, não modificados e ativados, os biocarvões de granulometria intermediária, BC_{G2} e $BCA-5_{G2}$, resultaram em CE superior aos demais, com teor salino de $1,27 \pm 0,04$ e $1,23 \pm 0,08$ $dS\ m^{-1}$, referente ao percentual de aumento de 44,08 e 39,72%, respectivamente. Para o tratamento controle, onde o solo isento de condicionamento adicional foi submetido à aplicação da solução salina, a CE aferida foi de $0,88 \pm 0,25$ $dS\ m^{-1}$, valor superior ao observado para o solo puro (TFSA), com CE de $0,05$ $dS\ m^{-1}$.

Apesar do processo de impregnação adicional de magnésio para os biocarvões ativados, a CE geral superior foi obtida para o biocarvão BC_{G2} , não sendo identificada, ainda, discrepância entre os valores observados para os solos condicionados ao BC e BCA-5. Para os demais tratamentos com biocarvão, não foi identificada relação entre CE e diâmetro do material adicionado ao solo. Dessa forma, dentre os condicionantes BC, a menor CE foi aferida para o solo com o BC_{G3} , com teor de $0,95 \pm 0,02$ $dS\ m^{-1}$, obtendo a menor média geral, representando um percentual de aumento de 8,08%. Para os BCA-5, o menor teor salino aferido foi relativo ao condicionamento com biocarvão de menor granulometria, $BCA-5_{G1}$, apresentando o valor de $1,04 \pm 0,07$ $dS\ m^{-1}$.

Em relação aos solos com aplicações alternativas, o tratamento TFSA+Mg resultou na mesma CE observada para o BC_{G2} , $1,27$ $dS\ m^{-1}$. Em contrapartida, a utilização da solução enriquecida com magnésio, Sol_{Mg} , acarretou a elevação considerável do teor salino do solo,

alcançando CE de $5,51 \pm 0,04$ dS m⁻¹, superior a 6 vezes o valor obtido para o tratamento controle.

A partir dos resultados, pode-se inferir que o aumento da salinidade do solo foi pouco influenciado pela diferença de aplicação entre os biocarvões ativados ou não. Embora os condicionantes BCA-5 apresentem elevado teor salino, entre 10,02 e 15,61 dS m⁻¹, estes não resultaram em elevação da CE solo superior à apresentada pelos biocarvões BC, cuja faixa de CE obtida variou entre 1,03 e 1,35 dS m⁻¹. Ao contrário dos demais tratamentos avaliados, a aplicação da solução salina enriquecida com magnésio (Sol_{Mg}), de CE igual 14,90 dS m⁻¹, promoveu o aumento expressivo da CE do solo. Tal fato pode estar relacionado à maior disponibilidade do sal de magnésio presente no tratamento Sol_{Mg}, comparado aos biocarvões, que por adsorção, retém o magnésio, deixando-o menos disponível para a solução do solo.

Assim como identificado o aumento da CE do solo, os tratamentos com biocarvão proporcionaram também a elevação do pH, sendo estes superiores ao tratamento controle (pH = $3,97 \pm 0,05$). Apesar das baixas variações observadas para ambas as classes de biocarvão, sob uma perspectiva geral, os BCA-5 resultaram em valores superiores, com faixa de variação entre 4,3 a $4,4 \pm 0,01$, expressando um percentual de aumento de 7 a 11% em relação ao controle. O maior pH foi obtido para o biocarvão de menor granulometria, BC_{G1} e o menor pH, para o BC_{G2}.

Para os biocarvões BCA-5 foi verificado percentual de variação entre 11,3 e 30,9% de aumento, sendo identificada, ainda, proporção entre o fator pH e a granulometria. Para tanto, o biocarvão BCA-5_{G1} resultou em pH de $5,2 \pm 0,2$ e os BCA-5_{G2} e BCA-5_{G3}, obtiveram pH de $4,8 \pm 0,1$ e $4,4 \pm 0,1$, respectivamente. Em conformidade com Hafez et al. (2020) e Trazzi et al. (2018), biocarvões de menor granulometria tendem a proporcionar efeito mais rápido de neutralização da acidez.

Para o tratamento TFSA+Mg, o pH do solo foi de $4,2 \pm 0,03$, inferior aos demais resultados obtidos a partir da aplicação dos biocarvões. Em contrapartida, o tratamento Sol_{Mg} foi o único a ocasionar a redução do pH do solo em relação ao controle, tendo este apresentado o valor de $3,9 \pm 0,1$. A partir dos resultados obtidos, é possível verificar, ainda, a baixa influência da aplicação da solução salina sob a variável analisada, haja vista que o pH do solo puro (TFSA), não submetido a nenhum tratamento, apresentou valor igual a 4,0.

Em relação à condutividade elétrica do solo, seu monitoramento no presente trabalho configurou-se como um dos principais indicativos diretos e de mais fácil averiguação relativa à propensão ou grau de salinidade e sodicidade do meio (SHEN et al., 2019; CASTRO; SANTOS, 2020). A elevação do teor salino a partir da deposição de íons por intermédio da

água salina e também dos biocarvões, acarretou o acúmulo de sais em decorrência da interação entre as partículas de argila do solo, providas de carga, estabelecendo interações eletroquímicas (LAURENTINO et al., 2021; SHEN et al., 2019). Entretanto, apesar dos aumentos observados no solo avaliado, a aplicação do biocarvão pode também promover a redução do teor salino do meio pela adsorção de íons de sódio, em decorrência da sua estrutura porosa.

O biocarvão utilizado no presente trabalho apresentou composição porosa e a consequente presença de sítios ativos que conferem ao material elevada capacidade adsortiva, como verificado por Abriz e Golezani (2021) e Shen et al. (2019). Dessa forma, foi considerado propício para remediação de solos contaminados, como verificado em diversos estudos que têm explorado seus atributos (MENG et al., 2022; WANG et al., 2020; AMORIM et al., 2016; Zhang et al. 2013). Nesta perspectiva, alguns autores retratam a capacidade do biocarvão em adsorver íons de sódio, a fim de se atenuar a salinização do solo. Thomas et al. (2013) verificaram a mitigação dos efeitos decorrentes do estresse salino em herbáceas, após a aplicação de 50 t ha⁻¹ de biocarvão em ambiente protegido, tendo atribuído os resultados positivos à capacidade adsortiva de sais presentes no meio pelo biocarvão. Em estudo conduzido por Akhtar, Andersen e Liu (2015), também foi verificada a adsorção de 97% de sódio aplicado ao solo via simulação de irrigação salina. Entretanto, os autores salientam que a relação de adsorção do biocarvão com o sódio é considerada pouco estável, de forma que a durabilidade do processo é limitada.

Além disso, em decorrência das características da biomassa de composição do biocarvão, que conferem ao produto elevado pH e CE (DUAN et al, 2021; AMORIM et al., 2016), a liberação de íons presentes na superfície do material também pode ser observada, contribuindo para elevação do teor salino no meio, como verificado no presente trabalho. Dessa forma, além da aplicação salina via irrigação, os biocarvões podem contribuir para a salinização, o que justifica a elevação imediata da CE do solo analisado.

Embora os biocarvões ativados apresentem condutividade elétrica superior aos demais, os materiais pirolisados recalcitrantes possuem efeito gradativo e, portanto, o efeito dessortivo dos íons pode variar de acordo o tempo de contato com meio (AWAN et al., 2020), o que justifica valores próximos de CE obtidos entre os biocarvões BC e BCA-5. Conforme destacado por Paula (2021) e Wang et al. (2020), após aplicado ao solo, o biocarvão, aos poucos, é convertido em matéria orgânica estável, resultante de um conjunto de reações físicas, químicas e biológicas com o meio.

Resultados semelhantes de aumento da CE decorrentes do condicionamento do biocarvão ao solo foram verificados por Costa et al. (2019), que observaram a elevação linear

de 45% da CE para variações de dose de 0,25 a 1,5% de biocarvão de algaroba. Laurentino et al. (2021) também observaram efeitos similares ao aplicar doses superiores à 20 t ha⁻¹ de biocarvão de cama de frango em substrato, resultando em um aumento de 12% da CE, chegando à 1,45 dS m⁻¹. Segundo os autores, os valores obtidos estão relacionados ao aumento das bases trocáveis de potássio, cálcio, magnésio e sódio disponíveis no biocarvão. Elevados valores de CE do solo foram também verificados por Chaves et al. (2018), cujo percentual de aumento relatado foi de 592% para uma dose de 30 t ha⁻¹.

Farhangi-Abriz e Ghassemi-Golezani (2021) ao aplicarem biocarvão ativado quimicamente com óxido de magnésio em solo cultivado com *Carthamus tinctorius* e irrigado com água salina (CE = 6 e 12 dS m⁻¹) concluíram que houve redução da RAS, da percentagem de sódio trocável e da taxa de absorção de sódio pelas plantas sob estresse salino. Ainda, a aplicação do biocarvão com Mg aumentou a CTC do solo e enriqueceram as células vegetais com diferentes nutrientes, como potássio, cálcio, magnésio e manganês, e reduziram o estresse osmótico causado pelo estresse salino.

Em relação aos tratamentos com aplicação direta de magnésio, conforme anteriormente discutido, a condição de disposição e concentração aplicada ao meio favoreceu a elevação da CE do solo para o tratamento Sol_{Mg}, cuja mobilidade é dinâmica quando comparado às demais formas de aplicação, conferindo caráter salino ao solo, superior à 2 dS m⁻¹ (CASTRO; SANTOS, 2020).

Embora os solos com biocarvão, analisados no estudo, não apresentem teores de CE acima dos limites que o qualifiquem como salino ou salino-sódicos, em geral, a aplicação dos biocarvões como condicionantes do solo requer atenção, devido ao potencial risco de salinização secundária, de médio a longo prazo, decorrente da liberação de íons (DUAN et al., 2021; COSTA et al., 2019), sobretudo os biocarvões BCA-5, caracterizados por CE superior à 10 dS m⁻¹.

Em relação ao pH, apesar do curto período de condicionamento, é identificada a tendência de aumento do pH do solo após a aplicação dos materiais pirolisados, com pequena superioridade dos biocarvões ativados, provavelmente, devido à maior disponibilidade de íons de magnésio, decorrentes do processo de modificação (SHEN et al., 2019). Este resultado é devido ao elevado pH característico do biocarvão de casca de pequi, e corrobora com outros trabalhos que relatam como um dos principais benefícios atribuídos à sua aplicação, a elevação do pH do solo (HAFEZ et al., 2020; TRAZZI et al., 2018).

