

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PRODUÇÃO VEGETAL

Jane Bruna de Almeida

Biocarvão na remediação da toxidez por alumínio e cádmio em *Sorghum bicolor* L.

**Montes Claros
2018**

Jane Bruna de Almeida

Biocarvão na remediação da toxidez por alumínio e cádmio em *Sorghum bicolor* L.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Produção Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Arnaldo Fernandes

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Claudineia Ferreira Nunes

Montes Claros
Maio de 2018

Jane Bruna de Almeida

Biocarvão na remediação da toxidez por alumínio e cádmio em *Sorghum bicolor* L.



Prof. Dr. Luiz Arnaldo Fernandes

Orientador
UFMG/ICA

Aprovada em 22 de maio de 2018.

Montes Claros, Maio de 2018

Almeida, Jane Bruna de.

A447b Biocarvão na remediação da toxidez por alumínio e cádmio em
2018 *Sorghum bicolor* L. / Jane Bruna de Almeida. Montes Claros, 2018.
65 f. : il.

Dissertação (Mestrado) - Área de concentração em Produção Vegetal
Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Agrárias.

Orientador: Prof. Luiz Arnaldo Fernandes.

Banca examinadora: Prof. Luiz Arnaldo Fernandes, Prof.^a Claudineia
Ferreira Nunes, Prof. Fernando Colen, Prof. José Augusto dos Santos Neto.

Inclui referências: f. 20-24, 42-44, 62-64.

1. Metais pesados. 2. Lodo de esgoto. 3. Bagaço de cana. I. Fernandes,
Luiz Arnaldo (Orientador). II. Universidade Federal de Minas Gerais.
Instituto de Ciências Agrárias. III. Título.

CDU: 631.4

Deus é bom o tempo todo.

Dedico esta conquista aos meus pais, Maria Ilza e João Batista, às minhas irmãs e ao meu esposo Alan, que foi meu companheiro em todas as batalhas.

AGRADECIMENTO

Gratidão ao Senhor, meu Deus, por ter me guiado até aqui e me mantido de pé em meio a lutas e desafios. Se eu venci mais esta batalha, foi porque o Teu Amor infinito tem sido meu sustento.

Agradeço aos meus pais pelos esforços imensuráveis e incentivos para meus estudos, por me ensinarem a batalhar pelos meus ideais. Jamais conseguirei recompensar tudo que fizeram por mim.

Às minhas irmãs, Beatriz e Bianca, por terem sido meu apoio sempre, amenizando as dificuldades ao longo da caminhada.

Ao meu amor, meu esposo Alan, que me apoiou e apoia em todas as minhas lutas e nunca me deixou desistir. Obrigada por seu amor, tranquilidade e cuidados, que foram primordiais para vencer mais esta etapa.

Ao meu orientador Luiz Arnaldo pelos conhecimentos transmitidos, por me incentivar a não desistir de meu projeto em meio às dificuldades. Por ter aceitado me orientar, mesmo iniciando um novo projeto, além de ter contribuído para que eu pudesse conciliar o meu trabalho e o mestrado.

À minha coorientadora Claudineia, que, além de ter me auxiliado em todas as fases dos experimentos, transmitiu-me paciência, humildade e palavras de conforto e motivação nas horas em que pensei em não conseguir.

Ao Diretor do IFMG, campus Governador Valadares, Willerson e demais colegas, em especial, aos da área ambiental, pela companhia, amizade e colaboração para que eu pudesse concluir o mestrado.

À minha amiga Lorrane pelos ensinamentos e socorro nos momentos de aflição.

À mestrande Laura por ter me ajudado a conduzir os experimentos, com muita dedicação e presteza, trazendo-me tranquilidade.

A todos do laboratório de Biotecnologia do CPA, por serem sempre solícitos e receptivos.

Agradeço a todos os funcionários do ICA, que contribuíram de forma direta ou indireta para a conclusão deste trabalho.

BIOCARVÃO NA REMEDIAÇÃO DA TOXIDEZ POR ALUMÍNIO E CÁDMIO EM *SORGHUM BICOLOR* L.

RESUMO

Elevadas concentrações de metais pesados no solo podem comprometer o crescimento das plantas. Uma alternativa para diminuir a disponibilidade de metais pesados no solo e minimizar os seus efeitos é a utilização de resíduo pirolisado, denominado biocarvão. Neste estudo, biocarvões de lodo de esgoto (BLE) e de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) foram caracterizados e testados quanto à capacidade de diminuir a toxicidade de do alumínio e do cádmio na germinação de sementes de *Sorghum bicolor* L. Quatro experimentos foram conduzidos no Laboratório de Biotecnologia do Instituto de Ciências Agrárias da UFMG, campus Montes Claros-MG. Para cada um deles, adotou-se o delineamento inteiramente casualizado (DIC), em fatorial 5X2, sendo 5 doses (0; 0,5; 1; 2 e 4 mmol L⁻¹) do contaminante e 2 condições (com e sem o biocarvão), com 7 repetições. Cada tratamento foi composto por unidades experimentais montadas com placas de Petri (10 cm) de diâmetro, contendo papel germitest, 5ml da solução do metal e 10 sementes de sorgo. As placas de Petri foram fechadas com plástico filme e mantidas em câmara de germinação tipo B.O.D com temperatura de 25±1°C, na ausência de luz por 10 dias. No quarto dia, foram realizadas as avaliações: velocidade de germinação, percentagem de germinação e plântulas normais. No décimo dia, avaliaram-se os comprimentos e massas secas de raízes e de parte aérea. A caracterização dos biocarvões indicou maiores valores de pH e CTC para o BLE, condições favoráveis para a retenção do alumínio e cádmio no meio de cultivo. Os biocarvões não apresentaram efeito sobre a velocidade e percentual de germinação das sementes na presença dos metais, no entanto o Al apresentou maior toxicidade para as plântulas. A adição dos biocarvões, nos meios de cultivo, proporcionou maior sobrevivência e crescimento das plântulas de sorgo, embora o BLE tenha sido mais eficiente no processo de remediação dos metais.

Palavras-chave: metais pesados, lodo de esgoto, bagaço de cana-de-açúcar, *Sorghum bicolor* L.

BIOCHAR IN THE REMEDIATION OF TOXICITY BY ALUMINUM AND CADMIUM IN *SORGHUM BICOLOR* L.

ABSTRACT

High concentrations of heavy metals in the soil can compromise plant growth. An alternative to reduce the availability of heavy metals in the soil and to minimize their effects is the use of pyrolyzed residue, called biochar. In this study, sewage sludge biochar (BLE) and sugarcane bagasse (BBC) were characterized and tested for the ability to reduce the toxicity of aluminum and cadmium in seed germination of *Sorghum bicolor* L. Four experiments were conducted at the Biotechnology Laboratory of the Institute of Agrarian Sciences of the Federal University of Minas Gerais, Montes Claros-MG campus. For each of them, the completely randomized design was adopted (DIC), in factorial 5X2, being 5 doses (0; 0,5; 1; 2 and 4 mmol L⁻¹) of the contaminant and 2 conditions (with and without the biochar), with 7 replicates. Each treatment was consisted of experimental units assembled with Petri plates (10 cm) in diameter, containing germitest paper, 5 ml of the metal solution and 10 seeds of sorghum. The Petri plates were closed with plastic film and kept in the germination chamber type B.O.D with temperature of 25±1°C, in the absence of light for 10 days. On the fourth day, the evaluations were carried out: germination speed, percentage of germination and normal seedlings. On the tenth day, the lengths and dry masses of roots and shoot were evaluated. The characterization of the biochars indicated higher values of pH and CTC for BLE, favorable conditions for the retention of aluminum and cadmium in the culture medium. The biocharcoal had no effect on the speed and percentage of germination of the seeds in the presence of metals, however, the Al presented higher toxicity to the seedlings. The addition of biochar, in the culture media, provided greater survival and growth of sorghum seedlings, although the BLE was more efficient in the metals remediation process.

Keywords: heavy metals, sewage sludge, sugarcane bagasse, *Sorghum bicolor* L.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS	11
2.1 OBJETIVO GERAL	11
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3 REVISÃO DE LITERATURA	12
3.1 CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR METAIS PESADOS	12
3.1.1 CONTAMINAÇÃO POR CÁDMIO	12
3.1.2 CONTAMINAÇÃO POR ALUMÍNIO	13
3.2 REMEDIAÇÃO AMBIENTAL DE METAIS	14
3.3 BIOCÁRVÃO: PRODUÇÃO E PROPRIEDADES	14
3.3.1 BIOCÁRVÃO: PRINCIPAIS APLICAÇÕES	15
3.4 BIOMASSAS PARA A PRODUÇÃO DO BIOCÁRVÃO	16
3.4.1 O LODO DE ESGOTO	16
3.4.2 RESÍDUO DE BAGAÇO DE CANA	17
3.5 BIOCÁRVÃO NA REMEDIAÇÃO AMBIENTAL	18
3.6 REFERÊNCIAS	20
4 ARTIGOS	25
4.1. ARTIGO 1 - BIOCÁRVÃO NA REMEDIAÇÃO DA TOXIDEZ POR ALUMÍNIO EM <i>SORGHUM BICOLOR L.</i>	25
4.1.1 INTRODUÇÃO	27
4.1.2 MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1.3 RESULTADOS	30
4.1.4 DISCUSSÕES	40
4.1.5 CONCLUSÃO	41
4.1.6 REFERÊNCIAS	41
4.2 ARTIGO 2- BIOCÁRVÃO NA REMEDIAÇÃO DA TOXIDEZ POR CÁDMIO EM <i>SORGHUM BICOLOR L.</i>	45
4.2.1 INTRODUÇÃO	47
4.2.2 MATERIAL E MÉTODOS	47
4.2.3 RESULTADOS	50
4.2.4 DISCUSSÕES	60
4.2.5 CONCLUSÃO	61
4.2.6 REFERÊNCIAS	62
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	65

1 INTRODUÇÃO

A presença de elevadas concentrações de metais pesados nos solos pode estar associada a causas naturais ou a atividades antrópicas, tais como atividades industriais, mineração, deposição de resíduos sólidos urbanos e práticas agrícolas. Por apresentarem, em pequenas quantidades, toxicidade e estabilidade, na cadeia trófica, elevadas concentrações desses elementos comprometem o crescimento das plantas, o que acarreta perdas na produção agrícola, como também danos à saúde humana devido à ingestão de alimentos contaminados.

Em se tratando desses metais, podem-se destacar o alumínio e o cádmio, que, dependendo do teor absorvido podem alterar processos fisiológicos e bioquímicos nas plantas. Além disso, esses metais, quando lixiviados para o subsolo, podem tornar-se via de contaminação humana pela água.

Embora exista uma diversidade de métodos, para estabilização e/ou adsorção de metais no solo, deve-se levar em consideração fatores econômicos, natureza do contaminante, disponibilidade da tecnologia aplicada, além do uso final pretendido (LIU *et al.*, 2004). No entanto técnicas usuais, para remediação de solos contaminados, muitas vezes, não são acessíveis, pois, na maioria delas, faz-se o uso de adsorventes de alto custo, como o carvão ativado. A substituição desses materiais pelo biocarvão pode representar uma alternativa viável, dada à facilidade de obtenção de matéria-prima e diversidade de aplicações.

O biocarvão é obtido quando a biomassa é pirolisada em condições de oxigenação restrita. Resíduos gerados em abundância, tais como lodo de esgoto, resíduos agrícolas, florestais e industriais, dentre outros, são exemplos de biomassas que podem ser convertidas em biocarvão (ZHANG *et al.*, 2010). Essa tecnologia tem sido empregada com a finalidade de condicionar e estocar carbono em solos e tem apresentado grande potencial em imobilizar contaminantes (HOSSAIN *et al.*, 2015).

Nos últimos anos, estudos têm evidenciado o potencial de biocarvões de diferentes fontes a remediar a contaminação de metais pesados no meio (WANG *et al.*, 2017; SOUDEK *et al.*, 2016; HOSSAIN *et al.*, 2015; LU *et al.*, 2014) e diminuir, assim, a sua disponibilidade e sua fitotoxicidade para as plantas, que seria de extrema importância para solucionar ou minimizar esse problema ambiental em áreas agrícolas.

Entretanto atributos físico-químicos do biocarvão e condições utilizadas no processo de pirólise merecem uma investigação preliminar antes da sua aplicação. Especificamente na remediação ambiental, podem resultar em diferentes interações entre o biocarvão, os contaminantes presentes no meio e as espécies vegetais envolvidas.

Neste sentido, este estudo foi desenvolvido com o propósito de avaliar o potencial de biocarvões produzidos, a partir de lodo de esgoto e de bagaço de cana-de-açúcar, para remediar a toxicidade por alumínio e cádmio na germinação e no crescimento inicial de plântulas de sorgo (*Sorghum bicolor* L.).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar o potencial remediador do biocarvão sobre a toxicidade por alumínio e cádmio na germinação e crescimento inicial de plântulas de sorgo.

2.2 Objetivos específicos

- Examinar o efeito do biocarvão de lodo de esgoto na germinação e crescimento inicial de plântulas de *Sorgum bicolor* cultivadas na presença do alumínio e cádmio.
- Verificar a influência do biocarvão de bagaço de cana de-açúcar na germinação e crescimento inicial de plântulas de *Sorgum bicolor* cultivadas na presença do alumínio e cádmio.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Contaminação ambiental por metais pesados

Normalmente presente nos solos, os metais pesados oferecem menor risco para o ambiente, no entanto atividades industriais, mineração, descarte irregular de resíduos sólidos urbanos e práticas agrícolas têm elevado, consideravelmente, a concentração desses elementos nos ecossistemas. Todos os elementos químicos, mesmo ocorrendo de forma natural, podem ser potencialmente tóxicos para os organismos vivos, no caso de estarem expostos a estes, em doses suficientemente elevadas, podendo ainda contaminar os solos, as águas, o ar e os ecossistemas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; ANDRADE *et al.*, 2009; NAGAJYOTI *et al.*, 2010).

A contaminação do solo por metais pesados é motivo de grande preocupação mundial em razão da alta toxicidade, estabilidade no meio e a possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas, ou pela contaminação das águas de superfície e subsuperfície (VENEGAS *et al.*, 2015; SOARES *et al.*, 2005). O grau de toxicidade dos metais varia conforme a característica do metal e dos organismos envolvidos.

Alguns desses metais pesados, como As, Cd, Hg, Pb ou Se, não são essenciais para as plantas, uma vez que não realizam qualquer atividade fisiológica conhecida nelas. Outros, como Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn, são elementos essenciais necessários para o crescimento e metabolismo normais das plantas. No entanto, quando presentes em concentrações acima do tolerável, podem facilmente levar à toxicidade (RASCIO; NAVARI-IZZO, 2011).

Metais pesados, como Cd e Pb, não possuem função conhecida nas plantas e são altamente tóxicos, em decorrência de sua reatividade com átomos de S e N dos aminoácidos e proteínas. Embora o Al não seja um metal pesado e nem apresente toxicidade aos seres humanos, como o Cd, também pode ser tóxico para as plantas. A fitotoxicidade desses metais pode resultar em alterações de vários fatores fisiológicos, processos causados no nível celular / molecular por inativação de enzimas, bloqueando grupos funcionais de moléculas de importância metabólica, deslocando ou substituindo elementos essenciais e perturbando a integridade da membrana (FAQUIN 2005; RASCIO; NAVARI-IZZO, 2011).

Mesmo considerando esses aspectos, diferentes espécies de plantas apresentam diferentes mecanismos de absorção, acumulação e tolerância aos metais.

3.1.1 Contaminação por cádmio

O cádmio (Cd) é considerado um dos metais pesados mais tóxicos, para os seres vivos, podendo ser inserido em solos agrícolas, por meio de atividades antropogênicas, como o uso de fertilizantes e atividades industriais. Esse elemento é motivo de especial preocupação, em razão de sua mobilidade no solo e toxicidade para as plantas e animais, mesmo em concentrações muito baixas, além de ser facilmente absorvido pelas raízes das plantas. As plantas são a principal via de entrada de Cd na cadeia alimentar (NAGAJYOTI *et al.*, 2010; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Certas condições ambientais, como salinidade (ABBAS *et al.*, 2017), baixa umidade (RIZWAN *et al.*, 2018) e acidez do solo (BEESLEY *et al.*, 2011) podem colaborar para que os efeitos de toxicidade do cádmio sejam potencializados nas plantas. A toxicidade desse metal pode alterar a absorção de nutrientes pelas plantas, por meio dos seus efeitos sobre a sua disponibilidade no solo, como também por meio da redução na população de microrganismos benéficos (MORENO *et al.*, 1999). Os sintomas mais comuns da sua toxicidade nas plantas são clorose foliar, redução no crescimento e até mesmo a morte (KABATA-PENDIAS; LIU *et al.*, 2003; PENDIAS, 2001; RIZWAN *et al.*, 2016).

Estudos têm relatado que a toxicidade por Cd em plantas diminuiu a germinação de sementes, crescimento, produção e biomassa (GUIMARÃES *et al.*, 2008), fotossíntese, absorção de nutrientes, como também causa estresse oxidativo (RIZWAN *et al.*, 2016). Além de influenciar nos parâmetros de desenvolvimento das plantas, a toxicidade por Cd pode também induzir necrose e enrolamento foliar.

Assim como o Cd, o Al é um metal que, quando presente no meio ambiente, também pode afetar as plantas pela toxicidade.

3.1.2 Contaminação por Alumínio

O alumínio (Al) é o metal de maior abundância no solo, presente nos minerais de rochas que, pela ação do intemperismo, são disponibilizados em formas trocáveis (Al(OH)_2^+ , Al(OH)^{2+} e Al^{3+}). Trata-se de um elemento anfótero podendo atuar como cátion em meio ácido e como ânion em meio básico, sendo o pH o principal fator que controla a sua disponibilidade no solo (DELHAIZE; RYAN, 1995).

A toxidez das plantas por Al, em solos ácidos, representa um grave problema para a produção agrícola, uma vez que cerca de 50% de toda área potencialmente arável do mundo apresenta esta característica (KOCHIAN *et al.*, 2004; MOUSTAKAS *et al.*, 1993).

O Al apresenta baixa solubilidade nos solos em condições de pH próximos da neutralidade. Em pH abaixo de 5,5 e acima de 7,5 este elemento se torna altamente solúvel. Ocorre que, em condições de acidez no solo, o Al está presente em formas iônicas tóxicas às plantas. Em pH baixo, o hidrogênio (H^+) atua sobre os minerais, liberando íons alumínio (Al^{3+}), que ficam predominantemente retidos pelas cargas negativas das partículas de argila do solo, em equilíbrio com o Al^{3+} em solução. Assim, a quantidade de Al^{3+} em solução aumenta com a acidez do solo (DELHAIZE; RYAN, 1995;).

No solo, o Al trocável pode reduzir a germinação (MARIN *et al.*, 2004), alterando o metabolismo das sementes, e o desenvolvimento das plantas. Quando absorvido pelas plantas, o Al acumula-se preferencialmente no ápice radicular, promovendo a inibição do alongamento da raiz e a divisão celular. As raízes danificadas por alumínio apresentam-se curtas, grossas e quebradiças, pouco ramificadas e finas, o que dificulta a absorção de água e de nutrientes do subsolo (CUSTÓDIO *et al.*, 2002; KOCHIAN *et al.*, 2004;).

Com o aumento do pH, o alumínio passa a não prejudicar tanto o crescimento vegetal, uma vez que forma precipitados (SCHLINDWEIN *et al.*, 2003). As técnicas mais usuais, para corrigir a acidez do solo, são por meio de corretivos, como por exemplo: cal virgem, calcário calcinado, conchas marinhas moídas, cinzas, resíduos industriais, etc.

Em decorrência dos prejuízos causados pela toxidez tanto do Al quanto do Cd ao meio ambiente, faz-se necessária a utilização de técnicas capazes de remediá-los.

3.2 Remediação ambiental de metais

A remediação ambiental consiste no tratamento ou reparação de determinados contaminantes no meio ambiente. Na Resolução CONAMA 420/2009, a remediação de uma determinada área contaminada consiste nas diversas ações de intervenção, para que haja sua reparação, utilizando técnicas para remoção, contenção ou redução das concentrações de contaminantes em limites que sejam aceitáveis de riscos ao meio ambiente e à saúde humana (BRASIL, 2009).

Entretanto técnicas usuais, para remediação ambiental, muitas vezes, não são acessíveis, pois, na maioria delas, faz-se o uso de adsorventes de alto custo, como o carvão ativado e zeólitas. A substituição desses materiais pelo biocarvão pode representar uma alternativa viável, dada à facilidade de obtenção de matéria-prima e aplicação, além de outros benefícios concedidos ao solo.

Novas tecnologias estão surgindo para remediar o solo e água contaminada. Um dos aspectos mais importantes é que essas tecnologias possibilitam reduzir a biodisponibilidade de contaminantes e, conseqüentemente, diminuem a sua acumulação e toxicidade nas plantas e animais. O biocarvão está emergindo como melhor alternativa para reduzir a biodisponibilidade de contaminantes no meio ambiente, com benefícios na fertilização do solo e mitigação das mudanças climáticas (SOHI, 2012). A remediação ambiental foi reconhecida recentemente como uma área promissora onde o biocarvão pode ser aplicado com sucesso (AHMAD *et al.*, 2014).

