



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE  
FÓSFORO PARA O MILHO**

**GIOVANNA FONSECA BARROS CAMPOS**

**Brasília, DF**  
**Julho de 2019**

**GIOVANNA FONSECA BARROS CAMPOS**

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE  
FÓSFORO PARA O MILHO**

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheira Agrônoma.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

**Brasília, DF  
Julho de 2019**

## FICHA CATALOGRÁFICA

CAMPOS, Giovanna Fonseca Barros

“BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE FÓSFORO PARA O MILHO”. Orientação: Cícero Célio de Figueiredo, Brasília, 2019. 37 páginas.

Monografia de Graduação (G) – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2019.

1. Biossólido 2. Pirólise 3. Adubação fosfatada 4. *Zea mays* L.

I. Figueiredo, C.C.de. II. Drº.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CAMPOS, G. F. B. Biochar de lodo de esgoto como fonte de fósforo para o milho. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2019, 37 páginas. Monografia.

## CESSÃO DE DIREITOS

**Nome do Autor:** GIOVANNA FONSECA BARROS CAMPOS

**Título da Monografia de Conclusão de Curso:** Biochar de lodo de esgoto como fonte de fósforo para o milho.

**Grau:** 3º      **Ano:** 2019

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta monografia de graduação e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva-se a outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de graduação pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

GIOVANNA FONSECA BARROS CAMPOS

Rua Olímpio Jacinto, nº 205 Apto 301, Centro

CEP: 73801-400 Formosa, GO. Brasil

(61) 9 99487085/ e-mail: camposgfb@gmail.com

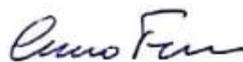
GIOVANNA FONSECA BARROS CAMPOS

# BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE FÓSFORO PARA O MILHO

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheira Agrônoma.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

BANCA EXAMINADORA:



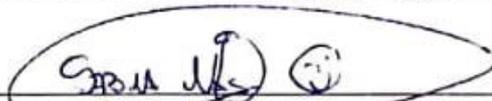
---

Cícero Célio de Figueiredo  
Doutor, Universidade de Brasília – UnB  
Orientador / email: cicerocf@unb.br



---

Larissa Gomes Araújo Tormen  
Doutora  
Examinadora / email: lga.agro@gmail.com



---

Sabrina Magaly Navas Cajamarca  
Doutora  
Examinadora / email: sabrinacajamarca@gmail.com

**BRASÍLIA, DF**  
**JULHO DE 2019**

*Dedico este trabalho a Deus, aos meus pais e a todos que passaram em minha vida durante essa jornada acadêmica e que contribuíram de alguma forma para a minha formação.*

## **AGRADECIMENTOS**

*Agradeço a Deus pela vida, e por ter me ensinado que tudo acontece no seu tempo.*

*Ao meu orientador, Dr. Cícero Célio de Figueiredo, por todos os ensinamentos, paciência, dedicação aos seus alunos e ao seu brilhante trabalho, e por me confiar a realização desse projeto.*

*Aos meus pais Joelma e Agnaldo, por acreditarem que sou capaz de realizar todos meus sonhos e objetivos. Obrigada pelo amor de vocês, pelo cuidado, por serem tão presentes e por todos os conselhos e palavras de incentivo nos momentos de desânimo e/ou medo.*

*Ao meu irmão Antônio, por todas as gargalhadas e cumplicidade.*

*Ao Alyson Silva pelas dicas, auxílio e orientação durante a execução deste trabalho. Obrigada pela sua paciência, bondade, carinho, compreensão, sabedoria e acima de tudo, seu amor. Obrigada por ser quem é, meu companheiro, amigo, parceiro, conselheiro e namorado. E por despertar o melhor de mim todos os dias.*

*Aos meus amigos agradeço por cada sorriso que arrancaram de mim, principalmente nos momentos mais difíceis. Obrigada por estarem ao meu lado, acompanhando meu crescimento e desenvolvimento pessoal.*

*As amizades adquiridas durante a graduação, em especial a Martha Almeida, Aliny Lais, Isabella Lopes, Sara Kananda, Muriene Lourenço e Nathália Rodrigues, por tornarem essa jornada possível e menos árdua com a amizade e apoio de vocês.*

*Aos colegas e amigos do Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo, em destaque: Helen Neves, Thamires Dutra, Stênio, Matheus, Oscar e Arthur Lima por terem participado efetivamente desse trabalho.*

*Aos professores da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília (FAV/UnB), por todos os ensinamentos e contribuições para minha formação acadêmica e profissional.*

*A FAV/UnB pela oportunidade concedida para realização do Curso de Agronomia.*

*A todos, minha eterna gratidão!*

*“O próprio Senhor irá à sua frente e estará com você; ele nunca o deixará, nunca o abandonará. Não tenha medo! Não se desanime!”*

Deuteronômio 31:8

CAMPOS, GIOVANNA FONSECA BARROS. **Biochar de lodo de esgoto como fonte de fósforo para o milho**. 2019. Monografia (Bacharelado em Agronomia). Universidade de Brasília – UnB.

## RESUMO

O lodo de esgoto (LE) é um produto gerado no tratamento de efluentes domésticos e industriais. Encontrar destino adequado para o LE é um desafio mundial. Portanto, o tratamento por pirólise é uma alternativa para tornar viável o uso desse resíduo na agricultura. Entre outras características, o BC de LE apresenta significativa concentração de fósforo (P) que pode substituir fontes minerais solúveis desse nutriente. Para isso, estudos são necessários para compreender como o biochar de LE contribuem nas diversas frações de P ao solo e em sua relação com a produtividade das culturas. Por conseguinte, o objetivo deste trabalho foi avaliar o biochar de LE como fonte de P para o milho. O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Estação Experimental de Biologia da Universidade de Brasília - DF, em Latossolo Vermelho, com delineamento inteiramente casualizado (DIC) com quatro repetições e composto por 6 tratamentos: T1 – Controle (NK); T2 – 50 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T3 – 100 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T4 – 150 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T5 – 200 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T6 – 250 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK. O biochar aplicado em doses crescentes de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, foi produzido a 500 °C com tempo de residência de 5 horas. A quantidade de N (como ureia) e K (como cloreto de potássio) aplicada foi corrigida com base nos teores presentes nos biochars. Setenta dias após a semeadura do milho, foram coletadas as plantas para avaliação de massa fresca e massa seca, da parte aérea (MSPA) e raiz (MSR). Os solos dos diferentes tratamentos foram coletados, secos ao ar e passados em peneira de 2 mm (TFSA), para determinação das frações de fósforo total (Pt), orgânico (Po) e inorgânico (Pi). Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Fisher (LSD) a 5% de significância (p<0,05). De modo geral, as doses de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> oriundas do BC de LE mostraram-se eficientes para suprir a demanda nutricional das plantas de milho. As massas secas da parte aérea e de raízes de milho aumentaram com a elevação da dose de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> oriunda do BC de LE até o máximo de 120 e 100 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, respectivamente. A dose correspondente a 200 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> elevou os teores de P total e inorgânico no solo. Entretanto, os teores de P orgânico não foram alterados com a aplicação de biochar de LE.

**Palavras-chave:** Biossólido, pirólise, adubação fosfatada, *Zea mays* L.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Semeadura do milho (A), aplicação do biochar (B) e aplicação do adubo mineral NK (C e D). ..... 23
- Figura 2.** Massa seca de parte aérea de plantas de milho conduzidas em vaso em resposta a diferentes doses de biochar em  $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ . ..... 25
- Figura 3.** Massa seca do sistema radicular de plantas de milho conduzidas em vaso em resposta a diferentes doses de biochar em  $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ . Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos de acordo com o teste de Fischer (LSD) ( $p < 0,05$ ). ..... 26
- Figura 4.** Teor de P total no solo a partir de doses crescentes de biochar em  $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ . Médias seguidas por letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos de acordo com o teste de Fisher (LSD) ( $p < 0,05$ ). ..... 28
- Figura 5.** Teores de P orgânico e inorgânico a partir de doses crescentes de biochar em  $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ . Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos de acordo com o teste de Fischer (LSD) ( $p < 0,05$ ). ..... 29

## **LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1.</b> Características físico-químicas do Latossolo Vermelho utilizado no experimento. ....	20
<b>Tabela 2.</b> Propriedades físico-químicas do lodo de esgoto e do biochar utilizados no estudo. ....	21

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
2.1. Lodo de esgoto.....	14
2.2. Biochar de lodo de esgoto.....	14
2.3. Uso do biochar de lodo de esgoto na agricultura.....	16
2.4. Disponibilidade de fósforo em solos tropicais e limitação da aquisição de fertilizante fosfatado .....	16
2.5. Biochar de lodo de esgoto e seu uso como fertilizante fosfatado .....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	20
3.1. Área experimental, amostragem e caracterização do solo .....	20
3.2. Obtenção e caracterização do biochar.....	20
3.3. Delineamento experimental e tratamentos estudados .....	22
3.4. Condução do experimento e análises laboratoriais .....	22
3.5. Análises estatísticas .....	24
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	25
4.1. Massa seca da parte aérea e das raízes.....	25
4.2. Teores de fósforo total, orgânico e inorgânico do solo.....	27
5. CONCLUSÕES.....	31
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	32

## 1. INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo gerado em grandes volumes nas estações de tratamento. A destinação correta para esse resíduo ainda representa um grande desafio para a sociedade. Entre as alternativas, em termos mundiais, destacam-se a reutilização em áreas agrícolas (42%), incineração (27%), aterro sanitário (14%) e outros (17%) (SAMOLADA et al., 2014).

