



THIAGO BORGES DE MATOS MENDES

**BIOCARVÕES MODIFICADOS COM FÓSFORO E
MAGNÉSIO APLICADO EM SOLO CONTAMINADO
POR METAIS PESADOS**

**LAVRAS – MG
2019**

THIAGO BORGES DE MATOS MENDES

**BIOCARVÕES MODIFICADOS COM FÓSFORO E
MAGNÉSIO APLICADO EM SOLO CONTAMINADO
POR METAIS PESADOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme
Orientador

Dra. Evanise Silva Penido
Coorientadora

**LAVRAS –MG
2019**

Dedico este trabalho à minha família, em especial aos meus Progenitores, Roque e Rosane, por terem me apoiado nesta caminhada em busca de conhecimento.

AGRADECIMENTOS

À Deus por toda luz e proteção, e por me dar forças para enfrentar cada dificuldade encontrada.

À minha família, base de tudo, especialmente meus pais Rosane e Roque, cujo apoio, trabalho e dedicação foram fonte de estímulo para que eu pudesse alcançar todos os meus objetivos e chegar até aqui.

Aos meu familiares, em especial meu irmão, Felipe, e minhas avós, Aracy e Lídia, por toda paciência, ensinamento e companheirismo em todos os momentos de alegria, dificuldades e vitórias.

À Universidade Federal de Lavras, e a todos os meus professores, especialmente aos do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, por cada conhecimento compartilhado. Vocês foram fundamentais em minha formação profissional.

Ao Departamento de Ciência do Solo e ao Laboratório de Geoquímica pela oportunidade de realizar este trabalho.

Ao Prof. Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme, pela confiança, conhecimentos transmitidos e disponibilidade em me orientar.

À Evanise, por todo auxílio, dedicação e paciência.

À técnica Geila e todos os companheiros de laboratório, pela paciência, ensinamentos e incentivo.

Aos queridos amigos que me acompanharam durante os anos de graduação, mesmo distantes, sempre me apoiando.

Aos novos laços de amizade criados na Universidade, especialmente Renan, Ligiane, Gabriel, Arlei e Jean, por todos estes anos compartilhando histórias, alegrias e por estarem sempre ao meu lado em uma das melhores fases da vida. Aos demais amigos da Engenharia Ambiental e Sanitária, ao Engenheiros Sem Fronteiras, à Preserva Júnior e ao time de futebol de campo, vocês se tornaram verdadeiros irmãos e irmãs.

À todos os amigos da República Pingaiada, Pc, Marcus, Vivi, Ediu, Léo, Heitor e todos que passaram pela casa nesses anos, vocês foram essenciais para a minha formação.

À todos que de alguma maneira contribuíram para realização deste trabalho, seja diretamente ou com palavras de incentivo e apoio.

RESUMO

Apesar da importância econômica, atividades de mineração causam a poluição do ambiente devido à presença de elementos potencialmente tóxicos, ou metais pesados, tais como cádmio (Cd) e chumbo (Pb). O biocarvão, que é qualquer fonte de biomassa tratada termicamente na ausência ou em condições de baixos teores de oxigênio, pode ser utilizado como condicionador de ambientes poluídos com tais contaminantes, diminuindo suas mobilidades e auxiliando no desenvolvimento de plantas. Sendo assim, esse trabalho teve o objetivo de avaliar o potencial de amenização de biocarvões produzidos a partir de resíduos da produção aviária, cama de frango, com superfícies modificadas com fósforo (P) e magnésio (Mg), quando aplicados em solo de área de mineração contaminado por metais pesados. Foram realizados testes em casa de vegetação, utilizando solo com elevados teores de Cd, Pb e Zn de uma mineradora do município de Vazante, MG. Diferentes doses de biocarvões (0%, 0,25%, 0,5%, 1,0% e 5,0% em relação à massa de solo) foram aplicadas em vasos contendo 500 g de solo. Em seguida, o efeito dos biocarvões nas biodisponibilidades dos elementos foi avaliado, utilizando extrações pelos métodos Mehlich-1 e TCLP (ácido acético), assim como o desenvolvimento de plantas de arroz (*Oryza sativa*). No geral, os resultados demonstraram benefícios da aplicação dos biocarvões para o crescimento das plantas de arroz, considerando porcentagem de germinação e produção de massa aérea. A liberação de nutrientes minerais provenientes dos biocarvões, tais como P e Mg, desempenha um papel importante na remediação de solos com consequente promoção do crescimento das plantas.

Palavras-chave: Atividades de mineração. Resíduo. Contaminação ambiental.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 OBJETIVOS	9
2.1 Objetivo geral.....	9
2.2 Objetivos específicos	9
3 REFERENCIAL TEÓRICO	9
3.1 Elementos potencialmente tóxicos (metais pesados).....	9
3.2 Cama de Frango.....	10
3.3 Biocarvão	11
3.4 Biocarvão na remediação de solos de áreas de mineração.....	13
4 METODOLOGIA.....	14
4.1 Produção dos biocarvões	14
4.3 Experimento em casa de vegetação	15
4.4 Extrações.....	17
4.5 Experimento com planta	18
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
5.1 Incubação do solo com diferentes doses dos biocarvões.....	18
5.2 Desenvolvimento das plantas de arroz (<i>Oryza sativa</i>).....	23
6 CONCLUSÕES.....	25
REFERÊNCIAS	27

1 INTRODUÇÃO

Elementos potencialmente tóxicos (EPTs), também denominados metais pesados, tais como cádmio (Cd) e chumbo (Pb), são considerados poluidores do ar, solo, água, dentre outros, devido à alta toxicidade (KABBATA-PENDIAS, 2011). Estes elementos, quando presentes em excesso, podem causar danos tanto à saúde humana quanto ao meio ambiente, uma vez que não são biodegradáveis, afetando assim a cadeia alimentar. A presença de EPTs no solo e em ambientes aquáticos pode ser antrópica ou de origem natural, devido ao intemperismo e outros processos pedogênicos da matriz da rocha (COOKER & MATTHEWS, 1983).

Para adsorção de EPTs, há um grande interesse no desenvolvimento de adsorventes de baixo custo, a fim de remover e imobilizar poluentes de ambientes contaminados (KARUNANAYAKE et al., 2018; DEMEY et al., 2018; YU et al., 2018). Neste sentido, o biocarvão, que se trata de um material produzido por uma gama de diferentes biomassas proveniente de resíduo animal ou vegetal, pode ser obtido através do tratamento térmico de uma biomassa na ausência ou sob pouca quantidade de oxigênio (TAN et al., 2017). O biocarvão é um adsorvente de baixo custo e eficiente, tanto para compostos orgânicos (ZENG et al., 2018), quanto para inorgânicos (QAMBRANI et al., 2017), devido à sua alta porosidade e grupos de superfície.

Dentre os resíduos orgânicos produzidos no Brasil, está a cama de frango, que se trata do material residual proveniente da criação aviária. Muitas vezes, a cama de frango é aplicada diretamente no solo, podendo alterar o valor de P do meio ambiente (ABDALA et al., 2012), além de conter organismos patogênicos. Neste sentido, uma maneira promissora para reaproveitar esse resíduo é a reutilização para produção de biocarvão e usá-lo para melhorar a fertilidade do solo, bem como condicionador em ambientes contaminados com EPTs (ZHAO et al., 2016).

Para um melhor aproveitamento do biocarvão, Peng et al. (2017) provou que um método eficaz para aumentar a afinidade de biocarvão por metais pesados é usando compostos de P. Vários estudos demonstraram que a adição de compostos de fosfato à biomassa antes da pirólise pode aumentar o rendimento, estabilidade química e outras propriedades (ZHAO et al., 2016 ; XU et al., 2017; CARNEIRO et al., 2018). Outro exemplo é o uso de Mg, sendo o óxido de magnésio usado como componente ativo para

melhor adsorção de íons de metal pesado (CAI et al., 2017; TIAN et al., 2017). Por exemplo, Lustosa Filho et al. (2017) encontraram que as fontes fosfatadas mono-amônio-fosfato (MAP), super fosfato triplo (TSP) e ácido fosfórico (H_3PO_4), combinadas com MgO durante a co-pirólise com cama de frango, geraram fertilizantes fosfatados de liberação lenta com alto potencial para aumentar o crescimento de culturas vegetais e a absorção de fósforo pela planta. Tais biocarvões também podem ser utilizados em áreas contaminadas por EPTs, tais como áreas de mineração e beneficiamento de metais.