3.3 Biocarvão: produção e propriedades

Os primeiros estudos sobre o biocarvão atribuíram a sua origem a tribos indígenas da Amazônia, que depositavam no solo material residual da queima de biomassa (LEHMANN, 2009). Esse solo denominado "Terra Preta de Índio" (TPI) tem como característica alta concentração de elementos como cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), zinco (Zn), cobre (Cu), entre outros, além de matéria orgânica e maior índice de pH, diferente dos solos intemperizados da mesma região (WOODS, 2009). As propriedades reconhecidamente benéficas da TPI motivaram o surgimento do biocarvão, com seu desenvolvimento voltado para aplicação no solo, com a principal finalidade de reproduzir as suas características (MAIA *et al.*, 2011).

O biocarvão consiste no resíduo originado do processo de carbonização da biomassa, em um ambiente com ausência de oxigênio ou com baixos teores desse gás, sendo este processo denominado pirólise (CROMBIE *et al.*, 2013). A Iniciativa Internacional do Biochar (IBI) padronizou sua definição como "um material sólido obtido a partir da conversão termoquímica da biomassa em ambiente limitado ao oxigênio" (IBI, 2012). Durante esse processo, é produzida uma fração sólida rica em carbono (biocarvão) e

uma fração volátil composta por gases e vapores orgânicos condensáveis, que formam o líquido pirolenhoso (BASU, 2010).

O processo de pirólise pode ser lento, rápido ou flash, diferenciado em função da temperatura e do tempo de residência no processo (MEYER *et al.*, 2011; MOHAN *et al.*, 2006), o que vai influenciar no produto final obtido. Em geral, a pirólise ocorre em temperaturas entre 300°C e 1.000°C. Durante a pirólise lenta, a taxa de aquecimento é baixa, aproximadamente, 0,1 - 2 °C/s, proporcionando maior rendimento de biocarvão, enquanto o processo de pirólise rápida favorece a formação do bio-óleo, em taxas de aquecimento na faixa de 10 - 200 °C/s (BAHNG *et al.*, 2009). A pirólise flash é realizada, em poucos segundos sob temperaturas elevadas, gerando como produtos o bio-óleo ou o gás combustível, uma vez que o aumento brusco da temperatura maximiza a produção de frações voláteis (MOHAN *et al.*, 2006).

O biocarvão apresenta uma composição rica em carbono, entretanto sua composição torna-se variável em função da biomassa utilizada para queima e das condições de pirólise utilizadas (LEHMANN; STEPHEN, 2009; ZIELINSKA *et al.*, 2015). O biocarvão, geralmente, tem um pH neutro a alcalino e essa variável depende de vários fatores, incluindo tipo de matéria-prima e o processo de produção termoquímica. O pH alcalino do biocarvão induz a um efeito de calagem em solos ácidos, cujo resultado depende da sua capacidade de neutralização do ácido que varia conforme a matéria-prima e da temperatura de pirólise (AHMAD *et al.*, 2014; JOSEPH *et al.*, 2010).

As alterações morfológicas e estruturais na sua superfície, também, são influenciadas pela temperatura de pirólise (LIU *et al.*, 2010). O aumento da temperatura de pirólise leva ao aumento da área superficial do biocarvão, o que promove maior adsorção de compostos químicos (AGRAFIOTI *et al.*, 2013; TANG *et al.*, 2013).

Quando a temperatura de pirólise é maior, obtém-se menor rendimento do biocarvão, no entanto sua microestrutura desenvolve mais efetivamente. Entretanto, se a temperatura utilizada for muito alta, ocorre a perda excessiva de carbono e outros elementos de grupos funcionais na superfície do biocarvão. A composição química, pH, carga superficial e estabilidade térmica de biocarvão, bem como o destino do metal pesado no corpo do biocarvão, são também dependentes da temperatura de pirólise (CHEN *et al.*, 2014).

Outras variáveis, no processo de pirólise, como tempo de residência, taxa de aquecimento e tamanho de partícula da matéria-prima também podem afetar as características qualitativas e quantitativas do biocarvão produzido e suas interações com o ambiente a ser aplicado. A escolha desses fatores depende da aplicação prevista para o biocarvão (AGRAFIOTI *et al.*, 2013).

3.3.1 Biocarvão: principais aplicações

Embora o biocarvão possa ser obtido de diferentes formas, é importante conciliar a tecnologia de produção do material e os potenciais usos às diferentes características químicas (acidez total, pH, teor de nutrientes) e físicas do material (superfície específica, densidade, porosidade). Assim, é essencial caracterizá-lo anteriormente à aplicação específica.

Quanto aos usos na área agrícola, pode-se citar alternativa viável para aumentar o sequestro de carbono em solos (CROSS; SOHI, 2011; LEHMANN *et al.*, 2006), melhoria nas propriedades físicas e

químicas (LEHMANN *et al.*, 2011), aumento da capacidade de troca catiônica (MANYA, 2012) e, conseqüentemente, maior rendimento nas culturas (HOSSAIN *et al.*, 2010).

Além dos benefícios agrônômicos, o biocarvão apresentou eficiência na remediação de solos contaminados (BEESLEY; DICKINSON, 2011; ZHANG *et al.*, 2013;). Em razão de sua elevada aromaticidade e elevada área superficial, o biocarvão é considerado como um sorvente eficaz, para poluentes orgânicos e inorgânicos (TONG *et al.*, 2014), podendo permanecer no solo e imobilizar contaminantes, durante um período muito mais longo, prolongando, a proteção de plantas e micro-organismos contra a toxicidade (BEESLEY *et al.*, 2011).

3.4 Biomassas para a produção do biocarvão

Desde os primeiros estudos desenvolvidos sobre o biocarvão até os mais recentes, diversos materiais foram testados na sua produção. A sua maioria com foco nos resíduos que seriam descartados de processos agroindustriais e/ou urbanos.

Após a criação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabeleceu-se, para todo e qualquer resíduo gerado, independentemente da sua fonte, a destinação final ambientalmente adequada incluindo a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e o aproveitamento energético, considerando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e ao ambiente (BRASIL, 2010).

No Brasil, o aumento na geração de resíduos tem levado diversos setores à procura de medidas para a deposição desses materiais de forma ambientalmente segura. Como forma de atendimento à legislação ambiental, as medidas tomadas, na atualidade, estão voltadas para o gerenciamento desses resíduos de forma sustentável, visando à reciclagem e ao seu aproveitamento em diversos setores, como o agrícola, em áreas degradadas ou de floresta (MATOS, 2014).

Nos últimos anos, tem sido proposta a conversão destes resíduos em biocarvão. Por possuir uma biomassa rica em carbono, este material tem sido apontado como uma alternativa viável para o estoque de carbono em solos (LEHMANN *et al.* 2006) e remediação de contaminantes (AGRAFIOTI *et al.*, 2013; AHMAD *et al.*, 2014; SOHI, 2012).

Dentre os resíduos propostos para tal finalidade, vale destacar o lodo de esgoto e o bagaço de cana-de-açúcar, por serem resíduos gerados no Brasil em grandes quantidades.

3.4.1 O lodo de esgoto

O lodo é um material proveniente dos processos de tratamento primário e secundário do esgoto, apresentando alta complexidade na sua composição. Esses tratamentos têm a finalidade de adequar os efluentes aos padrões de lançamento determinados pela legislação vigente. Em geral, a matéria orgânica contida no lodo corresponde a valores entre 40 a 80% da composição total de seu peso seco. Seu aspecto depois de seco se assemelha à terra preta, e seu odor, quando úmido, é pronunciado e desagradável (SAITO, 2007).

O aumento do volume do lodo de esgoto (LE), produzido nas estações de tratamento de efluentes, está diretamente relacionado ao aumento da industrialização e urbanização (KHAN *et al.*, 2013). O destino final do lodo das ETEs é uma preocupação mundial, em virtude do crescente volume gerado desse resíduo. Dessa forma, há uma preocupação com relação ao seu gerenciamento e disposição final.

No Brasil, as normas para o uso do LE ou seus produtos derivados devem seguir a recomendação das Resoluções 375 e 380 do CONAMA de 2006 que define limites para substâncias, potencialmente tóxicas, além de critérios para liberação dos resíduos (BRASIL, 2006).

Um dos usos que tem sido dado ao lodo de esgoto é o seu aproveitamento na agricultura em forma de biocarvão (HOSSAIN *et al.*, 2009). O biocarvão de lodo de esgoto (BLE), também apresenta grande potencial para ser usado na remediação de contaminantes no solo. Conforme Singh *et al.* (2010), o biocarvão derivado de lodo de esgoto é um material rico em carbono adsorvente.

Estudos recentes comprovaram o potencial do biocarvão de lodo de esgoto, para redução de contaminantes orgânicos (HPAs), no cultivo do tomate (WAQAS *et al.*, 2015), do pepino (WAQAS *et al.*, 2014), do agrião (ZIELINSKA; OLESZCZUK, 2015) e da alface (KHAN *et al.*, 2013).

Da mesma forma, foram observados os efeitos do BLE em diminuir a solubilidade e biodisponibilidade de vários metais pesados, em um solo agrícola. Constatou-se, por meio do seu uso, menor lixiviação de Cu, Ni e Zn e disponibilidade de Ni, Zn, Cd e Pb para as plantas (MENDEZ *et al.*, 2012).

3.4.2 Resíduo de bagaço de cana

Considerado como o resíduo agroindustrial obtido em maior quantidade, no Brasil, o bagaço de cana-de-açúcar é sugerido como uma opção viável para a produção de biocarvão. A ampla geração deste resíduo é decorrente do aumento do plantio e utilização da cana-de-açúcar na indústria (SILVA *et al.*, 2007).

A cana é utilizada, principalmente para produção de açúcar e biocombustível, os resíduos provenientes nas formas de bagaço, torta- de-filtro e vinhaça são empregados em setores para geração de energia, alimentação animal e fertilizantes (BONASSA *et al.*, 2015)

O bagaço de cana-de-açúcar é quimicamente constituído de celulose, hemicelulose e lignina, com 41%, 25% e 20%, respectivamente. Por sua composição, o bagaço de cana, quando convertido em biocarvão, é indicado para ser utilizado na remediação ambiental. Conforme Mohan *et al.*(2007), biocarvões produzidos, a partir de resíduos agrícolas, apresentam forte capacidade de sorção dos metais, característica que pode ser atribuída às propriedades presentes na sua superfície, especificamente, à abundância de grupos funcionais contendo oxigênio (C = O, C-O, -OH). Esses grupos funcionais de oxigênio podem promover a sorção de diversos metais pesados.

Estudos envolvendo o biocarvão do bagaço de cana-de-açúcar (BBC) demonstraram a sua eficiência na remediação de metais pesados em diferentes sistemas ambientais (INYANG, *et al.*, 2011; ZHOU *et al.*, 2013).

3.5 Biocarvão na remediação ambiental

Materiais carbonáceos como o biocarvão, por suas propriedades de cargas superficiais, área superficial elevada e grande volume de poros, são excelentes adsorventes para uma grande variedade de contaminantes (WANG *et al.*, 2014). Entretanto, ao usar biocarvão como material potencial para remediação ambiental, os fatores a serem considerados incluem desempenho de adsorção e afinidade ambiental (especialmente, no que diz respeito ao comportamento de metal pesado). Esses fatores são determinados pelas características de biocarvão (CHEN *et al.*, 2014).

Os mecanismos envolvidos na remoção de metais pesados pelo biocarvão não estão totalmente elucidados. A adsorção dos metais pode ser atribuída a interações eletrostáticas, precipitação e outras reações. Com a incorporação de biocarvão, ocorre interação dos íons metálicos carregados positivamente e cargas negativas associadas aos elétrons π nas estruturas aromáticas do biocarvão (HARVEY *et al.*, 2011; PENG, *et al.*, 2011; SOHI *et al.*, 2010).

Outras reações mais complexas, também, podem ocorrer nas interações com biocarvão e metal pesado. Como existem muitos grupos funcionais (carboxílico, álcool e grupo hidroxilo, etc.), na superfície do biocarvão, é facilitada a formação de complexos entre metais pesados e esses grupos. Esses mecanismos não agem separadamente, quando o biocarvão é usado para remover metais pesados, eles trabalham juntos para alcançar o efeito de remediação (TANG *et al.*, 2013).

Como já mencionado anteriormente, a temperatura pode afetar a capacidade de remediação entre um biocarvão específico e um metal pesado. Ahmad *et al.*(2014) descrevem que alta temperatura de pirólise, empregada na carbonização do biocarvão, é mais eficaz para os contaminantes orgânicos pela alta área de superfície e aumento no tamanho dos poros, enquanto a carbonização, em temperaturas menores (<400°C), é eficiente para contaminantes inorgânicos pela presença de mais grupos funcionais e a maior liberação de cátions. O tipo específico de contaminante, também, afeta as propriedades de sorção do biocarvão. Contaminantes orgânicos polares e não polares, iônicos e não iônicos têm diferentes afinidades para biocarvões em comparação com os metais catiônicos e aniônicos.

Mesmo que esses mecanismos não estejam totalmente compreendidos, diferentes experimentos constataram a eficiência da utilização do biocarvão na retenção de metais tóxicos. Embora se trate de resultados com biocarvões diferentes, foi observada a imobilização de metais como cádmio, cobre, chumbo no solo (CAO; HARRIS, 2010), redução da biodisponibilidade e fitotoxicidade desses metais para as plantas (HOSSAIN *et al.*, 2015; LU *et al.*, 2017).

Em recente pesquisa, Wang *et al.*(2017) demonstraram o potencial da combinação de dois biocarvões com um genótipo mutante de *Bacillus subtilis* (B38), ao diminuir a biodisponibilidade de metais pesados no solo, possibilitando melhor desenvolvimento para plantas.

Além de experimentos envolvendo cultivo em solos, ensaios de germinação com sementes também são indicados, para testar o efeito do biocarvão na adsorção de metais, pois podem servir como indicadores, para avaliar a contaminação ambiental, visto que respondem rapidamente aos efeitos tóxicos de poluentes (LI *et al.*, 2007). Soudek *et al.*(2016) utilizaram sementes de sorgo, em um ensaio de germinação com diferentes biocarvões, para testar a sua capacidade para reduzir a toxicidade de metais pesados. Os autores verificaram que, nos tratamentos com a adição dos biocarvões, observou-se um

melhor desenvolvimento nos parâmetros de germinação das plantas, principalmente, nos comprimentos da parte aérea e raiz.

3.6 REFERÊNCIAS

- ABBAS, T.; RIZWAN, M.; ALI, S.; ADREES, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; QAYYUM, M. F.; OK, Y. S.; MURTAZA, G. Effect of biochar on alleviation of cadmium toxicity in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown on Cd-contaminated saline soil. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-13, 2017. Disponível em: <<https://bit.ly/2M7goQ1>>. Acesso em: 16 maio 2017
- AGRAFIOTI, E.; BOURAS, G.; KALDERIS, D.; DIAMADOPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. v. 101, p. 72-78, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2OYYeOw>>. Acesso em: 9 jan. 2017.
- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2OVv0QB>>. Acesso em: 7 abr. 2017
- ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: I -Fitoextração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p.1879-1888, 2009. Disponível em: <<https://bit.ly/2vzvkmM>>. Acesso em: 7 ago. 2017
- BAHNG, M. K., C. MUKARAKATE, D. J. ROBICHAUD, M. R. NILMOS. Current technologies for analysis of biomass thermochemical processing: a review. **Analytica Chimica Acta**, v. 651, n. 2, p. 117-138, 2009. Disponível em: <<https://bit.ly/2vXp2FZ>>. Acesso em: 16 maio 2017
- BASU, P. **Biomass gasification and pyrolysis: practical design and theory**. Oxford: Elsevier, 2010. 365 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2MyuuWU>>. Acesso em: 10 set. 2017
- BEESELEY, L.; MARMIROLI, M. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. **Environmental Pollution**, v. 59, n. 2, p.474-480, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2KK1mu9>>. Acesso em: 9 jan. 2018
- _____; DICKINSON, N. Carbon and trace element fluxes in the pore water of an urban soil following greenwaste compost, woody and biochar amendments, inoculated with the earthworm *Lumbricus terrestris*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 1, 188-196, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2vAzkfl>>. Acesso em: 22 maio 2017
- BONASSA, G.; SCHNEIDER, L.T.; FRIGO, K. D. A.; FEIDEN, A.; TELEKEN, J. G.; FRIGO, E. P. Subprodutos gerados na produção de bioetanol: bagaço, torta de filtro, água de lavagem e palhagem. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 4, p. 144-166, 2015. Disponível em: <<https://bit.ly/2MbVleF>>. Acesso em: 05 jan 2017
- BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <<https://bit.ly/2npGJdC>>. Acesso em: 22 ago. 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <<https://bit.ly/1ScqyKL>>. Acesso em: 2 jun. 2017.
- _____. **Resolução nº 380, de 31 de outubro de 2006**. Retifica a Resolução CONAMA no 375/06 – Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <<https://bit.ly/2McThmp>>. Acesso em: 2 jun. 2017.
- _____. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <<https://bit.ly/2nnAPJQ>>. Acesso em: 15 fev. 2018.
- CAO, X.; HARRIS, W. Properties of dairy-manure-derived bio-char pertinent to its potential use in remediation. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5222-5228, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2B19UgE>>. Acesso em: 02 nov. 2016

CHEN, T.; ZHANG, Y.; WANG, H.; LU, W.; ZHOU, Z.; ZHANG, Y.; REN, L. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 47-54, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2OsnLOH>>. Acesso em: 15 out. 2016

CROMBIE, K; MAŠEK, O.; SOHI, S. P.; BROWNSORT, P.; CROSS, A. The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 5, n. 2, p. 122-131, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2vXyBof>>. Acesso em: 04 nov. 2016

CROSS, A.; SOHI, S. P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 10, p. 2127-2134, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2KljZ1q>>. Acesso em: 02 nov. 2016

CUSTÓDIO, C. C.; BOMFIM, D. C.; SATURNINO, S. M.; MACHADO NETO, N. B. Estresse por alumínio e por acidez em cultivares de soja. **Scientia Agricola**, v. 59, n.1, p.145-153, 2002. Disponível em: <<https://bit.ly/2OqCGsL>>. Acesso em: 13 ago. 2016

DELHAIZE, E.; RYAN, P. R. Aluminum toxicity and tolerance in plants. **Plant Physiology** v. 107, p. 315-321, 1995. Disponível em: <<https://bit.ly/2M7ANVi>>. Acesso em: 05 nov. 2016

FAQUIN, V. Elementos úteis e elementos tóxicos. In: _____. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. cap. 4, p. 140-152. Disponível em: <<https://bit.ly/2fdpBUe>>. Acesso em: 05 jan. 2017

GUIMARÃES, M. A.; SANTANA, T. A.; SILVA, E. V.; ZENZEN, I.; LOUREIRO, M. E. Toxicidade e tolerância ao cádmio às plantas. **Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 1, n. 3, p. 58-68, 2008. Disponível em: <<https://bit.ly/2OqPKld>>. Acesso em: 16 maio 2017

HARVEY, O. R.; HERBERT, B. E.; RHUE, R. D.; KUO, L.-J. Metal interactions at the biochar-water interface: energetics and structure-sorption relationships elucidated by flow adsorption microcalorimetry. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 13, p.5550-5556, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2AZ0diH>>. Acesso em: 15 mar. 2017

HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; NELSON, P. F. Comparative assessment of the effect of wastewater sludge biochar on growth, yield and metal bioaccumulation of cherry tomato. **Pedosphere**, v. 25, n. 5, p. 680-685, 2015. Disponível em: <<https://bit.ly/2KK1vO7>>. Acesso em: 05 jan. 2017

_____; CHAN, K. Y.; NELSON, P. F. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**, v. 78, n. 9, p. 1167-1171, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2KloqJC>>. Acesso em: 05 jan. 2017

_____. Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 85, n. 1/2, p. 442-446, 2009. Disponível em: <<https://bit.ly/2OZ5ERM>>. Acesso em: 15 mar. 2017

INYANG, M. D.; GAO, B.; DING, W. C.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; ZIMMERMAN, A.R.; CAO, X. D. Enhanced lead sorption by biochar derived from anaerobically digested sugarcane bagasse. **Separation Science and Technology**, v. 46, n. 12, p. 1950-1956, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2OXfBiB>>. Acesso em: 05 jan. 2017

JOSEPH, S. D. ; CAMPS-ARBESTAIN, M. ; LIN, Y. ; MUNROE, P. ; CHIA, C. H. ; HOOK, J. ; VAN ZWIETEN, L. ; KIMBER, S. ; COWIE, A. ; SINGH, B. P.; LEHMANN, J.; FOIDL, N.; SMERNIK, R. J.; AMONETTE, J. E. An investigation into the reactions of biochar in soil. **Australian Journal of Soil Research**, v. 48, p. 501-515, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2nrWiBB>>. Acesso em: 15 mar. 2017

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soil and plants. 3rd ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2MAePXl>>. Acesso em: 05 jan. 2017

KHAN, S.; WANG, N.; REID, B. J.; FREDDO, A.; CAI, C. Reduced bioaccumulation of PAHs by *Lactuca sativa* L. grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar. **Environmental Pollution**, v. 175, p. 64-68, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2OYUX1t>>. Acesso em: 26 jan. 2018