A utilização do LE *in natura* na agricultura é limitada devido a presença de microrganismos patogênicos e metais tóxicos (CONAMA, 2006). Uma possibilidade para contornar esses problemas e viabilizar o uso deste material, é realizar o tratamento térmico com baixa oxigenação, transformando o material em biochar (BC), permitindo sua aplicação no solo (DEENIK & COONEY, 2016).

O BC proporciona incremento de nutrientes para as plantas (KAMRAN et al., 2018), especialmente o fósforo (KAHILUOTO et al., 2015; WANG et al., 2015; SCHNEIDER et al., 2016; WITHERS et al., 2018), eleva o pH (HERATH et al., 2013; KAMRAN et al., 2018), promove o aumento dos indicadores de fertilidade do solo, como: soma de bases, capacidade de troca de cátions efetiva e potencial, além da saturação por bases (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015; FARIA et al., 2017). Devido a tais melhorias nas propriedades químicas do solo, o BC de LE promove o aumento da produtividade das culturas. Além disso o LE fornece o sequestro de carbono no solo, consequentemente pode reduzir as emissões de gases de efeito estufa (VACCARI et al., 2011; ZHANG et al., 2015).

Em regiões tropicais quentes e úmidas, os solos foram formados a partir de intensos processos de intemperismo (LEPSCH, 2010), e tem-se como fator limitante para as atividades agrícolas a baixa disponibilidade de P, em que os teores na solução do solo são geralmente muito baixos e associados à alta adsorção pelos coloides do solo (SOUSA et al., 2004).

Em razão da dependência externa e de poucos fornecedores globais, flutuações dos preços e possível escassez de oferta dos fertilizantes fosfatados (SCHNEIDER et al., 2016), o BC de LE tem sido estudado como uma estratégia-chave para o fornecimento de P, devido as suas altas concentrações encontradas após a pirólises (KAMRAN et al., 2018), comparado com outros resíduos orgânicos.

O biochar é uma fonte rica em P (WANG et al., 2015; HAVUKAINEN et al., 2016; GORAZDA et al., 2017; FRIŠTÁK et al., 2018; REHMAN et al., 2018; WITHERS

et al., 2018) destacando-se pela sua capacidade de proporcionar uma liberação mais lenta e constante do P no solo, favorecendo sua disponibilidade por um período mais prolongado. Essa característica resulta em absorção mais eficiente pelas plantas e menores perdas por adsorção específica (WANG et al., 2015). Desse modo, o biochar de LE pode ser uma alternativa para minimizar a dependência por fertilizantes fosfatados, além de solucionar o problema da destinação do subproduto do tratamento de esgoto. Para isso, estudos são necessários para ajustar as doses de biochar com base nos teores de P do biochar. Além disso, os efeitos da aplicação de biochar nas frações orgânicas e inorgânicas de P do solo precisam ser melhor compreendidos.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de biochar de LE como fonte de P para o milho.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Lodo de esgoto**

O lodo de esgoto (LE) é um produto gerado no tratamento de efluentes domésticos e industriais, por meio de processos físicos, químicos e biológicos, proporcionando a remoção de resíduos e impurezas em diferentes níveis (CAESB, 2018). As estações de tratamento de esgoto (ETE) são responsáveis por removerem as cargas poluentes e devolverem ao meio ambiente um produto dentro dos padrões exigidos pela legislação (CAESB, 2018).

O lodo é produzido em todas as etapas de tratamento do esgoto, o que resulta em quantidades crescentes desse material, e ao mesmo tempo demanda sua destinação apropriada. O uso agrícola do LE é uma das alternativas de destinação para esse material, associada às propriedades químicas presentes capazes de fornecer nutrientes para as plantas, tais como: nitrogênio (N), fósforo (P), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn) e potássio (K). Consequentemente, o uso do LE pode reduzir os custos da produção agrícola em função da diminuição da demanda por fertilizantes minerais (LOBO et al., 2013).

Entretanto, o Decreto Federal nº 4.954/2004 (MAPA, 2004) e a Resolução do CONAMA nº 375/2006 restringiram, por meio de critérios e procedimentos, o uso do LE e seus derivados, visando proteger a saúde pública e o meio ambiente, inviabilizando sua utilização *in natura* devido à presença significativa e indesejada de patógenos e metais tóxicos. Dessa forma, é imprescindível buscar meios alternativos e sustentáveis que possibilitem o uso correto do LE para sua destinação final, evitando danos ambientais e à saúde pública.

### **2.2. Biochar de lodo de esgoto**

O grande desafio é encontrar um destino adequado para esse LE, pois entre as alternativas, em termos mundiais, destacam-se a reutilização em áreas agrícolas (42%), incineração (27%), aterro sanitário (14%) e outros (17%) (SAMOLADA et al., 2014). Contudo, todas as alternativas, de alguma forma, podem causar poluição do ar e/ou do solo (ALVAREZ et al., 2015). Além da poluição, há o risco de contaminação ambiental por metais tóxicos e microrganismos patogênicos (ALVARENGA et al., 2015; DEENIK & COONEY, 2016; JIN et al., 2016).

Novas tecnologias estão sendo desenvolvidas para tornar o uso do LE sustentável e seguro na agricultura. O processo de pirólise, decomposição térmica da biomassa e de resíduos, sob condições limitadas de oxigênio, resulta em um produto rico em carbono, denominado de biochar (SANROMAN et al., 2017).

Segundo Furness et al. (2000), durante o processo da pirólise são formados três produtos: o biochar, o bio-óleo e bio-gases. A fração sólida, o BC ou biocarvão, consiste principalmente de carbono puro e materiais minerais. O bio-óleo contém substâncias como ácido acético, acetona e metanol e o bio-gases contém principalmente hidrogênio (H), metano (CH<sub>4</sub>), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), e outros gases em concentrações menores.

A temperatura de pirólise, a matéria prima e o tempo de residência são características que interferem no rendimento dos biochars, e nas suas propriedades químicas e físicas (NOVOTNY et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2018). De acordo com Figueiredo et al. (2018), o BC apresentou maiores teores de macro e micronutrientes, pH, área superficial e volume de poros em relação ao LE, matéria prima utilizada para sua produção. Os autores observaram que a elevação da temperatura de pirólise reduziu a relação H/C e aumentou a relação C/N. Como também, biochars produzidos em baixas temperaturas (300 °C) apresentaram maiores teores de N total quando comparados com biochars produzidos em temperaturas mais elevadas (500 °C).

Wei et al. (2019) encontraram diferentes rendimentos e teores de cinzas de biocarvão quando houve o aumento da temperatura de 300 °C para 700 °C, os rendimentos caíram de 45,2% para 30,6% (palha de arroz), de 45,5% para 23,2% (madeira de pinus), de 63,0% para 42,8% (esterco de porco) e de 85,0% para 66,7% (lodo de esgoto). Verificaram também que as concentrações de C aumentavam em todos os BCs acompanhando o aumento da temperatura, no entanto, os teores de O e H diminuíam devido as perdas gasosas.

Biochars de materiais lenhosos, obtidos em temperaturas de pirólise de 200 °C, 400 °C e 600 °C, apresentaram diferentes teores de P, K, Ca e Mg, com os maiores teores sendo obtidos nas maiores temperaturas. As temperaturas mais elevadas de pirólise também resultaram na conversão de formas mais estáveis de C, explicando a presença de compostos mais recalcitrantes nessas temperaturas (ZHANG et al., 2015).