Devido à característica de alcalinidade do biocarvão, a liberação de íons pode ter favorecido a formação de carbonatos e o aumento da concentração de hidroxilas (OH⁻),

contribuindo para elevação do pH (CHAVES et al., 2018). Além disso, a liberação dos íons, como o Ca^{2+} e, principalmente o Mg^{2+} , pode ter contribuído para a saturação do complexo de troca e aumento da CTC do solo, aumentando a disponibilidade de nutrientes, além de diminuir a toxicidade do solo pela redução de disponibilidade de alumínio no solo (CASTRO; SANTOS, 2020; LAURENTINO et al., 2021).

Os benefícios da aplicação do biocarvão como corretor de pH foram também verificados por Laurentino et al. (2021), que observaram aumento de 25% no pH do solo com um biocarvão de pH 9,4, com a aplicação de 17 t ha^{-1} . Comportamento similar foi também retratado por Chaves et al. (2018) ao utilizar o biocarvão como remediador de solos afetados por sais, promovendo o aumento de 39,7% do pH com a utilização da dose de 30 t ha^{-1} .

Efeitos positivos quanto à correção do pH solo foram verificados também por Cobra e Xavier (2015). Segundo observado pelos autores, a aplicação de doses superiores a 30% de biocarvão de granulometria inferior à 1 mm em relação à massa de solo promoveu a elevação imediata do pH do solo, com variação de $6,0 \pm 0,17$ para $8,2 \pm 0,05$. Entretanto, ao efetuarem a aplicação de 1% do material, poucas mudanças foram observadas, em que o pH foi elevado de 4,1 para 5,7. Além da dose aplicada, é enfatizado o tempo necessário de condicionamento para ação.

Apesar da tendência de aumento do pH do solo, observa-se baixa variação em sua alteração. Alguns autores obtiveram resultados similares e relacionam a eficácia de correção do pH, ainda, ao tipo de solo utilizado. De acordo com Santos (2019), a alteração do pH pode estar relacionada às propriedades químicas do solo. O autor verificou aumentos não significativos do pH para um solo argiloso salino após o condicionamento de biocarvão, decorrente do efeito tampão do meio. Condições de baixa variação de pH foi observada também por Paula (2021), que afirma que solos argilosos, sobretudo com maiores teores de matéria orgânica, como o utilizado no presente trabalho, possuem maior poder tampão quando comparados à solos arenosos ou com teores médios de matéria orgânica, o que reflete na maior resistência em alterar seu pH quando condicionado à ácidos ou bases (MATOS; COSTA, 2022).

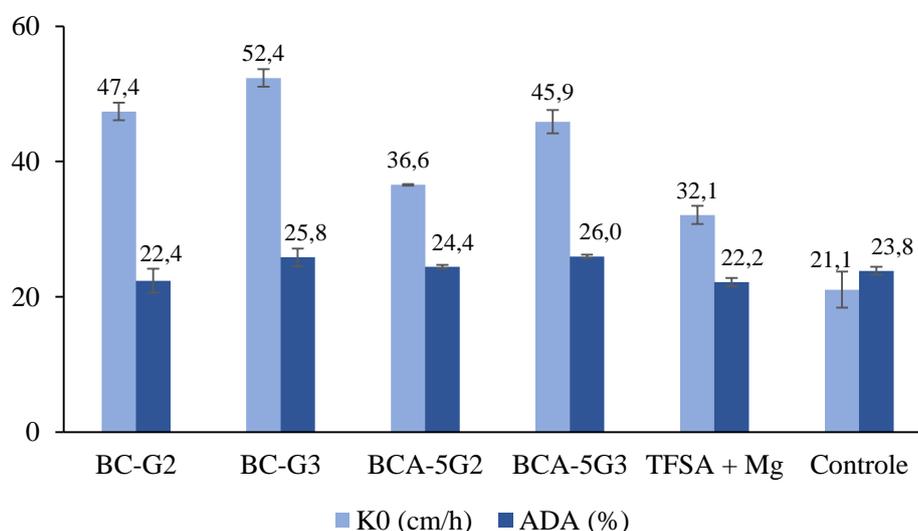
4.3.2 Colunas incubadas

A partir das considerações inferidas, devido às baixas variações obtidas para ADA, CE e pH em relação à K_0 , a seleção dos biocarvões de maior potencial quanto à remediação dos efeitos salinos foi efetuada, sobretudo, em decorrência do desempenho obtido para a condutividade hidráulica do solo. Para tanto, analisando-se os biocarvões BC e BCA-5, a fim de se selecionar apenas as duas classes granulométricas de melhor resultado, os biocarvões de

tamanho inferior obtiveram resultados gerais menos favoráveis, tendo a granulometria G1 apresentado redução de K_0 em relação ao tratamento controle para ambos os biocarvões avaliados, sendo estes não considerados para as análises subsequentes com tratamentos submetidos a maior tempo de contato.

As respostas obtidas pelo ensaio de lixiviação para os solos condicionados por 25 dias com os biocarvões previamente selecionados, respectivos às maiores granulometrias, G2 (0,5 – 1,0 mm) e G3 (1,0 – 2,0 mm), estão dispostos na Figura 20.

Figura 20 – Valores de K_0 e ADA referentes aos solos incubados com os biocarvões BC e BCA-5, em diferentes granulometrias, e com o tratamento adicional de magnésio.



Fonte: Do autor (2023).

Conforme observado, houve aumento de K_0 do solo para todos os tratamentos testados em relação ao controle, com proporcionalidade de elevação em relação às maiores granulometrias avaliadas para ambas as classes, BC e BCA-5. Sob uma análise geral, os biocarvões BC resultaram em K_0 superior aos BCA-5, para as granulometrias avaliadas, com variação de aumento entre 125 e 148%.

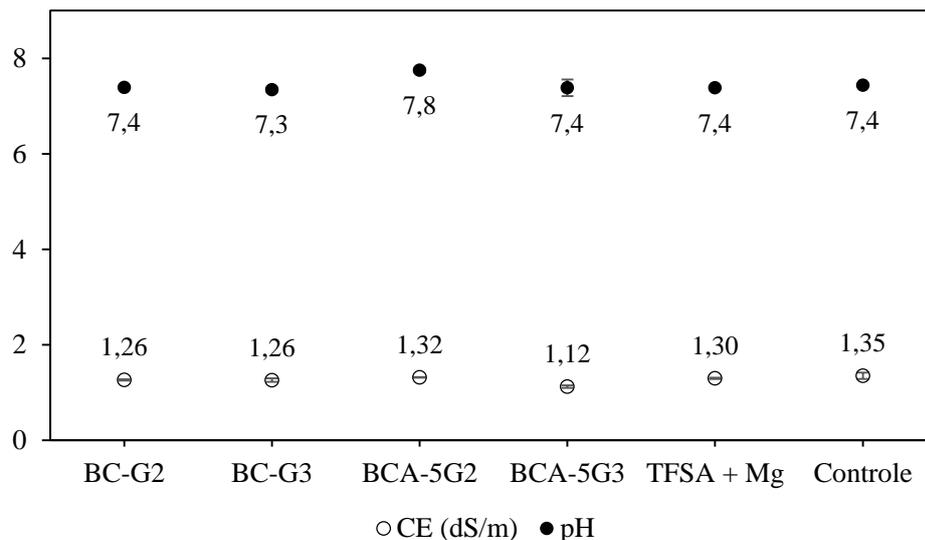
Os biocarvões BCA-5, por sua vez, expressaram aumento entre 73,6 e 117,8% em relação ao tratamento controle, cujo valor de K_0 obtido foi de $21,07 \pm 2,68 \text{ cm h}^{-1}$. Dessa forma, os biocarvões BC_{G2} e BC_{G3} alcançaram K_0 de $47,41 \pm 1,31$ e $52,36 \pm 1,28 \text{ cm h}^{-1}$, respectivamente. Para os biocarvões BCA-5_{G2} e BCA-5_{G3} foram obtidos K_0 de $36,57 \pm 0,12$ e $45,89 \pm 1,72 \text{ cm h}^{-1}$, ambos inferiores aos valores registrados para os biocarvões BC. Assim como o solo condicionado aos biocarvões, a aplicação de MgCl_2 também proporcionou maiores valores de

K_0 ; no entanto, em um menor percentual, sendo obtido o valor de $32,11 \pm 1,34 \text{ cm h}^{-1}$, expressando um aumento de 52,4%.

Os resultados obtidos em relação à dispersão de argila, assim como os demais tratamentos avaliados, mostraram baixa influência, apresentando variações menos expressivas. Dessa forma, apenas a aplicação do biocarvão BC_{G2} e do tratamento $TFSA + Mg$, proporcionaram um pequeno percentual de redução da ADA em 6,14 e 7,02% em relação ao tratamento controle, cuja valor de dispersão obtido foi de $23,84 \pm 0,58\%$. Em contrapartida, os biocarvões de maior granulometria, BC_{G3} e $BCA-5_{G3}$, resultaram em um solo com maior dispersividade, com percentual de $25,84 \pm 1,29\%$ e $25,98 \pm 0,28\%$ para ADA, respectivamente, relativo a um aumento de 8,4% e 8,97% em relação ao solo puro.

A influência dos tratamentos à CE e pH do solo é apresentada no Figura 21.

Figura 21 – Valores de CE e pH respectivos aos solos incubados submetidos aos tratamentos com os biocarvões BC e BCA-5, em diferentes granulometrias, e com o tratamento adicional com magnésio.



Fonte: Do autor (2023).

Ao contrário do comportamento constatado para os mesmos tratamentos não incubados, foi observada redução, ainda que com pequena variação, para todos os solos em relação ao controle (CE de $1,35 \pm 0,01 \text{ dS m}^{-1}$), com variações de $1,12 \pm 0,03$ a $1,32 \pm 0,03 \text{ dS m}^{-1}$. Não foi observada relação entre a variável e a granulometria. Embora os tratamentos tenham sido submetidos ao maior tempo de contato, foram observadas pequenas variações de teor salino entre os mesmos tratamentos incubados e não incubados. No entanto, quando comparados os tratamentos controle, verificam-se valores de maior expressividade, constatando-se um

percentual de aumento de 54% da CE para o tratamento incubado em relação ao não incubado. Dessa forma, pode-se inferir que a presença do biocarvão contribuiu para a manutenção da CE do sistema, atenuando os efeitos da aplicação da água salina ao longo do tempo.