KOCHIAN, L. V.; HOEKENGA, O. A.; PIÑEROS, M. A. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. **Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology**, v. 55, p. 459-493, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/2KK4AOi>>. Acesso em: 05 jan. 2017

LEHMANN, J. *Terra preta nova: where to from here?* In: WOODS, W. I.; TEIXEIRA, W. G.; LEHMANN, J.; STEINER, C.; PRINS, A. W. (Ed.). **Amazonian dark earths: wim sombroek's vision**. Berlin: Springer, 2009. chap. 28, p. 473-486. Disponível em: <<https://bit.ly/2B0kCEd>>. Acesso em: 05 jan. 2017

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: an introduction. In: _____ (Ed.). **Biochar for environmental management science and technology**. London: Earthscans, 2009. chap. 1, p. 1-12. Disponível em: <<https://bit.ly/2OUYEVQ>>. Acesso em: 05 jan. 2017

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems- A review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, n. 2, p. 403-427, 2006. Disponível em: <<https://bit.ly/2w3JV2z>>. Acesso em: 05 jan. 2017

_____; RILLIG, M. C.; THIES, J.; MASIELLO, C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, 1812-1836, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2vZ5LUy>>. Acesso em: 26 fev. 2018

LI, C.; FENG, S.; SHAO, Y.; JIANG, L.; LU, X.; HOU, X. Effects of arsenic on seed germination and physiological activities of wheat seedlings. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 725-732, 2007. Disponível em: <<https://bit.ly/2vwwp8o>>. Acesso em: 27 abr. 2017

LIU, Y. H.; LIU, Y.; CHEN, Z. S.; LIAN, J.; HUANG, X.; CHUNG, Y. C. Purification and characterization of a novel organophosphorus pesticide hydrolase from *Penicillium lilacinum* BP303. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 34, n. 3/4, p. 297-303, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/2vVgWgZ>>. Acesso em: 21 jun. 2017

LIU, Z.; ZHANG, F. S.; WU, J. Characterization and application of chars produced from pinewood pyrolysis and hydrothermal treatment. **Fuel**, v. 89, n. 2, p. 510-514, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2KlxaiT>>. Acesso em: 24 jan. 2017

LIU, J.; LI, K.; XU, J.; LIANG, J.; LU, X.; YANG, J.; ZHU, Q. Interaction of Cd and five mineral nutrients for uptake and accumulation in different rice cultivars and genotypes. **Field Crops Research**, v. 83, n. 3, p. 271-281, 2003. Disponível em: <<https://bit.ly/2KHfTXA>>. Acesso em: 21 jun. 2017

LU, K.; YANG, X.; SHEN, J.; ROBINSON, B.; HUANG, H.; LIU, D.; BOLAN, N.; PEI, J.; WANG, H. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. **Agriculture Ecosystems Environment**, v. 191, p. 124-132, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2OoDCxS>>. Acesso em: 27 abr. 2017

MAIA, C. M. B. F.; MADARI, B. E.; NOVOTNY, E. Advances in biochar research in Brazil. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, v. 5, n. 1, p. 53-58, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2MyKCrq>>. Acesso em: 27 abr. 2017

MANYÀ, J. J. Pyrolysis for biochar purposes: a review to establish current knowledge gaps and research needs. **Environmental Science Technology**, v. 46, n. 15, p. 7939-7954, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2B0T3uu>>. Acesso em: 21 jun. 2017

MARIN, A.; SANTOS, D. M. M.; BANZATTO, D. A.; FERRAUDO, A. S. Germinação de sementes de guandu sob efeito da disponibilidade hídrica e de doses subletais de alumínio. **Bragantia**, v. 63, n. 1, p. 13-24, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/2vWOAmL>>. Acesso em: 20 abr. 2017

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: Ed. UFV, 2014. 241 p.

MÉNDEZ, A.; GÓMEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. **Chemosphere**, v. 89, n. 11, p. 1354-1359, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2OXcKGc>>. Acesso em: 27 abr. 2017

MEYER, S.; GLASER, B.; QUICKER, P. Technical, economical, and climate-related aspects of biochar production technologies: a literature review. **Environmental Science Technology**, v. 45, n. 22, p. 9473-9483, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2vVLOhA>>. Acesso em: 21 jun. 2017

MOUSTAKAS, M.; OUZOUNIDOU, G.; LANNOYE, R. Rapid screening for aluminum tolerance in cereals by use the chlorophyll fluorescence test. **Plant Breeding**, v.111, n. 4, p. 343-346, 1993. Disponível em: <<https://bit.ly/2OnOQT0>>. Acesso em: 13 jun. 2017

MOHAN, D.; PITTMAN, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. **Energy & Fuels**, v. 20, n. 3, p. 848-889, 2006. Disponível em: <<https://bit.ly/2P0BVYO>>. Acesso em: 15 jun. 2017

_____; PITTMAN JUNIOR, C. U.; BRICKA, M.; SMITH, F.; YANCEY, B.; MOHAMMAD, J.; STEELE, P. H.; ALEXANDRE-FRANCO, M. F.; GÓMEZ-SERRANO, V.; GONG, H. Sorption of arsenic, cadmium, and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 310, n. 1, p.57-73, 2007. Disponível em: <<https://bit.ly/2MitE3N>>. Acesso em: 11 jan. 2017

MORENO, J. L.; HERNÁNDEZ, T.; GARCIA, C. Effects of a cadmium-containing sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soils. **Biology Fertility of Soils**, v. 28, n. 3, p. 230-237, 1999. Disponível em: <<https://bit.ly/2nsLJ16>>. Acesso em: 21 jun. 2017

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, n. 3, p. 199-216, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2OYK8N2>>. Acesso em: 15 abr. 2017

PENG, X.; YE, L. L.; WANG, C. H.; ZHOU, H.; SUN, B. Temperature- and duration dependent rice straw-derived biochar: characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China. **Soil and Tillage Research**, v. 112, n. 2, p. 159-166, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2vBpbzs>>. Acesso em: 05 set. 2017

RASCIO, N.; NAVARI-IZZO, F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? **Plant science**, v. 180, n. 2, p. 169–181, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2vw1etg>>. Acesso em: 15 ago. 2017

RIZWAN, M.; ALI, S.; ADREES, M.; RIZVI, H.; ZIA-UR-REHMAN, M.; HANNAN, F.; QAYYUM, M. F.; HAFEEZ, F.; OK, Y. S. Cadmium stress in rice: toxic effects, tolerance mechanisms, and management: a critical review. **Environmental Science Pollution Research**, v. 23, n. 18, p.17859-17879, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/2M7qvEt>>. Acesso em: 05 set. 2017

_____; ABBAS, T.; ADREES, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; QAYYUM, M. F.; NAWAZ, R. Residual effects of biochar on growth, photosynthesis and cadmium uptake in rice (*Oryza sativa* L.) under Cd stress with different water conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 676-683, 2018. Disponível em: <<https://bit.ly/2OZkmYX>>. Acesso em: 15 abr. 2018

SAITO, M. L. **O uso do lodo de esgoto na agricultura**: precauções com os contaminantes orgânicos. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2007. 34 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2MC1QEy>>. Acesso em: 10 ago. 2017

SCHLINDWEIN, J. A.; NOLLA, A.; ANGHINONI, I.; MEURER, E.J. Redução da toxidez de alumínio em raízes de soja por culturas antecessoras no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 9, n. 1, p. 85-88, 2003. Disponível em: <<https://bit.ly/2MD5U7d>>. Acesso em: 14 jun. 2017

SILVA, V. L. M. M.; GOMES, W. C.; ALSINA, O. L. S. Utilização do bagaço de cana-de-açúcar como biomassa adsorvente na adsorção de poluentes orgânicos. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, v. 2, n. 1, p. 27-32, 2007. Disponível em: <<https://bit.ly/2vvGa6w>>. Acesso em: 02 ago. 2017

SINGH, B.; SINGH, B. P.; COWIE, A. L. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, v. 48, n. 7, p. 516-525, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2OswEld>>. Acesso em: 15 jun. 2017

SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O.; CARVALHO, J. G.; MOREIRA, F. M. S. Fitotoxidez de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v. 29, n. 2, p.175-183, 2005. Disponível em: <<https://bit.ly/2OZtflI>>. Acesso em: 09 abr. 2017

SOHI, S. P. Carbon storage with benefits. **Science**, 338, p. 1034-1035, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2OTtsq2>>. Acesso em: 11 ago. 2017

SOUDEK, P.; RODRIGUEZ VALSECA, I.M.; PETROVÁ, Š.; SONG, J.; VANĚK, T. Characteristics of different types of biochar and effects on the toxicity of heavy metals to germinating sorghum seeds. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. B, p. 157-165, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/2noGAHk>>. Acesso em: 09 abr. 2017

TANG, J.; ZHU, W.; KOOKANA, R.; KATAYAMA, A. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 116, n. 6, p. 653-659, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2nxYUhn>>. Acesso em: 03 abr. 2017

VENEGAS, A.; RIGOL, A.; VIDAL M. Viability of organic wastes and biochars as amendments for the remediation of heavy metal-contaminated soils. **Chemosphere**, v.119, p.190-198, 2015. Disponível em: <<https://bit.ly/2Ou18cZ>>. Acesso em: 19 out. 2017

WOODS, W. Os solos e as ciências humanas: interpretação do passado. In: TEIXEIRA, W.G. *et al.* (Ed.). **As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Manaus: EMBRAPA Amazônia Ocidental, 2009. pt. 1, p. 62-71. Disponível em: <<https://bit.ly/2Os60iD>>. Acesso em: 09 ago. 2017

WANG, T.; SUN, H.; REN, X.; LI, B.; MAO, H. Evaluation of biochars from different stock materials as carriers of bacterial strain for remediation of heavy metal-contaminated soil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 12114, p. 1-10, 2017. Disponível em: <<https://go.nature.com/2AZnHnS>>. Acesso em: 11 out. 2017

WANG, F.; JI, R.; JIANG, Z.; CHEN, W. Species-dependent effects of biochar amendment on bioaccumulation of atrazine in earthworms. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 241-247, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2MfOCjz>>. Acesso em: 19 out. 2017

WAQAS, M.; KHAN, S.; QING, H.; REID, B. J.; CHAO, C. The effects of sewage sludge and sewage sludge biochar on PAHs and potentially toxic element bioaccumulation in *Cucumis sativa* L. **Chemosphere**, v. 105, p.53-61, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2vXa1UR>>. Acesso em: 19 out. 2017

ZHANG L.; XU, C.; CHAMPAGNE, P. Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass. **Energy Conversion Management**, v. 51, n. 5. p. 969-82, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2OnWAVs>>. Acesso em: 04 maio 2017

ZHANG, X.; WANG, H.; HE, L.; LU, K.; SARMAH, A.; LI, J.; BOLAN, NS.; PEI, J.; HUANG, H. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 12, p. 8472-8483, 2013. Disponível em: < <https://bit.ly/2KRvtjz> >. Acesso em: 14 jul. 2017

ZIELIN´SKA, A.; OLESZCZUKA, P. The conversion of sewage sludge into biochar reduces polycyclic aromatic hydrocarbon content and ecotoxicity but increases trace metal content. **Biomassa & Bionergy**, v. 75, p. 235-244, 2015. Disponível em: < <https://bit.ly/2P6nEJV> >. Acesso em: 13 dez. 2017

_____.; CHARMAS, B.; SKUBISZEWSKA-ZIEBA, J.; PASIECZNA-PATKOWSKA, S. Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 112, march, p. 201-213, 2015. Disponível em: < <https://bit.ly/2MJf5Di> >. Acesso em: 25 maio 2017

ZHOU, Y.M.; GAO, B.; ZIMMERMAN, A.R.; FANG, J.; SUN, Y.N.; CAO, X.D. Sorption of heavy metals on chitosan-modified biochars and its biological effects. **Chemical Engineering Journal**, v. 231, p. 512-518, 2013. Disponível em: < <https://bit.ly/2MhBJqp> >. Acesso em: 04 maio 2017

4 ARTIGOS

4.1. Artigo 1 - Biocarvão na remediação da toxidez por alumínio em *Sorghum bicolor* L.

RESUMO

A presença do Al no meio de cultivo reduz a germinação de sementes e provoca alterações no metabolismo, no crescimento e no desenvolvimento das plantas. A aplicação de um resíduo pirolisado, denominado biocarvão, pode ser uma alternativa para diminuir a acidez e os efeitos tóxicos do Al. O objetivo deste trabalho foi identificar o potencial de biocarvões de lodo de esgoto e de bagaço de cana para remediar os efeitos tóxicos do alumínio na germinação e no crescimento inicial de plântulas de sorgo. Foram conduzidos dois experimentos com condições controladas, em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 5x2, com sete repetições, sendo cinco doses de alumínio na solução aquosa (0; 0,5; 1; 2 e 4 mmol L⁻¹) sem ou com adição de 0,25 g de biocarvão. No experimento 1, utilizou-se um biocarvão produzido a partir de lodo de esgoto (BLE), enquanto no experimento 2 foi utilizado um biocarvão produzido a partir de bagaço de cana-de-açúcar (BBC). Cada unidade experimental foi constituída por uma placa de Petri (10 cm) de diâmetro, contendo papel germitest, 5ml da solução de Al e 10 sementes de sorgo. As placas de Petri foram fechadas com plástico filme e mantidas em câmara de germinação tipo B.O.D. com temperatura de 25°C, na ausência de luz por 10 dias. No quarto dia, foram avaliados o índice de velocidade de germinação, percentagem de germinação e plântulas normais. No décimo dia, avaliaram-se os comprimentos e massas secas de raízes e de parte aérea. A presença dos biocarvões nos experimentos não influenciou o índice de velocidade de germinação e a percentagem de germinação das sementes, porém proporcionou maior número de plântulas normais de sorgo. Aos 10 dias, exceto para os tratamentos com BLE, ocorreu a mortalidade das plantas, quando na presença de alumínio, evidenciando que o biocarvão produzido, a partir do lodo de esgoto em relação ao BBC, é mais eficiente em diminuir a toxidez por alumínio para o sorgo.

Palavras-chave: lodo de esgoto, bagaço de cana-de-açúcar, germinação, *Sorghum bicolor* L.

BIOCHAR IN THE REMEDIATION OF THE TOXICITY BY ALUMINUM IN *SORGHUM BICOLOR* L.

ABSTRACT

The presence of Al in the culture medium reduces seed germination and causes changes in plant metabolism, growth and development. The application of a pyrolyzed residue, called biochar, may be an alternative to reduce the acidity and toxic effects of Al. The objective of this work was to identify the potential of biochar of sewage sludge and sugarcane bagasse to remedy the toxic effects of aluminum on germination and initial growth of sorghum seedlings. Two experiments were conducted under controlled conditions, in a completely randomized design, in a factorial scheme 5x2, with seven replicates, five doses of aluminum in the aqueous solution (0; 0,5; 1; 2 and 4 mmol L⁻¹) without or with the addition of 0,25 g of biochar. In experiment 1, a biochar produced from sewage sludge (BLE) was used, while in experiment 2 a biochar produced from sugarcane bagasse (BBC). Each experimental unit consisted of a Petri plate (10 cm) in diameter, containing germitest paper, 5 ml of Al solution and 10 seeds of sorghum. The Petri dishes were closed with plastic film and kept in the germination chamber type B.O.D. with temperature of 25°C, in the absence of light for 10 days. On the fourth day, the rate of germination, percentage of germination and normal seedlings were evaluated. On the tenth day, the lengths and dry masses of roots and shoot were evaluated. The presence of biochars in the experiments did not influence the rate of germination and the percentage of germination of the seeds, but provided a higher number of normal sorghum seedlings. At 10 days, except for the treatments with BLE, the mortality of the plants occurred, when in the presence of aluminum, showing that the biochar produced from the sewage sludge in relation to the BBC is more efficient in reducing the aluminum toxicity to the sorghum.

Keywords: sewage sludge, sugarcane bagasse, germination, *Sorghum bicolor* L.

4.1.1 INTRODUÇÃO

A toxidez por Al em plantas nos solos ácidos representa um grave problema para a produção agrícola, já que cerca de 50% de toda área potencialmente arável do mundo apresenta esta característica (KOCHIAN *et al.*, 2004; MOUSTAKAS *et al.*, 1993). Boa parte dos solos brasileiros, principalmente, os do Bioma Cerrado são ácidos e com alta saturação por alumínio trocável (FERREIRA *et al.*, 2006).

O Al trocável prejudica a produtividade das plantas, reduzindo a germinação das sementes, alterações no metabolismo, no crescimento e no desenvolvimento das plantas. O Al acumula-se, preferencialmente no ápice radicular, promovendo a inibição do alongamento da raiz e a divisão celular. As raízes danificadas por alumínio apresentam-se curtas, grossas e quebradiças, pouco ramificadas e finas, o que dificulta a absorção de água e de nutrientes (CUSTÓDIO *et al.*, 2002; KOCHIAN *et al.*, 2004).

Com o aumento do pH, as formas trocáveis de Al são precipitadas, diminuindo assim a toxidez para as plantas (SCHLINDWEIN *et al.*, 2003). A técnica mais utilizada, para corrigir a acidez do solo, é a calagem. Porém, a fim de se minimizar os custos com os corretivos e proporcionar o aproveitamento dos resíduos gerados nas propriedades, torna-se conveniente a utilização do biocarvão. Obtido a partir da carbonização da biomassa de diferentes resíduos, em condições de oxigenação restrita, o biocarvão pode representar uma alternativa viável, dada a facilidade de obtenção de matéria-prima e diversidade de aplicações.

Nos últimos anos, estudos têm evidenciado o potencial de biocarvões produzidos, a partir de diferentes matérias primas, para remediar a contaminação por metais pesados (cádmio, cobre, chumbo) em diferentes meios (HOSSAIN *et al.*, 2015; LU *et al.*, 2014; SOUDEK *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2017;). Em relação aos fatores de acidez, a aplicação do biocarvão eleva o pH e reduz os teores de alumínio no solo e nas plantas (BEREK *et al.*, 2011), favorecendo o seu crescimento e seu desenvolvimento (QIAN *et al.*, 2011).

Diante da representatividade desse tema, para a área agrícola e ambiental, necessita-se do desenvolvimento de estudos específicos sobre a efetividade do biocarvão para remediar a toxicidade do Al para as plantas. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito remediador de biocarvões de lodo de esgoto e de bagaço de cana sobre o Al, por meio da germinação e crescimento inicial de plântulas de sorgo.

4.1.2 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Biotecnologia do Centro de Pesquisa em Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, Campus Montes Claros, Minas Gerais. Os experimentos foram realizados simultaneamente em ambiente controlado, conforme metodologia de Soudek *et al.*, (2016). Como material vegetal, foram utilizadas dez sementes de sorgo (*Sorghum bicolor* L.), variedade BRS 658 por placa de petri de 10 cm de diâmetro, devidamente esterilizada e preenchida com papel germitest umedecido com 5 mL de solução aquosa em diferentes doses de alumínio, sem ou com adição de biocarvão (FIGURA 1). Os experimentos foram conduzidos, em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 5x2, com sete repetições, sendo cinco doses de alumínio, na solução

aquosa (0; 0,5; 1; 2 e 4 mmol L⁻¹) sem ou com adição de 0,25 g de biocarvão, sendo a dose 0 de Al o tratamento controle. No experimento 1, utilizou-se um biocarvão produzido a partir de lodo de esgoto (BLE), enquanto no experimento 2 foi utilizado um biocarvão produzido a partir de bagaço de cana-de-açúcar (BBC).

Para a produção do BLE, confeccionaram-se esferas de lama de lodo de esgoto de, aproximadamente, 3 cm de diâmetro que, após secagem à temperatura ambiente, foram pirolizadas a 450°C, com tempo de residência de 30 minutos em forno tipo mufla. Para o BBC, utilizaram-se colmos de cana-de-açúcar após a extração mecânica do caldo. O bagaço foi triturado e pirolizado a 350 °C, com tempo de residência de 2 horas em forno rudimentar.

Os biocarvões foram moídos e passados, em peneira de 0,5 mm de malha, para a utilização nos experimentos e para a caracterização dos atributos físicos e químicos (Tabela 1). O rendimento foi estimado pela relação entre a massa de biochar e a massa de matéria-prima utilizada [(massa de biochar /massa de matéria-prima) x 100]. O pH, a condutividade elétrica, a capacidade de troca de cátions (CTC), a densidade aparente, a porosidade total e os teores de carbono e micronutrientes foram determinados de acordo a IN-SDA N°003/2015 (BRASIL, 2015). Os teores de micronutrientes e metais pesados foram analisados de acordo com a EPA 3050B (USEPA, 1996).

Nos dois experimentos, as placas de petri, contendo as sementes, o biocarvão e as doses de Al, foram cobertas com plástico filme e mantidas em câmara de germinação do tipo B.O.D com temperatura de 25±1°C e ausência de luz (FIGURA 1) durante o período de dez dias.

Figura 1. Placas de petri contendo biocarvão e sementes de sorgo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Nos primeiros quatro dias, conforme recomendação de Brasil (2009) avaliou-se o índice de velocidade de germinação (IVG), por meio da somatória das relações entre o número de sementes germinadas a cada 24h pelo número de dias decorridos entre a semeadura e a germinação, conforme a equação proposta por Maguire (1962):

$$IVG = [(G1/N1)+(G2/N2)+(G3/N3)+(G4/N4)]$$

Em que:

IVG = índice de velocidade de germinação.