De forma semelhante, Agegnehu et al. (2016) ao produzirem biochar a partir da madeira de salgueiro (*Salix* spp.), com tempo de residência de 5 a 7 horas e temperatura de aproximadamente de 550 °C, ratificaram que diferentes temperaturas, tempo de

residência e fontes de matérias primas influenciam significativamente nas propriedades do BC.

### **2.3. Uso do biochar de lodo de esgoto na agricultura**

O incremento de material orgânico possui grande importância na promoção da fertilidade do solo, fornecendo principais nutrientes demandados pelas plantas, como N e P (FERRER et al., 2011). Por essa razão, o biochar é uma opção para proporcionar uma destinação adequada do LE, além de elevar o nível de fertilidade de solos agrícolas que apresentam baixa disponibilidade natural de nutrientes.

A conversão térmica da biomassa em biochar possibilita a inativação dos microrganismos patogênicos, redução e imobilização dos metais tóxicos como arsênio, cádmio e zinco, viabilizando a sua aplicação no solo (PARK et al., 2011). Apresenta potencial para melhorar as propriedades físico-químicas do solo, além de elevar o desempenho do crescimento das plantas (VACCARI et al., 2015; KIM et al., 2016).

O BC proporciona vários outros benefícios como o aumento dos teores de nutrientes em geral, melhor capacidade de retenção de água, mudanças na porosidade, aumento do pH (HERATH et al., 2013), aumento dos indicadores de fertilidade como: soma de bases, capacidade de troca de cátions efetiva e potencial, e saturação por bases (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015).

O uso de biochar tem se destacado pelo aumento da produtividade das culturas, como também, está associado ao sequestro de carbono no solo, consequentemente reduzindo as emissões de gases de efeito estufa (VACCARI et al., 2011; ZHANG et al., 2015). Wang et al. (2018) encontraram dados similares aos apresentados por Vaccari et al. (2011), além de observarem reduções de emissões de CH<sub>4</sub> em campos de arroz e incremento de C orgânico total, N e P.

### **2.4. Disponibilidade de fósforo em solos tropicais e limitação da aquisição de fertilizante fosfatado**

Para acompanhar o crescente aumento populacional, é necessário o aumento da produção de alimentos. Desafios associados ao clima, à biodiversidade e aos ecossistemas aquáticos devem ser superados, avaliando as ameaças ao meio ambiente e aos finitos recursos minerais e fósseis (KAHILUOTO et al., 2015). A necessidade por mais alimentos gera uma considerável demanda por fertilizantes, que em sua maioria são

provenientes de recursos minerais, alertando para futura escassez dessas reservas mundiais.

Principalmente em regiões tropicais quentes e úmidas, os solos foram formados a partir de intensos processos de intemperismo. Caracterizados por sua boa drenagem, baixa capacidade de troca de cátions, minerais primários facilmente intemperizados ausentes ou em pequenas quantidades, solos profundos, presença de minerais mais resistentes, aos quais foram acrescidos óxidos de ferro e alumínio, conferindo sua cor característica, elevada acidez e baixa fertilidade (LEPSCH, 2010).

Em decorrência do acentuado processo de intemperismo, tem-se como fator limitante para as atividades agrícolas a pequena disponibilidade de P, em que os teores na solução do solo são geralmente muito baixos e associados à alta adsorção pelos coloides do solo (SOUSA et al., 2004). Consequentemente, faz-se necessário o fornecimento de fontes de P na adubação para suprir a demanda das culturas.

O fósforo é de suma importância para o desenvolvimento e crescimento dos seres vivos, presente em diversos componentes celulares, incluindo membranas (fosfolipídios), material genético (DNA e RNA), armazenamento de energia (ATP e ADP), entre outros (ELSER, 2012). Os animais e seres humanos suprem suas necessidades de P através da alimentação, enquanto as plantas precisam absorvê-lo dos solos (TORRI et al., 2017).

A principal forma de fornecimento desse nutriente é por meio dos fertilizantes fosfatados, e seu uso está relacionado diretamente à sustentabilidade de sistemas agrícolas comerciais (BENITES, 2015). Entretanto, o fosfato é um recurso natural não renovável e suas limitações futuras poderão não ser apenas de escassez, mas também de viés econômico. Diferentes reservas de P estão sendo avaliadas, contudo, o teor médio de fósforo na rocha fosfática é reduzido. Para a exploração dessas rochas com menores teores de P, necessita-se de novas tecnologias, onerando assim o processo de obtenção e, consequentemente, o preço final dos fertilizantes fosfatados.

As principais reservas de P do mundo estão concentradas em poucos países. Somente quatro (China, Marrocos, EUA e Rússia) dos 37 países que produzem rochas fosfáticas detêm 72% da produção mundial. Colocando todos os importadores de rocha fosfática e de fertilizantes fosfatados em situação de vulnerabilidade, principalmente o Brasil, que apresenta a maior dependência externa por fertilizantes fosfatados (BENITES, 2015; CIEŚLIK et al., 2016).

Diversas tecnologias estão sendo testadas para aumentar a eficiência do uso dos fertilizantes fosfatados, entre elas são: o uso de fontes fosfatadas de menor solubilidade,

o uso direto de rocha fosfática, fontes mistas e fertilizantes acidulados de baixa solubilidade em água, uso de aditivos ou revestimentos e compostos de revestimento com ação de liberação lenta ou controlada dos nutrientes (BENITES, 2015; SCHNEIDER et al., 2016).

Diferentes estratégias precisam ser avaliadas para contornarem essas questões sem prejudicar a produção de alimentos dos sistemas agrícolas brasileiros. O biochar de LE pode ser uma alternativa para minimizar a dependência por fertilizantes fosfatados, além de solucionar o problema da destinação final do subproduto do tratamento de esgoto.

## **2.5. Biochar de lodo de esgoto e seu uso como fertilizante fosfatado**

A agricultura e o meio urbano produzem diferentes recursos biológicos e resíduos de processamento que podem ser reciclados como fontes secundárias de P. Dessa forma, esses resíduos podem ser substitutos dos fertilizantes fosfatados importados, tornando-se uma estratégia-chave para melhorar a eficiência e a sustentabilidade do uso desse nutriente, objetivando reutilizar (recuperar e/ou reciclar) produtos que sejam ricos em P (HAVUKAINEN et al., 2016; WITHERS et al., 2018).

Os recursos biológicos têm uma grande vantagem sobre os fertilizantes minerais, pois contêm matéria orgânica, propriedades de retenção de água, além de características que podem reduzir a fixação de P em solos tropicais (WITHERS et al., 2018).

Entre os resíduos, o esterco animal e o LE destacam-se pelo alto teor de P em sua composição. Tecnologias que viabilizem o uso do LE na agricultura, favorecendo a disponibilidade de fósforo para as plantas, é uma possibilidade de reciclagem deste material (KAHILUOTO et al., 2015). Após a estabilização do LE por meio da pirólise, o BC apresenta potencial para ser aplicado como fertilizante (FARIA et al., 2017; ZHAO et al., 2018) ou condicionador do solo (NOVOTNY et al., 2015).

Wang et al. (2015) concluíram que o biochar é uma fonte rica em P em comparação com a matéria prima não pirolisada. Os autores destacaram a capacidade do BC em proporcionar uma liberação mais lenta e constante do P no solo, favorecendo sua disponibilidade por um período mais prolongado. Essa característica pode resultar em absorção mais eficiente pelas plantas e menores perdas, seja por escoamento superficial (perda de solo) ou adsorção específica.

A análise de BCs provenientes de oito matérias primas distintas demonstrou o potencial de tal material como fertilizante fosfatado (SCHNEIDER et al., 2016). Os autores descreveram que todos os BCs testados apresentavam alto teor de P total,

especialmente o BC produzido a partir de lodo de esgoto. Observaram também que BCs mais alcalinos aplicados em solos ácidos podem elevar o pH e conseqüentemente, favorecer a maior disponibilidade do P presente no solo.

O uso do BC de LE promove alterações nos parâmetros de fertilidade do solo, elevando principalmente teores de P, Mg, Cu, Zn, capacidade de troca de cátions e saturação por bases. Além de manter a produtividade de grãos de milho quando comparado com sistemas convencionais de plantio, o BC foi descrito como uma possibilidade para minimizar o uso de fertilizantes solúveis convencionais, destacando-se como fonte de N, P e micronutrientes (FARIA et al., 2017).

