



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
AGRONOMIA

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE FÓSFORO
PARA O MILHO: UMA ABORDAGEM INICIAL**

GABRIEL URIAS KEHERWALD

BRASÍLIA, DF

2021

GABRIEL URIAS KEHERWALD

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE FÓSFORO PARA O MILHO:
UMA ABORDAGEM INICIAL**

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. Cícero Célio de Figueiredo

BRASÍLIA, DF

2021

Keherwald, Gabriel Urias

Biochar de lodo de esgoto como fonte de fósforo para o milho: uma abordagem inicial / Gabriel Urias Keherwald; orientador Cícero Célio de Figueiredo. – Brasília, 2021.

44 p. : il.

Monografia (Graduação – Agronomia) – Universidade de Brasília, 2021.

1. biochar. 2. pirólise. 3. fósforo. 4. milho. I. Figueiredo, Cícero Célio de, orient. II. Título.

CESSÃO DE DIREITOS

Nome do Autor: Gabriel Urias Keherwald

Título: Biochar de lodo de esgoto como fonte de fósforo para o milho: uma abordagem inicial

Ano: 2021

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias dessa monografia 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 desse relatório pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

GABRIEL URIAS KEHERWALD

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE FÓSFORO
PARA O MILHO: UMA ABORDAGEM INICIAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Aprovado em ____ de _____ de _____

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Cícero Célio de Figueiredo

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária –
Universidade de Brasília
Orientador

Profa. Dra. Sara Dantas Rosa

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária –
Universidade de Brasília
Examinadora

Profa. Dra. Lurdineide de Araújo Barbosa Borges

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária –
Universidade de Brasília
Examinadora

Este trabalho é dedicado aos meus pais
Irineu e Adriana, e ao meu avô Joaquim, que
sempre me apoiaram e me incentivaram
nessa caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Universidade de Brasília e também a Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária pela estrutura proporcionada aos meus estudos.

Agradeço ao meu orientador, o professor Dr. Cícero Célio de Figueiredo, por me aceitar e me orientar nesse projeto. Muito obrigado Cícero!!!! Agradeço ao pessoal do laboratório de matéria orgânica do solo; Alyson, Bruno, Jhon, Jóisman, Priscila e Oscar por sempre me ajudarem.

Agradeço aos meus pais Adriana Martins Urias Keherwald e Irineu José Keherwald pelo apoio e suporte que me deram ao longo desses anos, vocês são muito importantes para mim, também agradeço ao meu avô Joaquim Urias Aparecido, que sempre me apoiou nessa jornada.

Agradeço aos amigos que fiz, por todos os momentos felizes que tivemos, todas as risadas e momentos marcantes. Também pela motivação que sempre esteve presente.

Agradeço a todos os amigos que fiz no ônibus, por esses quase 5 anos juntos, aqueles que ainda estão presentes e aqueles que já se formaram. Foram vários momentos engraçados, alguns nem tanto como pneus furados, ônibus quebrar, etc, mas foi muito bom estar com vocês. Também agradeço aos motoristas pelo excelente serviço prestado.

Agradeço a todos os professores que tive em minha vida, todos foram muito importantes.

Obrigado a todos!

“A vida dá lições que se só se dão uma vez”.

(Winston Churchill)

RESUMO

Biochar de lodo de esgoto como fonte de fósforo para o milho: uma abordagem inicial

O aumento da população é normalmente acompanhado por crescente produção de lodo de esgoto (LE). O LE é um produto de difícil gestão devido à presença de contaminantes orgânicos e inorgânicos, além da necessidade de transporte do grande volume de lodo produzido nas estações de tratamento. Uma alternativa para viabilizar o uso desse resíduo na agricultura é a produção do biochar (BC), produto obtido a partir da pirólise do LE. Comparado a outros resíduos orgânicos, o biochar de LE é rico em nutrientes, destacadamente fósforo (P), que é um nutriente-chave para a agricultura em solos ácidos localizados em latitudes intertropicais. Apesar do potencial, ainda há dúvidas sobre o papel do biochar de LE como um fertilizante fosfatado. O objetivo deste trabalho foi avaliar o papel do biochar de LE, obtido em diferentes temperaturas de pirólise, como fonte de fósforo para o milho. Foram avaliados quatro tratamentos: 1) controle, sem aplicação de biochar ou fertilizante mineral; 2) NPK, aplicação de fertilizante mineral NPK; 3) aplicação de biochar produzido a 300 °C como fonte de fósforo (BC300+NK); 4) aplicação de biochar produzido a 500 °C como fonte de fósforo (BC500+NK). Foram avaliados o fósforo disponível no solo após a colheita do milho, teor e conteúdo de fósforo na planta, matéria seca e produtividade de grãos de milho. Constatou-se que o BC300+NK apresentou maior teor de fósforo disponível no solo do que o controle e o NPK. O BC500+NK proporcionou o maior teor e a maior quantidade absorvida de fósforo na planta. Os biochars proporcionaram matéria seca de milho semelhantes ao NPK. Os diferentes fertilizantes foram superiores ao tratamento controle na produção de matéria seca da parte aérea do milho. Os biochars também promoveram produtividades do milho semelhantes ao NPK e apenas o BC300 não se diferiu do controle. Portanto, o biochar de LE, independente da temperatura de pirólise, foi capaz de substituir o fertilizante mineral para o fornecimento de fósforo para o milho, mantendo a produtividade de grãos e matéria seca semelhantes ao NPK, além de apresentar maiores teores disponíveis de fósforo no solo do que a fertilização mineral. Conclui-se, portanto, que o biochar de LE pode ser utilizado como fertilizante fosfatado para o milho.