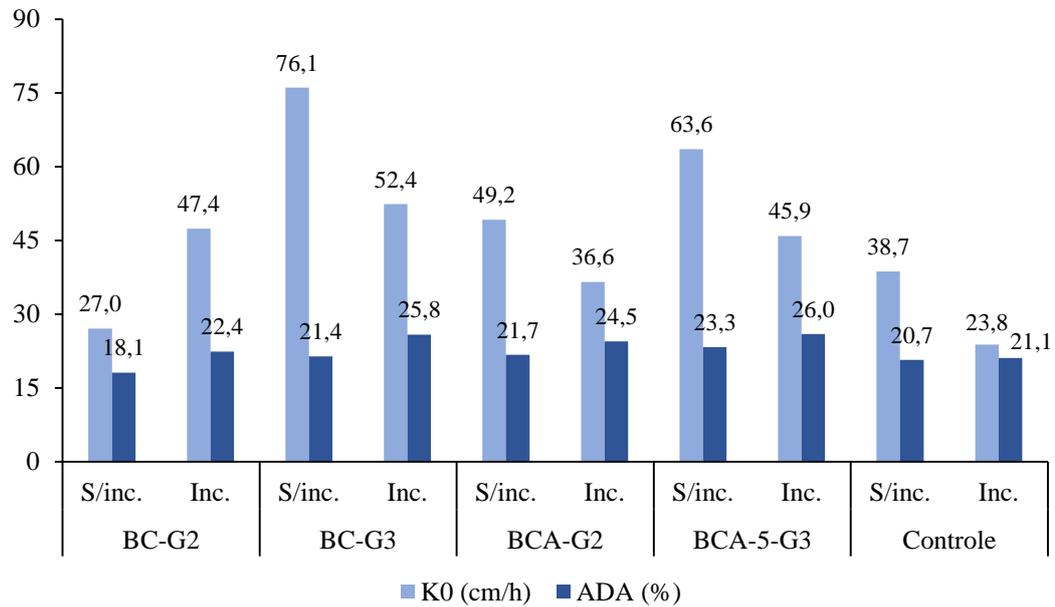
Apesar das reduções de CE observadas, conforme anteriormente discutido, este comportamento pode ser observado por tempo limitado, exigindo-se análises posteriores que confirmem as hipóteses. Segundo Akhtar et al. (2015), embora a aplicação do biocarvão possa também ocasionar a redução da CE do meio, este efeito de mitigação é observado por um curto prazo, devido à ligação transitória efetuada entre o biocarvão e o sódio do solo, além da ocorrência de liberação de outros elementos como Ca^{2+} e Mg^{2+} ao longo do tempo. Segundo destacado, o sódio é um cátion de baixa adsorção nos biocarvões (AWAN et al., 2020). Além disso, torna-se importante avaliar ao longo do tempo a capacidade que a dose aplicada do biocarvão com magnésio tem para manter o sódio fora dos sítios de troca do solo. Pois, com a repetida aplicação da água salina, e conseqüente aumento do teor de sódio, este pode deslocar o magnésio dos sítios do biocarvão e do solo, contribuindo para a salinidade e sodicidade do mesmo.

Em relação ao pH, o comportamento apresentado pelos tratamentos incubados diferiu, consideravelmente, dos valores obtidos para as colunas de solo com menor tempo de contato. Analisando-se os resultados com base de comparação no tratamento controle, cujo solo também foi submetido à aplicação de CaCO_3 ($\text{pH } 7,4 \pm 0,03$), observa-se baixa variação, tendo sido identificado um pequeno aumento de pH apenas para o solo com aplicação do biocarvão BCA-5G2, tendo este apresentado valor de $7,8 \pm 0,1$.

Entretanto, quando efetuada a comparação dos tratamentos em relação ao solo puro, TFSA, isento da correção prévia de pH, os percentuais de variação permitem atribuir a elevação de pH obtida pelos tratamentos incubados à aplicação do CaCO_3 , não sendo observada relação com os biocarvões condicionados. Para tanto, a diferença entre o solo puro (TFSA) de pH 4 e o controle, com adição de CaCO_3 , representa uma variação de 85,9%, percentual mantido pelas demais colunas incubadas submetidas aos tratamentos com biocarvão/magnésio, com ressalva para o biocarvão BCA-5G2, cujo pH apresentou pequena superioridade, com percentual de aumento de 93,8% em relação ao solo puro.

Estabelecendo-se o comparativo geral entre os tratamentos com biocarvão, cujos resultados gerais se mostraram mais satisfatórios, na Figura 22 está apresentado o comportamento das colunas sob menor e maior tempo de contato, sendo observadas as variações relativas à K_0 e ADA para cada tratamento avaliada.

Figura 22 – Comparativo de K_0 e ADA entre os solos incubados e não incubados, de acordo com os respectivos biocarvões em comum, analisados para as duas condições.



Fonte: Do autor (2023).

Conforme analisado, as colunas de solo condicionadas aos biocarvões sob maior tempo de contato resultaram em redução de K_0 quando comparadas às colunas não incubadas, tendo sido observado o aumento da variável apenas para o tratamento com o biocarvão BC_{G2} em, aproximadamente, 75%. Em contrapartida, ainda para as condições de incubação, os biocarvões BC_{G3} , $BCA-5_{G2}$ e $BCA-5_{G3}$ registraram reduções percentuais em 31%, 26% e 28%, respectivamente, para os mesmos tratamentos sob menor tempo de condicionamento.

Em relação às granulometrias, os biocarvões BC_{G3} e $BCA-5_{G3}$ apresentaram K_0 superior quando comparados à granulometria G2, independentemente do tempo de contato. Quando estabelecida a relação entre a classe do biocarvão aplicado, não modificado e ativado, os biocarvões BC proporcionaram valores superiores de K_0 entre os solos incubados, onde ambas as granulometrias, G2 e G3, obtiveram valores superiores aos biocarvões BCA-5. Em contrapartida, para os tratamentos não incubados, o biocarvão $BCA-5_{G2}$ apresentou superioridade de K_0 em relação ao BC de mesma granulometria.

A influência da aplicação da água salina para redução de K_0 pode ser comprovada pelo comportamento dos tratamentos controle em ambos os tempos de contato, onde o solo incubado resultou em um percentual de 46% de redução em relação ao solo não incubado. Dessa forma, embora as unidades experimentais sob incubação tenham sido expostas por maior tempo aos biocarvões e seus efeitos, estas foram submetidas também a maior frequência de aplicação de

solução salina que, comprovadamente, resultou em efeitos adversos relativos à dinâmica da água no solo. Para tanto, tal ocorrência pode contribuir para a justificativa dos menores valores de K_0 observados nos tratamentos incubados. Diante do exposto, os biocarvões avaliados foram capazes de remediar os efeitos adversos decorrentes da aplicação da água salina, sobretudo quando aplicados em maior granulometria e sem ativação. É válido salientar que os solos submetidos à aplicação de cloreto de magnésio obtiveram desempenhos menos favoráveis dentre os tratamentos analisados. Fato atribuído às características de maior interação com o meio apresentadas pelo biocarvão (WANG et al., 2020).

Em relação à mitigação dos efeitos da disposição de água salina quanto à dispersão de argila do solo, resultados menos expressivos foram constatados. Para os biocarvões BC, foram verificados maiores percentuais de ADA para os tratamentos incubados, sendo observado um aumento percentual de 24 e 21% para as granulometrias G2 e G3, respectivamente. Para os biocarvões BCA-5, menores variações foram observadas, sendo obtido o aumento de 13 e 5,1% para os biocarvões BCA-5_{G2} e BCA-5_{G3}. Em geral, os materiais de maior granulometria, para ambos os tempos de contato, resultaram em percentuais de ADA superiores, tendo o BC_{G3} e BCA-5_{G3} apresentado valores semelhantes. A menor dispersão de argila do solo foi observada para o tratamento com o biocarvão BC_{G2}, sem incubação.

O efeito da aplicação de água salina ao solo em relação à variável ADA pode ser comprovado também pela diferença entre os tratamentos controle, onde o solo incubado apresentou percentual de aumento de 15% em relação ao solo não incubado. Análoga às observações inferidas para K_0 , tal comportamento justifica os maiores valores de dispersão observados para os tratamentos sob maior tempo de contato, devido à frequência de aplicação de solução salina ao meio. Dessa forma, pode-se inferir que o condicionamento dos biocarvões de casca de pequi, bem como a aplicação do magnésio, sob as dadas condições de aplicação, não obteve êxito quanto à remediação dos efeitos salinos relativos à dispersão de argila no solo.

Devido à baixa influência dos tratamentos aplicados quanto à variação do pH, CE e percentual de ADA do solo, a classificação dos biocarvões como melhores condicionantes, foi estabelecida a partir dos resultados obtidos para a condutividade hidráulica, sendo a ordem de desempenho: BC_{G3} > BC_{G2} > BCA-5_{G3} > BCA-5_{G2}.

A partir dos resultados, pode-se inferir que os efeitos proporcionados pelo maior tempo de contato com o biocarvão, ou seja, os tratamentos incubados após a correção do pH do solo com calagem, resultou na redução da condutividade hidráulica e no aumento percentual de dispersão de argila e condutividade elétrica do meio quando comparados aos sistemas não incubados. Em contrapartida, efeitos favoráveis expressivos foram constatados quanto à

elevação do pH. Entretanto, apesar do maior tempo de contato estabelecido entre os tratamentos com a incubação, a maior aplicação de sais no sistema a partir da manutenção da umidade das unidades experimentais, sendo mantida a capacidade de campo com aplicação de água salina, pode ter contribuído de forma mais expressiva para os resultados de menor eficácia, sendo esta uma condição mais próxima à realidade, quando considerado o cultivo e a necessidade de aplicação de água para irrigação das culturas.

Além dos fatores externos, as características intrínsecas ao solo podem ter favorecido ou inibido alguns comportamentos. Conforme destacado por Alves et al. (2021) e Soto et al. (2020), o solo argiloso, como o utilizado no presente trabalho, detém maior capacidade de armazenamento de cátions em seu complexo de troca. Dessa forma, os sais presentes na água salina e os íons liberados pelo biocarvão, podem ter se acumulados no meio, contribuindo para a maior dispersividade dos coloides do solo e sua consequente propensão à redução da condutividade hidráulica, em decorrência da obstrução dos meios porosos.

Em contrapartida, apesar de argiloso, o latossolo utilizado no presente trabalho pode ser caracterizado por apresentar agregação primária em grânulos como composição de formação, além de maior concentração de cargas variáveis, o que contribui para atenuação dos processos erosivos decorrentes da dispersão da argila, em detrimento de sua maior resistência e estabilidade (PAULA et al., 2019). Tais características podem também ter influência em relação às baixas variações de aumento percentual observadas para os valores de ADA.

Além dos fatores relacionados ao biocarvão, solo e água salina, o carbonato de cálcio pode também ter influência sob os resultados obtidos. A calagem, além de promover a elevação do pH em solos ácidos, pode apresentar benefícios, tais como o aumento da disponibilidade de nutrientes, como cálcio e magnésio, que possuem efeito de agregação do solo, contribuindo, ainda, para redução de elementos tóxicos, como o alumínio (SEGATTO et al., 2020; MANETTI et al., 2019). Apesar dos benefícios explicitados, alguns autores atribuem à aplicação do carbonato de cálcio, efeitos deletérios significativos às características físicas e químicas do solo que podem estar relacionados também, à redução da K_0 observada nos tratamentos incubados quando comparados às colunas não incubadas.