Segundo Frišták et al. (2018), o BC de LE de áreas industriais e municipais foi capaz de adicionar P disponível em solos deficientes nesse nutriente. Ainda nesse trabalho, a comparação de matérias primas possibilitou confirmar que a disponibilidade de P dependente do tempo de permanência do BC no solo. Os autores justificaram o processo de pirólise como responsável por converter o P das diferentes matérias primas em formas mais estáveis e menos disponíveis, criando-se uma reserva deste nutriente no solo, com maior permanência quando observados seus efeitos a longo prazo.

Estudo realizado por Rehman et al. (2018) mostraram que o BC de LE, além de proporcionar melhores condições ao solo com o aumento do pH e incremento dos nutrientes como P e K, foi responsável pelo aumento da biomassa das plantas e rendimento dos grãos de trigo (*Triticum aestivum*) em comparação com os controles (sem e com aplicação de P mineral). Nesse trabalho também foi observado aumento nos teores de P nas plantas. Alguns dos biochars preparados a partir do LE e usados no experimento mostraram-se eficientes como fontes alternativas de P, que podem ser utilizados em sistemas de agricultura orgânica.

Havukainen et al. (2016) concluíram que o material resultante do tratamento termoquímico do LE e de esterco de animais (bovinos, suínos, aves e outros) representa uma fonte relevante de P, como também, uma matéria prima secundária para a produção de fertilizantes fosfatados.

De modo geral, o BC apresenta propriedades que o qualifica como um possível fertilizante no solo, fornecendo diferentes nutrientes (ZHAO et al., 2018), e visado, principalmente, como potencial fonte de fósforo (GORAZDA et al., 2017; REHMAN et al., 2018).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área experimental, amostragem e caracterização do solo

O presente estudo foi conduzido em casa de vegetação, localizada na Estação Experimental de Biologia da Universidade de Brasília, por um período de 70 dias. O solo utilizado corresponde a um Latossolo Vermelho, coletado a uma profundidade de 95 cm em uma trincheira na Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília (FAL-UnB), localizada no Núcleo Rural Vargem Bonita, Brasília – DF, a 28 km da sede do Campus Universitário Darcy Ribeiro. As características físico-químicas do solo são apresentadas na tabela 1.

**Tabela 1.** Características físico-químicas do Latossolo Vermelho utilizado no experimento.

Característica	Solo
Argila (%)	81,7
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,4
P Mehlich-1 (mg dm <sup>-3</sup> )	1,94
K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,05
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,13
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,44
Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,14
H + Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	5,40
M.O (%)	2,1
SB	1,62
t (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,76
T (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	7,00
V (%)	23,1
m (%)	8,0

SB - soma de bases; t - CTC efetiva; T - CTC a pH 7; V (%) - percentual de saturação por bases; M.O – matéria orgânica; m (%) saturação por alumínio.

#### 3.2. Obtenção e caracterização do biochar

O biochar foi produzido no Laboratório de Qualidade e Preservação da Madeira, localizado na FAL-UnB. O LE foi coletado na estação de tratamento de esgoto (ETE) de Samambaia, pertencente à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). O LE, com aproximadamente 20% de umidade, foi triturado e acondicionado em recipiente de metal adaptado ao forno tipo mufla (Linn Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha). O forno é interligado com tubulação metálica destinada a saída do biogás e bio-óleo, garantindo baixa quantidade de oxigênio em seu interior. O LE foi submetido a uma temperatura de pirólise de 500 °C, com taxa média de aumento de temperatura de

2,5 °C min<sup>-1</sup> e tempo de residência de 5 horas. Após a pirólise e resfriamento, o biochar foi acondicionado em sacos plásticos para posterior uso no experimento. As propriedades físico-químicas do lodo de esgoto e do biochar são apresentadas na tabela 2.

**Tabela 2.** Propriedades físico-químicas do lodo de esgoto e do biochar utilizados no estudo.

<b>Propriedade<sup>1</sup></b>	<b>Lodo de esgoto</b>	<b>BC 500</b>
Carbono (C) (%)	21,0±0,4	19,0±0,2
Hidrogênio (H) (%)	4,2±0,1	1,7±0,1
H/C	2,4±0,1	1,1±0,1
Nitrogênio (N) (%)	3,0±0,1	2,3±0,1
C/N	7,0±0,1	8,3±0,1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	23,3±3,4	5,8±0,9
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	461,2±36,0	169,3±19,8
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,8±0,4	6,5±0,3
P (g kg <sup>-1</sup> )	35,7±2,8	61,3±5,6
K (g kg <sup>-1</sup> )	0,8±0,1	1,25±0,1
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	6,6±0,1	8,2±0,3
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	0,8±0,1	1,7±0,1
S (g kg <sup>-1</sup> )	6,7±0,2	7,4±0,4
Total Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	115±1	145±1
Total Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	207±1	265±1
Total Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	306±1	411±5
Total Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	100±1	136±1
Total Co (mg kg <sup>-1</sup> )	20±1	25±1
Total Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	56±1	80±2
AF (g kg <sup>-1</sup> )	nd	4,3±0,8
AH (g kg <sup>-1</sup> )	nd	1,1±0,1
Humina (g kg <sup>-1</sup> )	nd	95,6±6,8
Helminthos <sup>(a)</sup>		0
Coliformes termotolerantes <sup>(b)</sup>		<1
VP (mL g <sup>-1</sup> )	0,022±0,001	0,053±0,002
ASE (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	18,2±1,2	52,5±4,3

Conteúdo de água (65°C) (g g <sup>-1</sup> )	0,17±0,01	0,003±0,001
Sólidos voláteis (g g <sup>-1</sup> )	0,45±0,04	nd
Cinzas (g g <sup>-1</sup> )	0,54±0,03	0,79±0,04
Rendimento (%)	-	65±4

<sup>1</sup> valores médios ± desvio padrão (n = 3); AF – ácido fúlvico; AH – Ácido húmico; VP – volume de poros; ASE – área superficial específica; <sup>a</sup>(NMP/g massa seca); <sup>b</sup>(ovos viáveis/g matéria seca); nd – não determinado.

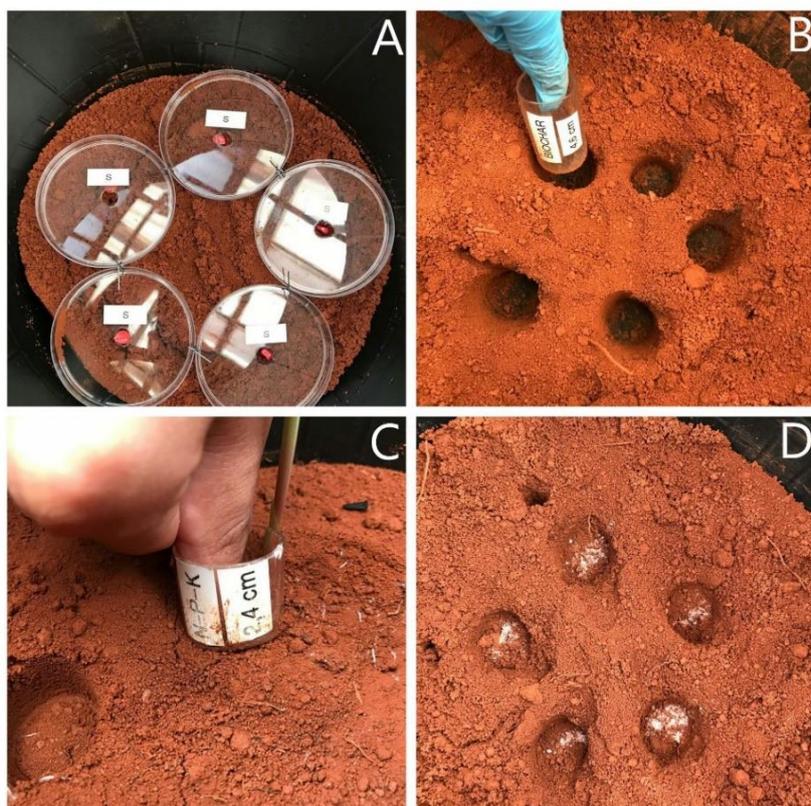
### 3.3. Delineamento experimental e tratamentos estudados

O estudo avaliou diferentes doses de fósforo (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) provindas do biochar de LE produzido a 500 °C. Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado (DIC) com quatro repetições.