Alguns empreendimentos considerados de extrema importância para o desenvolvimento tecnológico do país, podem gerar impactos ambientais negativos. Um exemplo é a atividade de mineração. Por ser de grande importância para o desenvolvimento da sociedade, a sua exploração é necessária, e os benefícios devem superar os riscos potenciais. A exploração dos minérios causam perturbações no solo, deixando-o inadequado para a planta se desenvolver, devido as características físico químicas, além da elevada concentração de EPTs (ATIBU et al., 2018).

Em locais com atividades mineradoras, pode-se ocorrer condições extremas de pH, presença de metais pesados e materiais rochosos, baixa fertilidade, dentre outros. Estes fatores afetam o restabelecimento de plantas em áreas exploradas por atividades de mineração (MARTINS et al., 2018; PENIDO et al., 2019a).

A aplicação de medidas mitigadoras utilizando biocarvão de resíduos de cama de frango pode acarretar uma melhora de fertilidade do solo (WANG et al., 2017). Além do mais, dar uma funcionalidade a um resíduo frequentemente mal descartado pode configurar uma boa destinalidade para um possível problema ambiental (DALOLIO et al., 2017; SANTOS et al., 2005).

Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial de biocarvões produzidos a partir da cama de frango e aditivos fosfatos e MgO em relação à recuperação do solo de uma área de mineração de Zn que possui altos teores de Cd, Pb e Zn. Assim, espera-se dar uma aplicabilidade benéfica ao resíduo visando a recuperação de áreas degradadas. A hipótese se baseia na liberação de nutrientes, tais como P e Mg, concomitante com a retenção e/ou imobilização de EPTs, tais como Cd, Pb e Zn, melhorando assim, o desenvolvimento de plantas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo com o presente estudo foi avaliar o potencial de amenização de biocarvões, com superfícies modificadas com fósforo e magnésio, quando aplicados em solo de área de mineração contaminado por metais pesados.

2.2 Objetivos específicos

- i. Avaliar o potencial do biocarvão de cama de frango modificados com Mg e compostos de fósforo para diminuir a biodisponibilidade dos elementos tóxicos em solo contaminado por metais pesados.
- ii. Avaliar a liberação de nutrientes para a solução do solo com uso dos biocarvões.
- iii. Avaliar o crescimento e desenvolvimento de plantas de arroz.
- iv. Viabilizar a aplicabilidade benéfica do resíduo cama de frango.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Elementos potencialmente tóxicos (metais pesados)

Elementos potencialmente tóxicos (EPTs), conhecidos também como metais pesados, estão presentes no meio ambiente em todo o mundo, resultando na poluição de solos e corpos hídricos. O cádmio (Cd) é um exemplo de metal pesado, que possui elevada toxicidade e fácil transferência do solo para as plantas e organismos (KABATA-PENDIAS, 2011).

Segundo Oliveira e Costa (2004), pH, temperatura, potencial redox, capacidade de troca catiônica, competição com outros metais, ligação com ânions e composição, e a força iônica da solução são fatores que influenciam os graus de mobilidade, atividade e biodisponibilidade dos metais pesados.

Segundo Muniz (2006), o potencial efeito tóxico dos metais pesados e dos

compostos de metais são atribuídos pelo índice e o alcance com que os metais ou compostos se convertem em uma forma biodisponível. Ao ingressar no ambiente, os íons livres do metal podem ligar-se com matéria orgânica, reduzindo a quantidade que está biodisponível.

Para a remoção desta classe de elementos, a técnica de adsorção surge como uma viável e econômica forma de remoção do meio aquoso ou imobilização no solo. Desta maneira, está ocorrendo um aumento crescente no interesse em desenvolvimento de adsorventes de baixo custo para remoção destes elementos (KARUNANAYAKE et al., 2018; DEMEY et al., 2018; YU et al., 2018).

Segundo Lian e Xing (2017), a capacidade de adsorção de íons de metais pesados depende da química da superfície do biocarvão e pode ocorrer através de troca iônica, complexação metal-ligante, ligação de cátions e precipitação na superfície.

Uma atividade com grande importância econômica e tecnológica é a mineração, embora traga inúmeros benefícios tanto para a sociedade quanto para o desenvolvimento do país. Assim, a contaminação do ambiente por metais pesados gera áreas degradadas com grandes quantidades de rejeitos. Estas contaminações resultam em prejuízos ao solo e ao ecossistema, uma vez que esses poluentes podem ser transferidos para água, plantas e outros meios (GALL; BOYD; RAJAKARUNA, 2015).

A cidade de Vazante (MG) é responsável por uma importante parcela da produção de Zn no Brasil (HITZMAN et al., 2003; MONTEIRO et al., 2006), pois nela está localizada um dos maiores depósitos não sulfídricos de Zn conhecidos do mundo. Valores anômalos de teores de Zn são encontrados em solos adjacentes à áreas de mineração no município de Vazante-MG (JUNIOR, 2008).

3.2 Cama de Frango

Segundo Dados da União Brasileira de Avicultura, a expansão do setor avícola no Brasil de 1987 a 2013 (UBABEF, 2013), acarretou no aumento de 1,7 para 12,3 milhões de toneladas por ano de carne de frango.

O melhoramento de linhagens e insumos, controle das condições sanitárias, melhoramento de manejo, investimentos tecnológicos no sistema produtivo e o sistema de produção integrado (MAPA, 2012; OLIVEIRA & NÄÄS, 2012) foram determinantes para o atual sucesso na produção de frango de cortes.

Um dos resíduos gerados na produção de aves de corte é a cama de frango (poultrylitter). Segundo Shakya e Agarwal (2017), cama de frango é o produto resultante da criação de frango de corte, caracterizado por todo o material distribuído no piso de uma instalação avícola que recebeu excreções, penas e restos de rações de aves.

O Brasil segundo pesquisas da EMBRAPA, é o maior exportador mundial e o segundo na produção de frango de corte, considerando o ranking de 2017 (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2018). Estima-se que a geração anual de resíduos na produção avícola é de 8 a 10 milhões de toneladas por ano (DALÓLIO et al., 2017), ocasionando em uma preocupação recente na disposição final deste resíduo.

Uma grande preocupação da geração excessiva deste resíduo é a contaminação ambiental, visto que, *Escherichia coli*, *Salmonella* e oocistos de *Eimeria* podem estar presentes no material (HAHN et al., 2012).

A cama de frango foi amplamente usada em alimentação de ruminantes. Entretanto em vários países essa prática foi banida, a fim de garantir a segurança da saúde dos animais e da população. As mais prováveis doenças do uso da cama de frango em ruminantes são: a doença da vaca louca, tétano e botulismo, que podem provocar a morte dos bovinos. No Brasil, segundo a Instrução Normativa N° 8, de 25 de março de 2004 (MAPA, 2004), é proibida a produção, comercialização e utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua composição proteínas e gorduras de origem animal.

Segundo a EMBRAPA (2017) haverá a necessidade de um melhor aproveitamento dos resíduos gerados na produção animal, e uma maior demanda sustentável por sistemas de produção de aves. Assim a conversão termoquímica da cama de frango em biocarvão é uma alternativa economicamente sustentável.

3.3 Biocarvão

Segundo Lehmann (2012), biocarvão é qualquer fonte de biomassa tratada termicamente na ausência ou em condições de baixos teores de oxigênio. A sua produção pode ser feita através de inúmeras fontes de biomassa de baixo custo. Quando aplicado ao solo, biocarvões, por apresentarem uma variedade de componentes orgânicos e inorgânicos, potencializam o melhoramento na produtividade (NAEEM et al., 2017), além de atuarem na remediação de ambientes contaminados, na mitigação

das mudanças climáticas (QAMBRANI et al., 2017) e também no manejo de resíduos sólidos.

No entanto, as propriedades físico-químicas são determinantes para o sucesso de sua utilização no solo. As características do biocarvão, bem como a sua aplicação são influenciadas pela biomassa utilizada (PAZFERREIRO et al., 2014). Segundo Novak (2014), a composição elementar da matéria prima, o processo de produção e o tamanho das partículas são fatores dependentes das propriedades físico-químicas. Ao aplicar biocarvão no solo, a capacidade de troca de cations (CTC) é aumentada e reduz os riscos de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, devido ao aumento de retenção de elementos tóxicos, tais como EPTs, também denominados metais pesados, presentes nos fertilizantes, herbicidas e pesticidas utilizados na agricultura (CAO et al., 2009).

Uma grande variedade de materiais orgânicos e resíduos podem ser aproveitados termicamente em biocarvão, como restos de cultura, algodão, restos das colheitas florestais, serragem, resíduos da agroindústria, lodo de esgoto, resíduos orgânicos, dentre outros (ENDERS et al., 2012; LIU et al., 2014).