G1, G2, G3 e G4 = número de sementes germinadas desde a primeira até a quarta contagem, considerando germinadas aquelas com a exposição da radícula.

N1, N2, N3 e N4 = número de dias decorridos do primeiro ao quarto dia de germinação.

A percentagem de germinação e o número de plântulas normais foram determinados no quarto dia, após a instalação do ensaio, conforme recomendado por Brasil (2009). Após a avaliação da contagem de plântulas normais, as plântulas anormais ou mortas foram descartadas.

No décimo dia após o início dos experimentos, determinaram-se os comprimentos da parte aérea e da raiz principal de cada plântula, com o auxílio de um paquímetro digital. Em seguida, as plântulas foram separadas em parte aérea e raízes e secadas em estufa de circulação forçada de ar a 65°C, durante 72 horas, para a determinação da massa seca da parte aérea e de massa seca das raízes.

Em ambos os experimentos, para cada variável avaliada, calcularam-se a média e o intervalo de confiança pelo teste t de Student a 5% de probabilidade, utilizando-se o software Microsoft Excel.

Tabela 1. Atributos físico-químicos do biocarvão de lodo de esgoto (BLE) e do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar (BBC).

Atributos	BLE	BBC
Rendimento (%)	47,12	29
Temperatura máxima (°C)	450	350
Tempo de residência (h)	0,5	2
pH	7,0	6,5
CE (mS cm ⁻¹)	0,92	0,99
Densidade aparente (g cm ⁻³)	0,61	0,28
Porosidade (%)	63,8	75,34
Cinzas (%)	59,02	30
CTC (mmol/kg)	336,64	208
C (g kg ⁻¹)	156,7	283,5
N(g kg ⁻¹)	26,85	12,3
P (g kg ⁻¹)	240	23
K (g kg ⁻¹)	4,08	4,3
S (g kg ⁻¹)	6,39	1,2
Na (mg kg ⁻¹)	449,95	Nq
Ca (mg kg ⁻¹)	362,48	18200
Mg (mg kg ⁻¹)	263,47	5.600
Fe (mg kg ⁻¹)	29,91	2.309
Ba (mg kg ⁻¹)	320,47	27,9

Al (mg kg ⁻¹)	2,01	0,18
Zn (mg kg ⁻¹)	187,09	826
Mn (mg kg ⁻¹)	466,80	784
Cu (mg kg ⁻¹)	456,95	145
Cr (mg kg ⁻¹)	Nd	31,8
Ni (mg kg ⁻¹)	0,03	6,01
Cd (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
Pb (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
As (mg kg ⁻¹)	0,43	0,41
Hg (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
Mo (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
Se (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd

Notas: BLE = biocarvão de lodo de esgoto; BBC= biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar; CE = condutividade elétrica; CTC = capacidade de troca catiônica; nd = não detectado.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

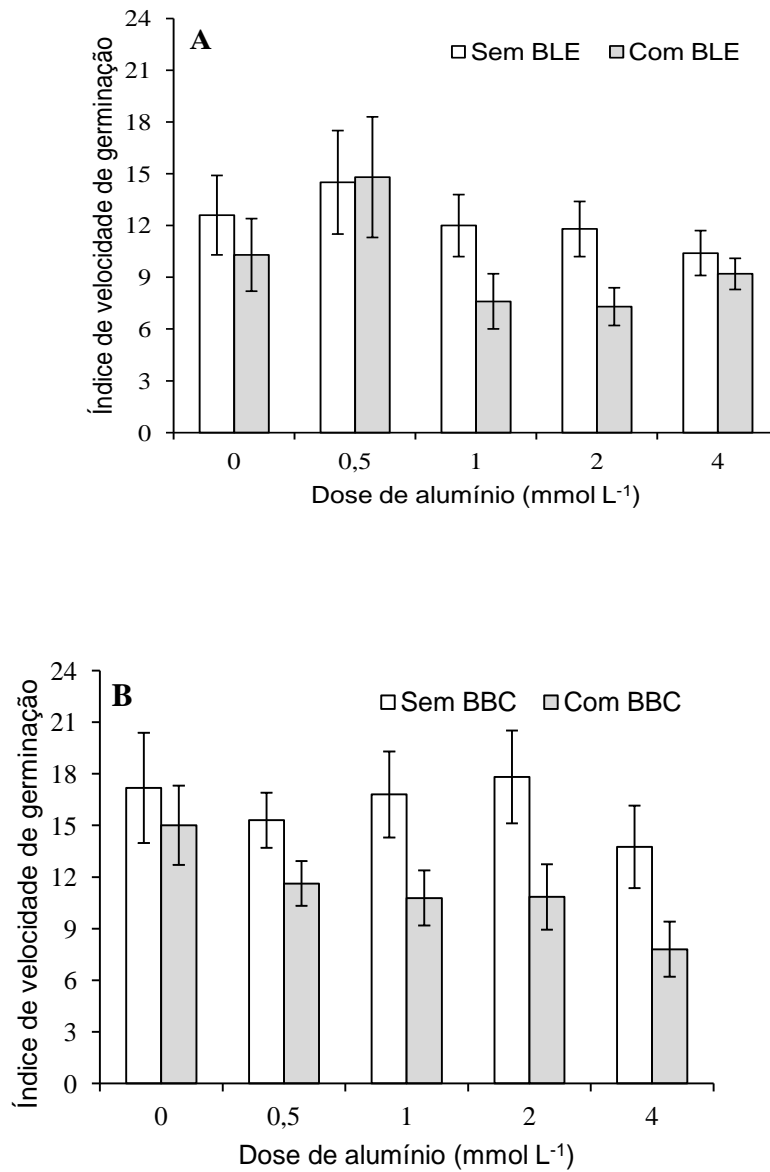
4.1.3 RESULTADOS

Para as avaliações realizadas até o quarto dia, após a instalação dos estudos, verificou-se que no experimento (1) não houve diferenças significativas, para o índice de velocidade de germinação com a aplicação do biocarvão de lodo de esgoto, na ausência de alumínio (dose zero) e nas doses 0,5 e 4 mmol L⁻¹ de Al (FIGURA 2A). Por outro lado, nas doses 1 e 2 mmol L⁻¹ de Al, o índice de velocidade de germinação foi menor quando se adicionou o biocarvão de lodo de esgoto ao meio (FIGURA 2A).

Para o experimento (2), não houve diferenças significativas no índice de velocidade de germinação com a adição de biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar ao meio, enquanto, na presença de alumínio, independentemente da dose, o índice de velocidade de germinação foi menor com a aplicação de biocarvão (FIGURA 2B). Em ambos os experimentos, independentemente da adição ou não de biocarvão, houve uma tendência de redução do índice de velocidade de germinação com o aumento das doses de alumínio ao meio.

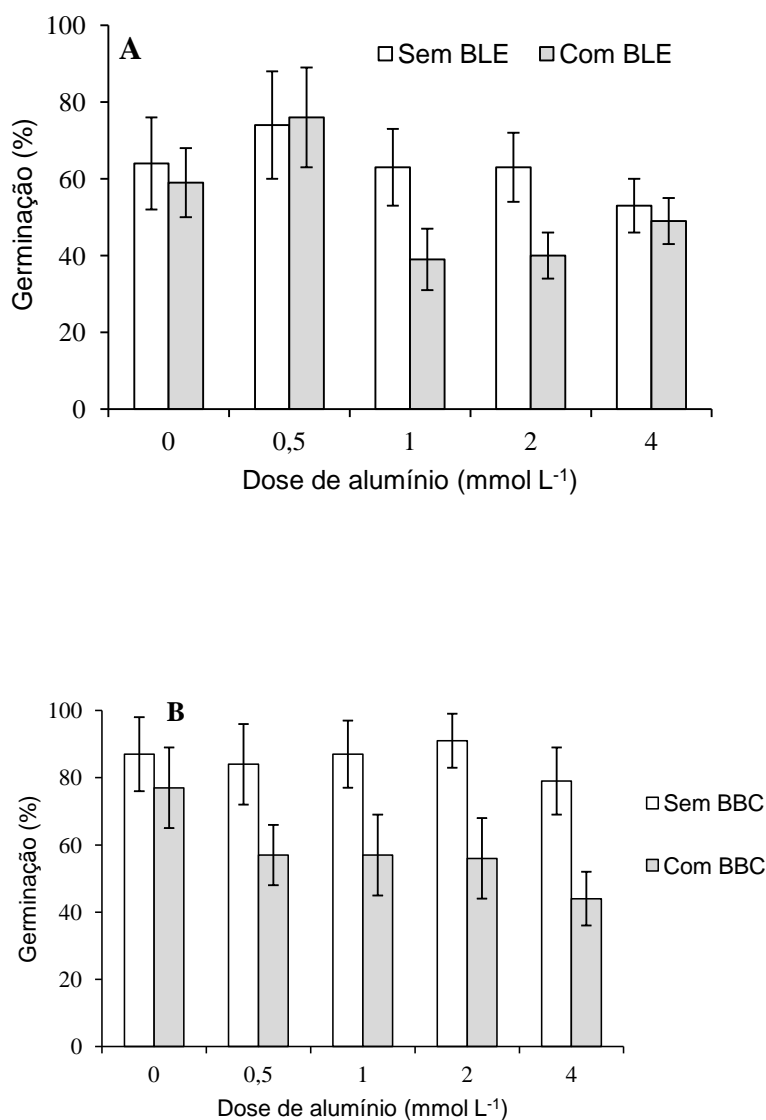
Para a porcentagem de germinação das sementes de sorgo, os resultados de ambos os experimentos seguiram a mesma tendência do IVG (FIGURA 3A E 3B). A adição do BBC, em todas as doses de Al, ocasionou em menores valores de porcentagem de germinação.

Figura 2. Índice de velocidade de germinação de sementes de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

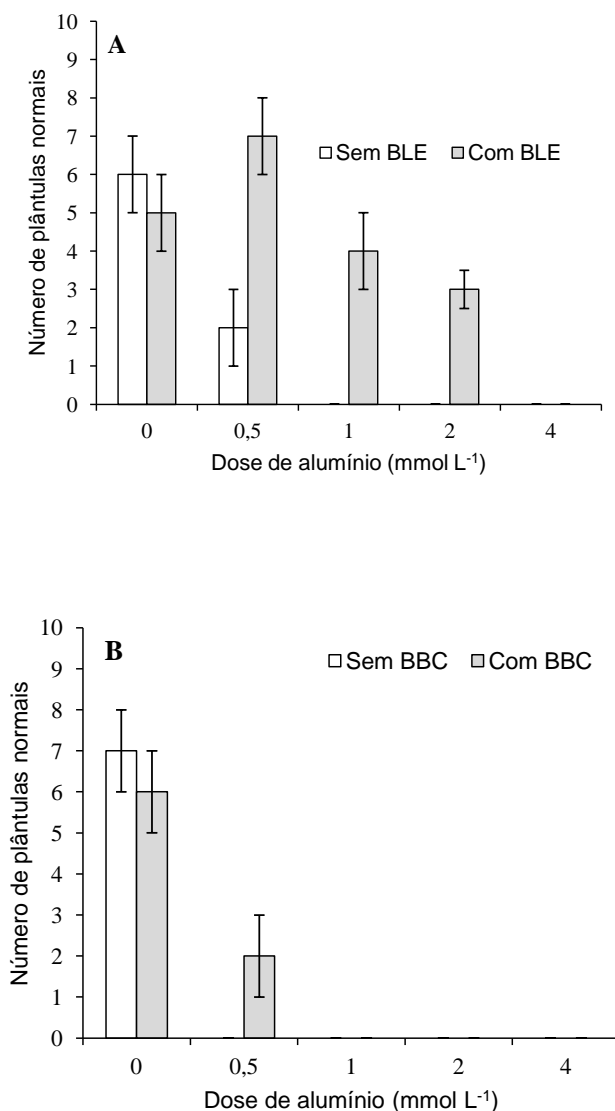
Figura 3. Percentagem de germinação de sementes de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e biocarvão de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

A presença do BLE no experimento (1) favoreceu o número de plântulas normais de sorgo nas doses 0,5 a 4 mmol L⁻¹ de Al (FIGURA 4A). Na ausência do Al, não se verificaram diferenças significativas no número de plântulas normais entre os tratamentos sem e com biocarvão (FIGURA 4A). Diferentemente do experimento (1), no experimento (2), a adição do BBC ao meio pouco influenciou o número de plântulas normais. Para as doses 0 e 1 mmol L⁻¹ de Al, não foram constatadas diferenças significativas (FIGURA 4B). A partir da dose 0,5 mmol L⁻¹ de Al, houve uma redução drástica do número de plantas normais tanto na ausência quanto na presença de BBC (FIGURA 4B). A maior ocorrência de plântulas normais no experimento (1) pode indicar uma redução da toxidez de Al quando se adicionou o BLE ao meio.

Figura 4. Número de plântulas normais de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e biocarvão de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

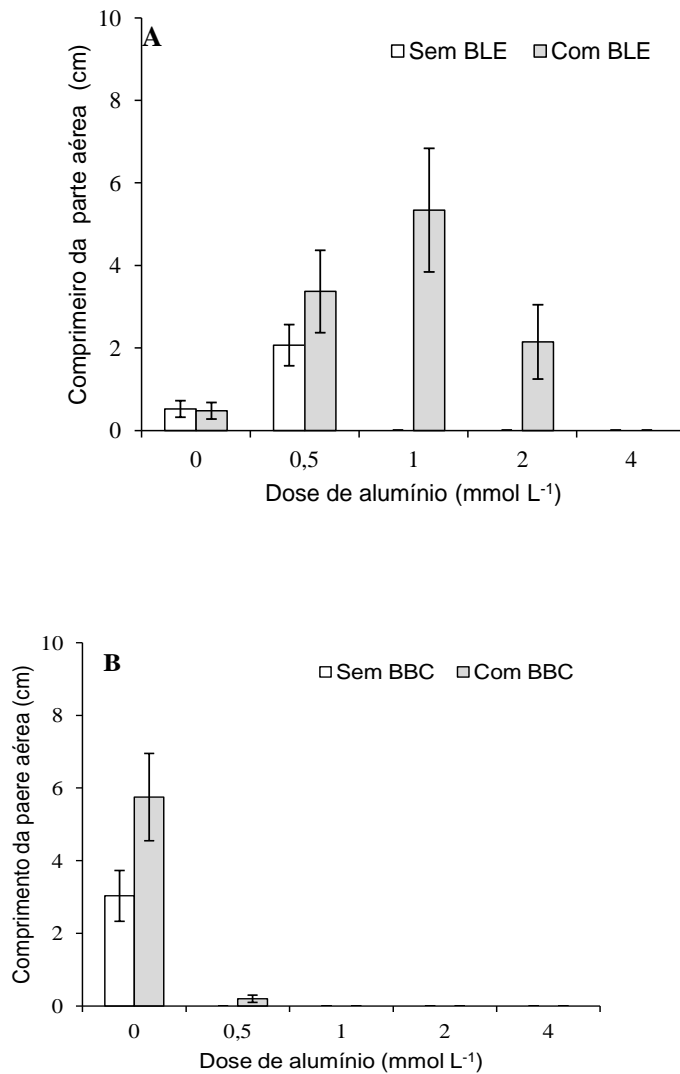


Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Para as avaliações realizadas aos dez dias, após a instalação dos experimentos, verificou-se que, na ausência de biocarvão, houve morte das plântulas já com a primeira dose de Al (0,5 mmol L⁻¹). No experimento (1) com BLE presente, não houve morte de plântulas, mesmo na dose mais elevada de Al (4 mmol L⁻¹), enquanto, no experimento com BBC, a partir da dose 0,5 mmol L⁻¹ de Al, houve morte das plântulas de sorgo.

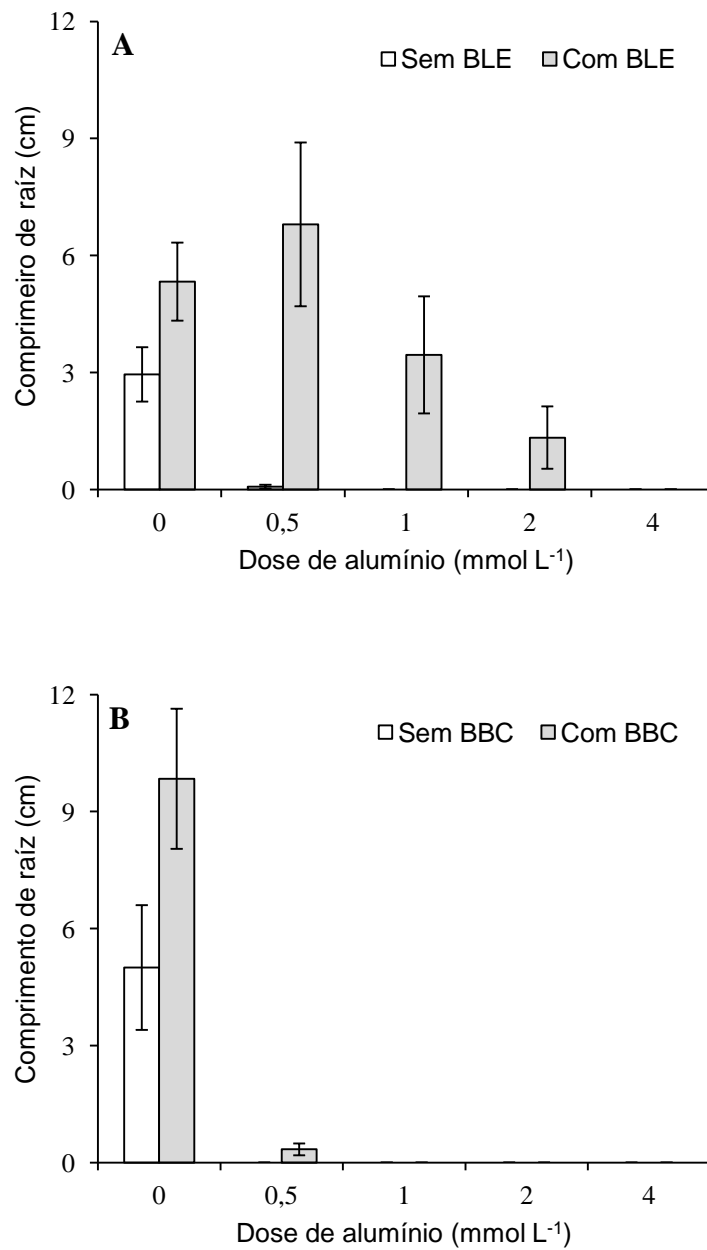
O comprimento da parte aérea e raiz (FIGURAS 5A; 5B; 6A e 6B) e massa seca da parte aérea e raízes (FIGURAS 7A e 7B) apresentaram efeito positivo na presença do BLE, sendo significativamente menor com o aumento das doses de Al no meio. Já adição de BBC no experimento (2) amenizou a toxidez por Al apenas na dose 0,5 mmol L⁻¹ de Al.

Figura 5. Comprimento de parte aérea das plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).



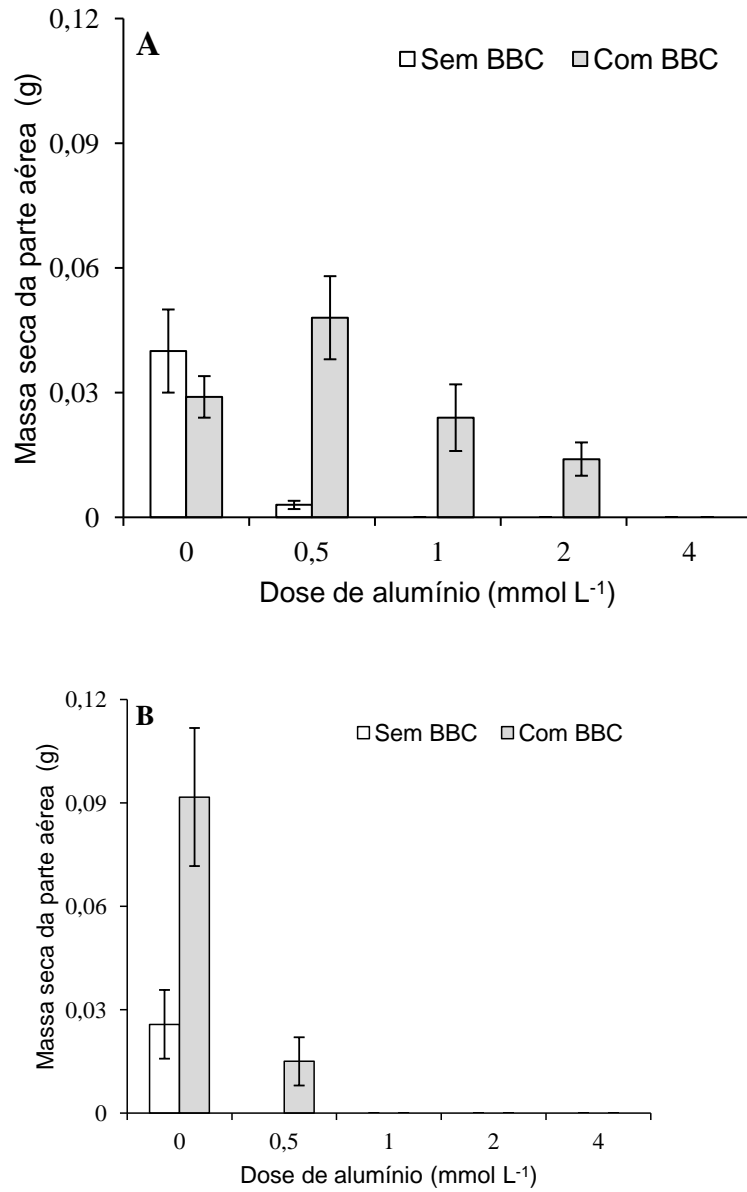
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 6. Comprimento de raiz principal das plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).