O experimento contou com os seguintes tratamentos: T1 – Controle (NK); T2 – 50 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T3 – 100 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T4 – 150 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T5 – 200 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK; T6 – 250 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + NK. A escolha do BC 500 como fonte de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> está associada ao teor de fósforo (14,04% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) superior ao BC 300 (9,41% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). Na adubação foram aplicados 30 kg ha<sup>-1</sup> de N e 60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O. Na definição das quantidades de N (na forma de ureia) e K (como cloreto de potássio) foram descontados os teores desses nutrientes presentes no biochar. Todos os tratamentos receberam adubação de cobertura com N e K.

### 3.4. Condução do experimento e análises laboratoriais

O experimento foi instalado em vasos contendo aproximadamente 5 kg de solo, oriundo do Latossolo Vermelho descrito anteriormente. As plantas utilizadas no experimento foram de milho híbrido RB9789 VIP 3. Após a aplicação dos adubos ao solo (Figura 1), foram semeadas 5 sementes por vaso. Ao décimo dia, foi realizado o desbaste de plantas, mantendo-se apenas as três plantas mais vigorosas por vaso.



**Figura 1.** Semeadura do milho (A), aplicação do biochar (B) e aplicação do adubo mineral NK (C e D).

Na adubação de cobertura foram aplicados  $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  na forma de ureia e  $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$  na forma cloreto de potássio, divididas em duas aplicações, ao 7º dia e ao 25º dia após a sementeira (DAS). As plantas foram irrigadas 3 vezes por semana, com volume médio de 200 ml de água por vaso, por aplicação.

Setenta dias após a sementeira do milho, foram coletadas as plantas para avaliação de massa fresca e massa seca, tanto de parte aérea (MSPA) como raiz (MSR). As plantas foram lavadas em água corrente e posteriormente, em água destilada e acondicionadas em envelopes de papel para secagem em estufa de circulação forçada de ar à  $60 \text{ }^\circ\text{C}$  por 72 horas. Após o material vegetal adquirir massa seca constante, observada por meio de pesagem em balança eletrônica de precisão.

Os solos dos diferentes tratamentos foram coletados, secos ao ar e passados em peneira de 2 mm (TFSA), para determinação das frações de P total (Pt), orgânico (Po) e inorgânico (Pi). O Po foi obtido por modificado de Olsen e Sommers, 1982. As amostras foram pesadas em duplicata, o conjunto A foi levado para mufla e ignificado a  $550 \text{ }^\circ\text{C}$  por 1,5 horas (Pt') e o conjunto B não ignificado (Pi') foi colocado diretamente em falcons. Após a ignificação, o solo foi transferido para os falcons e adicionou-se  $\text{H}_2\text{SO}_4$

2,0 mol L<sup>-1</sup> nos conjuntos A e B. Posteriormente as amostras foram agitadas por 16 horas em agitador horizontal à 220 rpm, centrifugadas por 10 minutos e filtradas com papel filtro Quantitativo Faixa Azul. A estimativa de P foi obtida em espectrofotômetro a 880 nm (Biospectro SP-22). O P orgânico é dado pela diferença do P total' – P inorgânico'.

O Pt foi realizado pela metodologia de Brookes e Powlson (1981) e Hedley et al. (1982) que consiste na digestão ácida com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (ácido sulfúrico) e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (peróxido de hidrogênio) na presença de MgCl<sub>2</sub> (cloreto de magnésio) em bloco digestor aquecido. A estimativa de P foi obtida em espectrofotômetro (Biospectro SP-22) a 880 nm. O Pi foi estimado pela diferença entre o Pt e o Po.

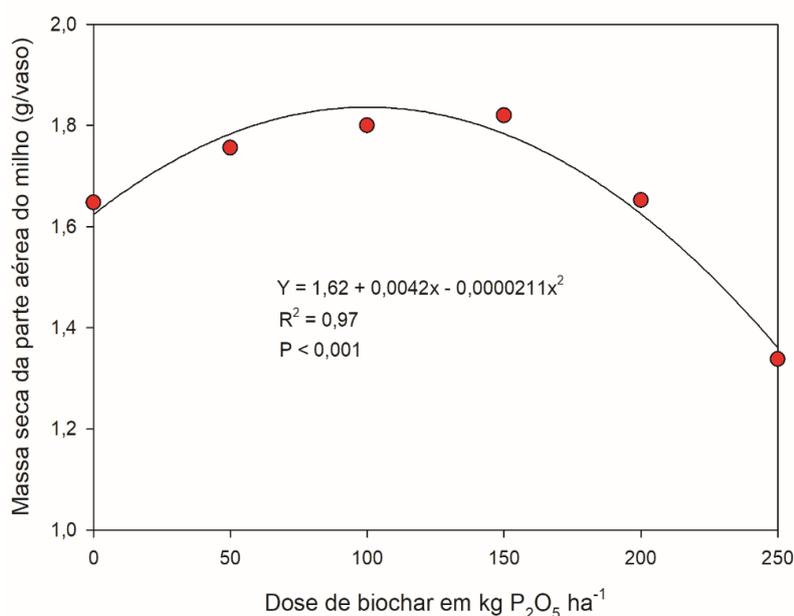
### **3.5. Análises estatísticas**

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Fisher (LSD) a 5% de significância (p<0,05). As análises foram realizadas utilizando-se o software XLSTAT. Modelos de regressão também foram analisados quanto à sua significância (p<0,05) por meio do software Sigmaplot.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Massa seca da parte aérea e das raízes

A aplicação de quantidades crescentes de fósforo (em  $P_2O_5$ ) por meio do BC produzido a 500 °C proporcionou o incremento máximo de massa seca da parte aérea (MSPA) de milho com a dose de 120 kg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$  (Figura 2).



**Figura 2.** Massa seca de parte aérea de plantas de milho conduzidas em vaso em resposta a diferentes doses de biochar em kg  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ .

O milho respondeu positivamente por meio do aumento da MSPA até a dose de 120 kg  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ , promovida pela aplicação de cerca de 850 kg  $ha^{-1}$  de BC, com redução da MSPA em doses superiores. A possibilidade de desbalanço nutricional, promovida pelo excesso de alguns nutrientes e baixa disponibilidade de potássio, pode ter limitado o desenvolvimento das plantas em doses elevadas de BC, como já observado por Sousa & Figueiredo (2015). No entanto, com a aplicação de 15 t  $ha^{-1}$  de BC de LE, sob condições de campo, Faria et al. (2017) obtiveram produtividade de grãos por volta de 10.000 kg de grãos por hectare.

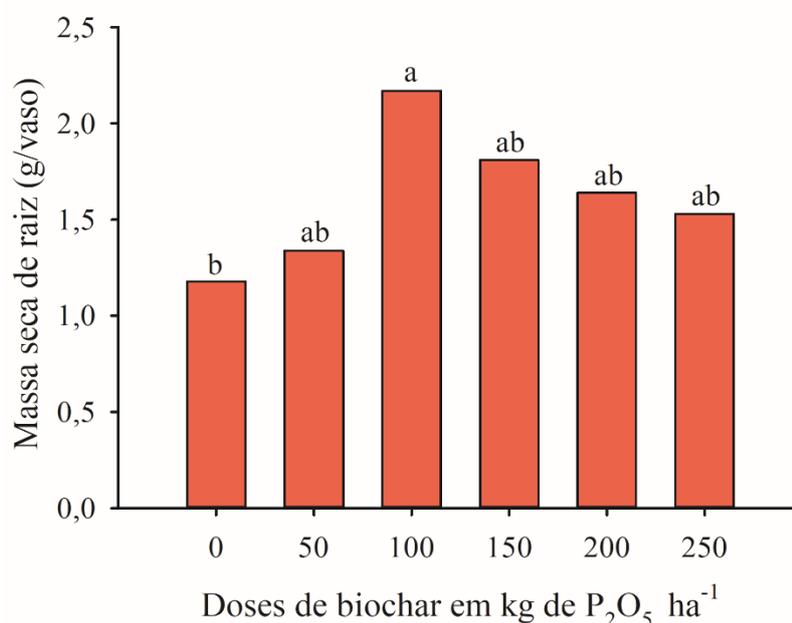
Rehman et al. (2018) demonstraram que a aplicação única de 2 t  $ha^{-1}$  de LE ou de seu respectivo BC proporcionaram incremento de P suficiente para que plantas de trigo (*Triticum aestivum*) atingissem uma biomassa maior do que as plantas adubadas com fertilizante fosfatado convencional.