Segundo Lehmann e Joseph (2009), todo biocarvão é diferente um do outro, logo os processos de pirólise podem acontecer em tempos e temperatura diferentes um do outro. Sendo assim um biocarvão usado para fins agrônômicos será diferente de um biocarvão com fins de remediações ambientais de descontaminação.

Outro ponto relevante sobre o biocarvão é sua maior abrangência em áreas com baixas precipitações pluviométricas e em solos arenosos. Nestes solos, a aplicação de biocarvão se traduz em redução nas taxas de aplicação de fertilizantes, devido ao biocarvão oferecer matriz para a retenção de nutrientes (ALLING et al., 2014).

Para potencializar ainda mais as características do biocarvão, tratamentos podem ser aplicados. Por exemplo, a co-pirólise da biomassa com outros compostos, tais como P e Mg, se mostrou eficiente tanto para gerarem fertilizantes fosfatados de liberação lenta com alto potencial para aumentar o crescimento de culturas vegetais e a absorção de P pela planta (LUSTOSA FILHO et al., 2017), quanto para reter Cd em solução aquosa (PENIDO et al., 2019b).

A aplicação de biocarvão no solo pode fazer com que armazene mais carbono e melhore também a sua fertilidade (ZHAO et al., 2016). Entretanto, altas taxas de aplicação são necessárias quando o biocarvão é usado como condicionador de solo, o que inviabiliza o biocarvão em uma perspectiva de larga escala (VOCHOZKA et al.,

2016). Assim, o uso de biocarvões de cama de frango modificados com P e Mg, por exemplo, é uma alternativa para uso de biocarvão com potencial de ser usado como fertilizante de liberação lenta e com alto desempenho agronômico a taxas viáveis.

Uma possível limitação para o uso do biocarvão pode ser o pH baixo, assim o valor impregnado com fosfatos acidulados, podendo limitar sua aplicação em solos ácidos (ZHAO et al., 2016). Segundo González-Ponce et al. (2009), a mistura da matéria-prima com uma fonte alcalina (por exemplo, MgO), além da fonte de fosfato ácido antes da pirólise pode ser uma alternativa viável para a elevação do pH, e assim enriquecer o biocarvão com P e Mg, que tem um efeito sinérgico na aquisição de P, e no desenvolvimento radicular e crescimento de plantas.

3.4 Biocarvão na remediação de solos de áreas de mineração

Uma técnica usual em mineração é a de céu aberto, um método de extração de rochas ou minerais e geralmente envolve a remoção do solo superficial que cobre o minério. Segundo Martins et al. (2018), em locais com atividades de mineração pode acontecer condições extremas de pH, alta densidade do solo, baixa fertilidade e teor de água, presença de metais pesados. Sendo assim, uma medida mitigadora precisa ser implementada.

Desde 1989, no Brasil, todas as empresas mineradoras foram obrigadas a apresentar ao órgão ambiental um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), documento que preconiza a adoção de procedimentos para estabelecer ou restabelecer a cobertura vegetal nas áreas degradadas, prática conhecida como revegetação (ALMEIDA; SANCHEZ, 2005). Mesmo em ambiente contaminado, algumas plantas são capazes de desenvolverem em um ambiente que geralmente não é apropriado para o desenvolvimento das plantas (MINGORANCE et al., 2016; KNELLER et al., 2018). Logo, plantas são utilizadas para cobrir áreas de mineração, sendo uma alternativa para restaurar o local (ANAWAR et al., 2015; MAHAR et al., 2016; HUANG et al., 2018; KNELL et al., 2018 ; LIU et al., 2018).

Pesquisas demonstraram que a aplicação de biocarvão ao ser adicionado a uma área de mineração (ANAWAR et al., 2015; XU et al., 2016; O'CONNOR et al., 2018), compostos municipais de resíduos sólidos (ALVARENGA et al., 2016), compostos de lodo de esgoto (MINGORANCE et al., 2016) e calcário (LEE et al., 2017) beneficiam

significativamente a revegetação e reabilitação de áreas afetadas pelas atividades de mineração.

Na técnica de imobilização dos metais pesados em solos, estes elementos potencialmente poluidores são removidos da solução do solo por meio de adsorção, complexação ou precipitação, tornando assim o elemento indisponível para os seres humanos, microbiota e para a absorção pelas plantas, assim como para lixiviação no perfil do solo (BOLAN et al., 2014).

Estudos de aplicação de biocarvão constataram que aplicação deste produto resultou em uma diminuição significativa na biodisponibilidade de Cd (FELLET et al., 2011), corroborando os resultados obtidos por Park et al. (2011), os quais verificaram que a aplicação de biocarvão aumentou a imobilização de Cd e Pb no solo, porém, não foi efetivo para o Cu.

Trakal et al. (2011), pesquisando a sorção de metais em solos multi contaminados com aplicação de biocarvão, verificaram que a aplicação do mesmo aumentou a sorção de Cu e Pb, porém não houve diferenças para Cd e Zn. Já para Beesley e Marmioli (2011), em estudo sobre a retenção de Cd e Zn por biocarvão de madeira em solos contaminados, observaram que esse material foi capaz de reduzir a mobilidade destes elementos, principalmente pelo mecanismo de sorção.

Em Vazante, Minas Gerais, altos níveis de Cd, Pb e Zn podem ser encontrados no solo, podendo gerar uma considerável contaminação (LOPES et al., 2015). Entretanto há a presença de dois tipos de plantas *Gomphrena claussenii* Moq., A primeira espécie de metalófito da América do Sul (CARVALHO et al., 2013) e *Andropogon gayanus*, amplamente distribuída no local. Portanto, o objetivo de aplicação de biocarvão de cama de frango pode vir a ser benéfica à qualidade do solo.

4 METODOLOGIA

4.1 Produção dos biocarvões

Para a produção dos biocarvões, a amostra de cama de frango foi secadas à temperatura ambiente, triturada e peneirada com uma peneira de 20 mesh (1,00 mm) e misturada por completo e separadamente com fosfato monoamônico – MAP ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) e ácido fosfórico (H_3PO_4), com adição de MgO. As fontes de MgO e

fosfato foram misturadas para atingir uma razão molar de P/Mg de 1:1, e a proporção de cama de frango/fonte de fosfato e Mg é de 1:0,5. Em seguida, as amostras foram pirolisadas e elevou-se a temperatura até 500°C, com uma taxa de aquecimento de 10°C min⁻¹, por 2 horas. Os biocarvões possuem as seguintes denominações: BCF (biocarvão de cama de frango), BCF-MAP-MgO e BCF-H₃PO₄-MgO.

Detalhes sobre as caracterizações dos biocarvões podem ser encontrados em Lustosa Filho et al. (2017). Brevemente, o valor de pH do BCF foi de 11,1, enquanto para BCF-MAP-MgO e BCF-H₃PO₄-MgO os valores de pH foram 6,9 e 9,1, respectivamente. No geral, os teores de C dos biocarvões são relativamente baixos (variando de 19,0 a 31,4%), o que pode ser explicado pelo efeito de diluição da mistura de fontes inorgânicas com o resíduo da cama de frango. Os teores totais de P nos biocarvões foram 24,4 g kg⁻¹ para BCF, 135 g kg⁻¹ para BCF-MAP-MgO e 162 g kg⁻¹ para BCF-H₃PO₄-MgO, o que mostra que os compostos P são retidos nos biocarvões após pirólise a 500°C e podem ser liberados para a solução do solo. Para Mg total, os teores foram 13,7, 72,6 e 98,0 g kg⁻¹ para BCF, BCF-MAP-MgO e BCF-H₃PO₄-MgO, respectivamente (LUSTOSA FILHO et al., 2017).

4.3 Experimento em casa de vegetação

O experimento foi realizado em casa de vegetação, na Universidade Federal de Lavras, com uma temperatura média de 25 ± 3°C durante toda a pesquisa. As amostras de solo foram coletadas na camada de 0 a 20 cm de profundidade em uma área de mineração e beneficiamento de Zn, localizada em Vazante, Minas Gerais (Figura 1).

Logo em seguida, foram analisadas quanto às propriedades físico-químicas, utilizando métodos convencionais: P e K disponíveis pelo método de Mehlich-1 (0,05 mol L⁻¹ HCl + 0,0125 mol L⁻¹ H₂SO₄). Através do método de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) foi determinado o teor de matéria orgânica. Já Ca e o Mg foram determinados pelo método do cloreto de potássio (1 mol L⁻¹ KCl). Para determinar pH foi determinado pela razão solo:água de 1:2,5. As amostras foram digeridas por microondas utilizando HNO₃ para determinação dos conteúdos totais de Cd, Pb e Zn. As características físico-químicas do solo em estudo estão presentes na Tabela 1.