Estudos realizados por Spera et al. (2008) atribuem ao processo de calagem a ocorrência de adensamento do solo e a redução da micro e da macroporosidade do meio, observando, consequentemente, valores inferiores de K_0 . Tais efeitos são relacionados pelo autor ao aumento de, aproximadamente, 30% da dispersão de argila no solo pelo calcário. Paula (2021) também observa condições similares e reforça como um dos efeitos adversos da aplicação do CaCO_3 , a redução da condutividade hidráulica em decorrência da diminuição de cargas positivas do meio,

favorecendo a repulsão entre as partículas negativas do solo, contribuindo para a dispersão de partículas menores (VENDRUSCOLO et al., 2018).

Por outro lado, quando analisados os tratamentos isolados sob incubação, observa-se o aumento considerável de K_0 em todos os tratamentos aplicados em relação ao tratamento controle e ao solo quando incubado ao magnésio (TFSA + Mg), que apresentou o menor percentual de aumento. Estes resultados reforçam a contribuição das condições de aplicação do biocarvão de casca de pequi como potencial condicionante. Resultados obtidos por Gomes Filho et al. (2020) corroboram com as afirmações explicitadas de que a aplicação de CaCO_3 , sem acréscimo de fontes orgânicas, podem não apresentar melhorias aos parâmetros de qualidade do solo. Os estudos apontaram efeitos não significativos aos atributos físicos do meio quando realizada apenas a calagem. A interação conjunta ao biocarvão proveniente da cana-de-açúcar, por outro lado, contribuiu para o aumento significativo de porosidade e redução da dispersão de argila, reforçando a importância da aplicação conjunta de matéria orgânica, principalmente quanto à liberação de nutrientes, como Ca^{2+} e Mg^{2+} , importantes íons para agregação do solo.

Resultados obtidos por Paula (2021) também verificam a importância da calagem conjunta ao biocarvão. Em um cambissolo, a aplicação de calcário foi favorável à melhoria dos atributos químicos, como pH e disponibilização de nutrientes, entretanto afetou negativamente a qualidade física do solo decorrente da redução de porosidade. Além disso, o tempo de interação é um importante fator a ser considerado. Andrade et al. (2015) verificaram efeitos significativos de agregação das partículas do solo e aumento de 49% do pH após 40 dias de ensaio.

Embora os tratamentos tenham sido mantidos por 25 dias em incubação, diversos estudos têm apontado resultados favoráveis a solos condicionados com biocarvão após períodos superiores a 40 dias, fato este que pode estar relacionado às baixas variações observadas para parâmetros como a ADA. Relações não significativas de adubação do solo com biocarvão e calcário foram verificadas por Wiecheteck (2021), cuja aplicação não contribuiu para a redução da densidade e porosidade do solo em um período inferior a 80 dias de incubação. Para Cooper et al. (2020), o aumento de, aproximadamente, 65% de agregação das partículas do solo foi favorecido após cinco anos de condicionamento do solo com biocarvão de granulometria superior à 0,25 mm. Para tanto, verifica-se a grande variabilidade entre as formas de condicionamento, disposição, influências do meio e do biocarvão, o que dificulta uma comparação direta com os resultados observados no presente trabalho.

4.3.3 Testes complementares

4.3.3.1 Diferenças quanto à ativação e quantidade aplicada

Os valores de condutividade hidráulica, percentual de argila dispersa em água, condutividade elétrica e pH, respectivos à cada tratamento, são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Valores dos parâmetros avaliados relativos aos solos condicionados aos biocarvões modificados com diferentes proporções de ativação, BCA-5 e BCA-20, sob diferentes dosagens de aplicação (D).

Tratamentos	K_0 (cm h ⁻¹)	ADA (%)	CE (dS m ⁻¹)	pH
BCA-5 _{G2} – D1	49,2 ± 2,4	21,7 ± 0,7	1,23 ± 0,08	4,8 ± 0,06
BCA-20 _{G2} – D1	46,4 ± 1,2	19,9 ± 0,6	1,32 ± 0,03	5,2 ± 0,04
BCA-20 _{G2} – D4	46,0 ± 2,1	17,7 ± 0,4	1,43 ± 0,05	5,4 ± 0,03
Controle	38,7 ± 2,1	20,7 ± 0,2	0,88 ± 0,04	4,0 ± 0,05

Fonte: Do autor (2023).

A partir dos dados obtidos é possível verificar que os solos condicionados ao BCA-20_{G2}, em ambas as doses de aplicação, 1 e 4%, promoveram o aumento de K_0 em relação ao tratamento controle (38,7 ± 2,1 cm h⁻¹). No entanto, ao contrário do esperado, o aumento da quantidade aplicada não resultou na elevação expressiva da variável em relação à menor dose. Dessa forma, o solo condicionado ao biocarvão BCA-20_{G2}-D1 e BCA-20_{G2}-D4 resultou em K_0 igual à 46,4 ± 1,2 cm h⁻¹ e 46,0 ± 2,1 cm h⁻¹, expressando um aumento de, aproximadamente, 20% em relação ao controle.

Quando confrontados os resultados obtidos para o biocarvão ativado de mesma granulometria e menor proporção de ativação, BCA-5_{G2}, para aplicação de 1% em relação à massa de solo, é possível verificar, ainda, valores inferiores para os biocarvões de maior proporção de magnésio, BCA-20_{G2}. Dessa forma, o tratamento com aplicação do biocarvão BCA-5_{G2}-D1 apresentou o melhor desempenho, com K_0 igual a 49,2 ± 2,4 cm h⁻¹, expressando aumento de 27% em relação ao controle.

Em relação à dispersão de argila do solo, os biocarvões BCA-20_{G2}, para ambas as doses aplicadas, promoveram a redução da ADA, apesar de baixa variação. Dessa forma, o BCA-20_{G2} – D4, com maior proporção de massa para o condicionamento, resultou em melhor desempenho, com 14,5% de redução da variável em relação ao controle (ADA= 20, 7 ± 0,2%), relativo à ADA de 17,7 ± 0,4%. Para o biocarvão BCA-20_{G2} – D1 foi verificada redução de 3,9%,

respectivo ao percentual de ADA igual à $19,9 \pm 0,6\%$. Ao contrário da redução pontuada para os biocarvões de maior proporção de ativação, para o biocarvão BCA-5_{G2}, foi verificado aumento da argila dispersa em 5% em relação ao controle, relativo à ADA de $21,7 \pm 0,7\%$.

É possível verificar, ainda, a elevação dos teores salinos e pH do solo relativa às aplicações dos biocarvões BCA-20_{G2} para ambas as dosagens, proporcionalmente à quantidade de produto aplicado ao solo, obtendo valores superiores quando comparados à coluna condicionada ao biocarvão ativado de menor proporção. Dessa forma, os biocarvões BCA-20_{G2} – D1 e BCA-20_{G2} – D4, apresentaram CE de $1,32 \pm 0,03$ e $1,43 \pm 0,05$ dS m⁻¹, expressando o aumento de 50 e 63% em relação ao tratamento controle (CE = $0,88 \pm 0,04$ dS m⁻¹). O biocarvão BCA-5_{G2} apresentou valor de CE inferior, igual à $1,23 \pm 0,08$ dS m⁻¹.

Quanto às variações de pH, foi verificado o aumento em relação ao tratamento controle, onde os biocarvões BCA-20_{G2} – D1 e BCA-20_{G2} – D4 apresentaram pH de $5,2 \pm 0,04$ e $5,4 \pm 0,03$, resultando em percentuais de aumento de 31 e 35%, respectivamente. O solo condicionado ao biocarvão ativado em menor proporção, resultou em pH igual à $4,8 \pm 0,06$, com percentual de aumento de 21%.

O condicionamento do solo com os biocarvões em maior proporção, BCA-20_{G2}, resultou em K₀ próximas aos demais biocarvões ativados, não sendo verificada influência em relação à modificação química com magnésio, contribuindo com a justificativa de que a granulometria detém maior influência imediata em relação à quantidade e proporção de ativação (AKHTAR; ANDERSEN; LIU, 2015; OLIVEIRA et al., 2015).

A modificação da biomassa com magnésio, conforme anteriormente salientado, contribui para a adição de cátions bivalentes, como o Mg²⁺, favorável na recuperação de solos salinos. Dessa forma, o elevado teor de magnésio dos biocarvões, bem como a maior dose aplicada, podem ter favorecido a disposição do elemento ao meio, justificando a redução da dispersão de argila do solo e a tendência de elevação do pH (HAFEZ et al., 2020; TRAZZI et al., 2018). Os benefícios do biocarvão em relação à dose de aplicação, quanto à dispersão de argila foram estudados também por Amancio et al. (2022), que atribuíram às doses intermediárias de 5% e 10% (m/m) do biocarvão de casca de eucalipto, resultados satisfatórios significativos após 16 meses de incubação.

Apesar dos efeitos positivos observados para redução da dispersividade dos coloides do solo, além da influência exercida pelo material de composição dos biocarvões, o aumento da dose aplicada, bem como a concentração de sais na superfície do biocarvão, contribuem para maior deposição de íons ao solo (SAIFULLAH et al., 2018; AWAN et al., 2020). Dessa forma, embora dentro dos limites estabelecidos quanto à classificação de solos salinos (CE superior à

2 dS m⁻¹) (CASTRO; SANTOS, 2020), os biocarvões apresentaram altos percentuais de elevação salina no solo. Segundo Chaves et al. (2018), a partir da comparação da aplicação de duas doses de biocarvão produzido com cama de aviário, 10 e 30 t ha⁻¹, a maior quantidade aplicada promoveu o aumento de 30% da CE do solo, ressaltando os cuidados quanto à propensão de salinização do ao longo do tempo. Em contrapartida, Costa et al. (2020) observaram variações contrárias, obtendo redução significativa de CE em um cambissolo para aplicação de 1,5% (m/m) de biocarvão, equivalente à aproximadamente 15 t ha⁻¹.

Uma mesma condição de condicionamento do solo com um mesmo biocarvão, pode desencadear em efeitos favoráveis e negativos a atributos distintos. Desta forma, a relação da proporção de quantidade de biocarvão a ser aplicado ao solo é um dos fatores mais discutidos quanto às possíveis influências aos atributos químicos, físicos e microbiológicos, devido à complexibilidade do sistema que abrange as especificações características do solo, da cultura e, ainda, das características inerentes à matéria prima de composição do biocarvão (DUAN et al., 2021).