Palavras-chave: Biochar, pirólise, fósforo, milho.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
2.1. Fósforo em solos tropicais: dinâmica, adubação, situação das fontes disponíveis.....	13
2.2. Biochar: uma alternativa para viabilizar o lodo de esgoto nas atividades agrícolas.....	15
2.3. Biochar: fonte de fósforo para as plantas	18
3. MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1. Área experimental e delineamento	21
3.2. Obtenção do LE e produção do Biochar	21
3.3. Condução do experimento	23
3.4. Coletas de solo e determinação do fósforo disponível.....	24
3.5. Determinação dos teores de fósforo na planta, massa seca e fósforo absorvido.....	24
3.6. Determinação da produção de grãos.....	25
3.7. Análises estatísticas.....	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1. Massa seca da planta de milho	26
4.2. Teores de fósforo na planta de milho.....	27
4.3. Produtividade de grãos de milho.....	30
4.4. Teores de fósforo disponível.....	32
5. CONCLUSÃO	35
6. REFERÊNCIAS	36
7. ANEXO.....	44
7.1. Fósforo absorvido pela planta de milho.....	44

1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas são inevitavelmente geradoras de resíduos (BETTIOL & CAMARGO, 2006). No processo de tratamento do esgoto, ocorre a produção do resíduo denominado lodo de esgoto (LE). Devido ao aumento da população mundial, mais esgoto é gerado e, conseqüentemente, mais LE é produzido (PAZ-FERREIRO et al., 2018). Em 2012 a produção diária de LE, apenas no DF, era de 50,3 toneladas ao dia (CAESB, 2013). Já no ano de 2020, a produção era estimada em 340 toneladas por dia (CAESB, 2020).

Há um apelo internacional para que sejam encontradas soluções para viabilizar o uso seguro do LE produzido. No caso de regiões pouco industrializadas em que o esgoto é essencialmente doméstico, o LE tem potencial para ser uma importante fonte de nutrientes, principalmente fósforo, para a produção agrícola (FIGUEIREDO et al., 2019a). Durante o tratamento do esgoto, sais como sulfato de alumínio e cloreto férrico são aplicados para precipitar o fósforo presente, evitando a eutrofização dos cursos d'água, fazendo com que o fósforo se acumule na massa final do LE (FIGUEIREDO et al., 2020). A utilização do LE em atividades agrícolas é uma excelente opção para a reciclagem desse resíduo (BITTENCOURT et al., 2017). Isso é possível uma vez que o LE possui grande capacidade de atuar como fertilizante e como condicionador do solo (SILVA et al., 2002).

O fósforo é um dos macronutrientes menos exigidos pelas plantas. Apesar disso, trata-se do nutriente mais usado em adubação no Brasil, devido à alta capacidade de adsorção de fósforo dos solos de regiões tropicais (LOPES & GUILHERME, 2016). Diante disso, o fósforo é o nutriente cuja falta no solo mais frequentemente limita a produção, principalmente em culturas anuais (FAQUIN, 2005). Dessa forma buscam-se alternativas para aumentar a disponibilidade de fósforo no solo, bem como fontes alternativas para o nutriente.

Estudos apontam que a demanda mundial por fósforo pode duplicar em 2050 e que ocorra um possível esgotamento das reservas nos próximos 50 a 100 anos (PANTANO et al., 2016). Nesse sentido, é necessário o desenvolvimento de tecnologias capazes de aumentar a eficiência de uso de fósforo pelas plantas, visando prolongar a vida útil das reservas minerais desse nutriente.

A utilização de resíduos como o LE como fonte de fósforo tem sido estudada em várias culturas agrícolas, com resultados positivos no fornecimento de formas

disponíveis de fósforo para as plantas. Apesar do seu potencial, a exemplo de outros países, no Brasil o uso de LE para fins agrícolas é limitado pela legislação ambiental (CONAMA, 2006). Apesar de variar com a origem e o tipo de tratamento do esgoto, o LE apresenta poluentes orgânicos e inorgânicos que podem ser tóxicos aos animais e ao meio ambiente, além da presença de microrganismos com alto potencial patogênico (JIN et al., 2016).