O solo estudado apresenta baixo teor de matéria orgânica e também baixos teores de Ca, Mg, K e P (Tabela 1). Os teores totais de Cd, Pb e Zn excedem os valores de referência de qualidade estabelecidos para os solos brasileiros pela Agência

Brasileira do Meio Ambiente, como os valores de prevenção (VP) e também alguns valores de investigação (VI) considerando áreas industriais (CONAMA, 2009) (Tabela 2). Considerando apenas as concentrações totais desses poluentes, esses solos podem representar ameaças diretas ou indiretas à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado (ONO et al., 2015) e também podem comprometer as funções do solo (CHRISTOU et al., 2017).

Tabela 1. Atributos físicos-químicos do solo da área de mineração previamente ao experimento em casa de vegetação.

Atributos	Unidade	valor
Matéria orgânica	(g kg ⁻¹)	1,4
pH em água	-	5,8
Argila	(g kg ⁻¹)	560
Silte	(g kg ⁻¹)	295
Areia	(g kg ⁻¹)	145
P disponível	(mg dm ⁻³)	3,5
K disponível	(mg dm ⁻³)	14,8
Ca trocável	(cmol _c dm ⁻³)	0,9
Mg trocável	(cmol _c dm ⁻³)	0,7
Zn total	(mg kg ⁻¹)	530
Cd total	(mg kg ⁻¹)	1,6
Pb total	(mg kg ⁻¹)	1.253

Tabela 2. Valores orientadores para solos. VP = valores de prevenção e VI = valores de investigação.

Elemento	VP	VI*
	----- mg kg ⁻¹ -----	
Cd	1,3	20
Pb	72	900
Zn	300	2.000

*Para áreas industriais

Fonte: Conama (2009).

A fim de avaliar o potencial desses materiais para diminuir a biodisponibilidade dos elementos tóxicos, bem como a liberação de nutrientes para a solução do solo, foi montado um experimento em casa de vegetação, com diferentes doses dos biocarvões

produzidos, sendo 0,25, 0,5, 1, 2,5 e 5% de biocarvão por solo. O experimento foi mantido em 70% da capacidade de campo.

Figura 1. Área de mineração de Zn, localizada em Vazante – MG



Fonte: Google Earth (2017).

4.4 Extrações

Após 21 dias de incubação do solo, foi retirado 10 dm³ de solo de cada amostra, antes das plantações de sementes, com intuito de realizar extrações por Mehlich-1 e TCLP.

Para obter a mobilidade de um analíto em resíduos sólidos foi utilizado o método TCLP (USEPA, 1992), ensaio número 1. Preparou-se uma solução de ácido acético, diluindo 5,7 mL de ácido acético em 1 litro de água destilada em um balão volumétrico. Pesou-se 0,5 g de cada solo. Em um tudo de centrífuga adicionou-se 10 mL da solução e os 0,5 g de solo pesados anteriormente. Posteriormente, agitou-se em uma mesa agitadora por 24h e filtrou-se em papel filtro quantitativo para leitura dos extratos por ICP-OES. Então, foram determinados os seguintes elementos: Cd, Pb, Zn, P e Mg.

Para avaliar a disponibilidade de elementos no solo foi usado o método Mehlich-1. Preparou-se em um balão volumétrico de 1 litro de solução com 0,0125 mol L⁻¹ de H₂SO₄ + 0,05 mol L⁻¹ de HCl. Após, pesou-se 0,1 g de cada solo e adicionou-se 10 mL da solução preparada, utilizando tubos de centrífuga. Filtrou-se com papel filtro quantitativo para a leitura dos extratos por ICP-OES a fim de determinar Cd, Zn, Pb, P e Mg.

4.5 Experimento com planta

Plantou-se sementes de arroz (*Oryza sativa*) para testes de germinação e verificou-se o desenvolvimento da planta no solo. As sementes de arroz foram plantadas após 21 dias da incubação do solo. Foram plantadas 10 sementes em cada pote. Através de uma pinça colocou-se a semente por aproximadamente 4 centímetros abaixo da superfície do solo. A percentagem de germinação e altura média das plantas foram medidas após 21 dias em casa de vegetação. Posteriormente, foi coletada a parte aérea das plantas. Com uma tesoura, cortou-se a parte aérea e deixou-a secando em estufa a 60°C por dois dias, seguido da pesagem.

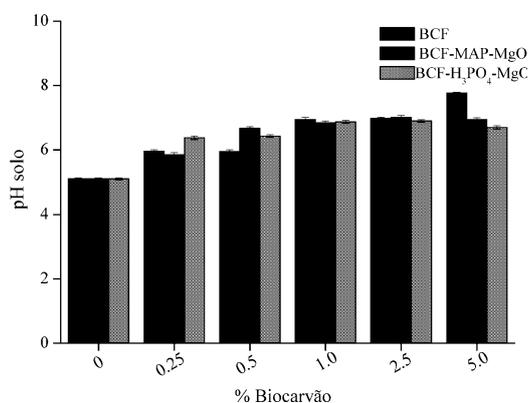
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Incubação do solo com diferentes doses dos biocarvões

A Figura 2 apresenta os valores de pH do solo em função da aplicação de diferentes doses dos biocarvões após o período de incubação de 21 dias. A aplicação dos biocarvões causou aumento do pH do solo com o aumento da dose, de 0,25% a 5,0%. No BCF a 5,0%, notou-se o valor mais alto de pH dentre os biocarvões, e com número maior em relação às doses menores. Já nas concentrações de 1, 2,5 e 5% dos outros dois tipos de biocarvão, não houve grandes variações de pH, ou seja, aconteceu uma estabilização a partir de 1% de concentração de biocarvão. Sendo assim, pode-se inferir que o uso do biocarvão acarreta em um aumento do pH, em relação ao pH do solo natural.

Valores elevados de pH podem resultar em um aumento no número de superfícies com cargas negativas no solo, aumentando, portanto, a capacidade de sorção do solo para metais catiônicos, tais como Cd, Pb e Zn, diminuindo suas mobilidades. Além disso, a precipitação de Cd como $\text{Cd}(\text{CO}_3)$ pode ocorrer à medida que o pH aumenta e a imobilização do Pb pode ser induzida pelo efeito de PO_4^{3-} (PENIDO et al., 2019)

Figura 2. Valores de pH do solo em função da aplicação de diferentes doses dos biocarvões após o período de incubação de 21 dias.