Estudo realizado por Gwenzi et al. (2016), sobre o uso de BC em solo argiloso no Zimbábue, mostrou efeitos em curto prazo sobre as propriedades do solo, crescimento do

milho e a absorção de nutrientes. Os autores demonstraram que a aplicação de 15 t ha<sup>-1</sup> LE e seu biochar, ou a combinação de ambos (7,5 t ha<sup>-1</sup> de LE + 7,5 t ha<sup>-1</sup> de BC), melhorou as propriedades químicas do solo, refletindo em aumento do crescimento e produção de biomassa do milho, além de redução da absorção de metais pesados.

Segundo Vaccari et al. (2015), biochar de grânulos de farelo de trigo (14 t ha<sup>-1</sup>) estimulou o crescimento das plantas de tomate como resultado do incremento de nutrientes (C, K, P, Mg, Na) promovidos pelo biochar. Da mesma forma, Yue et al. (2017) concluíram que todas as taxas de biochar de LE aplicadas ao solo (1%, 5%, 10%, 20% e 50% - massa/massa) melhoraram a fertilidade do solo, bem como a nutrição e o crescimento das plantas de *Poa pratensis*. Além disso, nenhum impacto negativo foi observado na taxa extremamente alta (50%). Estes trabalhos corroboram os resultados obtidos no presente estudo, onde a aplicação de biochar de LE favoreceu o maior desenvolvimento de biomassa em plantas de milho em experimento de curto prazo.

Na figura 3 são apresentados os valores de massa seca das raízes (MSR) de plantas de milho em resposta a doses crescentes de fósforo (como P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) fornecido pelo biochar. Apenas a dose de 100 kg ha<sup>-1</sup> promoveu maior MRS do que o controle, não havendo diferença entre as demais doses.



**Figura 3.** Massa seca do sistema radicular de plantas de milho conduzidas em vaso em resposta a diferentes doses de biochar em kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>. Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos de acordo com o teste de Fischer (LSD) (p<0,05).

Os resultados deste estudo se assemelham com os apresentados por Kasak et al. (2018), que também observaram aumento do crescimento do sistema radicular em plantas de *Typha latifolia* com a aplicação da 200 t ha<sup>-1</sup> da mistura de biochars de *Alnus* sp., *Betula* sp., *Quercus* sp. e *Salix* sp. ao substrato.

Pratiwi & Shinogi (2016) usaram 2 e 4% (massa de biochar/massa de solo) de BC de casca de arroz, o equivalente a aproximadamente 40 e 80 t ha<sup>-1</sup> de BC respectivamente, e não observaram efeitos significativos no comprimento, na área, no peso da raiz seca e no diâmetro do sistema radicular de plantas de arroz.

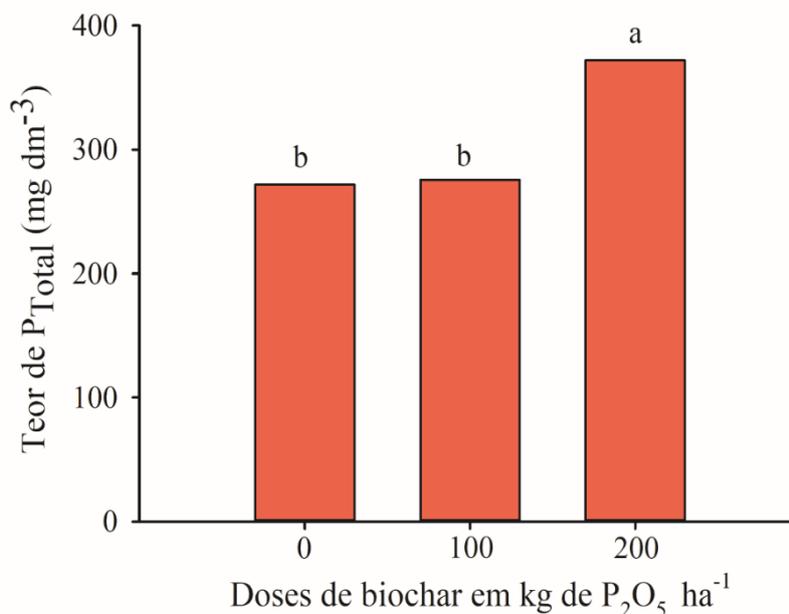
#### **4.2. Teores de fósforo total, orgânico e inorgânico do solo**

Diante da recalcitrância da matéria orgânica que compõe o biochar é de fundamental importância o entendimento das reservas de P que o biochar pode deixar no solo. Os teores das frações de P foram analisados nas doses de 0, 100 e 200 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, correspondendo ao intervalo de maior resposta da massa seca da parte aérea e sistema radicular.

O maior teor de Pt no solo só foi obtido com a aplicação da dose de 200 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (Figura 4). A dose de 100 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> não diferiu significativamente do controle, possivelmente em função da extração de P pela cultura. Comparado a outros estudos, as doses de biochar apresentadas no presente trabalho foram pequenas, cujo aumento do Pt só foi obtido na maior dose aplicada. Estudo realizado por Frišták et al. (2018), com aplicação de 20 e 100 t ha<sup>-1</sup> do BC de LE de áreas industriais e municipais, também resultaram em maiores teores de Pt.

A disponibilidade do P presente no BC é muito influenciada pelo pH da solução do solo (WANG et al., 2015; BRUUN et al., 2017). Além do pH, o teor de matéria orgânica também influencia na disponibilidade do P, diminuindo a sorção de P nos colóides do solo, principalmente em baixos valores de pH, podendo aumentar a eficiência das aplicações dos fertilizantes fosfatados (SCHNEIDER et al., 2016) bem como do BC, especialmente em solos ácidos fortemente fixadores de fósforo.

Segundo Hagemann et al. (2018), a mistura de BC de LE com compostagem de adubos mistos (estrume) e materiais vegetais verdes apresentou um teor de Pt significativamente maior que o controle e outros tratamentos usando BC de resíduos lenhosos mistos e de resíduos de madeira/poda.



**Figura 4.** Teor de P total no solo a partir de doses crescentes de biochar em kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>. Médias seguidas por letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos de acordo com o teste de Fisher (LSD) ( $p < 0,05$ ).

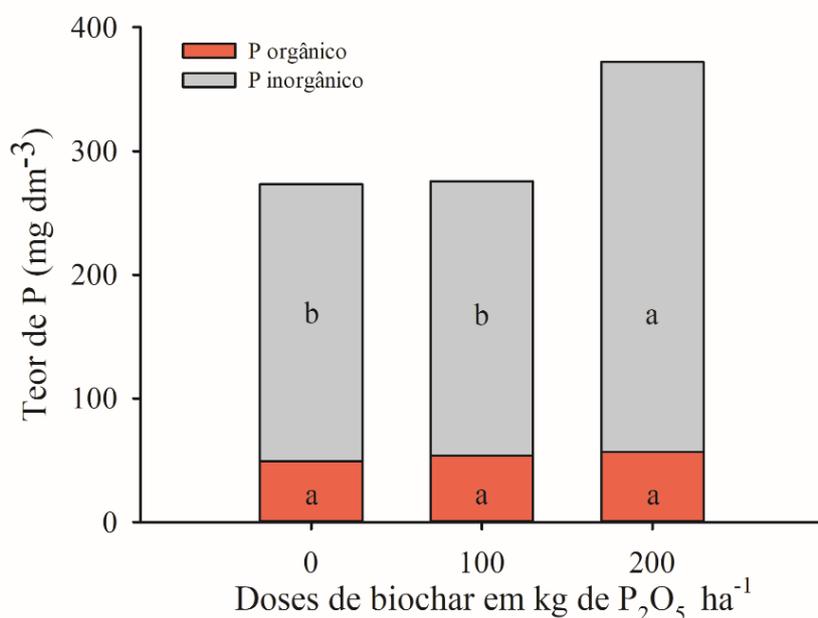
Biochars de LE de diferentes origens apresentaram teores muito menores de P disponível em relação ao P total. Desse modo, as taxas de aplicação de BC devem ser maiores em comparação com os fertilizantes comerciais que contêm maior parte do P em formas solúveis em água e prontamente disponíveis para a planta (REHMAN et al., 2018).