Assim, não há unanimidade quanto à dose ou condições ideais de aplicação. Laurentino et al. (2021), ao analisar 6 níveis de aplicação (0, 4, 8, 12, 16 e 20 t ha⁻¹), obtiveram resultados favoráveis aos atributos físicos do solo com doses elevadas de biocarvão de cama de frango em relação a doses inferiores. Para o mesmo estudo, resultados favoráveis ao rendimento da cultura foram obtidos quando aplicados 12 t ha⁻¹. Em contrapartida, aumentos significativos para o pH do solo foram verificados apenas com a aplicação de 17 t ha⁻¹. Basílio et al. (2020) também observaram contradições em seu estudo. Ao comparar diferentes variações de utilização do biocarvão, maiores dosagens favoreceram a germinação da cultura pela liberação de nutrientes. Entretanto, devido à elevação da capacidade de retenção de água em detrimento das maiores quantidades aplicadas, foi verificado o apodrecimento das raízes da planta.

Diante dos resultados obtidos, o ajuste de dose e demais condições de preparo e aplicação, tais como granulometria, tempo de contato, ativação, temperatura de pirólise, dentre outras variáveis, devem estar de acordo com o objetivo almejado e, ainda, sob uma análise prévia das condições do meio (SANTANA et al., 2019). Informações como as características do solo e do material de composição do biocarvão e, ainda, quanto as necessidades da cultura, bem como nível de sensibilidade às condições de salinidade, são importantes fatores a serem ponderados (CERQUEIRA et al., 2021; SÁ, 2021).

4.3.3.2 Variação da qualidade da água

Os dados obtidos relativos aos tratamentos controle submetidos às soluções de lixiviação com água destilada (SC_{AgD}) e água de abastecimento (SC_{AgAb}) são comparados ao solo condicionado à aplicação da água salina sintética (SC_{AgS}), conforme exposto na Tabela 12. O tratamento TFSA refere-se ao solo puro, não submetido ao ensaio de lixiviação e isento de condicionantes adicionais.

Tabela 12 – Valores das variáveis avaliadas relativas aos solos isentos de condicionantes orgânicos/químicos adicionais, submetidos a diferentes soluções de lixiviação.

Tratamentos	K_0 (cm h ⁻¹)	ADA (%)	CE (dS m ⁻¹)	pH
SC_{AgAb}	42,5 ± 1,0	16,4 ± 0,3	0,03 ± 0,35	5,3 ± 0,2
SC_{AgD}	43,5 ± 1,4	19,5 ± 0,4	0,02 ± 0,23	4,9 ± 0,2
SC_{AgS}	38,7 ± 2,1	20,7 ± 0,2	0,88 ± 0,25	4,0 ± 0,1
TFSA	-	19,4 ± 0,1	0,05 ± 0,12	4,0 ± 0,1

Fonte: Do autor (2023).

Com base nos resultados observados, pode-se inferir que a variação da qualidade da água aplicada às colunas, resultou em baixa variação de K_0 e ADA entre os tratamentos avaliados. A aplicação da solução SC_{AgS} , conforme anteriormente apresentada, resultou no menor valor obtido, com K_0 igual à 38,7 ± 2,1 cm h⁻¹. As soluções SC_{AgD} e SC_{AgAb} apresentaram valores aproximados, porém superiores, de 43,4 ± 1,4 cm h⁻¹ e 42,5 ± 1,0 cm h⁻¹, respectivamente.

Em relação aos valores obtidos para os percentuais de ADA, as soluções foram confrontadas, ainda, com o solo puro (TFSA) não submetido ao ensaio de lixiviação, obtendo-se um percentual de dispersão de 19,4 ± 0,1%. Dessa forma, é possível verificar que a solução de SC_{AgAb} proporcionou resultados mais favoráveis, com redução da dispersão de argila em relação à TFSA em 15%, referente ao percentual de ADA de 16,4 ± 0,3%. As demais soluções apresentaram ligeiro aumento, tendo o tratamento com SC_{AgS} e SC_{AgD} , valores de ADA relativos à 20,7 ± 0,2% e 19,5 ± 0,4%.

A partir da comparação da influência da qualidade da água aplicada às colunas em relação à CE e pH do solo, é constatada a baixa oscilação das variáveis analisadas. Para a CE do solo, a solução SC_{AgS} resultou em maior teor salino dentre os demais tratamentos,

apresentando o valor de $0,88 \pm 0,25 \text{ dS m}^{-1}$, expressando um acréscimo de $0,83 \text{ dS m}^{-1}$ em relação à CE aferida para a TFSA ($0,05 \text{ dS m}^{-1}$). Os demais tratamentos apresentaram pequena redução dos valores médios, comparados à TFSA, provavelmente devido à lixiviação dos sais da solução do solo.

Os resultados obtidos relativos ao pH do solo mostram o aumento decorrente das soluções aplicadas, tendo os tratamentos com SC_{AgAb} e SC_{AgD} proporcionado pH superior à TFSA (pH= 4), de $5,3 \pm 0,2$ e $4,9 \pm 0,2$, respectivamente. O solo submetido à solução salina, conforme anteriormente ressaltado, resultou em pH igual à $4,0 \pm 0,1$.

Apesar da baixa variação constatada após a aplicação da água salina, solos condicionados à utilização recorrente de águas com elevado teor de íons, tende a apresentar redução do pH. Conforme verificado por Costa et al. (2019), a aplicação de água de irrigação de CE igual a $2,65 \text{ dS m}^{-1}$ acarretou a redução do pH em 20%, em decorrência da presença de altas concentrações dos íons de Na^+ e Cl^- em relação aos bicarbonatos (HCO_3^-). Essa observação pode ser justificada pelo desequilíbrio dos elementos que culmina na inibição das reações de hidrólise que ocasionariam a elevação do pH do solo (LAURENTINO et al., 2021; FREITAS, 2020).

Em contrapartida, o aumento do pH do solo submetido ao ensaio de lixiviação dos demais tratamentos (SC_{AgAb} e SC_{AgD}), pode estar relacionado ao pH característico das soluções aplicadas, próximo à neutralidade, e à lixiviação dos sais. Ximenes et al. (2021) destacam que a água de abastecimento, devido à sua composição, proporciona a disponibilização de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos que conferem seu nível de pH que, conseqüentemente, tem influência sobre o solo (SILVA et al., 2020).

Em relação à dispersão de argila, os valores de maior percentual obtidos pela utilização das soluções SC_{AgD} e SC_{AgS} , podem estar relacionados aos teores de íons presente em solução. Dessa forma, a água salina, cuja concentração de Na^+ é elevada, favorece a expansão da dupla camada difusa do solo em detrimento do raio iônico hidratado do elemento, culminando no efeito dispersivo (SÁ, 2021). Em contrapartida, a água destilada, caracterizada pela concentração de sais quase nula, pode ocasionar a maior dispersão dos coloides, devido à capacidade de dissolução e remoção de íons, como o cálcio e o magnésio (PAES et al., 2013; CERQUEIRA et al., 2021). Em conseqüência, problemas de infiltração podem ser potencializados (SÁ, 2021; BIAZATTI et al., 2020; VENDRUSCOLO et al., 2018). Almeida Neto et al. (2010) observaram condições semelhantes ao comparar a aplicação de água destilada (RAS = 0 e CE = $0,03 \text{ dS m}^{-1}$) e pluvial (RAS = 0 e CE = $0,04 \text{ dS m}^{-1}$) em um latossolo e verificaram que águas de salinidade inferior a $0,2 \text{ dS m}^{-1}$ tendem a lixiviar os sais e minerais

solúveis que contribuem para a agregação do meio, causando a dispersão estrutural do mesmo e a consequente redução da condutividade hidráulica pela obstrução dos poros.

Embora a água de abastecimento contenha íons, estes estão presentes em solução em menor concentração, de forma que a água SC_{AgAb} apresente CE intermediária quando comparada às demais soluções aplicadas. Dessa forma, sugere-se que a liberação dos íons, presentes em baixa concentração na água SC_{AgAb} , tenha contribuído para a floculação dos coloides. Assim, os valores extremos de CE, relativos à SC_{AgD} e SC_{AgS} , podem ter favorecido a dispersão de argila do solo (BATISTA et al., 2015).

A aplicação da água salina promoveu o aumento considerável do teor salino do solo. A elevada condutividade elétrica da solução aplicada, em condições reais, podem ser lixiviadas ao longo do perfil, podendo desencadear o processo de salinização e sodificação do solo, bem como a redução da qualidade da água do lençol freático (XIMENES et al., 2021; AWAN et al., 2020). Dessa forma, a qualidade da água de irrigação deve ser considerada, uma vez que a médio e longo prazo, efeitos adversos podem ser acarretados ao solo e à cultura, conforme anteriormente retratado. Nessa perspectiva, estudos realizados por Silva et al. (2013), apontam o aumento da CE do extrato de dois solos condicionados à irrigação com águas de 0,26 e 6,0 $dS\ m^{-1}$. Após 70 dias de irrigações frequentes, foram aferidos valores de CE igual 0,66 e 12,2 $dS\ m^{-1}$, respectivamente.

Embora não tenha sido constatado aumento dos teores salinos para os demais tratamentos, devido à baixa CE das soluções SC_{AgD} e SC_{AgAb} , ainda assim, Freitas (2020) aponta o aumento dos níveis de CE do solo para condições também de baixa salinidade, para uso de águas de CE superior à 0,5 $dS\ m^{-1}$. A água de abastecimento em condições de potabilidade, segundo destacado por Almeida Neto et al. (2010), quando tratada, normalmente compreende uma faixa de 0,05 a 0,7 $dS\ m^{-1}$ e a água destilada geralmente apresenta variação entre 0,0005 e 0,003 $dS\ m^{-1}$. Dessa forma, a água de abastecimento, quando aplicada ao solo, pode também ocasionar a variação de CE do extrato, ainda que em menor nível. Neste estudo, estima-se que, a baixa concentração de eletrólitos das soluções SC_{AgD} e SC_{AgAb} , tenha ocasionado lavagem do solo, culminando na diluição e lixiviação dos sais presentes, reduzindo, dessa forma, a CE do meio, o que justifica a redução dos valores observados.

5 CONCLUSÃO

Mediante os resultados obtidos, pode-se inferir que os biocarvões avaliados apresentaram baixa eficiência de remoção de Na^+ em meio aquoso, observando-se redução da concentração do elemento apenas para os tratamentos com os biocarvões BC, com adsorção máxima de 9,8%, correspondente ao biocarvão não modificado quimicamente na dosagem de 2 g para 25 mL (BC-M4). Apesar dos baixos percentuais adsortivos, resultados favoráveis relativos à RAS foram obtidos com a aplicação do biocarvão BCA-5, ocasionando reduções de 45 a 76%, proporcionalmente ao aumento da dosagem, com variação entre 2,92 e 1,28 ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$)^{0.5}. Entretanto, todos os biocarvões contribuíram para a elevação dos teores salinos do extrato, tendo o BCA-5 ocasionado os maiores incrementos, de 3,7 ($M1 = 0,5 \text{ g}$) a 10,6 dS m^{-1} ($M4 = 2 \text{ g}$) à CE da água salina.