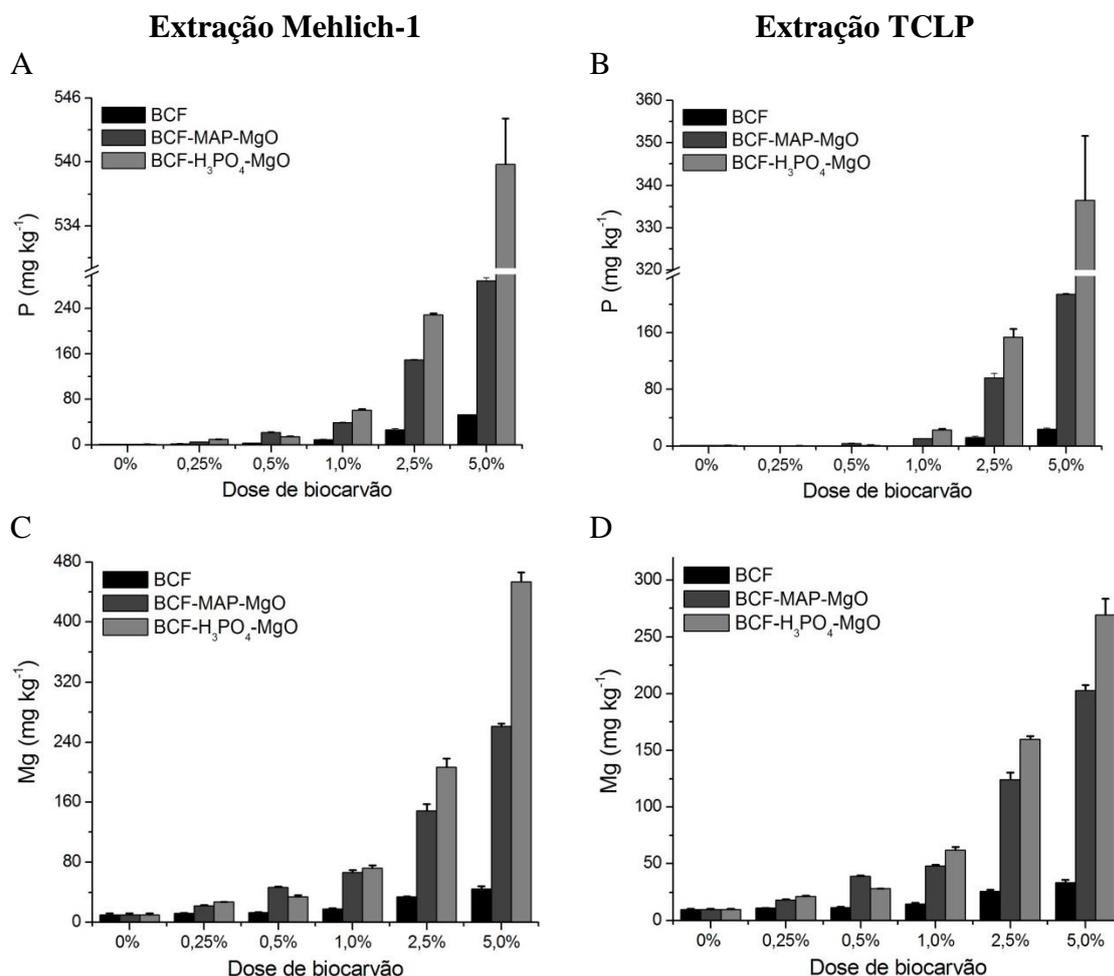


Os teores de P e Mg extraídos por Mehlich-1 e TCLP em função das diferentes doses de biocarvões aplicados no solo de mineração estão mostrados na Figura 3. Percebe-se que a concentração de P e Mg aumentam enquanto aumenta-se a dose do uso dos biocarvões, tanto em Mehlich-1 quanto em TCLP. Sendo assim, pode-se dizer que ao encontrar maiores concentrações de Mg e P está aumentando a disponibilidade de nutrientes para o desenvolvimento de plantas.

Os quatro gráficos da Figura 3 mostram comportamentos semelhantes a respeito do seu aumento de concentração em relação ao tipo de biocarvão. Ficou evidenciando que as amostras de BCF-H₃PO₄-MgO tiveram a maior mudança de disponibilidade dos nutrientes no solo. Já o BCF foi o com menor variação, tendo pouca diferença em microgramas do controle, porém ainda aumentou a disponibilidade.

Ao comparar o método de Mehlich-1 e TCLP, evidencia-se que as maiores concentrações de P e Mg foram encontradas pelo método de Mehlich-1.

Figura 3: Teores de P e Mg extraídos por Mehlich-1 e TCLP em função das diferentes doses de biocarvões aplicados no solo de mineração.



A Figura 4 mostra os teores de Cd, Pb e Zn extraídos por Mehlich-1 e TCLP em função das diferentes doses de biocarvões aplicados no solo de mineração. Para Cd, usando Mehlich-1, pode-se notar pequenas diferenças em relação aos teores disponíveis. Ocorreu uma pequena diminuição para os três tipos de biocarvão até a concentração de 0,5%, e nas seguintes aconteceu um maior acúmulo do metal, chegando a um valor maior que o controle no BCF-MAP-MgO. Já em TCLP a disponibilidade do metal foi tendo um decréscimo com o aumento da concentração de biocarvão no solo. Um resultado importante é que a concentração de cádmio diminui praticamente quatro vezes em relação ao controle, usando as amostras de BCF-MAP-MgO e BCF-H₃PO₄-MgO.

Em Mehlich-1 a melhor dose de aplicação de biocarvão para adsorver Cd foi de 0,25%, do tipo BCF-H₃PO₄-MgO e em TCLP foi com 5% do tipo BCF-H₃PO₄-MgO.

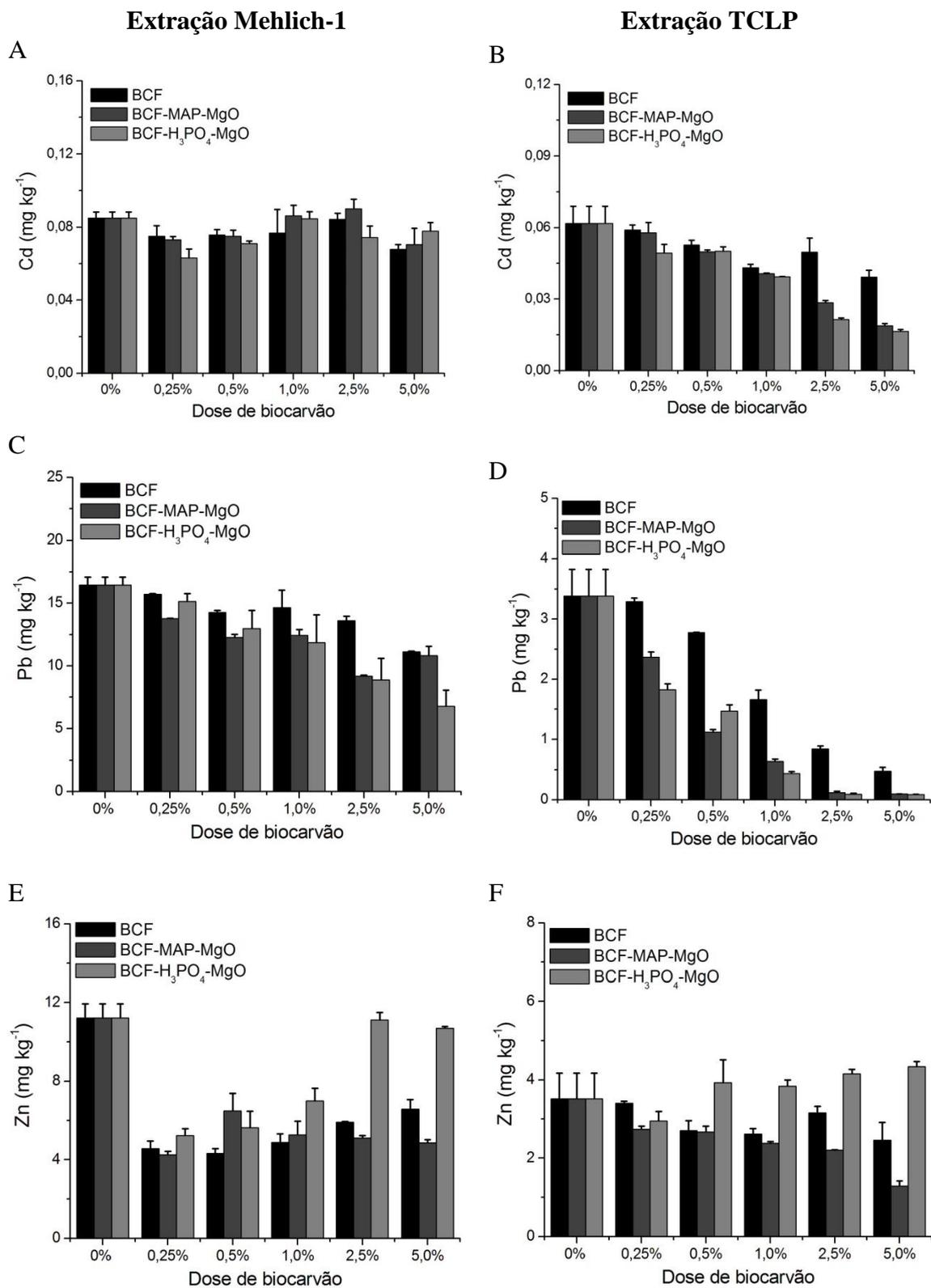
Para Pb em Mehlich-1 a melhor dose foi 5% no tipo BCF-H₃PO₄-MgO e TCLP com 5% nos dois tipos de biocarvão BCF-H₃PO₄-MgO e BCF-MAP-MgO. Para Zn a melhor aplicação em Mehlich-1 foi 0,25 do BCF-MAP-MgO e TCLP a concentração de 5% do BCF-MAP-MgO, causando os menores teores disponíveis.

Ao analisar Pb pelos métodos de Mehlich-1 e TCLP evidencia-se maior presença do metal extraído por Mehlich-1. As três amostras nos dois métodos tiveram uma diminuição quanto ao aumento da dose de biocarvão aplicada, evidenciando que o uso dos biocarvões atuam na diminuição da presença do metal em questão. Vale ressaltar, que em TCLP as concentrações, em mg kg⁻¹, chega a quase zero para os três biocarvões na aplicação a partir de 2,5%.

Para Zn, a maior concentração também foi encontrada em Mehlich-1. A presença do metal foi diminuída nos 3 biocarvões com concentrações de até 1% em relação ao controle. Entretanto a partir de 2,5% no biocarvão BCF-H₃PO₄-MgO houve um acréscimo de Zn até valores próximos aos encontrados no controle. Já com os outros dois testes houve um ligeiro aumento de Zn a partir de 2,5%, mas, abaixo do controle.