O fornecimento de Pt e P disponível por meio da aplicação de biochar é muito dependente do tipo de matéria prima usada na produção do biochar. Zhang et al. (2016) observaram melhoria na disponibilidade de P no solo com aplicação de nove BCs de diferentes matérias primas e temperaturas de pirólise. Os autores demonstraram que a disponibilidade de P, sua quantidade e forma variaram entre os biochars estudados. O BC de *Imperata cylindrica* proporcionou maior quantidade de P extraível e total. Enquanto, o biochar de *Eucalyptus polybractea* apresentou extraordinária capacidade de retenção de P, reduzindo a adsorção do nutriente nas superfícies coloidais, favorecendo seu retorno para a solução do solo.

Seguindo o mesmo comportamento do Pt, o Pi só foi incrementado no solo com a aplicação de biochar correspondendo a 200 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (Figura 5). Uma possível justificativa para o aumento dos teores de Pi no solo está associada a predominância de Pi em amostras de biochar, consequência da conversão de fitato (ácido fítico) em Pi no processo de pirólise (UCHIMIYA & HIRADATE, 2014).

A labilidade do Pi é influenciada pelas temperaturas de pirólise, inicialmente aumentada a 300 °C e reduzida com temperaturas mais elevadas. A recuperação sequencial de Pi lábil diminuiu significativamente com o aumento da temperatura, indicando que P menos disponível ou mais estável se forma a altas temperaturas (XU et al., 2016; BRUUN et al., 2017). Os resultados supracitados possibilitam inferir que parte dos teores de Pi encontrado no solo, a partir do BC de LE utilizado no presente estudo, são menos lábeis em decorrência da temperatura de pirólise de 500 °C.

O Po da matéria-prima é facilmente decomposto, mesmo em baixa temperatura (200 °C), e transformado em Pi durante o processo térmico (XU et al., 2016). Essa transformação pode ser uma justificativa para os elevados níveis de Pi comparados com o Po no solo após aplicação do BC do presente estudo.



**Figura 5.** Teores de P orgânico e inorgânico a partir de doses crescentes de biochar em kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>. Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos de acordo com o teste de Fischer (LSD) ( $p < 0,05$ ).

A fração do Po não foi alterada no solo pela aplicação de doses crescentes de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> provenientes da aplicação de BC de LE (Figura 5). Provavelmente pelo curto período de condução do experimento não foi possível mensurar as alterações no Po. Em outros estudos com biochar, essa fração orgânica foi transformada em frações inorgânicas que sustentam o fornecimento de P às plantas. Segundo Jin et al. (2016) o BC de estrume de suínos foi capaz de aumentar gradualmente o teor de Pi no solo durante o período de incubação de 98 dias. Contudo, o Po apresentou o comportamento inverso, decaindo com

o tempo de incubação. Os autores indicam que a maior disponibilidade do P no solo é atribuída ao Po.

Considerando os resultados obtidos por Jin et al. (2016), pode-se inferir que no presente estudo a maior parte do P extraído pela cultura do milho foi proveniente do teor de Po, conseqüentemente, ao final do experimento os teores de Po tenham sido reduzidos aos valores iniciais ( $p < 0,05$ ).

A diminuição na concentração da fração orgânica também se dá durante o processo de pirólise (XU et al., 2016) e na dinâmica do solo ao longo do tempo, em que o Po lábil é transformado em Pi ou em outras formas de Po mais estáveis (ALAMGIR & MARSCHNER, 2016; XU et al, 2018).

No presente trabalho, o BC de LE forneceu para o solo maiores taxas de Pi do que de Po. Entretanto, Xu et al., (2016) em seu estudo realizado com biochar de palha de milho, palha de trigo e casca de amendoim, observou que a fração de Po constituiu cerca de metade do conteúdo de Pt. Esses resultados realçam que as diversas matérias primas podem resultar em diferentes proporções das frações do P.

## 5. CONCLUSÕES

A massa seca da parte aérea e das raízes de milho aumentaram com a elevação da dose de  $P_2O_5$  oriunda do biochar de LE até o máximo de 120 e 100  $kg\ ha^{-1}$  de  $P_2O_5$ , respectivamente. De modo geral, o aumento dos teores de P no solo, com doses de  $P_2O_5$  oriundas do BC de LE, mostraram-se eficientes para suprir a demanda nutricional das plantas de milho. Contudo, a aplicação de doses elevadas e sem monitoramento poderão causar desbalanços nutricionais e menor desenvolvimento das plantas.

A aplicação de biochar de LE numa dose correspondente a 200  $kg\ ha^{-1}$  de  $P_2O_5$  elevou os teores de P total e inorgânico no solo. Entretanto, os teores de P orgânico não foram alterados com a aplicação de biochar de LE, provavelmente pelo curto tempo de condução do estudo.

Trabalhos sob condições de campo para avaliar o efeito de doses de biochar como fonte de P e suas frações no solo são necessários.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGEGNEHU, G.; BASS, A.M.; NELSON, P. N.; BIRD, M.I. Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 295–306. 2016.

ALAMGIR, M.; MARSCHNER, P. Changes in P pools over three months in two soils amended with legume residues. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 16, p. 76-87. 2016.

ALVARENGA, P.; MOURINHA, C.; FARTO, M.; SANTOS, T.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M.; CUNHA-QUEDA, C. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste Management**, v. 40, p. 44-52. 2015.

ALVAREZ, J.; AMUTIO, M.; LOPEZ, G.; BARBARIAS, I.; BILBAO, J.; OLAZAR, M. Sewage sludge valorization by flash pyrolysis in a conical spouted bed reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 273, p. 173-183. 2015.

BENITES, V. de M. **A importância da pesquisa na avaliação da eficiência das tecnologias em fertilizantes fosfatados no Brasil**. Boletim Informativo da SBCS, Viçosa, MG: Embrapa Solos, v. 40, n. 2, p. 36-38. 2015.

BROOKES, P.C.; POWLSON, D.C. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of the Science Food and Agriculture**, v. 32, n. 7, p. 671-674, 1981.

BRUUN, S.; HARMER, S. L.; BEKIARIS, G.; CHRISTEL, W.; ZUIN, L.; HU, Y.; JENSEN, L. S.; LOMBI, E. The effect of different pyrolysis temperatures on the speciation and availability in soil of P in biochar produced from the solid fraction of manure. **Chemosphere**, v. 169, p. 377–386. 2017.

CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>>. Acesso em: 27/12/2018.

CIEŚLIK, B.; KONIECZKA, P. A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid

waste generation” and analytical methods. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, n. 4, p. 1728-1740. 2016.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375/2006, 29/8/2006. <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 27/12/2018.

DEENIK, J. L.; COONEY, M. J. The potential benefits and limitations of corn cob and sewage sludge biochars in an infertile Oxisol. **Sustainability**, v. 8, n. 131, p. 1-18. 2016.

ELSER, J. J. Phosphorus: A limiting nutrient for humanity? **Curr Opin Biotechnology**, v. 23, p. 833–838. 2012.

FARIA, W. M.; FIGUEIREDO, C. C.; COSER, T. R.; VALE, A. T.; SCHNEIDER, B. G. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two years field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, n. 4, p. 505-519. 2017.

FERRER, A.; OÑA, J.; OSORIO, F.; MOCHÓN, I. Evolution of the soil and vegetation cover on road embankments after the application of sewage sludge. **Water Air Soil Pollution**, v. 214, p. 231–240. 2011.

FIGUEIREDO, C. C.; LOPES, H.; COSER, T.; VALE, A.; BUSATO, J.; AGUIAR, N.; NOVOTNY, E.; CANELLAS, L. Influence of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, n. 6, p. 881-889. 2018.

FRISTÁK, V.; PIPÍSKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: a promising way to produce phosphorus fertilizer. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1772-1778. 2018.

FURNESS, D. T.; HOGGETT, L.A.; JUDD, S.J.; Thermochemical treatment of sewage sludge. **Water and Environment Journal**, v. 14, p. 57–65. 2000.

GORAZDA, K.; TARKO, B.; WERLE, S.; WZOREK, Z. Sewage sludge as a fuel and raw material for phosphorus recovery: Combined process of gasification and P extraction. **Waste Management**, v. 73, p. 404-415. 2017.

GWENZI, W.; MUZAVA, M.; MAPANDA, F.; TAURO, T. P. Comparative short-term effects of sewage sludge and its biochar on soil properties, maize growth and uptake of

nutrients on a tropical clay soil in Zimbabwe. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, n. 6, p. 1395–1406. 2016.