Em relação ao condicionamento do solo, foram obtidos resultados gerais positivos, sobretudo para a condutividade hidráulica saturada do meio (K_0), onde os tratamentos com os biocarvões BC alcançaram valores superiores, tendo como principais fatores de variação, a granulometria e o tempo de condicionamento. Dessa forma, o tratamento o biocarvão não modificado com granulometria de 1,0 a 2,0 mm (BC_{G3}) ocasionou um aumento de K_0 superior à 96%, independentemente do tempo de contato. Apesar dos efeitos positivos, não foi observada atenuação da dispersão de argila do solo (ADA). Para as colunas não incubadas, foi verificada a elevação da CE do solo e um ligeiro aumento do pH. Em contrapartida, para os tratamentos incubados, verificou-se uma pequena redução da CE e o aumento de 93,8% do pH, estando esta variação associada principalmente à correção prévia da acidez solo por meio da calagem.

Os testes adicionais, neste estudo, mostraram que a variação da dose aplicada e da proporção de Mg utilizada para a ativação foram fatores de baixa influência para o solo. A baixa qualidade da água, por sua vez, ocasionou efeitos adversos aos parâmetros analisados, principalmente quanto ao potencial de salinização do meio. Além disso, os tratamentos alternativos com Mg, em geral, não foram eficazes aos atributos avaliados.

Diante do exposto, sob uma perspectiva geral, a aplicação dos biocarvões de casca de pequi foi efetiva, propondo-se como uma alternativa potencial no que tange os estudos relativos às ações mitigadoras para utilização de água salina na irrigação, sobretudo quando condicionado ao solo. Devido à variabilidade entre as propriedades e características do meio, sugere-se a ponderação individual de cada caso acerca das condições ideais de sua aplicação e, ainda, a continuidade de estudos que contribuam para a formação do conhecimento na vertente abrangida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRIZ, S.; GOLEZANI, G. K. Changes in soil properties and salt tolerance of safflower in response to biochar-based metal oxide nanocomposites of magnesium and manganese. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 211, 2021.
- ADEYEMO, T. *et al.* Salinity and sodicity can cause hysteresis in soil hydraulic conductivity. **Geoderma**, v. 413, p. 115765, 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA; EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGRÍPECUÁRIA - Embrapa. **Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais no Brasil (1985-2017)**. 2. ed. Brasília: ANA, 49p., 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Conjuntura Recursos Hídricos- Brasil 2021**. 1. ed. Brasília: ANA, p147., 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Uso da água na agricultura de sequeiro**. Atlas irrigação. Brasília: ANA, 2020. 34p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. **Manual de usos consuntivos da água no Brasil**. 2. ed. Brasília: ANA, 74p., 2019.
- AI, J. *et al.* Biochar catalyzed dechlorination–Which biochar properties matter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 406, p. 124724, 2021.
- AKHTAR, S. S; ANDERSEN, M. N; LIU, F. Biochar mitigates salinity stress in potato. **Journal of Agronomy and Crop Science**, v. 201, n. 5, p. 368-378, 2015.
- ALGHAMDI, A. G. *et al.* Effect of biochar particle size on water retention and availability in a sandy loam soil. **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 24, n. 12, p. 1042-1050, 2020.
- ALGHAMDI, M. F. *et al.* Effects of biochar particle size on physicochemical properties of soil and maize (*Zea mays* L.) Performance. **PAT**, v. 18, n. 1, p. 93-104, 2022.
- ALMEIDA NETO, O. B. de *et al.* Influência da qualidade da água de irrigação na dispersão da argila de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 33, p. 1571-1581, 2009.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 234p.
- ALVES, E. A. C. *et al.* Perdas de solo e distribuição do tamanho das partículas do material transportado por erosão hídrica sob cultivo de cana-de-açúcar e pastagem. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 19, n. 3, p. 109-126, 2021.
- AMANCIO, N. A. *et al.* Cromatografia circular de pfeiffer em solo de cafeeiro adubado com biocarvão e pó de rocha. In: 14º JORNADA CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA E 11 ° SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO DO IFSULDEMINAS, v. 14, n. 1, 2022. **Anais...IFSULDEMINAS**, 2022.

AMORIM, D. J. *et al.* Characterization of pequi (*Caryocar brasiliense*) shells and evaluation of their potential for the adsorption of PbII ions in aqueous systems. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 27, p. 616-623, 2016.

AMORIM, J. R. A. *et al.* Efeito da salinidade e modo de aplicação da água de irrigação no crescimento e produção de alho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 167-176, 2009.

ANDRADE, C. A. O. *et al.* Condutividade hidráulica e atributos físicos de um Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo no Cerrado Goiano. **Agrarian**, v. 13, n. 49, p. 385-392, 2020.

ANDRADE, C. A. *et al.* Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 407-416, 2015.

ARAÚJO, E. B. G. *et al.* Crescimento inicial e tolerância de cultivares de meloeiro à salinidade da água. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 462-471, 2016.

AWAN, S. *et al.* Biochars reduce irrigation water sodium adsorption ratio. **Biochar**, v. 3, n. 1, p. 77-87, 2020.

AWEDAT, A. M. *et al.* The impact of clay dispersion and migration on soil hydraulic conductivity and pore networks. **Geoderma**, v. 404, p. 115297, 2021.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade de água na agricultura. 2.ed. Campina Grande: UFPB, FAO, 1999, 153p. (Estudos Irrigação e Drenagem, 29 revisado).

BARBOSA, F. S. *et al.* Yield and ion content in maize irrigated with saline water in a continuous or alternating system. **Ciência Rural**, v. 42, n. 10, p. 1731-1737, 2012.

BARROS, F. G. N.; AMIN, M. M. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 4, n. 1, p. 75-108, 2007.

BASÍLIO, J. J. N. *et al.* Biochar de casca de pequi como componente de substrato para produção de mudas de *Eucalyptus urophylla* ST. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 12, p. 1-10, 2020.

BATISTA, A. *et al.* Análise granulométrica influenciada pela qualidade da água e dispersantes químicos. **ENCICLOPEDIA BIOSFERA**, v. 11, n. 21, 2015.

BIAZATTI, R. M. *et al.* Fitomassa do capim-Braquiária e atributos químicos de um latossolo sob compactação induzida e doses de calcário. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 55368-55387, 2020.

BLANCO, F. F.; FOLEGATTI, M. V. Recuperação de um solo salinizado após cultivo em ambiente protegido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, p. 76-80, 2001.

BLANCO-CANQUI, H. *et al.* Biochar and water quality. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 1, p. 2-15, 2017.

BOF, P. H. *et al.* Water–Food–Energy Nexus Tradeoffs in the São Marcos River Basin. **Water**, v. 13, n. 6, p. 817, 2021.

BORBA, L. L. *et al.* Use of adsorbent biochar from Pequi (*Caryocar Brasiliense*) husks for the removal of commercial formulation of glyphosate from aqueous media. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 62, 2019.

BRASIL, E. C.; LIMA, E. V.; CRAVO, M. S. Uso de gesso na agricultura. In: BRASIL, E. C.; CRAVO, M. da S.; VIEGAS, I. de J. M. (Ed.). **Recomendações de calagem e adubação para o estado do Pará**. 2. ed. rev. e atual. Brasília, DF: Embrapa, 2020. p. 133-145.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA nº 03, de 26 de janeiro de 2015. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 27 jan. 2015.

CAI, X.; RINGLER, C.; YOU, J. Y. Substitution between water and other agricultural inputs: Implications for water conservation in a River Basin context. **Ecological economics**, v. 66, n. 1, p. 38-50, 2008.

CALDERA, U.; BREYER, C. Strengthening the global water supply through a decarbonised global desalination sector and improved irrigation systems. **Energy**, v. 200, 2020.

CARDOZO, N. P.; OLIVEIRA, R. B.; SCALA JUNIOR, N. Sustainable intensification of sugarcane production under irrigation systems, considering climate interactions and agricultural efficiency. **Journal of Cleaner Production**, v. 204, p. 861-871, 2018.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida. **Mercator (Fortaleza)**, v. 19, 2020.

CERQUEIRA, P. R. S. de *et al.* **Agricultura irrigada em ambientes salinos**. Brasília: Codevasf, 2021.

CHAVES, L. G.; FERNANDES, J. D. Alterações na salinidade de solo com o uso de biochar. In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA CONTECC, Maceió, 2018. **Anais...** Brasília: CONFEA, 2018. 5 p.

CIRILO, J. A. Crise hídrica: desafios e superação. **Revista USP**, n. 106, p. 45-58, 2015.

COBRA, R. L.; XAVIER, B. M. Adição de biocarvão ao solo aumenta a capacidade de tratamento de efluentes em sistemas de disposição direta no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA – CONBEA, São Paulo, 2015. **Anais...** CONBEA, 2015. 5 p.

COELHO, E. F.; COELHO FILHO, M. A.; OLIVEIRA, S. L de. Agricultura irrigada: eficiência de irrigação e de uso de água. **Bahia Agrícola**, v. 7, n. 1, p. 57-60, 2005.

COLEN, F. *et al.* Temperatura e tempo de residência na produção de biochar oriundo de dejetos de galinhas poedeiras. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 12, p. 1-8, 2019.

COOPER, J. *et al.* Effect of biochar and compost on soil properties and organic matter in aggregate size fractions under field conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 295, 2020.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação: conceitos básicos e práticos**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2001. 31p. (Embrapa Semi-Árido. Documentos, 167).

COSTA, M. E. *et al.* Efeito do biochar sobre condutividade elétrica e PH de solos irrigados com água salina. **Educamazônia - Educação, Sociedade e Meio Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 189-204, 2019.

COUTO, E. G. *et al.* Caracterização físico-química de biocarvões em diferentes temperaturas de pirólise. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, Natal, 2015. **Anais...** Natal: BCCS 2015. 4 p.

CUNHA, L. H. Desigualdades nos padrões de acesso à água e limites da cidadania hídrica em comunidades rurais do semiárido. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 55, 2020.

DONAGEMMA, G. K. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p. (Embrapa Solos. Documentos, 132).

DUAN, M. *et al.* Effects of modified biochar on water and salt distribution and water-stable macro-aggregates in saline-alkaline soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, n. 6, p. 2192-2202, 2021.

ENOCH, J; FERREIRA, R. S.; CHRISTOFIDIS, D. **O uso da irrigação no brasil**. Embrapa, 2017. Disponível em <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/irrigacao_000fl7vsa7f02wyiv80ispcrr5frxoq4.pdf>. Acesso em 08 nov 2021.

ERTHAL, E. S.; BERTICILLI, R. Sustentabilidade: Agricultura irrigada e seus impactos ambientais. **Ciência & Tecnologia**, v. 2, n. 1, p. 64-74, 2018.

FARHANGI-ABRIZ, S.; GHASSEMI-GOLEZANI, K. Changes in soil properties and salt tolerance of safflower in response to biochar-based metal oxide nanocomposites of magnesium and manganese. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 211, p. 111904, 2021.