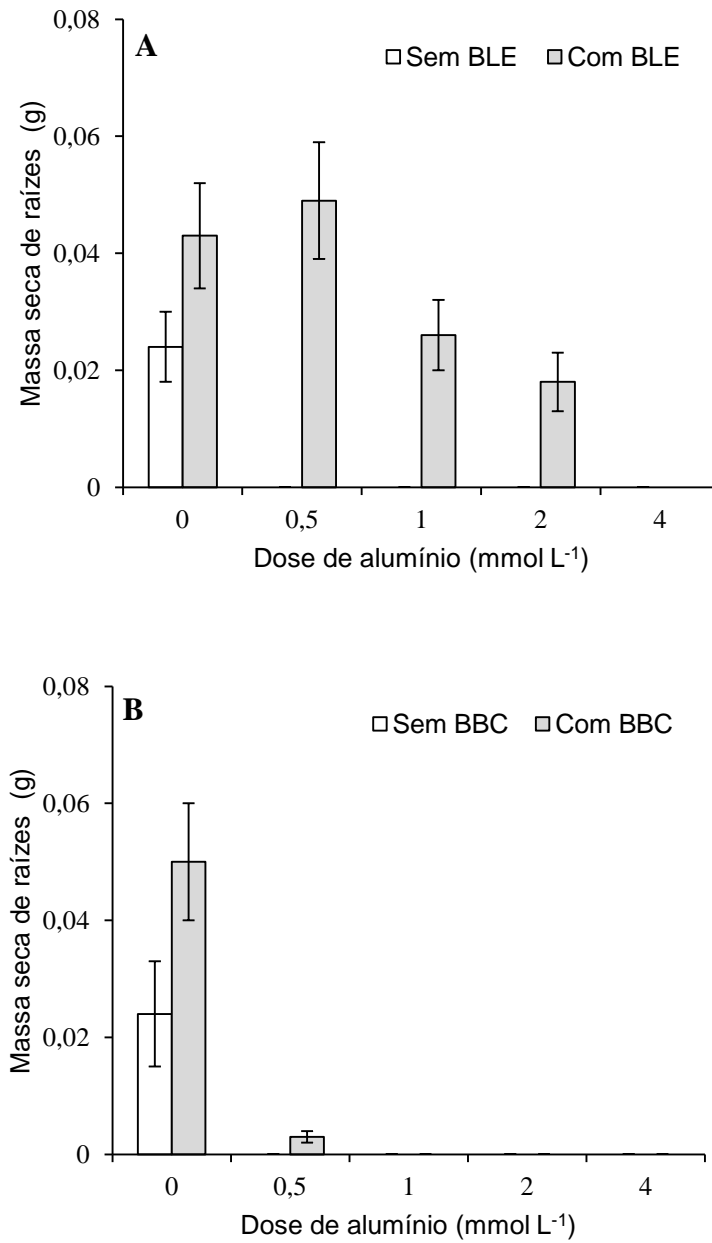
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 7. Massa seca da parte aérea de plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BLE) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).



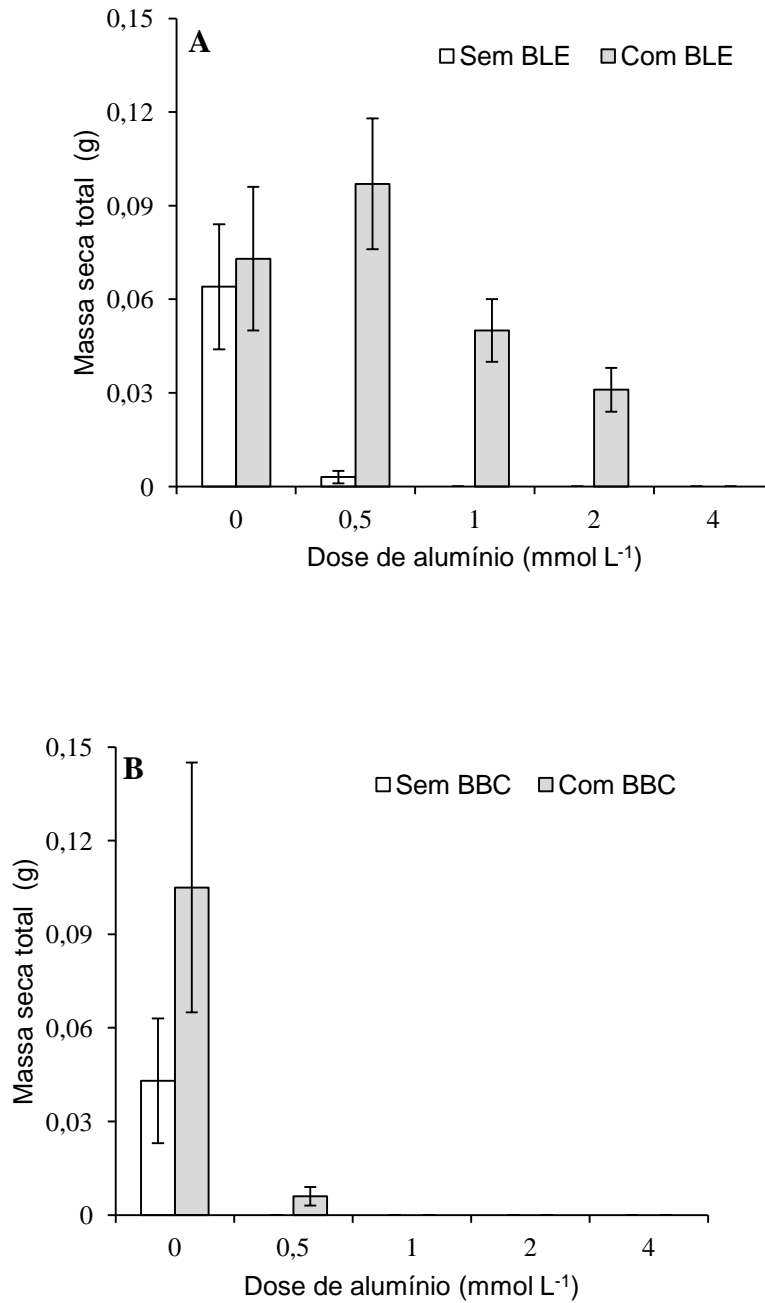
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 8. Massa seca de raízes de plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).



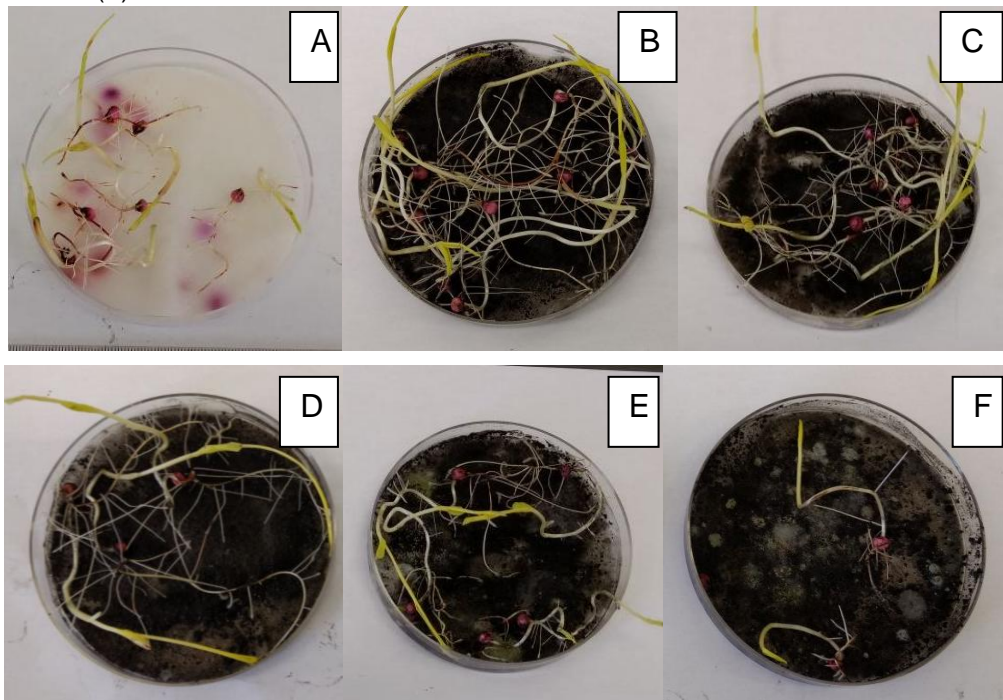
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 9. Massa seca total de plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de alumínio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).



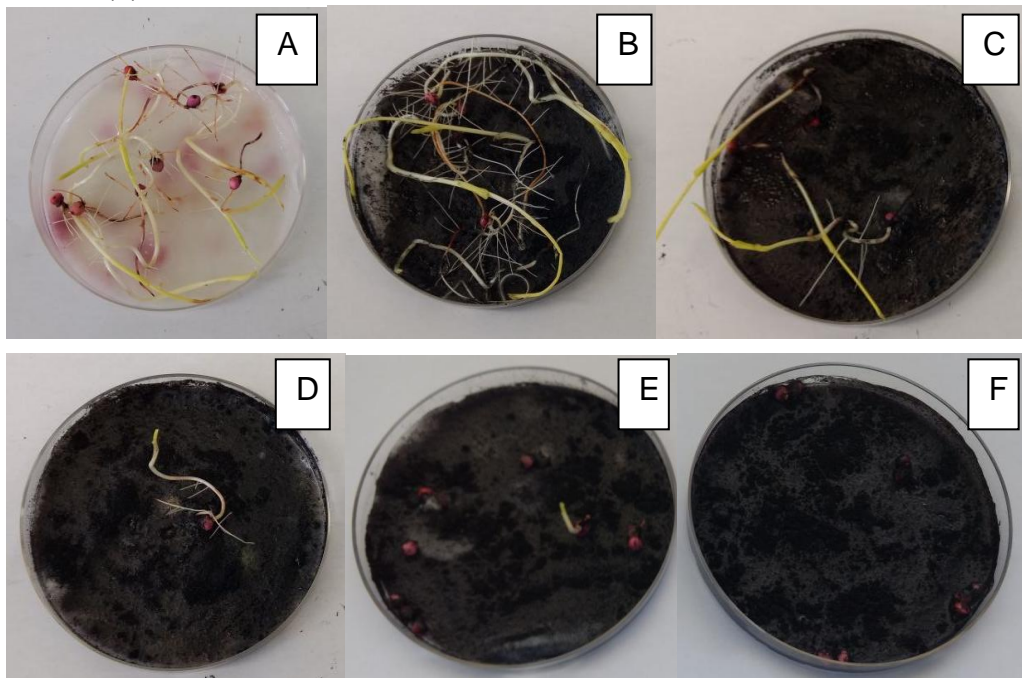
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 10. Efeito do BLE no desenvolvimento de plântulas de sorgo no tratamento controle (A), na ausência de Al (B) e submetidas às diferentes doses de alumínio: 0,5 mmol L⁻¹(C), 1 mmol L⁻¹(D), 2 mmol L⁻¹(E) e 4 mmol L⁻¹(F).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 11. Efeito do BBC no desenvolvimento de plântulas de sorgo no tratamento controle (A), na ausência de Al (B) e submetidas às diferentes doses de alumínio: 0,5 mmol L⁻¹(C), 1 mmol L⁻¹(D), 2 mmol L⁻¹(E) e 4 mmol L⁻¹(F).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

4.1.4 DISCUSSÕES

Embora o biocarvão não tenha influenciado no índice de velocidade de germinação e percentagem de germinação das sementes de sorgo (FIGURAS 2A, 2B; 3A, 3B), uma maior ocorrência do número de plântulas normais (FIGURAS 4A E 4B), nos tratamentos com biocarvão, podem estar relacionados à diminuição da toxidez por alumínio. Conforme Solaiman *et al.*(2012), as doses de aplicação do biocarvão em placas de petri podem influenciar na germinação de sementes. Em ensaios com germinação de sementes de trigo, os autores verificaram aumento na germinação das sementes, nas menores doses de aplicação do biocarvão, porém foi observada a diminuição ou nenhum efeito na germinação quando as maiores doses de biocarvão foram aplicadas. Essa observação pode contribuir no esclarecimento do efeito do BLE e BBC sobre a germinação nas sementes de sorgo.

Em função do pH acima de 6,0 (TABELA 1), a presença dos biocarvões pode ter contribuído para a precipitação do alumínio (FELLET *et al.*, 2014; ZHU *et al.*, 2014). No presente estudo, o BLE apresentou maiores valores de pH que o BBC e, dessa forma, pode ter contribuído mais efetivamente e propiciado maior sobrevivência para plântulas de sorgo.

O pH mais elevado do BLE pode ser atribuído ao seu maior teor cinzas (TABELA 1), uma vez que as cinzas são ricas em óxidos e hidróxidos de metais alcalinos (STEENARI *et al.*, 1999; GLASER *et al.*, 2002). De acordo com Ahmad *et al.*(2014), o pH alcalino do biocarvão induz a um efeito de calagem em meios ácidos. Além disso, conforme Qian *et al.*(2011), formas tóxicas de Al (Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$ e $Al(OH)_2^+$) podem ser adsorvidas pelo biocarvão e ou passar para formas menos tóxicas ($Al(OH)_3$ e $Al(OH)_4$). A segunda condição trata-se das reações envolvendo os grupos funcionais carboxílico, álcool, hidroxilas, entre outros) presentes na superfície do biocarvão e do Al, formando complexos entre o metal e esses grupos (TANG *et al.*, 2013).

Considerando que o Al apresenta baixa solubilidade nos solos, em condições de pH próximos da neutralidade, torna-se interessante a aplicação do biocarvão quando se deseja diminuir a toxidez deste metal para as plantas.

O maior teor de cinzas no BLE pode ser atribuído à composição da matéria-prima, uma vez que junto com o esgoto são carregadas partículas de solo e ou a maior temperatura de pirólise (GAI *et al.*, 2014).

Além do favorecimento da precipitação do alumínio, em pH próximo à neutralidade, o BLE e BBC podem ter cooperado para a adsorção desse elemento em sua matriz. De acordo com Li *et al.* (2017), o biocarvão por seu pH próximo à neutralidade, à grande área superficial, porosidade, carga superficial e grupos funcionais podem imobilizar elementos tóxicos para as plantas, como o alumínio, por meio de diferentes mecanismos de adsorção.

Em consequência da mitigação dos efeitos tóxicos do alumínio para as plantas, o maior número de plântulas normais de sorgo foi verificado nos tratamentos com BLE (FIGURAS 4A). Qian *et al.*(2011), por meio da adição de Al e biocarvão, em sistemas hidropônicos com plântulas de trigo e Berek *et al.*(2011) pela adição de biocarvão em solo, verificaram maior crescimento e desenvolvimentos das plantas e menores concentrações de Al, na parte aérea das plantas, nos tratamentos com biocarvão. Na literatura, são relatados os vários efeitos do alumínio no crescimento e no desenvolvimento das plantas, dentre eles, as deformações, principalmente, nas raízes (SILVA, 2012).

Nas avaliações realizadas no décimo dia, após a montagem dos experimentos, verificou-se, em ambos os experimentos, morte das plântulas nos tratamentos com alumínio sem biocarvão e nos tratamentos com BBC, a partir da dose $0,5 \text{ mmol L}^{-1}$ de Al (FIGURAS 4A e 4B; FIGURAS 5A e 5B; FIGURAS 6A e 6B), evidenciando a toxicidade do alumínio para as plântulas de sorgo.

Por outro lado, no experimento (1), o BLE permitiu a sobrevivência das plântulas (FIGURAS 10 e 11), possivelmente, por seus efeitos como amenizador da toxidez por alumínio. O maior valor de pH do BLE, em relação ao BBC (TABELA 1), pode ter contribuído não somente para a maior precipitação do Al, mas também para a carga de superfície (LU *et al.*, 2012), decorrente da desprotonação de grupos carboxílicos, na superfície dos biocarvões (MOHAN *et al.*, 2006), explicando a maior CTC do BLE (TABELA 1) e, conseqüentemente, maior adsorção de Al. Apesar da maior temperatura de pirólise favorecer a formação de poros, que contribuem para a elevação da área superficial dos biocarvões (KRULL *et al.*, 2003) e assim, reduzir a mobilidade do alumínio (VERHEIJEN *et al.*, 2009), o BBC, produzido a uma temperatura menor que o BLE, apresentou porosidade ligeiramente maior (TABELA 1). Dessa forma, além das condições de pirólise deve-se considerar também a matéria-prima utilizada na produção dos biocarvões.

Os maiores teores de nitrogênio e enxofre no BLE podem também ter contribuído para a maior sobrevivência das plântulas nos tratamentos com BLE. Além de esses elementos serem nutrientes para as plantas, podem servir como sítios adicionais de adsorção no biocarvão (MONTES-MORÁN *et al.*, 2004).

Dessa forma, as variáveis utilizadas no presente estudo serviram como indicadoras, para avaliar o efeito dos biocarvões BLE e BBC, na remediação da toxidez por Al em plântulas de sorgo. Experimentos dessa natureza são recomendados pela resposta rápida aos efeitos tóxicos de poluentes (LI *et al.*, 2007).

4.1.5 CONCLUSÃO

O biocarvão produzido, a partir do lodo de esgoto, em função dos atributos físico-químicos mais favoráveis à retenção de metais, como valores mais elevados de pH e de capacidade e troca de cátions, em relação ao biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar, é mais eficiente em diminuir a toxidez por alumínio para o sorgo nas fases de germinação e crescimento inicial das plântulas.

4.1.6 REFERÊNCIAS

- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2OVv0QB>>. Acesso em: 7 abr. 2017
- BEREK, A. K.; HUE, N.; AHMAD, A. Beneficial use of biochar to correct soil acidity. **The Food Provider**, September –November, p. 1-3, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2nKx69u>>. Acesso em: 14 jun. 2017
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <<https://bit.ly/1ScqyKL>>. Acesso em: 2 jun. 2017.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 03, de 26 de janeiro de 2015**. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para fertilizantes e corretivos de Solos, na forma do Anexo à presente Instrução Normativa. Disponível em: <<https://bit.ly/1ScqyKL>>. Acesso em: 2 jun. 2017.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para Análise de Sementes**. Brasília: MAPA, 2009. 399 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2P7yCyN>>. Acesso em: 2 jun. 2017.

CRUZ, M. S.D.; PÉREZ-URRIA, E.; MARTIN, L.; AVALOS, A.; VICENTE, C. Factors affecting germination of *Canavalia brasiliensis*, *Leucena loucocephala*, *Clitoria ternata* and *Calopogonio mucunoides* seeds. **Seed Science & Technology**, v.23, n.2, p.447-454, 1995. Disponível em: <<https://bit.ly/2P9bHTO>>. Acesso em: 12 jan. 2017.