HAGEMANN, N.; SUBDIAGA, E.; ORSETTI, S.; DE LA ROSA, J. M.; KNICKER, H.; SCHMIDT, H-P.; KAPPLER, A.; BEHRENS, S. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 20–29. 2018.

HAVUKAINEN, J.; NGUYEN, T. M.; HERMANN, L.; HORTTANAINEN, M.; MIKKILÄ, M.; DEVIATKIN, I.; LINNANEN, L. Potential of phosphorus recovery from sewage sludge and manure ash by thermochemical treatment. **Waste Management**, v. 49, p. 221-229. 2016.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970-976, 1982.

HERATH, H. M. S. K.; ARBESTAIN, M. C.; HEDLEY, M. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. **Geoderma**, v. 209-210, p. 188-197. 2013.

JIN, J.; LI, Y.; ZHANG, J.; WU, S.; CAO, Y.; LIANG, P.; ZHANG, J.; WONG, M.H.; WANG, M.; SHAN, S.; CHRISTIE, P. Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 320, p. 417–426. 2016.

JIN, Y.; LIANG, X.; ELE, M.; LIU, Y.; TIAN, G.; SHI, J. Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities: A microcosm incubation study. **Chemosphere**, v. 142, 128–135, 2016.

KAHILUOTO, H.; KUISMA, M.; KETOJA, E.; SALO, T.; HEIKKINEN, J. Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 2115–2122. 2015.

KAMRAN, M. A.; JIANG, J.; LI, J.; SHI, R.; MEHMOOD, K.; BAGUY, M. A-A.; XU, R. Amelioration of soil acidity, Olsen-P, and phosphatase activity by manure- and peat-derived biochars in different acidic soils. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, n. 272, p. 1-15. 2018.

KASAK, K.; TRUU, J.; OSTONEN, I.; SARJAS, J.; OOPKAUP, K.; PAISTE, P.; KOIV-VAINIK, M.; MANDER, U.; TRUU, M. Biochar enhances plant growth and nutrient

removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 67–74. 2018.

KIM, H. S.; KIM, K. R.; YANG, J. E.; OK, Y. S.; OWENS, G.; NEHLS, T.; WESSOLEK, T.; KIM, K.H. Effect of biochar on reclaimed tidal land soil properties and maize (*Zea mays* L.) response. **Chemosphere**, v. 142, p. 153–159. 2016.

LEPSCH, I. F. Formação e Conservação dos Solos. In: Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2. Ed. São Paulo: Oficina de Textos. p. 93-96. 2010.

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H.; BULL, L.T.; MOREIRA, L.L.Q. Manejo do lodo de esgoto e nitrogênio mineral na fertilidade do solo ao longo do tempo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 6, p. 2705-2726. 2013.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Decreto no 4.954, 14/1/2004.<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato20042006/2004/Decreto/D4954.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20042006/2004/Decreto/D4954.htm)>. Acesso em: 27/12/2018.

NOVOTNY, E. H.; MAIA, C.M.B.F.; CARVALHO, M.T.M.; MADARI, B.E. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use – a critical review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 321-344. 2015.

OLSEN, S.R.; SOMMERS, L.E. Phosphorus. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, Q.R. (Eds.) Methods of soil analysis, Part 2. **Chemical and microbiological properties**. 2.ed. Madison: ASA, SSSA, p. 403-430. 1982.

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.

PRATIWI, E. P. A.; SHINOGI, Y. Rice husk biochar application to paddy soil and its effects on soil physical properties, plant growth, and methane emission. **Paddy and Water Environment**, v. 14, n. 4, p. 521–532. 2016.

REHMAN, R.A.; RIZWAN, M.; QAYYUM, M.F.; ALI, S.; ZIA-UR-REHMAN, M.; ZAFAR-UL-HYE, M.; HAFEEZ, F.; IQBAL, M.F. Efficiency of various sewage sludges and their biochars in improving selected soil properties and growth of wheat (*Triticum aestivum*). **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 607–613. 2018.

- SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. **Waste Management**, v. 34, p. 411-420. 2014.
- SANROMAN, M. A.; LEE, D. J.; KHANAL, S.; OK, Y. S. Special Issue on Biochar: Production, Characterization and Applications – Beyond Soil Applications. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 1. 2017.
- SCHNEIDER, F.; HADERLEIN, S.B. Potential effects of biochar on the availability of phosphorus – mechanist insights. **Geoderma**, v. 277, p. 83-90. 2016.
- SOUSA, A. A. T. C.; FIGUEIREDO, C. C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture and Horticulture**, v. 32, n. 2, p. 127-138. 2015.
- SOUSA, D. M. G de.; LOBATO, E.; REIN, T. A. Adubação com fósforo. In: SOUSA, D.M.G de.; LOBATO, E., (Ed.). **Cerrado: Correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Cerrados, p. 147-168. 2004.
- TORRI, S. I.; CORRÊA, R. S.; RENELLA, G. Biosolid application to agricultural land—a contribution to global phosphorus recycle: A Review. **Pedosphere**, v. 27, n. 1, p. 1–16. 2017.
- UCHIMIYA, M.; HIRADATE, S. Pyrolysis temperature-dependent changes in dissolved phosphorus speciation of plant and manure biochars. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 62, n. 8, p. 1802–1809. 2014.
- VACCARI, F. P.; BARONTI, S; LUGATO, E; GENESIO, L; CASTALDI, S; FORNASIER, F. Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. **European Journal of Agronomy**, v. 34, p. 231–238. 2011.
- VACCARI, F. P.; MAIENZA, A.; MIGLIETTA, F.; BARONTI, S.; DI LONARDO, S.; GIAGNONI, L.; LOGOMARSINO, A.; POZZI, A.; PUSCEDDU, E.; RANIERI, R.; VALBOA, G.; GENESIO, L. Biochar stimulates plant growth but not fruit yield of processing tomato in a fertile soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 207, p. 163–170. 2015.
- WANG, C.; LIU, J.; SHEN, J.; CHEN, D.; LI, Y.; JIANG, B.; WU, J. Effects of biochar amendment on net greenhouse gas emissions and soil fertility in a double rice cropping

system: A 4-year field experiment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 262, p. 83–96. 2018.

WANG, Y.; LIN, Y.; CHIU, P.C.; IMHOFF, P.T.; GUO, M. Phosphorus release behaviors of poultry litter biochar as a soil amendment. **Science of the Total Environment**, v. 512-513, p. 454-463. 2015.

WEI, S.; ZHU, M.; FAN, X.; SONG, J.; PENG, P.; LI, K.; JIA, W.; SONG, H. Influence of pyrolysis temperature and feedstock on carbon fractions of biochar produced from pyrolysis of rice straw, pine wood, pig manure and sewage sludge. **Chemosphere**, v. 218, p. 624-631. 2019.

WITHERS, P. J.A.; RODRIGUES, M.; SOLTANGHEISI, A.; CARVALHO, T. S. de.; GUILHERME, L.R.G.; BENITES, V. de M.; GATIBONI, L.C.; SOUSA, D.M.G. de.; NUNES, R. de S.; ROSOLEM, C.A.; ANDREOTE, F.D.; JÚNIOR, A. de O.; COUTINHO, E.L.M.; PAVINATO, P.S. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 2537, p. 1-13. 2018.

XU, G.; SHAO, H.; ZHANG, Y.; JUNNA, S. Nonadditive effects of biochar amendments on soil phosphorus fractions in two contrasting soils. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 8, p. 2720–2727. 2018.

XU, G.; ZHANG, Y.; SHAO, H.; SUN, J. Pyrolysis temperature affects phosphorus transformation in biochar: Chemical fractionation and <sup>31</sup>P NMR analysis. **Science of The Total Environment**, v. 569-570, p. 65–72. 2016.

YUE, Y.; CUI, L.; LIN, Q.; LI, G.; ZHAO, X. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. **Chemosphere**, v. 173, p. 551–556. 2017.

ZHANG, H.; VORONEY, R. P.; PRICE, G. W. Effects of temperature and processing conditions on biochar chemical properties and their influence on soil C and N transformations. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 83, p. 19-28. 2016.

ZHAO, Y.; ZHAO, L.; MEI, Y.; LI, F.; CAO, X. Release of nutrients and heavy metals from biochar-amended soil under environmentally relevant conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 2517-2527. 2018.