FEITOZA, U. S. *et al.* Use of biochar prepared from the açai seed as adsorbent for the uptake of catechol from synthetic effluents. **Molecules**, v. 27, n. 21, p. 7570, 2022.

FERREIRA, E. A. *et al.* Condutividade hidráulica de um Latossolo em diferentes sistemas de uso e manejo do solo. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 16, p. e384111638010-e384111638010, 2022.

FIGUEIRÊDO, V. B. *et al.* Crescimento inicial do cafeeiro irrigado com água salina e salinização do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 50-57, 2006.

FRANCISKI, M. A. et al. Development of CO₂ activated biochar from solid wastes of a beer industry and its application for methylene blue adsorption. **Waste Management**, v. 78, p. 630-638, 2018.

FREIRE, M. B.G dos S. *et al.* Estimativa do risco de sodificação de solos de Pernambuco pelo uso de águas salinas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, p. 227-232, 2003.

FREITAS, I. C. **Agregação de solo em pastagens sob diferentes índices de qualidade e sua influência na infiltração de água**. 2020. 74 f., Dissertação (Mestrado em Ciências em Meio ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2020.

FU, G. *et al.* The role of biochar particle size and application rate in promoting the hydraulic and physical properties of sandy desert soil. **Catena**, v. 207, p. 105607, 2021.

GHESTI, G. F. *et al.* Towards a sustainable waste-to-energy pathway to pequi biomass residues: Biochar, syngas, and biodiesel analysis. **Waste Management**, v. 143, p. 144-156, 2022.

GHEYI, H. R. *et al.* **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. 2. ed. Fortaleza: INCTSal, 2016.

GOMES FILHO, W. P. *et al.* Produção de grão-de-bico (*Cicer arietinum* L.) adubado com biocarvão de cana-de-açúcar. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 15, p.1-8, 2022.

GONÇALVES, A. D. M. A.; LIBARDI, P. L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1174-1184, 2013.

GUIMARÃES, J. P. *et al.* **Uso do biocarvão como condicionador de solo sódico em cultivo biossalino de algodão**. 2021. 90 f., Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.

GUMUS, İ. *et al.* Effects of two different biochar on physical quality characteristics of a heavy clay soil. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 15, n. 9, p. 841, 2022.

HAFEZ, E. M. *et al.* Minimizing hazard impacts of soil salinity and water stress on wheat plants by soil application of vermicompost and biochar. **Physiologia Plantarum**, v. 172, n. 2, p. 587-602, 2021.

HUANG, M. *et al.* Effect of straw biochar on soil properties and wheat production under saline water irrigation. **Agronomy**, v. 9, n. 8, p. 457, 2019.

HUSSAIN, R. *et al.* Influence of biochar particle size on the hydraulic conductivity of two different compacted engineered soils. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1-11, 2021.

HAO, M. *et al.* Impacts of changes in vegetation on saturated hydraulic conductivity of soil in subtropical forests. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 8372, 2019.

INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE. **Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil.** nº08, 2012. <Disponível em: https://walkingpointfarms.com/wpcontent/uploads/2012/05/Guidelines_for_Biochar_That_Is_Used_in_Soil_Final.pdf>. Acesso em: 08 out 2021.

JEFFERY, S. *et al.* A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 144, n. 1, p. 175-187, 2011.

JIEN, S. H; WANG, C. S. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. **Catena**, v. 110, p. 225-233, 2013.

JING, R. *et al.* Granulation and ferric oxides loading enable biochar derived from cotton stalk to remove phosphate from water. **Bioresource technology**, v. 178, p. 119-125, 2015.

JIS K 1474. **Test Methods for activated carbon.** Japanese Industrial Standard Association, Japão, 47p., 1991.

JOEL, M. F. *et al.* Effects of biochar particle size on physicochemical properties of soil and maize (*Zea mays* L.) PERFORMANCE. **PAT Journal**, v. 18, n. 1, p. 93-104, 2022.

KURESKI, R.; MOREIRA, V. R.; VEIGA, C. P. da. Agribusiness participation in the economic structure of a Brazilian region: analysis of GDP and indirect taxes. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 58, 2020.

LAURENTINO, L. G. *et al.* Melon seedlings phytomass under poultry litter biochar doses. 2021.

LIMA JÚNIOR, B. C. *et al.* Classificação da água de irrigação em uma área cultivada com fruticultura irrigada. **Espacios**, p. 20, 2017.

LIMA NETO, A. J. de *et al.* Parâmetros biométricos e pigmentos fotossintéticos em mudas de tamarindeiro irrigadas com água salina e biofertilizantes. In: INTERNATIONAL MEETING - INOVAGRI, 4., SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SALINIDADE - SBS, 3.; CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM – CONIRD, 26., Fortaleza, 2017. **Anais...** Fortaleza: Inovagri, 2017.

LIRA, J. F. B de *et al.* Granulometria do biochar influenciando retenção de água e nutrientes em três solos da Chapada do Apodi-RN. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 35., Natal, 2015. **Anais...** Viçosa: SBCS, 2015.

LIU, Y. *et al.* Effect of water hardness on emitter clogging of drip irrigation. **Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering**, v. 31, n. 20, p. 95-100, 2015.

LIU, Z. *et al.* Impacts of biochar concentration and particle size on hydraulic conductivity of soil-biochar mixtures. **Geological Society of America Abstracts with Programs**, p. 461-472, 2016.

LOPES, J. D. S.; LIMA, F. Z.; OLIVEIRA, F. G. **Irrigação por aspersão convencional.** Viçosa: Aprenda Fácil, 2009. 333p.

- MACHADO, L. R. *et al.* Uso dos efluentes da suinocultura na fertirrigação: o caso de uma agroindústria familiar. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.15, n.1, p. 79-85, 2019.
- MAI, N. T. *et al.* Colloidal interactions of micro-sized biochar and a kaolinitic soil clay. **Science of the Total Environment**, v. 738, p. 139844, 2020.
- MAIA, C. E. *et al.* Avaliação hidroquímica das águas para irrigação da região da Chapada do Apodi-RN. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 3, p. 990-994, 2019.
- MANETTI, F. A. Aplicação de calcário calcítico em função de diferentes relações Ca: Mg no desenvolvimento inicial da cultura do milho. **Almanaque de Ciências Agrárias-ACA**, v. 1, n. 01, p. 20-28, 2019.
- MARKLAND, S. M. *et al.* Water for agriculture: the convergence of sustainability and safety. **Microbiology spectrum**, v. 5, n. 3, 2017.
- MARTINS, J. P. G. *et al.* Study of pequi peel pyrolysis: Thermal decomposition analysis and product characterization. **Biomass and Bioenergy**, v. 149, p. 106095, 2021.
- MATOS, A.T de. Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório. **Viçosa: Ed. UFV**, 2012.
- MATOS, F. S. *et al.* Desenvolvimento de mudas de pinhão-mansão irrigadas com água salina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 947-954, 2013.
- MATOS, L. A.; COSTA, A. S. V. Utilização no solo do ecogesso calcítico associado ao cloreto de cálcio e seu efeito no cultivo do milho (*Zea Mays L.*). **Conjecturas**, v. 22, n. 17, p. 1074-1088, 2022.
- MELO, A. L. *et al.* Biochar Obtained from *Caryocar brasiliense* Endocarp for Removal of Dyes from the Aqueous Medium. **Materials**, v. 15, n. 24, p. 9076, 2022.
- MENDONÇA, M. L. O papel da agricultura nas relações internacionais e a construção do conceito de agronegócio. **Contexto Internacional**, v. 37, p. 375-402, 2015.
- MENG, Z. *et al.* Effects of competitive adsorption with Ni (II) and Cu (II) on the adsorption of Cd (II) by modified biochar co-aged with acidic soil. **Chemosphere**, v. 293, p. 133621, 2022.
- MESQUITA, M. G. B. F.; MORAES, S. O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, v. 34, p. 963-969, 2004.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAAPA). **Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos**. Brasília: MAPA, 2017.
- MOCOOCK; J. F. B.; PESSÔA, C. N.; RABBANI, E. R. K. Estudo dos métodos de dessalinização de águas subterrâneas: proposta mais adequada para abastecimento de populações difusas do semiárido brasileiro. **Fórum Ambiental Alta Paulista**, p. 15, 2018.

MOHAN, D. *et al.* Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent—a critical review. **Bioresource technology**, v. 160, p. 191-202, 2014.

NASCIMENTO, R. F. do *et al.* **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. 2. ed. Fortaleza: UFC, 2020.

NUNES, Cl. A.; GUERREIRO, M. C. Estimation of surface area and pore volume of activated carbons by methylene blue and iodine numbers. **Química Nova**, v. 34, p. 472-476, 2011.

OLAKAYODE, A. O. *et al.* Effect of biochar application on selected soil properties in Southwestern Nigeria. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, v. 11, n. 3, p. 108-112, 2020.

OLIVEIRA, A.; GOMES-FILHO, E.; ENÉAS-FILHO, J. O problema da salinidade na agricultura e as adaptações das plantas ao estresse salino. **Enciclopédia Biosfera**, v. 6, n. 11, 2010.

OLIVEIRA, M. E. B. de *et al.* **Aspectos agronômicos e de qualidade do pequi**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2008. 32 p. (Embrapa Agroindústria Tropical. Documentos, 113).

OLIVEIRA, N. L. C. *et al.* Produtividade e eficiência econômica da abobrinha italiana em função de diferentes doses de nitrogênio via fertirrigação. **Revista Ciência Agrícola**, v. 20, n. 3, p. 1-11, 2022.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. F. *et al.* Multivariate statistics Applied to irrigation water quality data of a watershed in the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, p. 650-658, 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA (FAO). **The state of food security and nutrition in the world 2019: safeguarding against economic slowdowns and downturns**. Roma: Food and Agriculture Organization, 2019.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA (FAO). **The state of food security and nutrition in the world 2020: transforming food systems for affordable healthy diets**. Roma: Food and Agriculture Organization, 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA (FAO). **The state of food security and nutrition in the world 2021: transforming food systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all**. Roma: Food and Agriculture Organization, 2021.

PAES, J. L. A. *et al.* Hydraulic conductivity in response to exchangeable sodium percentage and solution salt concentration. **Revista Ceres**, v. 61, p. 715-722, 2014.

PAULA, A. L. **Qualidade do solo influenciada pela aplicação de biocarvão e calcário**. 2021. 135 f., Tese (Doutorado em Agricultura) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2021.

PAULA, A. L. *et al.* A adição de biocarvão altera a distribuição de partículas de um latossolo vermelho-amarelo argiloso. In: REUNIÃO PARANAENSE DE CIÊNCIA DO SOLO RPCS, Ponta Grossa, 2019. **Anais...** Paraná: RPCS, 2019. 4 p.

PAZ, V. P. S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, p. 465-473, 2000.