CUSTÓDIO, C. C.; BOMFIM, D. C.; SATURNINO, S. M.; MACHADO NETO, N. B. Estresse por alumínio e por acidez em cultivares de soja. **Scientia Agricola**, v. 59, n.1, p.145-153, 2002. Disponível em: <<https://bit.ly/2OqCGsL>>. Acesso em: 13 ago. 2016

FELLET, G.; MARMIROLI, M.; MARCHIOL, L. Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar. **Science of The Total Environment**, v. 468–469, p. 598–608, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2vEALKn>>. Acesso em: 05 jan. 2017

FERREIRA, R. P.; MOREIRA, A.; RASSINI, J. B. **Toxidez de alumínio em culturas anuais**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, Documentos 63, 2006, p.7-8. Disponível em: <<https://bit.ly/2KSiKNs>>. Acesso em: 05 nov. 2016

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. **Biology Fertility of Soils**, v. 35, n.4, p. 219-230, 2002. Disponível em: <<https://bit.ly/2PbzVNt>>. Acesso em: 12 jan. 2017

GAI, X.; WANG, H.; LIU, J.; ZHAI, L.; LIU, S.; REN, T.; LIU, H. Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. **PLoS One**, v.9, n.12, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2PaAtTC>>. Acesso em: 15 ago. 2016

HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; NELSON, P. F. Comparative assessment of the effect of wastewater sludge biochar on growth, yield and metal bioaccumulation of cherry tomato. **Pedosphere**, v. 25, n. 5, p. 680-685, 2015. Disponível em: <<https://bit.ly/2KK1vO7>>. Acesso em: 05 jan. 2017

KOCHIAN, L. V.; HOEKENGA, O. A.; PIÑEROS, M. A. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. **Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology**, v. 55, p. 459-493, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/2KK4AOi>>. Acesso em: 05 jan. 2017

KRULL, E.; MACDONALD, L.; SINGH, B.; FANG, Y.; COWIE, A.; COWIE, A.; ZWIETEN, L. V.; MURPHY, D.; FARRELL, M.; KOOKANA, R.; DANDIE, C. **From source to sink: a national initiative for biochar research**. Climate Change Research Program: Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Australia, 2012, 232 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2P7ASpL>>. Acesso em: 05 jan. 2017

LI, C.; FENG, S.; SHAO, Y.; JIANG, L.; LU, X.; HOU, X. Effects of arsenic on seed germination and physiological activities of wheat seedlings. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 725-732, 2007. Disponível em: <<https://bit.ly/2vwwp8o>>. Acesso em: 27 abr. 2017

LI, H.; DONG, X.; SILVA, E. B.; OLIVEIRA, L. M.; CHEN, Y.; MA, L. Q. Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. **Chemosphere**, v. 178, p. 466-478, 2017. Disponível em: <<https://bit.ly/2Mlsgyb>>. Acesso em: 19 abr. 2018

LU, H.; ZHANG, W.; YANG, Y.; HUANG, X.; WANG, S.; QIU, R. Relative distribution of Pb²⁺ desorption mechanisms by sludge-derived biochar. **Water Research**, v. 46, n. 3, p. 854-862, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2MiCYVW>>. Acesso em: 21 jun. 2017

LU, K.; YANG, X.; SHEN, J.; ROBINSON, B.; HUANG, H.; LIU, D.; BOLAN, N.; PEI, J.; WANG, H. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. **Agriculture Ecosystems Environment**, v. 191, p. 124-132, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2OoDCxS>>. Acesso em: 27 abr. 2017

MAGUIRE, J.D. Speeds of germination-aid selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v.2, p. 176-177, 1962. Disponível em: <<https://bit.ly/2nHoUXj>>. Acesso em: 18 set. 2016

MOUSTAKAS, M.; OUZOUNIDOU, G.; LANNOYE, R. Rapid screening for luminum tolerance in cereals by use the chlorophyll fluorescence test. **Plant Breeding**, v.111, n. 4, p. 343-346, 1993. Disponível em: <<https://bit.ly/2OnOQT0>>. Acesso em: 13 jun. 2017

MOHAN, D.; PITTMAN, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. **Energy & Fuels**, v. 20, n. 3, p. 848-889, 2006. Disponível em: <<https://bit.ly/2P0BVYO>>. Acesso em: 15 jun. 2017

MONTES-MORÁN, M.A.; SUÁREZ, D.; MENÉNDEZ, J.A.; FUENTE, E. On the nature of basic sites on carbon surfaces: an overview. **Carbon**, v. 42, n. 7, p. 1219-1225, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/2MqATqv>>. Acesso em: 13 abr. 2017

QIAN, L.; CHEN, B.; HU, D. Effective alleviation of aluminum phytotoxicity by manure-derived biochar. **Environmental Science Technology**, v. 47, n. 6, p. 737-2745, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2MguHC9>>. Acesso em: 27 abr. 2017

SCHLINDWEIN, J. A.; NOLLA, A.; ANGHINONI, I.; MEURER, E.J. Redução da toxidez de alumínio em raízes de soja por culturas antecessoras no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 9, n. 1, p. 85-88, 2003. Disponível em: <<https://bit.ly/2MD5U7d>>. Acesso em: 14 jun. 2017

SILVA, S. Aluminium toxicity targets in plants. **Journal of Botany**, v. 2012, 8p, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2MWtbBy>>. Acesso em: 17 set. 2017

STEENARI, B. M.; KARLSSON, L. G.; LINDQVIST, O. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. **Biomass and Bioenergy**, v.16, n. 2, p. 119-136, 1999. Disponível em: <<https://bit.ly/2vO7TPX>>. Acesso em: 27 abr. 2017

SOLAIMAN, Z. M.; MURPHY, D. V.; ABBOTT, L. K. Biochars influence seed germination and early growth of seedlings. **Plant and Soil**, v. 353, n. 1-2, p. 273-287, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2vQxozZ>>. Acesso em: 25 nov. 2017

SOUDEK, P.; RODRIGUEZ VALSECA, I.M.; PETROVÁ, Š.; SONG, J.; VANĚK, T. Characteristics of different types of biochar and effects on the toxicity of heavy metals to germinating sorghum seeds. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. B, p. 157-165, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/2noGAHk>>. Acesso em: 09 abr. 2017

TANG, J.; ZHU, W.; KOOKANA, R.; KATAYAMA, A. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 116, n. 6, p. 653-659, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2nxYUhn>>. Acesso em: 11 jul. 2017

USEPA. **Method 3050B: acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Revision 2. Washington, DC, 1996, 12p. Disponível em: <<https://bit.ly/2OB6Aut>>. Acesso em: 05 nov. 2016

VERHEIJEN, F.; JEFFERY, S.; BASTOS, A. C.; VAN DER VELDE, M.; DIAFAS, I. Biochar application to soils: a critical scientific review of effects on soil properties processes and functions. **JRC Scientific and Technical Reports**, 2010, 162p. Disponível em: <<https://bit.ly/2MNKzIq>>. Acesso em: 18 fev. 2017

WANG, T.; SUN, H.; REN, X.; LI, B.; MAO, H. Evaluation of biochars from different stock materials as carriers of bacterial strain for remediation of heavy metal-contaminated soil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 12114, p. 1-10, 2017. Disponível em: <<https://go.nature.com/2AZnHnS>>. Acesso em: 11 out. 2017

ZHU, Q. H., PENG, X. H., HUANG, T. Q., XIE, Z. B., HOLDEN, N. M. Effect of biochar addition on maize growth and nitrogen use efficiency in acidic red soils. **Pedosphere**, v. 24, n. 6, p. 699-708, 2014. Disponível em: < <https://bit.ly/2Bt6NhV>>. Acesso em: 22 maio 2017

4.2 Artigo 2- Biocarvão na remediação da toxidez por cádmio em *Sorghum bicolor L.*

RESUMO

A absorção de Cd pelas plantas pode diminuir a sua capacidade germinativa, crescimento, produção e absorção de nutrientes. A conversão de resíduos em biocarvão, com posterior aplicação em meios de cultivo, pode ser uma alternativa para remediação dos efeitos tóxicos do Cd. O objetivo deste trabalho foi identificar o potencial de biocarvões de lodo de esgoto e de bagaço de cana para remediar os efeitos tóxicos do cádmio na germinação e no crescimento inicial de plântulas de sorgo. Foram conduzidos dois experimentos em condições controladas, em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 5x2, com sete repetições, sendo cinco doses de cádmio na solução aquosa (0; 0,5; 1; 2 e 4 mmol L⁻¹) sem ou com adição de 0,25 g de biocarvão. No experimento 1, utilizou-se um biocarvão produzido, a partir de lodo de esgoto (BLE), enquanto no experimento 2 foi utilizado um biocarvão produzido a partir de bagaço de cana-de-açúcar (BBC). Cada unidade experimental foi constituída por uma placa de Petri (10 cm) de diâmetro, contendo papel germitest, 5ml da solução de Cd e 10 sementes de sorgo. As placas de Petri foram fechadas com plástico filme e mantidas em câmara de germinação tipo B.O.D com temperatura de 25±1°C, na ausência de luz por 10 dias. No quarto dia, foram realizadas as avaliações velocidade de germinação, percentagem de germinação e plântulas normais. No décimo dia, avaliaram-se os comprimentos e massas secas de raízes e de parte aérea. A presença dos biocarvões nos meios de cultivo pouco influenciou o índice de velocidade de germinação e a percentagem de germinação, embora permitisse maior sobrevivência de plântulas normais avaliadas aos quatro dias após a instalação dos experimentos. Nas avaliações realizadas aos 10 dias, foram encontrados os maiores valores nas variáveis, para os tratamentos com BLE, demonstrando estes serem mais eficientes na remediação da toxidez do Cd, nas fases de germinação e crescimento inicial do sorgo.

Palavras-chave: lodo de esgoto, bagaço de cana-de-açúcar, germinação, *Sorghum bicolor L.*

ABSTRACT

The uptake of Cd by plants may decrease their germinative capacity, growth, production and nutrient absorption. The conversion of waste into biochar, with subsequent application in culture media can be an alternative for remediation of toxic effects of Cd. The objective of this work was to identify the potential of biochar of sewage sludge and sugarcane bagasse to remedy the toxic effects of cadmium on germination and initial growth of sorghum seedlings. Two experiments were conducted under controlled conditions, in a completely randomized design, in a 5x2 factorial scheme, with seven replicates, five doses of cadmium in the aqueous solution (0; 0,5; 1; 2 and 4 mmol L⁻¹) without or with the addition of 0,25 g of biochar. In experiment 1, a biochar produced from sewage sludge (BLE), while in the experiment 2 was used a biochar produced from sugarcane bagasse (BBC). Each experimental unit consisted of a Petri dish (10 cm) in diameter, containing germitest paper, 5 ml of the Cd solution and 10 sorghum seeds. The Petri plates were closed with plastic film and kept in the germination chamber type B.O.D with temperature of 25±1°C, in the absence of light for 10 days. On the fourth day, germination speed, percentage of germination and normal seedlings were evaluated. On the tenth day, the lengths and dry masses of roots and shoot were evaluated. The presence of biochars in the culture media had little influence on the germination rate index and the percentage of twinning, although it allowed greater survival of normal seedlings evaluated at four days after the installation of the experiments. In the evaluations carried out at 10 days, the highest values in the variables were found for the treatments with BLE, demonstrating that they were more efficient in the remediation of Cd toxicity, in the germination and initial growth stages of sorghum.

Keywords: sewage sludge, sugarcane bagasse, germination, *Sorghum bicolor* L.

4.2.1 INTRODUÇÃO

A contaminação por metais pesados tornou-se um dos graves problemas ambientais. O cádmio (Cd) é considerado um dos metais pesados mais tóxicos, para os seres vivos e pode ser introduzido em solos agrícolas, por meio de atividades antropogênicas, como o uso de fertilizantes e atividades industriais. Esse elemento é motivo de especial preocupação, por sua mobilidade no solo e toxicidade para as plantas e animais, mesmo em concentrações muito baixas, além de ser facilmente absorvido pelas raízes das plantas. Além disso, quando presente no solo, apresenta baixa taxa de degradação (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; NAGAJYOTI *et al.*, 2010; RIZWAN *et al.*, 2012).

Existem diversos efeitos da toxidez desse metal para as plantas, sendo os mais comuns as alterações na absorção de nutrientes pelas plantas, redução da população de microrganismos benéficos no solo (MORENO *et al.*, 1999), clorose foliar, redução no crescimento e até mesmo a morte das plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; LIU *et al.*, 2003; RIZWAN *et al.*, 2012). Do mesmo modo, a absorção de Cd pelas plantas pode diminuir a germinação de sementes, crescimento, produção e biomassa (NAEEM *et al.*, 2016), fotossíntese, absorção de nutrientes minerais, como também aumentar o estresse oxidativo e induzir à necrose e ao enrolamento foliar (RIZWAN *et al.*, 2016).

Nesse sentido, a utilização de biocarvão, obtido a partir da pirólise da biomassa, em condições de oxigenação restrita, pode representar uma alternativa viável para a remediação ambiental de metais, dada a facilidade de obtenção de matéria-prima e diversidade de aplicações. Podem-se destacar como matérias-primas o lodo de esgoto e o bagaço de cana-de-açúcar, por serem resíduos gerados em grandes quantidades no Brasil e possuir comprovação por meio de estudos do seu potencial para remediar metais pesados, quando convertidos em biocarvão (INYANG, *et al.* 2011; MENDES *et al.*, 2012; ZHOU *et al.*, 2013).

Nos últimos anos, estudos têm evidenciado o potencial de biocarvões produzidos a partir de diferentes matérias-primas para remediar a contaminação por cádmio, nos meios de cultivos, favorecendo a germinação (SOUDEK *et al.*, 2016), crescimento e desenvolvimento das plantas (ABBAS *et al.*, 2017; RIZWAN *et al.*, 2018), como também na redução do estresse oxidativo vegetal (RIZWAN *et al.*, 2016).

Nesse sentido, torna-se interessante verificar o potencial de diferentes biocarvões para remediar a toxicidade por Cd para as plantas. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi identificar o potencial de biocarvões de lodo de esgoto e de bagaço de cana para remediar os efeitos tóxicos do cádmio na germinação e no crescimento inicial de plântulas de sorgo.

4.2.2 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Biotecnologia do Centro de Pesquisa em Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, Campus Montes Claros, Minas Gerais. Os experimentos foram realizados, simultaneamente em ambiente controlado, conforme metodologia de Soudek *et al.*, (2016). Como material vegetal, foram utilizadas dez sementes de sorgo (*Sorghum bicolor* L.) variedade BRS 658 por placa de petri de 10 cm, devidamente esterilizada e preenchida com papel germitest umedecido com 5 mL de solução aquosa com diferentes doses de cádmio, sem ou com adição de biocarvão. Os experimentos foram conduzidos em delineamento inteiramente casualizado, em

esquema fatorial 5x2, com sete repetições, sendo cinco doses de cádmio na solução aquosa (0; 0,5; 1; 2 e 4 mmol L⁻¹) sem ou com adição de 0,25 g de biocarvão. A dose zero(0) de Cd representou o tratamento controle. No experimento 1, utilizou-se um biocarvão produzido, a partir de lodo de esgoto (BLE) enquanto, no experimento (2), foi utilizado um biocarvão produzido a partir de bagaço de cana-de-açúcar (BBC).

Para a produção do BLE, confeccionaram-se esferas de lama de lodo de esgoto de, aproximadamente, 3 cm de diâmetro que, após secagem à temperatura ambiente, foram pirolizadas a 450°C, com tempo de residência de 30 minutos em um forno do tipo mufla. Para o BBC, utilizaram-se colmos de cana-de-açúcar após a extração mecânica do caldo. O bagaço foi triturado e pirolizado a 350 °C, com tempo de residência de 2 horas através de um forno artesanal rudimentar.

Os biocarvões foram moídos e passados em peneira de 0,5 mm de malha para a utilização nos experimentos e para a caracterização dos atributos físicos e químicos (Tabela 1). O rendimento foi estimado pela relação entre a massa de biocarvão e a massa de matéria-prima utilizada [(massa de biocarvão /massa de matéria prima) x 100]. O pH, a condutividade elétrica, a capacidade de troca de cátions (CTC), a densidade aparente, a porosidade total e os teores de carbono e micronutrientes foram determinados de acordo a IN-SDA N°003/2015 (BRASIL, 2015). Os teores de micronutrientes e metais pesados foram analisados de acordo com a EPA 3050B (USEPA, 1996).

Nos dois experimentos, as placas de petri, contendo as sementes, biocarvão e as doses de Al, foram cobertas com plástico filme e mantidas em câmara de germinação tipo B.O. D com temperatura de 25±1°C e ausência de luz durante o período de dez dias.

Nos primeiros quatro dias, conforme recomendação de Brasil (2009), avaliou-se o índice de velocidade de germinação (IVG), por meio da somatória das relações entre o número de sementes germinadas a cada 24h pelo número de dias decorridos entre a semente e a germinação, conforme a equação proposta por Maguire (1962): $IVG = [(G1/N1)+(G2/N2)+(G3/N3)+(G4/N4)]$

Em que:

IVG = índice de velocidade de germinação.

G1, G2, G3 e G4 = número de sementes germinadas desde a primeira até a quarta contagem, considerando germinadas aquelas com a exposição da radícula.

N1, N2, N3 e N4 = número de dias decorridos do primeiro ao quarto dia de germinação.

A percentagem de germinação e o número de plântulas normais foram determinados no quarto dia, após a instalação do ensaio, conforme recomendado por Brasil (2009). Após a avaliação da contagem de plântulas normais, as plântulas anormais ou mortas foram descartadas.

No décimo dia, após o início dos experimentos, determinaram-se os comprimentos da parte aérea e da raiz principal de cada plântula, com o auxílio de um paquímetro digital. Em seguida, as plântulas foram separadas em parte aérea e raízes e secadas em estufa de circulação forçada de ar a 65°C, durante 72 horas, para a determinação da massa seca da parte aérea e de massa seca das raízes.

Em ambos os experimentos, para cada variável avaliada, calcularam-se a média e o intervalo de confiança pelo teste t de Student a 5% de probabilidade pelo software Microsoft Excel.

Tabela 1. Atributos físicos e químicos do biocarvão de lodo de esgoto (BLE) e do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar (BBC).

Atributos	BLE	BBC
Rendimento (%)	47,12	29
Temperatura máxima (°C)	450	350
Tempo de residência (h)	0,5	2
pH	7,0	6,5
CE (mS cm ⁻¹)	0,92	0,99
Densidade aparente (g cm ⁻³)	0,61	0,28
Porosidade (%)	63,8	75,34
Cinzas (%)	59,02	30
CTC (mmol/kg)	336,64	208
C (g kg ⁻¹)	156,7	283,5
N(g kg ⁻¹)	26,85	12,3
P (g kg ⁻¹)	240	23
K (g kg ⁻¹)	4,08	4,3
S (g kg ⁻¹)	6,39	1,2
Na (mg kg ⁻¹)	449,95	Nq
Ca (mg kg ⁻¹)	362,48	18200
Mg (mg kg ⁻¹)	263,47	5.600
Fe (mg kg ⁻¹)	29,91	2.309
Ba (mg kg ⁻¹)	320,47	27,9
Al (mg kg ⁻¹)	2,01	0,18
Zn (mg kg ⁻¹)	187,09	826
Mn (mg kg ⁻¹)	466,80	784
Cu (mg kg ⁻¹)	456,95	145
Cr (mg kg ⁻¹)	Nd	31,8
Ni (mg kg ⁻¹)	0,03	6,01
Cd (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
Pb (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
As (mg kg ⁻¹)	0,43	0,41
Hg (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
Mo (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd
Se (mg kg ⁻¹)	Nd	Nd

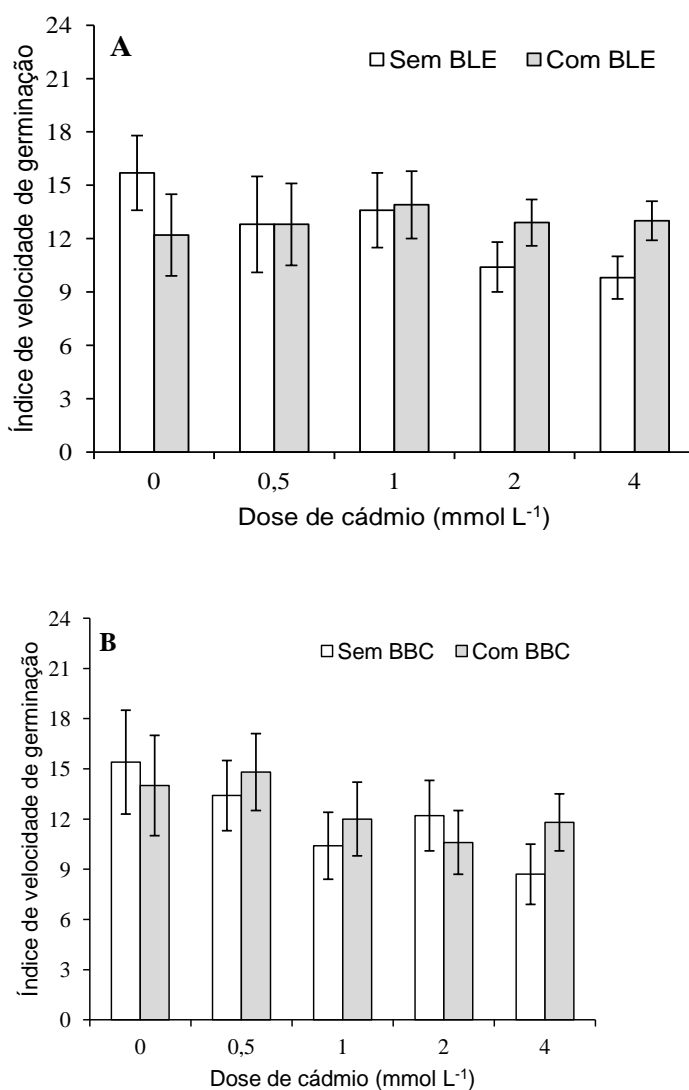
Notas: BLE = biocarvão de lodo de esgoto; BBC= biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar; CE = condutividade elétrica; CTC = capacidade de troca catiônica; nd = não detectado.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

4.2.3 RESULTADOS

Para as avaliações realizadas até o quarto dia, após a instalação dos estudos, verificou-se que, no experimento 1, houve diferenças significativas para o índice de velocidade de germinação com a aplicação do biochar de lodo de esgoto (BLE) apenas na dose 4 mmol L⁻¹ de Cd (FIGURA 1A). No experimento (2), não houve diferenças significativas no índice de velocidade de germinação com a adição de biochar de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) ao meio, para todas as doses de Cd (FIGURA 1B). Em ambos os experimentos, o índice de velocidade de germinação foi pouco afetado pela presença dos biocarvões (FIGURA 1A E 1B).