No método TCLP aplicado em Zn o biocarvão BCF-H₃PO₄-MgO teve uma diminuição na concentração de 0,25%, entretanto a partir de 0,5% houve um acréscimo e os valores encontrados foram maiores que na amostra controle, que são resultados desfavoráveis para o desenvolvimento da planta. Mas, na utilização dos outros dois biocarvões a concentração de Zn diminuiu, tendo os melhores resultados na concentração de 5%.

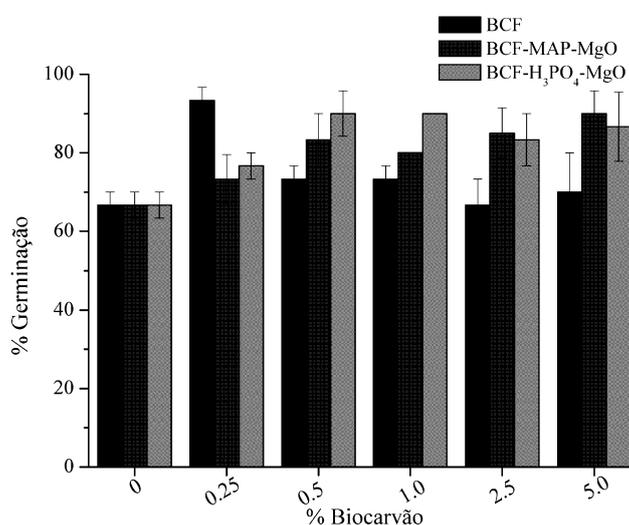
Figura 4. Teores de Cd, Pb e Zn extraídos por Mehlich-1 e TCLP em função das diferentes doses de biocarvão aplicados no solo de mineração.



5.2 Desenvolvimento das plantas de arroz (*Oryza sativa*)

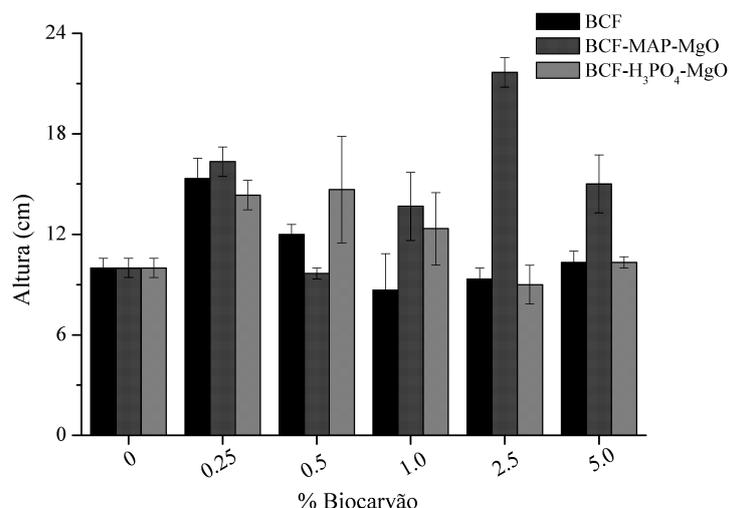
Através da Figura 5, pode-se observar que os três tipos de biocarvão aumentaram a porcentagem de germinação de arroz. Notou-se que a maior porcentagem de germinação aconteceu em BCF com dose 0,25% de biocarvão. Já para o BCF-MAP-MgO, a maior taxa de germinação foi na dose de 5% e para BCF-H₃PO₄-MgO, nas doses 0,5 e 1%.

Figura 5. Porcentagem de germinação em relação a diferentes doses de cada biocarvão aplicado ao solo contaminado por metais pesados.



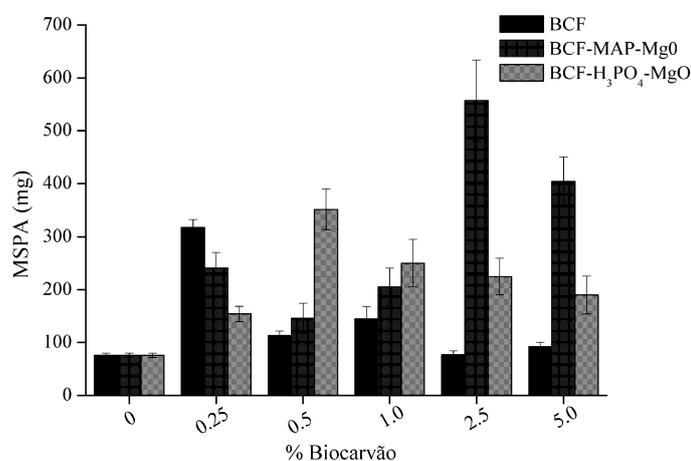
Analisando o crescimento, em centímetros, das plantas de arroz evidencia-se que a aplicação dos três tipos de biocarvões alterou o crescimento das plantas (Figura 6). Nota-se isso ao comparar o menor crescimento sendo muito próximo a altura do controle. A dose que obteve-se a maior altura da parte aérea foi em 2,5% de BCF-MAP-MgO. Sendo assim, pode-se dizer que a aplicação do biocarvão altera no crescimento da planta, visto que teve amostra que duplicou do tamanho da amostra controle.

Figura 6. Altura média (em cm) em relação a diferentes doses de cada biocarvão aplicados ao solo contaminado por metais pesados.



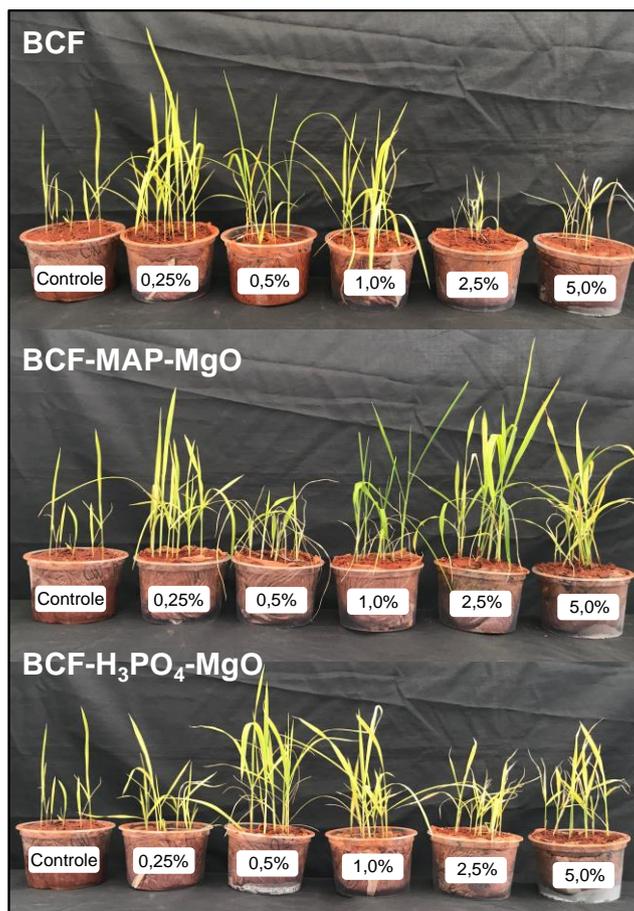
Ao pesar a parte aérea das amostras obteve-se o resultado da Figura 7. Nela pode-se notar que em BCF o maior peso foi observado na dose de 0,25% de biocarvão, tendo um valor aproximadamente maior que três vezes quando comparado ao controle, já nas seguintes concentrações foram próximas do valor controle. Já em BCF-MAP-MgO, obteve-se a maior massa dos três tipos de biocarvão estudado, sendo na dose de 2,5% o maior valor. Já em BCF-H₃PO₄-MgO ocorreu um aumento de massa até 0,5% e depois um decréscimo ao aumentar a concentração de biocarvão.

Figura 7. Massa seca da parte aérea (MSPA) de plantas de arroz cultivadas em solo contaminado por metais pesados e tratados com diferentes doses dos biocarvões.



A Figura 8 mostra as imagens dos tratamentos com diferentes doses dos biocarvões aplicados ao solo contaminado por metais pesados, mostrando o crescimento das plantas de arroz.

Figura 8. Imagens dos tratamentos com diferentes doses dos biocarvões aplicados ao solo contaminado por metais pesados.