PEDROTTI, A. *et al.* Causas e consequências do processo de saliniza o dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educa o e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 1308-1324, 2015.

PEREIRA, T. I. *et al.* Condutividade Hidráulica Saturada e propriedades físicas do solo em área de pastagem degradada em Argissolo na Depressão Central do RS. **VII Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, Santa Maria, Rio Grande do Sul**, 2008.

PIMENTEL, D. *et al.* Water resources: agricultural and environmental issues. **BioScience**, v. 54, n. 10, p. 909-918, 2004.

PONTES FILHO, J. D. *et al.* Copula-based multivariate frequency analysis of the 2012–2018 drought in Northeast Brazil. **Water**, v. 12, n. 3, p. 834, 2020.

RIBEIRO, M. S. *et al.* Classifica o da água de poços tubulares da região norte de Minas para uso na irriga o. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15., Natal, 2008. **Anais...** São Paulo: ABAS, 2008.

RODRIGUES, J. B. *et al.* Qualidade da água utilizada na irriga o de produtos orgânicos: o caso de um polo agrícola em Paço Lumiar/MA. **Nature and Conservation**, v. 13, n. 1, p. 16-21, 2020.

RODRIGUES, L. N; DOMINGUES, A. F. **Agricultura irrigada: Desafios e oportunidades para o desenvolvimento sustentável**. Brasília: Embrapa e Inovagri, 2017.

RODRIGUES, V. S. *et al.* Atributos químicos do solo em área cultivada com milho sob irriga o com água salina. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 12, n. 7, p. 3129-3138, 2018.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Campinas, **Embrapa**. 30 p, 2010.

ROSEGRANT, M. W.; RINGLER, C.; ZHU, T. Water for agriculture: maintaining food security under growing scarcity. **Annual review of Environment and resources**, v. 34, p. 205-222, 2009.

ROSTAMIAN, R. *et al.* Characterization and sodium sorption capacity of biochar and activated carbon prepared from rice hus. **Journal of Agricultural Science and Technology**, v. 17: p.1057-1069, 2015.

SAATH, K. C. de O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restri es do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, p. 195-212, 2018.

SAHAB, S. *et al.* Potential risk assessment of soil salinity to agroecosystem sustainability: Current status and management strategies. **Science of The Total Environment**, v. 764, p. 144-164, 2021.

SAIFULLAH *et al.* Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 320-335, 2018.

SANTANA, A. M. *et al.* Disponibilidade de nutrientes e carbono orgânico em solos contendo carvão hidrotérmico lavado e não lavado e comparação com solos antropogênicos. **Química Nova**, v. 42, p. 262-272, 2019.

SANTOS JÚNIOR, J. M. **Pellets de biochar como condicionador de solo na produção e nutrição de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás**. 2022. 59 f., Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2022.

SANTOS, M. R. dos; BRITO, C. F. B. Irrigação com água salina, opção agrícola consciente. **Agrotecnologia**, v. 7, n. 1, p. 33-41, 2016.

SANTOS, P. D. *et al.* Lavagem, gesso agrícola e fontes orgânicas em solo salinizado seguido de cultivo com girassol e arroz. In: INTERNATIONAL MEETING - INOVAGRI, 4., SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SALINIDADE - SBS, 3.; CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM – CONIRD, 26., Fortaleza, 2017. **Anais...** Fortaleza: Inovagri, 2017.

SANTOS, W. M. **Potencial do biocarvão para remediação de solo salino-sódico do perímetro irrigado Jacaré-Curitiba em Sergipe**. 2019. 92 f., Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2019.

SÁ, F. V. da S. *et al.* Correção de solo salino-sódico com condicionadores e doses de fósforo para cultivo do sorgo sacarino. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 12, n. 5, p. 2854-2865, 2021.

SCHNOOR, J. L. **Water sustainability in a changing world**. Fountain Valley: National Water Research Institute, 2010.

SEGATTO, T. A. *et al.* Caracterização de atributos de qualidade do solo e recomendação de calagem e adubação para sistemas de cultivo com inclusão de soja. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 1, p. 225-231, 2020.

SERTOLI, L. *et al.* Coffee waste biochars: characterization and zinc adsorption from aqueous solution. **Coffee Science**, v.14, n. 4, p. 518 – 529, 2019.

SHEN, Z. *et al.* Synthesis of MgO-coated corncob biochar and its application in lead stabilization in a soil washing residue. **Environment international**, v. 122, p. 357-362, 2019.

SILVA A. E. *et al.* Análise microbiológica e correlação do pH da água dos bebedouros utilizada para o consumo humano em escolas do município de Alagoa Grande-Paraíba. **Revista de Ciências Médicas e Biológicas**, v. 19, n. 3, p. 457-465, 2022.

SILVA, F. L. B. et al. Irrigação com águas salinas e uso de biofertilizante bovino nas trocas gasosas e produtividade de feijão-de-corda. **Irriga**, v. 18, n. 2, p. 304-317, 2013.

SILVA, S.; NEVES, E. Importância do manejo da irrigação. **Enciclopédia biosfera**, v. 17, n. 34, 2020.

SILVA, T. L. da. Qualidade da água residuária para reuso na agricultura irrigada. **Irriga**, v. 1, n. 1, p. 101-111, 2018.

SILVEIRA, S. M. B.; SILVA, M. das G. Conflitos socioambientais por água no Nordeste brasileiro: expropriações contemporâneas e lutas sociais no campo. **Revista Katálysis**, v. 22, p. 342-352, 2019.

SPERA, S. T. et al. Dispersão de argila em microagregados de solo incubado com calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2613-2620, 2008.

STAVI, I.; THEVS, N.; PRIORI, S. Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. **Frontiers in Environmental Science**, p.330, 2021.

SOTO, M. A. A. *et al.* Transporte de íons de vinhaça em solos estruturados. **Holos Environment**, v. 20, n. 3, p. 368-379, 2019.

SOOTHAR, M. K. *et al.* Assessment of Acidic Biochar on the Growth, Physiology and Nutrients Uptake of Maize (*Zea mays* L.) Seedlings under Salinity Stress. **Sustainability**, v. 13, n. 6, p. 3150, 2021.

SOUZA, E. C. *et al.* Efficiency of H₂O₂-treated eucalyptus biochar on the removal of Cu (II), Cd (II) and Ni (II) from aqueous solution. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 15, n. 3, p. 1-13, 2020.

SOUSA JÚNIOR, F. S.; SILVA, P. C. C. Avaliação da qualidade da água para irrigação dos açudes urbanos do município de Angicos-RN. **Conjecturas**, v. 22, n. 1, p. 834-849, 2022.

SOUSA, M. G. *et al.* Long-term effects of irrigated agriculture on Luvisol pedogenesis in semi-arid region, northeastern Brazil. **CATENA**, v. 206, p. 105529, 2021.

SOUZA, M.; RIBEIRO, A. A. Qualidade da água para fins de irrigação em regiões áridas e semiáridas. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 13, n. 4, p. 355-359, 2019.

SUSZEK, F. *et al.* Controle estatístico de qualidade da condutividade hidráulica em Luvisolo e Neossolo com variação da densidade do solo. **Irriga**, v. 24, n. 1, p. 16-24, 2019.

TAMMEORG, P. *et al.* Biochars in soils: towards the required level of scientific understanding. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 25, n. 2, p. 192-207, 2017

TAN, Q.; ZHANG, S.; LI, R. Optimal use of agricultural water and land resources through reconfiguring crop planting structure under socioeconomic and ecological objectives. **Water**, v. 9, n. 7, p. 488, 2017.

THOMAS, S. C. *et al.* Biochar mitigates negative effects of salt additions on two herbaceous plant species. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p. 62-68, 2013.

TRAZZI, P. A. *et al.* Biocarvão: realidade e potencial de uso no meio florestal. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 875-887, 2018.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, **Embrapa**. 573 p, 2017.

TOMAZ, A. *et al.* Risk Assessment of Irrigation-Related Soil Salinization and Sodification in Mediterranean Areas. **Water**, v. 12, n. 12, p. 3569, 2020.

UCKER, F. E. *et al.* Elementos interferentes na qualidade da água para irrigação. **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental**, v. 10, n. 10, p. 2102-2111, 2013.

VASCONCELOS, V. V.; HADAD, R. M. Estudos hidrológicos sobre a bacia de Entre-Ribeiros e avaliação do impacto do uso consuntivo de água para irrigação. **REGA**, vol. 9, n. 2, p. 47-61, 2012.

VEDOVE, G. D *et al.* Métodos para determinação da umidade em incubações biológicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA – CONBEA, São Paulo, 2017. **Anais... CONBEA**, 2015. 12 p.

VENDRUSCOLO, E. *et al.* Efeitos do biochar, culturas de cobertura e lodo de esgoto nos atributos físicos do solo. **Ciencia del suelo**, v. 36, n. 1, p. 01-10, 2018.

WANG, L. *et al.* New trends in biochar pyrolysis and modification strategies: feedstock, pyrolysis conditions, sustainability concerns and implications for soil amendment. **Soil Use and Management**, v. 36, n. 3, p. 358-386, 2020.

WANG, D. *et al.* Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review. **Science of the Total Environment**, v. 723, p. 137775, 2020.

WIECHETECK, L. H. **Biocarvão e calcário como condicionadores de solos cultivados**. 2021. 138 f., Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2021.

XIMENES, A. I. S. *et al.* pH e CEs em solo sob irrigação com água salina no cultivo de tomate em ambiente protegido. **Revista GeoUECE**, v. 8, n. 14, p. 46-61, 2021.

YAN, S. *et al.* Comprehensive evaluation of effects of various carbon-rich amendments on tomato production under continuous saline water irrigation: Overall soil quality, plant nutrient uptake, crop yields and fruit quality. **Agricultural Water Management**, v. 255, p. 106995, 2021.

ZABEL, F. *et al.* Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 1-10, 2019.

ZANELLA, H. G. *et al.* Caffeine adsorption on activated biochar derived from macrophytes (*Eichornia crassipes*). **Journal of Molecular Liquids**, v. 340, p. 117206, 2021.

ZHANG, X. *et al.* Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 8472-8483, 2019.

ZHANGZHONG, L.L. *et al.* Effects of water salinity on emitter clogging in surface drip irrigation systems. **Irrigation Science**, v. 39, p. 209-222, 2020.

ZHAO, J. *et al.* Comparison of biochars derived from different types of feedstock and their potential for heavy metal removal in multiple-metal solutions. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1-12, 2019.

ZHU, Danchen *et al.* Synthesis and characterization of magnesium oxide nanoparticle-containing biochar composites for efficient phosphorus removal from aqueous solution. **Chemosphere**, v. 247, p. 125847, 2020.

ZORZETO, T. Q. *et al.* F. 2014. Caracterização física de substratos para plantas. **Solos e Nutrição de Plantas**, v. 73, n. 3, p.300-311, 2014.