Figura 1. Índice de velocidade de germinação de sementes de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

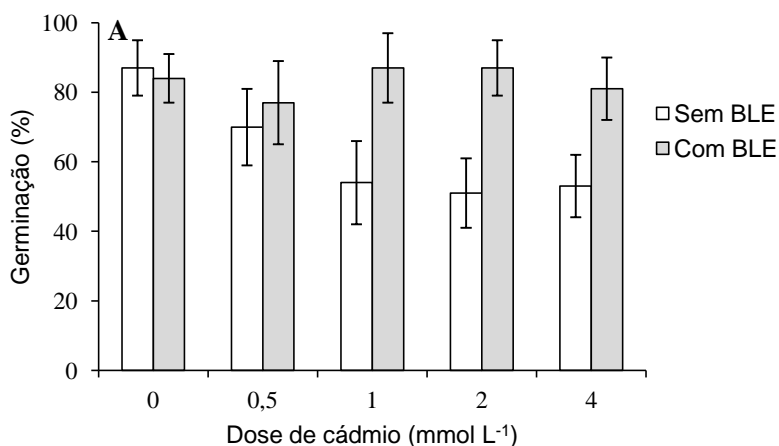


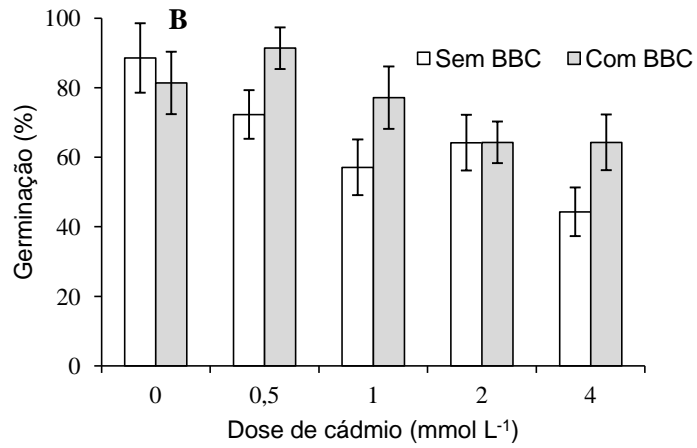
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Para a percentagem de germinação das sementes de sorgo, os resultados do experimento (1) revelaram maiores valores para os tratamentos com BLE, com diferenças significativas nas maiores doses de Cd (FIGURA 2 A). No experimento (2), a adição do BBC ao meio de cultivo aumentou a percentagem de germinação, apresentando diferenças significativas nas doses 0,5, 1 e 4 de mmol L^{-1} de Cd (FIGURA 2 B).

A presença BLE e do BBC nos experimentos favoreceu o número de plântulas normais de sorgo (FIGURAS 3A E 3B). Na ausência do Cd, não se verificaram diferenças significativas no número de plântulas normais entre os tratamentos sem e com biocarvão (FIGURAS 3A E 3B). Foram observadas diferenças significativas, em todas as doses, na presença do Cd no experimento (1). No experimento (2), foram constatadas diferenças significativas nas menores doses de Cd (FIGURA 3 B) entre os tratamentos com e sem BBC. Até a dose 2 mmol L^{-1} de Cd, com o aumento da concentração desse metal no meio de cultivo, observa-se redução significativa do número de plantas normais (FIGURA 3B). Até o quarto dia, após a instalação dos estudos, a ausência dos biocarvões provocou a morte das plântulas em ambos os experimentos. Com a presença do BLE não houve morte de plântulas, mesmo na dose mais elevada de Al (4 mmol L^{-1}), enquanto, na presença de BBC e doses elevadas de Cd (2 e 4 mmol L^{-1}), persistiu a toxicidade do metal ao meio, provocando morte das plântulas de sorgo.

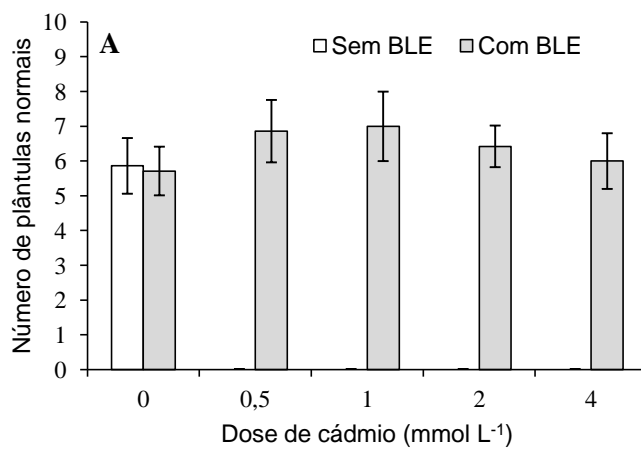
Figura 2. Percentagem de germinação de sementes de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biochar de lodo de esgoto (BLE) (A) e biochar de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

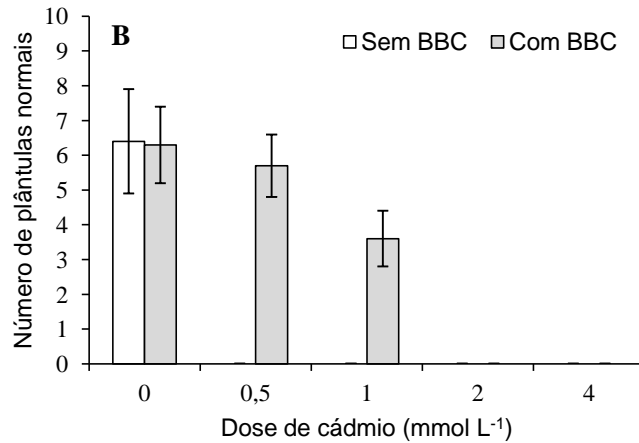




Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 3. Número de plântulas normais de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e biocarvão de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

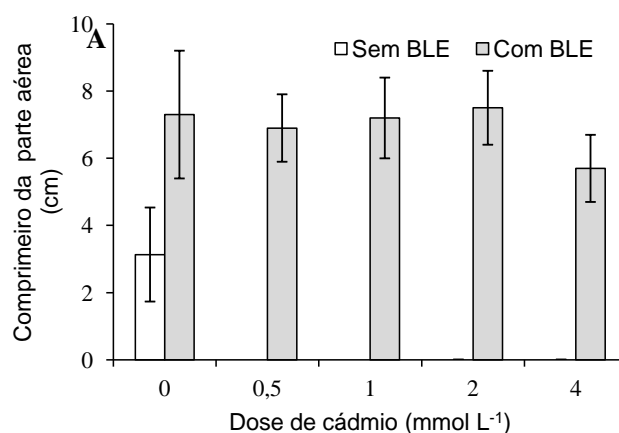


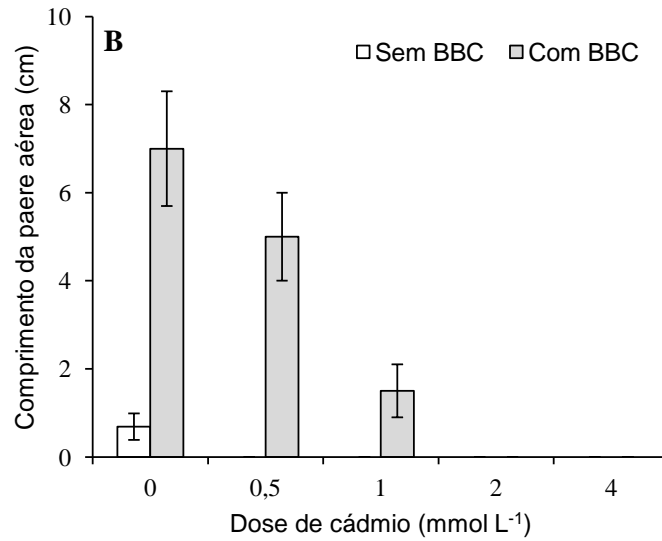


Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Para as avaliações realizadas, aos dez dias, após a instalação dos experimentos, considerando apenas as plântulas normais, verificou-se, para as variáveis: comprimento de parte aérea (FIGURAS 4A e 4B), comprimento da raiz principal (FIGURAS 5A e 5B), massa seca de parte aérea (FIGURAS 6A e 6B) e de raízes (FIGURAS 7A e 7B) e massa seca total (FIGURAS 8A e 8B), efeito positivo da adição BLE e BBC nos respectivos experimentos. Nos dois experimentos, não foram observadas plântulas normais nos tratamentos na presença do cádmio e na ausência dos biocarvões. Para o experimento 2, não houve plântulas normais, aos dez dias, após a instalação do estudo, nas doses 2 e 4 mmol L⁻¹ de Cd.

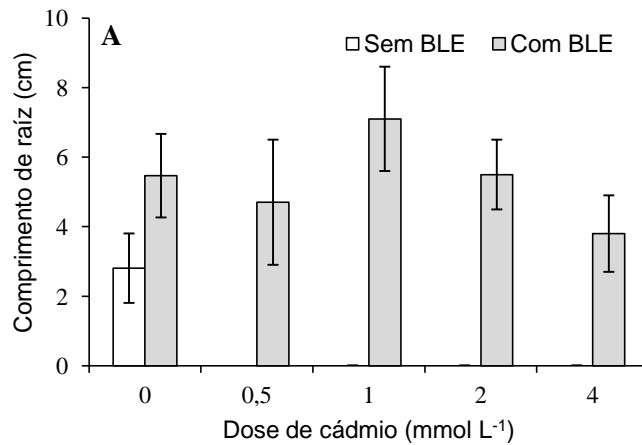
Figura 4. Comprimento da parte aérea das plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BLE) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

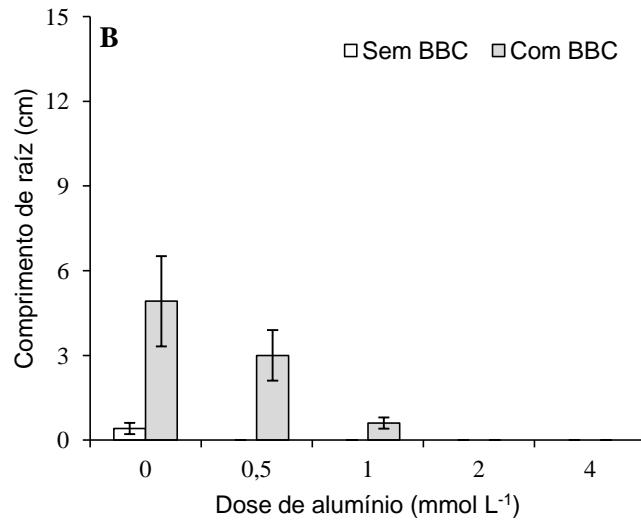




Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

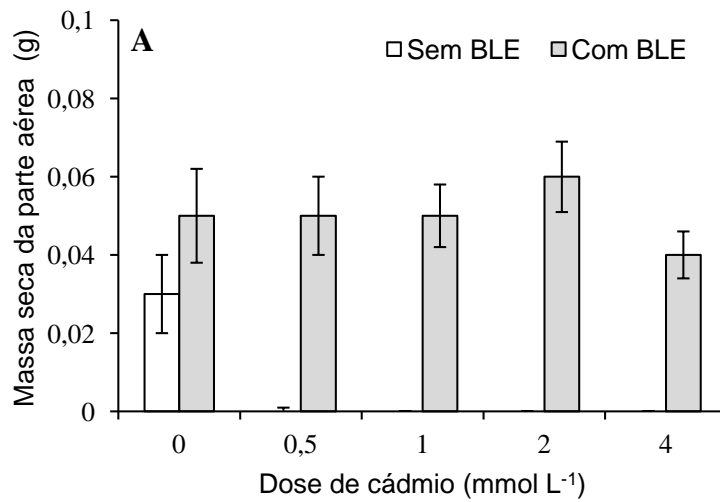
Figura 5. Comprimento de raiz principal das plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BLE) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

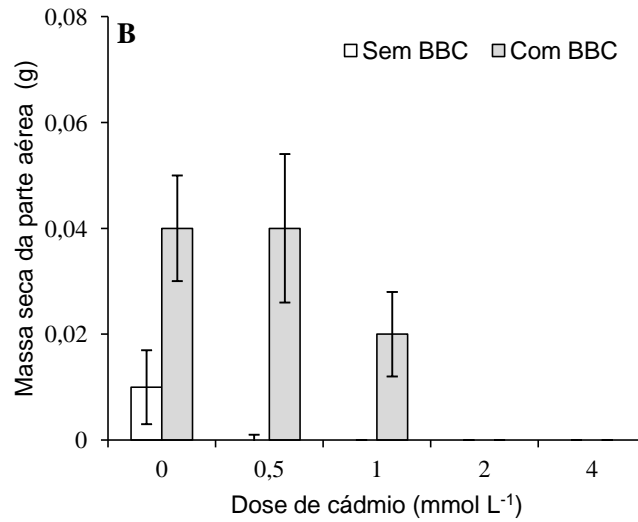




Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

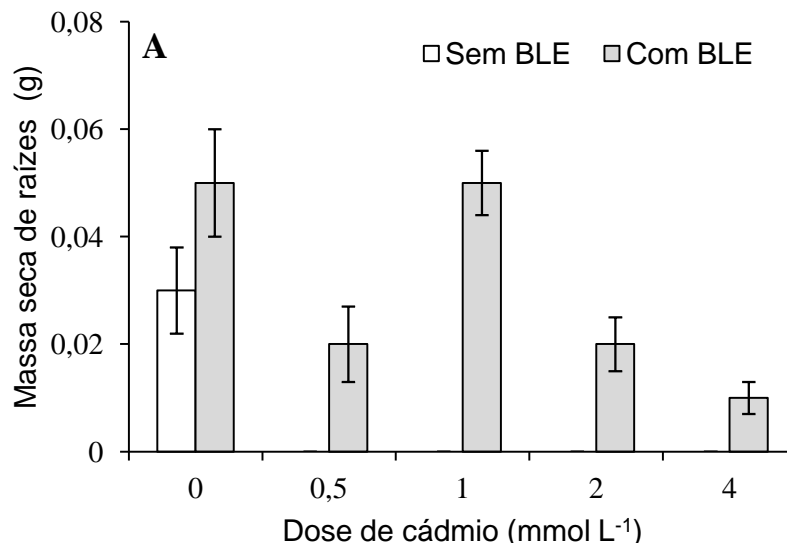
Figura 6. Massa seca da parte aérea de plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BLE) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

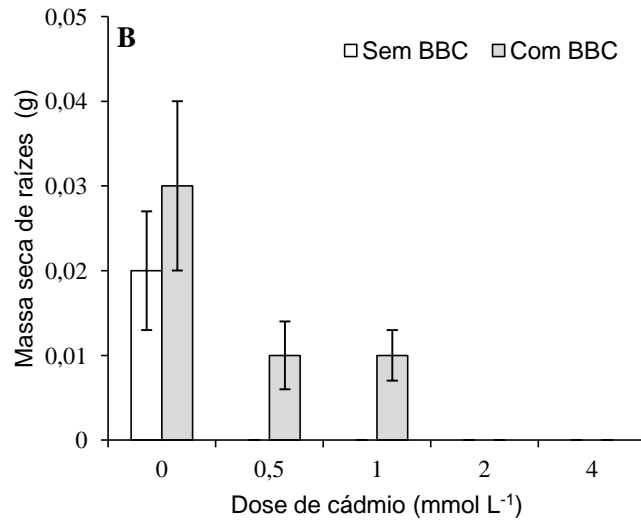




Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

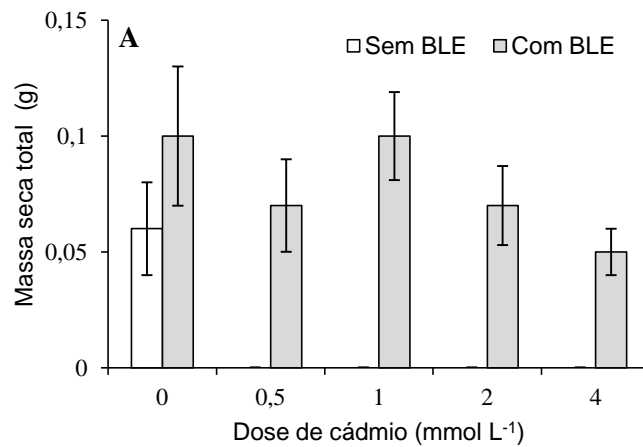
Figura 7. Massa seca de raízes de plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BLE) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).

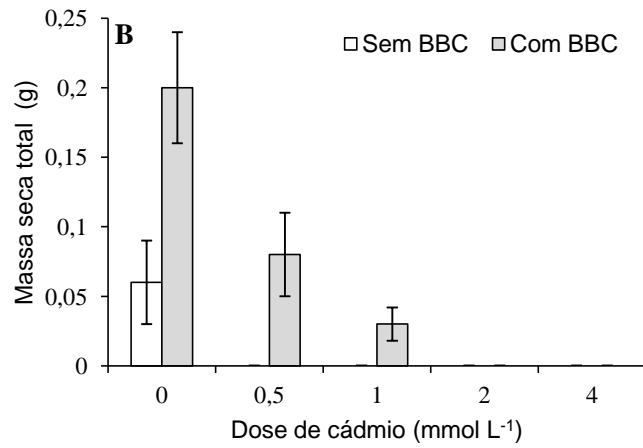




Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

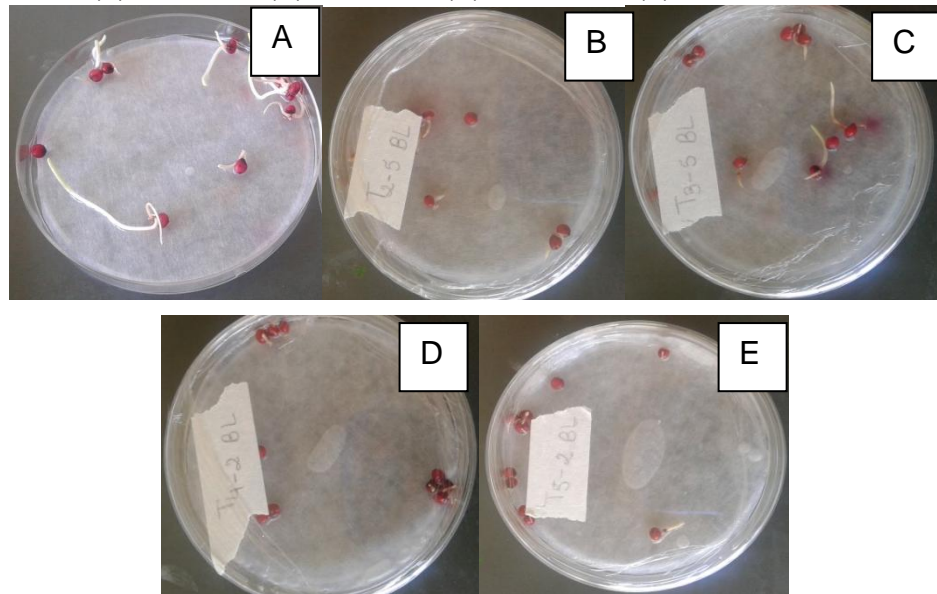
Figura 8. Massa seca total de plântulas de sorgo submetidas a quatro doses de cádmio sem e com adição de biocarvão de lodo de esgoto (BLE) (A) e de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) (B) ao meio de cultivo (média e intervalo de confiança das médias pelo teste de T a 5% de probabilidade).





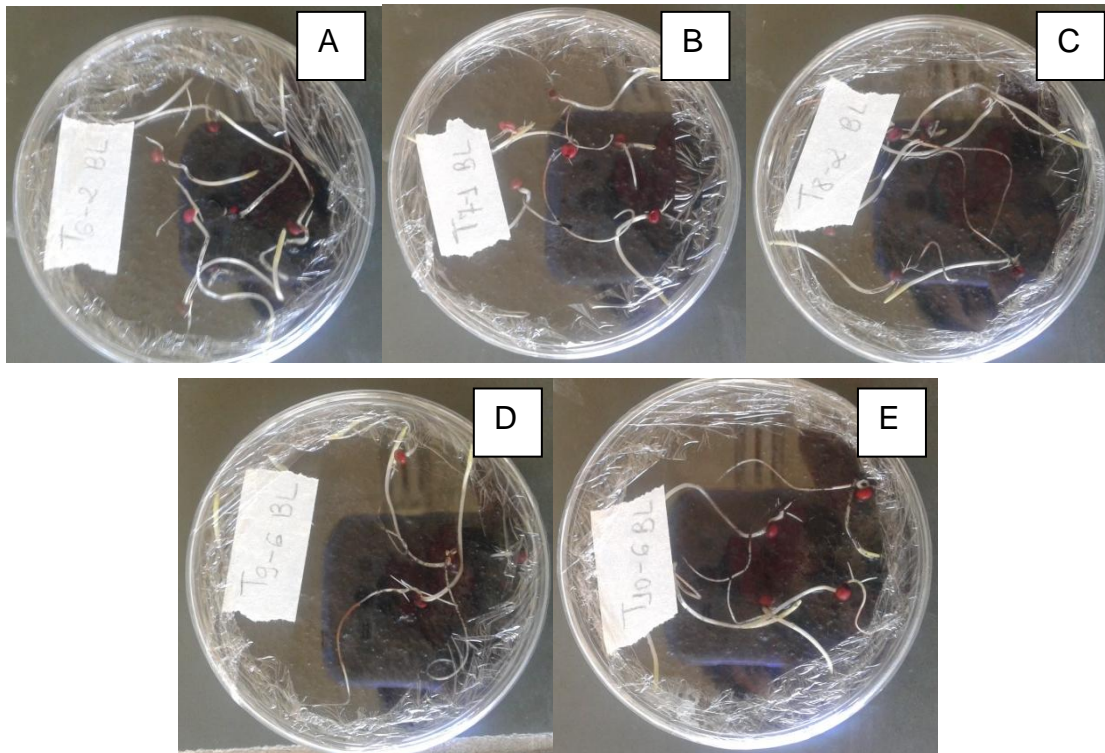
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 9. Desenvolvimento de plântulas de sorgo no tratamento controle (A) e submetidas às diferentes doses de cádmio: 0,5 mmol L⁻¹(B), 1 mmol L⁻¹(C), 2 mmol L⁻¹(D) e 4 mmol L⁻¹(E) na ausência do biocarvão.