6 CONCLUSÕES

No geral, as aplicações dos biocarvões causa aumento no pH do solo em estudo, ocorrendo diminuições nos teores de Cd, Pb e Zn e aumento nos teores de P e Mg em solução, com o aumento da dose de biocarvão. Os resultados demonstraram benefícios significativos da aplicação dos biocarvões para o crescimento das plantas de arroz. A liberação de nutrientes minerais, tais como P e Mg, desempenha um papel importante na

remediação de solos e na promoção do crescimento das plantas. Principalmente considerando que a produção de biomassa vegetal pode auxiliar o processo de fitoestabilização da área de mineração poluída por Cd, Pb e Zn. Além disso, a produção de biocarvões a partir da cama de frango para aplicação em solos poluídos por elementos potencialmente tóxicos se mostrou benéfica.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, D. B.; DA SILVA, I. R.; VERGÜTZ, L.; SPARKS, D. L. Long-term manure application effects on phosphorus speciation, kinetics and distribution in highly weathered agricultural soils. **Chemosphere**, v. 119, p.504–514, 2018.
- ABDALA, D. B.; GHOSH, A. K.; DA SILVA, I. R.; DE NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. **Agric. Ecosyst. Environ**, v.162, p.15–23, 2012.
- ALLING, V.; HALE, S.E.; MARTINSEN, V.; MULDER, J. SMEBYE, A.; REEDVELD, G.D.; CORNELISSEN, G. . The role of biochar in retaining nutrients in amended tropical soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, p. 671–680, 2014.
- ALMEIDA, R.O.P.; SANCHEZ, L.E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, v.29, p. 47-54, 2005.
- ALVARENGA, P., FARTO, M., MOURINHA, C., PALMA, P.. Beneficial use of dewatered and composted sewage sludge as soil amendments: behaviour of metals in soils and their uptake by plants. **Waste Biomass**, v.7, p.1189–1201, 2016.
- ANAWAR, H.M., AKTER, F., SOLAIMAN, Z.M., STREZOV, V.. Biochar: an emerging panacea for remediation of soil contaminants from mining, industry and sewage wastes. **Pedosphere**, v.25, p.654–665, 2015.
- ATIBU, E. K.; LACROIX, P.; SIVALINGAM, P.; RAY, N.; GIULIANI, G.; MULAJI, C. K.; OTAMONGA, J. P.; MPIANA, P. T.; SLAVEYKOVA, V. I.; POTÉ, J. High contamination in the áreas surrounding abandoned mines and mining activities: an impact assessment of the Dilala, Luilu and Mpingiri rivers, Democratic Republic of the Congo. **Chemosphere**, Oxford, v. 191, p. 1008–1020, 2018.
- BEESELEY, L.; MARMIROLI, M. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. **Environmental Pollution**, v.159, p.474-480, 2011.
- BOLAN, N.; KUNHIKRISHNAN, A.; THANGARAJAN, R.; KUMPIENE, J.; PARK, J.; MAKINO, T.; KIRKHAM, M.B.; SCHECKEL, K. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – To mobilize or to immobilize? **Journal of Hazardous Materials**, v.266, p.141-166, 2014.
- CAI, Y., LI, C., WU, D., WANG, W., TAN, F., WANG, X., WONG, P.K., QIA, X.. Highly active MgO nanoparticles for simultaneous bacterial inactivation and heavy metal removal from aqueous solution. **Chem. Eng. J.**, v.312, p.158–166, 2017.
- CAO, X.D., MA, L., GAO, B., HARRIS, W. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine. **Environmental Science e Technology**, v.43, p.3285–3291, 2009.

CARNEIRO, J.S.S., LUSTOSA FILHO, J.F., NARDIS, B.O., RIBEIRO-SOARES, J., ZINN, Y.L., MELO, L.C.A.. Carbon stability of engineered biochar-based phosphate fertilizers. **ACS Sustain. Chem. Eng.** v.11, p.14203–14212, 2018.

CARVALHO, M.T.V., AMARAL, D.C., GUILHERME, L.R.G., AARTS, M.G.M.. *Gomphrena claussenii*, the first South American metallophyte species with indicator-like Zn and Cd accumulation and extreme metal tolerance. **Front. Plant Sci.**, v.4, p.1–10, 2013.

CHEN, X.; CHEN, G.; CHEN, L.; CHE, Y.; LEHMANN, J. MCBRIDE, M.B.; HAY, A.G. Adsorption of copper and zinc by biochar produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. **Bioresource Technology**, v.102, p.8877-8884, 2011.

CHRISTOU, A., THEOLOGIDES, C.P., COSTA, C., KALAVROUZIOS, I.K., VARNAVAS, S.P.. Assessment of toxic heavy metals concentrations in soils and wild and cultivated plant species in Limni abandoned copper mining site, **Cyprus. J. Geochem. Explor.**, v.178, p.16–22, 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA, 2009. Resolução nº 420 Diário Oficial da República Federativa do Brasil. <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620> Acessado em 03 de outubro de 2019.

COOKER, E.G., MATTHEWS, P.J. Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. **Water Sci. Technol.**, v. 15, p.209-225, 1983.

DALÓLIO, F. S. et al. Caracterização bioclimática de um galpão experimental de criação de frangos de corte na região de Diamantina - MG. **Engenharia na agricultura**, v. 24, p.22 - 31, 2016.

DEMEY, H., VINCENT, T., GUIBAL, E.. A novel algal-based sorbent for heavy metal removal. **Chem. Eng. J.**, v.332, p.582–595, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, Embrapa. Suínos e Aves, Estatísticas 2016. <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas>, acessado em 3 de Novembro de 2019.

ENDERS, A.; HANLEY, K.; WHITMAN, T.; JOSEPH, S.; LEHMANN, J. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresour. Technol.** v.114, p.644–653, 2012.

FELLET, G.; MARCHIOL, L.; VEDOVE, G.D.; PERESSOTTI, A. Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation. **Chemosphere**, v.83, p.1262-1297, 2011.

GALL, J. E.; BOYD, R. S.; RAJAKARUNA, N. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 187-201, 2015.

GONZÁLEZ-PONCE, R.; LÓPEZ-DE-SÁ, E. G.; PLAZA, C. Lettuce response to phosphorus fertilization with struvite recovered from municipal wastewater. **Hort Science**, v.44, p.426–430, 2009.

HAHN, L. et al. Persistence of pathogens and the salinomycin antibiotic in composting piles of poultrylitter. **Archivos de zootecnia**, v. 61, p. 279–85, 2012.

HITZMAN, M. W. et al. Classifications, genesis, and exploration guides for nonsulfides zinc deposit. **EconomicGeology**, v. 98, p. 685–714, 2013.

HUANG, D., QIN, X., PENG, Z., LIU, Y., GONG, X., ZENG, G., HUANG, C., CHENG, M., XUE, W., WANG, X., HU, Z.. Nanoscale zero-valent iron assisted phytoremediation of Pb in sediment: impacts on metal accumulation and antioxidative system of *Lolium perenne*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, p.153, 2018.

JÚNIOR, M. B. et al. Distribuição e formas de ocorrência de zinco em solos no município de Vazante-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.5, p.2183-2194, 2008.

KABATA-PENDIAS, A.. Trace Elements in Soils and Plants. 4 edition. **CRC Press**. 2011.

KARUNANAYAKE, A.G., TODD, O.A., CROWLEEY, M., RICCHETTI, L., PITTMAN JR., C.U., ANDERSON, R., MOHAN, D., MLSNA, T.. Lead and cadmium remediation using magnetized and nonmagnetized biochar from Douglas fir. **Chem. Eng. J.**, v.331, p.480–491, 2018.

LEE, S.H., JI, W., YANG, H., KANG, S., KANG, D.M.. Reclamation of mine-degraded agricultural soils from metal mining: lessons from 4 years of monitoring activity in Korea. **Environ. Earth Sci.**, v.76, p.1–7, 2017.

LEHMANN, J. et al. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology**, v.114, p. 644–65, 2012.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for Environmental Management: An Introduction. science and technology. . In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. London: Earthscan, p. 1-12, 2009.

LIAN, F., XING, B.. Black carbon (biochar) in water/soil environments: molecular structure, sorption, stability, and potential risk. **Environ. Sci. Technol.**, v.23, p.13517–13532, 2017.

LIU, T.; LIU, B.; ZHANG, W. Nutrients and heavy metals in biochar produced by sewage sludge pyrolysis: its application in soil amendment. **Polish Journal of Environmental Studies**, v.23, n.1, p.271-275, 2014.

LIU, L., LI, W., SONG, W., GUO, M.. Remediation techniques for heavy metal contaminated soils: principles and applicability, **Sci. Total Environ.**, v.633, p.206–219. 2018.

LOPES, G., COSTA, E.T.S., PENIDO, E.S., SPARKS, D.L., GUILHERME, L.R.G.. Binding intensity and metal partitioning in soils affected by mining and smelting activities in Minas Gerais, Brazil. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v.22, p.13442–13452, 2015.