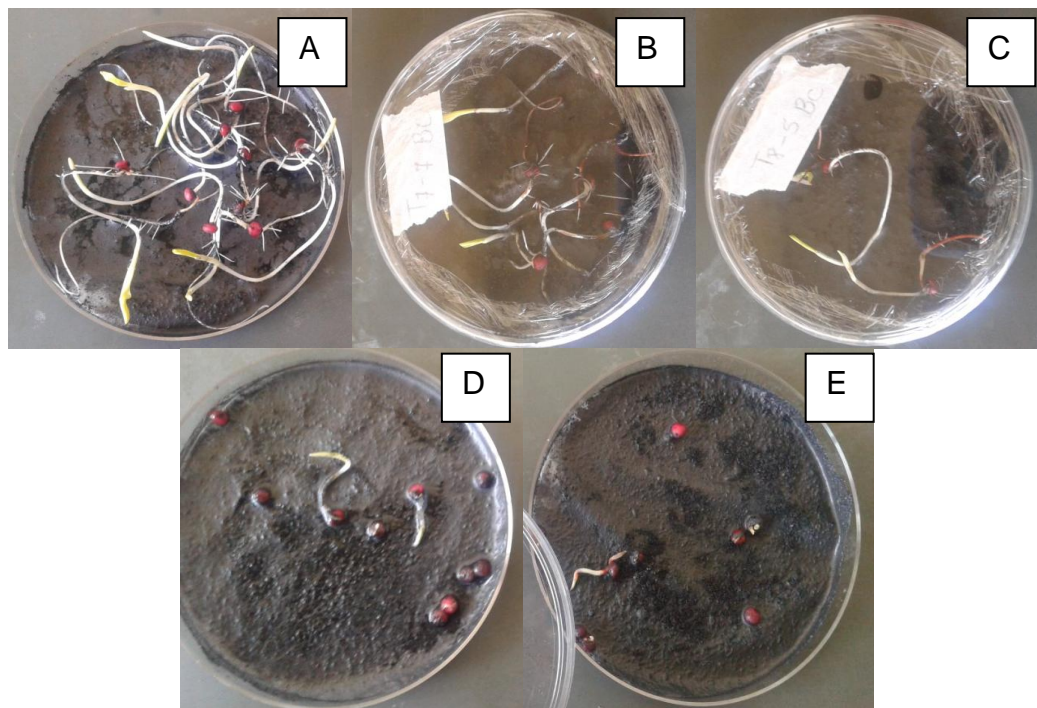
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 10. Efeito do BLE no desenvolvimento de plântulas de sorgo, na ausência de Cd (A) e submetidas às diferentes doses de cádmio: 0,5 mmol L⁻¹(B), 1 mmol L⁻¹(C), 2 mmol L⁻¹(D) e 4 mmol L⁻¹(E).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 11. Efeito do BBC no crescimento inicial de plântulas de sorgo, na ausência de Cd (A) e submetidas às diferentes doses de cádmio: 0,5 mmol L⁻¹(B), 1 mmol L⁻¹(C), 2 mmol L⁻¹(D) e 4 mmol L⁻¹(E).



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

4.2.4 DISCUSSÕES

A pouca influência dos biocarvões, no índice de velocidade de germinação (FIGURAS 1A e 1B) e de percentagem de germinação avaliados, até o quarto dia (FIGURAS 2A e 2B), pode estar relacionada à taxa de aplicação do biocarvão nas placas de petri, mencionado por Solaiman *et al.* (2012), como também no tempo de interação metal/biocarvão ter sido insuficiente para promover a toxidez, nos primeiros dias, após a instalação dos experimentos.

A maior sobrevivência das plântulas normais, na presença do BLE e BBC (FIGURAS 3A e 3B), pode estar relacionada à diminuição da toxidez por cádmio. Em função do pH acima de 6,0 (TABELA 1), a presença dos biocarvões pode ter contribuído para a adsorção do cádmio, uma vez que, em valores de pH muito baixos, a retenção de metais pode ser ineficiente, pela ausência ou menor número de grupos funcionais com cargas negativas (SOUDEK *et al.*, 2016). Beesley *et al.* (2011) encontraram uma correlação negativa entre o pH e Cd, em experimento com solo contaminado com altas doses de Cd solúveis, indicando que elevar o pH poderia ser um mecanismo pelo qual a mobilidade do Cd fosse reduzida pelo biocarvão. Considerando os efeitos tóxicos do Cd, para a germinação e crescimento de plantas (NAEEM *et al.*, 2016), no presente estudo o BLE apresentou maiores valores de pH que o BBC e, dessa forma, pode ter contribuído mais efetivamente para o índice de velocidade de germinação e percentagem de germinação das sementes de sorgo.

O pH mais elevado do BLE pode ser atribuído ao seu maior teor cinzas (TABELA 1), uma vez que as cinzas são ricas em óxidos e hidróxidos de metais alcalinos (GLASER *et al.*, 2002; STEENARI *et al.*, 1999). As reações envolvendo os grupos funcionais (carboxílico, álcool, hidroxilas etc), presentes na superfície do biocarvão, podem contribuir para adsorção de cátions metálicos, como o Cd (TANG *et al.*, 2013).

O maior teor de cinzas no BLE pode ser atribuído à composição da matéria-prima, uma vez que junto com o esgoto são carregadas partículas de solo e ou a maior temperatura de pirólise (GAI *et al.*, 2014).

Os biocarvões BLE e BBC podem ter contribuído para a adsorção desse elemento em sua matriz. Beesley *et al.* (2011) ressaltam que o Cd pode ser retido tanto nas superfícies externas quanto nas estruturas internas do biocarvão; a rede de poros e fissuras formadas na microestrutura interna complexa do biocarvão contribuem para este efeito. O biocarvão por seu pH próximo à neutralidade, à grande área superficial, porosidade, carga superficial e grupos funcionais podem imobilizar elementos tóxicos para as plantas, como o Cd, por meio de diferentes mecanismos de adsorção (BUSS *et al.*, 2012; LI *et al.*, 2017;).

Em consequência da mitigação dos efeitos tóxicos do cádmio para as plantas, o maior número de plântulas normais de sorgo foi verificado nos tratamentos na presença do biocarvão. Outros autores, por meio da adição do biocarvão em cultivos com cádmio e plântulas de trigo (ABBAS *et al.*, 2017), de arroz (RIZWAM *et al.*, 2018) e sorgo (SOUDEK *et al.*, 2016), verificaram maior percentual de germinação, crescimento, desenvolvimento e menores concentrações de Cd nas plantas nos tratamentos com biocarvão.

Nas avaliações realizadas, no décimo dia, após a montagem dos experimentos, verificou-se tanto no experimento (1) quanto no experimento (2) morte das plântulas, nos tratamentos com Cd sem

biocarvão e, nos tratamentos com BBC, a partir da dose 2 mmol L⁻¹ de Cd, evidenciado a toxicidade do cádmio para as plântulas de sorgo.

Por outro lado, o BLE e BBC possibilitaram o melhor crescimento inicial nas plântulas, possivelmente, pelo fato de seus efeitos como amenizador da toxidez por cádmio, pois, na presença do biocarvão, o Cd pode ser transformado em outras formas menos tóxicas e mais difíceis de serem absorvidas pelas plantas (LU *et al.*, 2017). O maior valor de pH do BLE, em relação ao BBC (TABELA 1), pode ter contribuído não somente para a maior precipitação do Cd, mas também para a carga de superfície (LU *et al.*, 2012) decorrente, por exemplo, da desprotonação de grupos carboxílicos na superfície dos biocarvões (MOHAN *et al.*, 2006), explicando a maior CTC do BLE (TABELA 1) e, conseqüentemente, maior adsorção de Cd nas maiores doses do metal. Apesar da maior temperatura de pirólise favorecer a formação de poros, que contribuem para a elevação da área superficial dos biocarvões (KRULL *et al.*, 2003) e, assim, reduzir a mobilidade do cádmio (VERHEIJEN *et al.*, 2009), o BBC, produzido a uma temperatura menor que o BLE, apresentou porosidade ligeiramente maior (TABELA 1). Dessa forma, além das condições de pirólise, deve-se considerar também a matéria-prima utilizada na produção dos biocarvões.

Os teores de nitrogênio e enxofre presentes no biocarvões podem também ter contribuído para a maior sobrevivência das plântulas nos tratamentos com BLE e BBC. Além de esses elementos serem nutrientes de plantas, podem servir como sítios adicionais de adsorção no biocarvão (MONTES-MORÁN *et al.*, 2004). Outros elementos essenciais como Zn e Mn também estão presentes em grandes concentrações no BLE e BBC e, conforme Rizwan *et al.*(2016), esses elementos podem reduzir a absorção de Cd pelas plantas por mecanismos de inibição

Apesar dos efeitos do BBC, na mitigação da toxidez por Cd, nas doses 2 e 4 mmol L⁻¹ de Cd no meio causou a morte das plântulas de sorgo, o que não foi observado no experimento (1) com BLE. Esses resultados indicam que as características do BLE, como valores de pH e CTC elevados, contribuíram significativamente para a redução da toxidez por Cd.

Dessa forma, as variáveis utilizadas no presente estudo serviram como indicadoras, para avaliar o efeito dos biocarvões BLE e BBC, na remediação da toxidez por Cd em plântulas de sorgo. Experimentos dessa natureza são recomendados pela resposta rápida aos efeitos tóxicos de poluentes (LI *et al.*, 2007).

4.2.5 CONCLUSÃO

A presença dos biocarvões minimiza a toxidez por Cd no meio de cultivo, possibilitando a sobrevivência das plântulas de sorgo, embora o biocarvão produzido, a partir do lodo de esgoto, em função de melhores atributos físico-químicos para a retenção de metais, em relação ao biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar, seja mais eficiente na diminuição da toxidez por esse elemento, na fase de crescimento inicial do sorgo.

4.2.6 REFERÊNCIAS

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2OVv0QB>>. Acesso em: 7 abr. 2017

ABBAS, T.; RIZWAN, M; ALI, S.; ADREES, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; QAYYUM, M. F.; OK, Y. S.; MURTAZA, G. Effect of biochar on alleviation of cadmium toxicity in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown on Cd-contaminated saline soil. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-13, 2017. Disponível em: <<https://bit.ly/2M7goQ1>>. Acesso em: 16 maio 2017

BEESELEY, L.; MARMIROLI, M. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. **Environmental Pollution**, v. 59, n. 2, p.474-480, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2KK1mu9>>. Acesso em: 9 jan. 2018

_____; DICKINSON, N. Carbon and trace element fluxes in the pore water of an urban soil following greenwaste compost, woody and biochar amendments, inoculated with the earthworm *Lumbricus terrestris*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 1, 188-196, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2vAzkfl>>. Acesso em: 22 maio 2017

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <<https://bit.ly/1ScqyKL>>. Acesso em: 2 jun. 2017.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 03, de 26 de janeiro de 2015**. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para fertilizantes e corretivos de Solos, na forma do Anexo à presente Instrução Normativa. Disponível em: <<https://bit.ly/1ScqyKL>>. Acesso em: 2 jun. 2017.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para Análise de Sementes**. Brasília: MAPA, 2009. 399 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2P7yCyN>>. Acesso em: 2 jun. 2017.

BUSS, W.; KAMMANN, C.; KOYRO, H. W. Biochar reduces copper toxicity in *Chenopodium quinoa* Willd. in a Sandy Soil. **Journal Environmental Quality**, v.41, n. 4, p. 1157-1165, 2012. <<https://bit.ly/2OL22IB>>. Acesso em: 21 out. 2017.

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. **Biology Fertility of Soils**, v. 35, n.4, p. 219-230, 2002. Disponível em: <<https://bit.ly/2PbzVNt>>. Acesso em: 12 jan. 2017

GAI, X.; WANG, H.; LIU, J.; ZHAI, L.; LIU, S.; REN, T.; LIU, H. Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. **PLoS One**, v.9, n.12, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2PaAtTC>>. Acesso em: 15 ago. 2016

INYANG, M. D.; GAO, B.; DING, W. C.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; ZIMMERMAN, A.R.; CAO, X. D. Enhanced lead sorption by biochar derived from anaerobically digested sugarcane bagasse. **Separation Science and Technology**, v. 46, n. 12, p. 1950-1956, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2OXfBiB>>. Acesso em: 05 jan. 2017

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soil and plants. 3rd. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2MAePXI>>. Acesso em: 05 jan. 2017

KRULL, E.; MACDONALD, L.; SINGH, B.; FANG, Y.; COWIE, A.; COWIE, A.; ZWIETEN, L. V.; MURPHY, D.; FARRELL, M.; KOOKANA, R.; DANDIE, C. **From source to sink: a national initiative for biochar research**. Climate Change Research Program: Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Australia, 2012, 232 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2P7ASpL>>. Acesso em: 05 jan. 2017

- LI, C.; FENG, S.; SHAO, Y.; JIANG, L.; LU, X.; HOU, X. Effects of arsenic on seed germination and physiological activities of wheat seedlings. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 725-732, 2007. Disponível em: <<https://bit.ly/2vwwp8o>>. Acesso em: 27 abr. 2017
- LI, H.; DONG, X.; SILVA, E. B.; OLIVEIRA, L. M.; CHEN, Y.; MA, L. Q. Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. **Chemosphere**, v. 178, p. 466-478, 2017. Disponível em: <<https://bit.ly/2Mlsgyb>>. Acesso em: 19 abr. 2018
- LIU, J.; LI, K.; XU, J.; LIANG, J.; LU, X.; YANG, J.; ZHU, Q. Interaction of Cd and five mineral nutrients for uptake and accumulation in different rice cultivars and genotypes. **Field Crops Research**, v. 83, n. 3, p. 271-281, 2003. Disponível em: <<https://bit.ly/2KHfTXA>>. Acesso em: 21 jun. 2017
- LU, H.; ZHANG, W.; YANG, Y.; HUANG, X.; WANG, S.; QIU, R. Relative distribution of Pb²⁺ desorption mechanisms by sludge-derived biochar. **Water Research**, v. 46, n. 3, p. 854-862, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2MiCYVW>>. Acesso em: 21 jun. 2017
- LU, K.; YANG, X.; SHEN, J.; ROBINSON, B.; HUANG, H.; LIU, D.; BOLAN, N.; PEI, J.; WANG, H. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. **Agriculture Ecosystems Environment**, v. 191, p. 124-132, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2OoDCxS>>. Acesso em: 27 abr. 2017
- MAGUIRE, J.D. Speeds of germination-aid selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v.2, p. 176-177, 1962. Disponível em: <<https://bit.ly/2nHoUXj>>. Acesso em: 18 set. 2016
- MÉNDEZ, A.; GÓMEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. **Chemosphere**, v. 89, n. 11, p. 1354-1359, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2OXcKGc>>. Acesso em: 27 abr. 2017
- MOHAN, D.; PITTMAN, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. **Energy & Fuels**, v. 20, n. 3, p. 848-889, 2006. Disponível em: <<https://bit.ly/2P0BVYO>>. Acesso em: 15 jun. 2017
- MONTES-MORÁN, M.A.; SUÁREZ, D.; MENÉNDEZ, J.A.; FUENTE, E. On the nature of basic sites on carbon surfaces: an overview. **Carbon**, v. 42, n. 7, p. 1219-1225, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/2MqATqv>>. Acesso em: 13 abr. 2017
- MORENO, J. L.; HERNÁNDEZ, T.; GARCIA, C. Effects of a cadmium-containing sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soils. **Biology Fertility of Soils**, v. 28, n. 3, p. 230-237, 1999. Disponível em: <<https://bit.ly/2nsLJ16>>. Acesso em: 21 jun. 2017
- NAEEM, A.; SAIFULLAH; REHMAN, M. Z.; AKHTAR, T.; OK, Y. S.; RENGEL, Z. Genetic variation in cadmium accumulation and tolerance among wheat cultivars at the seedling stage. **Journal Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 47, n. 5, p. 554-562, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/2BeesQO>>. Acesso em: 15 abr. 2017
- NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, n. 3, p. 199-216, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2OYK8N2>>. Acesso em: 15 abr. 2017
- RIZWAN, M.; MEUNIER, J. D.; HÉLÈNE, M.; KELLER, C. Effect of silicon on reducing cadmium toxicity in durum wheat (*Triticum turgidum* L. cv. Claudio W.) grown in a soil with aged contamination. **Journal of Hazardous Materials**, v. 209-210, p. 326-334, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2OHhted>>. Acesso em: 05 abr. 2016
- _____.; ALI, S.; ADREES, M.; RIZVI, H.; ZIA-UR-REHMAN, M.; HANNAN, F.; QAYYUM, M. F.; HAFEEZ, F.; OK, Y. S. Cadmium stress in rice: toxic effects, tolerance mechanisms, and management: a critical review. **Environmental Science Pollution Research**, v. 23, n. 18, p.17859-17879, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/2M7qvEt>>. Acesso em: 05 set. 2017

_____; ALI, S.; ABBAS, T.; ADREES, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; QAYYUM, M. F.; NAWAZ, R. Residual effects of biochar on growth, photosynthesis and cadmium uptake in rice (*Oryza sativa* L.) under Cd stress with different water conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 676-683, 2018. Disponível em: <<https://bit.ly/2OZkmYX>>. Acesso em: 15 abr. 2018

SOLAIMAN, Z. M.; MURPHY, D. V.; ABBOTT, L. K. Biochars influence seed germination and early growth of seedlings. **Plant and Soil**, v. 353, n. 1-2, p. 273-287, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2vQxozZ>>. Acesso em: 25 nov. 2017

SOUDEK, P.; RODRIGUEZ VALSECA, I.M.; PETROVÁ, Š.; SONG, J.; VANĚK, T. Characteristics of different types of biochar and effects on the toxicity of heavy metals to germinating sorghum seeds. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. B, p. 157-165, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/2noGAHk>>. Acesso em: 09 abr. 2017

STEENARI, B. M.; KARLSSON, L. G.; LINDQVIST, O. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. **Biomass and Bioenergy**, v.16, n. 2, p. 119-136, 1999. Disponível em: <<https://bit.ly/2vO7TPX>>. Acesso em: 27 abr. 2017

TANG, J.; ZHU, W.; KOOKANA, R.; KATAYAMA, A. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 116, n. 6, p. 653-659, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2nxYUhn>>. Acesso em: 11 jul. 2017

USEPA. **Method 3050B: acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Revision 2. Washington, DC, 1996, 12p. Disponível em: <<https://bit.ly/2OB6Aut>>. Acesso em: 05 nov. 2016

VERHEIJEN, F.; JEFFERY, S.; BASTOS, A. C.; VAN DER VELDE, M.; DIAFAS, I. Biochar application to soils: a critical scientific review of effects on soil properties processes and functions. **JRC Scientific and Technical Reports**, 2010, 162p. Disponível em: <<https://bit.ly/2MNKzIq>>. Acesso em: 18 fev. 2017

ZHOU, Y.M.; GAO, B.; ZIMMERMAN, A.R.; FANG, J.; SUN, Y.N.; CAO, X.D. Sorption of heavy metals on chitosan-modified biochars and its biological effects. **Chemical Engineering Journal**, v. 231, p. 512-518, 2013. Disponível em: <<https://bit.ly/2MhBJqp>>. Acesso em: 04 maio 2017

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diferentes composições, nas biomassas e condições de pirólise, resultaram em diferentes características físico-químicas entre os biocarvões, conseqüentemente, podem ter influenciado na capacidade de retenção dos metais.

O biocarvão do lodo de esgoto foi mais eficiente na remediação do alumínio e cádmio, para as plantas de sorgo e se mostra como tecnologia promissora na remediação de metais no solo.

Recomenda-se como continuidade para esta pesquisa, a utilização do BLE e BBC, em testes com outros metais e outras espécies de plantas, envolvendo ensaios de campo. Além disso, para se comprovar a efetividade dos biocarvões em diminuir a toxidez de metais nas plantas, seria essencial uma posterior análise quantitativa desses elementos na parte área e raiz.

O aproveitamento de diferentes biomassas na forma de biocarvão é uma forma eficiente de gestão ambiental dos resíduos e, especificamente, na descontaminação ambiental, pode sugerir uma tecnologia acessível para ser utilizada em áreas agrícolas, melhorando a qualidade das culturas e dos solos.