LUSTOSA FILHO, J.F. et al. Co-Pyrolysis of Poultry Litter and Phosphate and Magnesium Generates Alternative Slow-Release Fertilizer Suitable for Tropical Soils. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, 2017.

MAHAR, A., WANG, P., ALI, A., AWASTHI, M.K., LAHORI, A.H., WANG, Q., LI, R., ZHANG, Z.. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v.126, p.111–121, 2016.

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. INSTRUÇÃO NORMATIVA nº 8, de 25 de Março de 2004. Proíbe em todo o território nacional a produção, a comercialização e a utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua composição proteínas e gorduras de origem animal. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=visualizarAtoPortalMapa&chave=178957228>. Acesso em 24 de novembro de 2019.

MARTINS, G. C. ; PENIDO, E.S. ; ALVARENGA, I. F. S. ; TEODORO, J. C. ; BIANCHI, M. L. ; GUILHERME, L. R. G. . Amending potential of organic and industrial by-products applied to heavy metal-rich mining soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 2018.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH₄. **North Carolina Soil Test Division**, Raleigh, p. 23-89, 1953.

MINGORANCE, M.D., FRANCO, I., ROSSINI-OLIVA, S.. Application of different soil conditioners to restorate mine tailings with native (*Cistus ladanifer* L.) and non native species (*Medicago sativa* L.). **J. Geochem. Explor.**, v.174, p.35–45, 2016.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA. Brasil Projeções do Agronegócio 2011/12 a 2021/22. Brasília, 2012, 50 p. Disponível em: < <http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em: outubro de 2013.

MUNIZ, D.H.F.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1 / 2, p. 83-100, 2006.

NAEEM, M.A. et al. Combined Application of Biochar with Compost and Fertilizer Improves Soil Properties and Grain Yield of Maize. **Journal of Plant Nutrition**, p. 1532-408, 2017.

NOVAK, J. M.; CANTRELL, K. B.; WATTS, D. W.; BUSSCHER, W. J.; JOHNSON, M. G. Designing relevant biochars as soil amendments using lignocellulosic-based and manure-based feedstocks. **J. Soils Sediments**, v.14 (2), p.330–343, 2014.

O'CONNOR, D., PENG, T., ZHANG, J., TSANG, D.C.W., ALESSI, D.S., SHEN, Z., BOLAN, N.S., HOU, D.. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: a review of in situ field trials. **Sci. Total Environ.**, v.619–620, p.815–826, 2018.

OLIVEIRA, T.S.; COSTA, L.M. Metais pesados em solos de uma topolitossequência do Triângulo Mineiro. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 28, p. 785-796, 2004.
PENG, H. et al. Enhanced adsorption of Cu(II) and Cd(II) by phosphoric acid-modified biochars, **Environmental Pollution**, v. 229, p. 846-853, 2017.

OLIVEIRA, D.R.M.S. & NÄÄS, I.A. Issues of sustainability on the Brazilian broiler meat production chain. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ADVANCES IN PRODUCTION MANAGEMENT SYSTEMS, 2012, Rhodes. **Anais...Competitive Manufacturing for Innovative Products and Services: proceedings, Greece: InternacionaI Federation for Information Processing**, 2012.

ONO, F.B., PENIDO, E.S., TAPPERO, R., SPARKS, D., GUILHERME, L.R.G.. Bioaccessibility of Cd and Pb in tailings from a zinc smelting in Brazil: implications for human health. **Environ. Geochem. Health**, p.1–14, 2015.

PARK, J.H.; CHOPPALA, G.K.; BOLAN, N.S.; CHUNG, J.W.; CHUASAVATHI, T. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. **Plant Soil**, v.348, p.439-451, 2011.

PAZ-FERREIRO, J.; FU, S.: Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations, **Land Degrad. Dev.**, 2014.

PENIDO, E.S.; MARTINS, G.C.; MENDES, T.B.M.; MELO, L.C.A. ; DO ROSÁRIO, I.G.; GUILHERME, L.R.G. . Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, p. 326-333, 2019a.

PENIDO, E.S; MELO, L.C.A.; GUILHERME, L. R. G. ; BIANCHI, M.L. Cadmium binding mechanisms and adsorption capacity by novel phosphorus/magnesium-engineered biochars. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 1134-1143, 2019b.

QAMBRANI, N. A. et al. Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 255–273, 2017.

SANTOS, T.M.B.; LUCAS J.; SAKOMURA, N.K.. Efeitos da densidade populacional e da reutilização da cama sobre o desempenho de frangos de corte e produção de cama. **Revista portuguesa de ciências veterinárias**, v. 100, p. 45–52, 2005.

SHAKYA, A.; AGARWAL, T. Poultry Litter Biochar: An Approach towards Poultry Litter Management – A Review. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 6, p. 2657-2668, 2017.

TAN, X., LIU, S., LIU, Y., GU, Y., ZENG, G., HU, X., WAN, X., LIU, S., JIANG, L. Biochar as potential sustainable precursors for activated carbon production: multiple

applications In environmental protection and energy storage. **Bioresour. Technol.**, v.227, p.359–372, 2017.

TIAN, G., WANG, W., ZONG, L., WANG, A.. MgO/palygorskite adsorbent derived from natural Mg-rich brine and palygorskite for high-efficient removal of Cd(II) and Zn (II) ions. **J. Environ. Chem. Eng.**, v.5, p.1027–1036, 2017.

TRAKAL, L.; KOMÁREK, M.; SZÁKOVÁ, J.; ZEMANOVÁ, V.; TLUSTOŠ, P. Biochar application to metal-contaminated soil: Evaluating of Cd, Cu, Pb and Zn sorption behavior using single- and multi-element sorption experiment. **Plant, Soil and Environment**, v.57, p.372-380, 2011.

UNIÃO BRASILEIRA DE AVICULTURA. Relatório anual 2006/2007. São Paulo: UBA, 2007. 80p. Disponível em: <<http://www.ubabef.com.br/publicacoes?m=75&date=2007-04>>. Acesso em: 18 set. 2019.

UNIÃO BRASILEIRA DE AVICULTURA. Relatório anual 2014. São Paulo: UBA, 2014. 55p. Disponível em: <<http://www.ubabef.com.br/publicacoes?m=75&date=2014-03>>. Acesso em: 18 set. 2019.

USEPA - Toxicity characteristic leaching procedure, method 1311,1992. Link: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/1311.pdf>. Acessado em 23 de novembro de 2019.

VOCHOZKA, M.; MAROUSKOVÁ, A.; VÁCHAL, J.; STRAKOVÁ, J. Biochar pricing hampers biochar farming. **Clean Technol. Environ. Policy**, v.18, p.1225–1231, 2016.

XU, P., SUN, C., YE, X., XIAO, W., QIANG, Z., WANG, Q.. The effect of biochar and cropstraws on heavy metal bioavailability and plant accumulation in a Cd and Pb polluted soil. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**,v.132, p.94–100, 2016.

XU, X., HU, X., DING, Z., CHEN, Y.. Effects of copyrolysis of sludge with calcium carbonate and calcium hydrogen phosphate on chemical stability of carbon and release of toxic elements in the resultant biochars. **Chemosphere**, v.189, p.76–85, 2017.

YU, F., SUN L., ZHOU Y., GAO, B., GAO, W, BAO, C., FENG, C., LI, Y., Biosorbents based on agricultural wastes for ionic liquid removal: An approach to agricultural wastes management. **Chemosphere**, v.165 p.94, 2016.

WANG, B.; GAO, B.; FANG, J. Recent advances in engineered biochar productions and applications. **Environ. Sci. Technol.**, v.47 p.2158, 2017.

ZHAO, L.; CAO, X.; ZHENG, W.; SCOTT, J. W.; SHARMA, B. K.; CHEN, X. Copyrolysis of Biomass with Phosphate Fertilizers To Improve Biochar Carbon Retention, Slow Nutrient Release, and Stabilize Heavy Metals in Soil. **ACS Sustainable Chem. Eng.**, v.4, p.1630–1636, 2016.

ZHAO, L.; CAO, X.; ZHENG, W.; KAN, Y. Phosphorus-Assisted Biomass Thermal Conversion: Reducing Carbon Loss and Improving Biochar Stability. **PLoS One**, v.9, e115373, 2014.

ZENG, Z., TAN, X., LIU, Y., TIAN, S., ZENG, G., JIANG, L., LIU, S., LI, J., LIU, N., YIN, Z.. Comprehensive adsorption studies of doxycycline and ciprofloxacin antibiotics by biochars prepared at different temperatures. **Front. Chem.**, v.6, p.1–11, 2018.