Uma solução para contornar esses problemas e viabilizar o uso deste resíduo, é a utilização de tratamento térmico por pirólise, que ocorre em ambiente com ausência ou com baixa oxigenação. O produto sólido da pirólise é denominado biochar (BC), material rico em C e que pode ser aplicado ao solo como condicionador ou fertilizante (DEENIK & COONEY, 2016). Diversos trabalhos já demonstraram o potencial do biochar em melhorar as características do solo, atuando como fertilizante ou condicionador do solo (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015; FARIA et al., 2018).

Comparado a outros resíduos orgânicos, o biochar de LE apresenta altos teores de P, e isso tem despertado o interesse de utilizá-lo como um fertilizante fosfatado (FRISTÁK et al., 2018). A sua aplicação no solo tem demonstrado benefícios como a fixação de carbono, a redução de gases de efeito estufa, aumento na eficiência agrônômica dos fertilizantes, maior desenvolvimento e produtividade das culturas e a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (FARIA et al., 2018).

No caso específico do biochar de LE (BLE), foi demonstrado que, comparado a outros resíduos orgânicos, este produto apresenta elevados teores de fósforo total na sua constituição (FIGUEIREDO et al., 2018), e, quando aplicado ao solo, fornece grande quantidade desse nutriente em formas disponíveis para as plantas (FARIA et al., 2018). Apesar disso, diferente dos fertilizantes fosfatados convencionais, o biochar de LE apresenta diversos compostos de fósforo com diferentes níveis de estabilidade. Isso pode limitar a solubilização e a liberação de fósforo do biochar de LE quando aplicado ao solo (FIGUEIREDO et al., 2020).

Portanto, é preciso compreender, sob condições de campo, se é possível recomendar o BLE como fonte de P, tendo como base os teores totais desse nutriente nos biochars.

O presente trabalho teve por objetivo geral avaliar o efeito da aplicação de biochar de lodo de esgoto como fonte de fósforo para o milho. Os objetivos específicos foram avaliar: 1 - os teores de fósforo disponível no solo; 2 – os teores de fósforo total

na planta; 3 - a massa seca produzida pela planta de milho; 4 – a produtividade de grãos de milho; e 5 – os teores de fósforo absorvido pela planta.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fósforo em solos tropicais: dinâmica, adubação, situação das fontes disponíveis

Existem vários fatores que interferem diretamente na dinâmica do fósforo no solo. Fatores ambientais, que controlam a atividade de microrganismos que atuam diretamente nos processos de imobilização e liberação de fósforo no solo, as propriedades inerentes do solo, como fatores físicos, químicos e também a mineralogia do solo (SANTOS et al., 2008).

O fósforo presente no solo pode ser de origem orgânica ou inorgânica (GATIBONI et al., 2008). O fósforo orgânico é proporcional à quantidade de matéria orgânica no solo, encontrado em compostos como os ácidos nucleicos, inositol e fosfolipídios. Já o fósforo inorgânico é proveniente da rocha fosfática (FAQUIN, 2005).

O fósforo orgânico provém da matéria orgânica, representado pelos íons fosfatos presentes nos compostos orgânicos, que no geral apresentam alta suscetibilidade a ataques microbianos que mineralizam essa matéria orgânica, contribuindo assim para a adição de fósforo à solução do solo e para o “pool” do fósforo lábil no solo (GATIBONI et al., 2008).

Do fósforo total presente no solo, a fração orgânica pode representar de 5% a 80% em solos mais intemperizados. Isso mostra que solos com elevado teor de matéria orgânica devem ser melhor estudados (RHEINHEIMER & ANGHINONI, 2003). Atualmente já existem muitos trabalhos que demonstram os benefícios do incremento de matéria orgânica no solo para aumentar as reservas de fósforo.

Além disso, o fósforo pode ser classificado de acordo com seu grau de estabilidade em duas frações, fósforo lábil e fósforo não-lábil. A fração lábil é aquela que consegue repor à solução do solo o fósforo utilizado pela planta ou imobilizado pelos microrganismos (SANTOS et al., 2008). Já o fósforo não-lábil é aquele que se encontra precipitado ou adsorvido em compostos insolúveis, por meio de complexos de esfera interna, impossibilitando a planta de absorvê-lo (SÁ et al., 2004).

O fósforo é absorvido na forma de ânions dissolvidos em água, e esses ânions se encontram em formas diferentes na solução do solo de acordo com o valor do pH. Quando o pH está abaixo de 7,0 o ânion H_2PO_4^- tem sua disponibilidade favorecida, sendo esse o principal ânion absorvido pelas plantas, e quando o pH está acima de

7,0, é o ânion HPO_4^{2-} que se apresenta em maior quantidade no solo (DECHEN & NACHTIGALL, 2007).

De maneira geral, o fósforo é o nutriente que mais limita a produção no Cerrado brasileiro (BENITES, 2015). Além de apresentar baixa disponibilidade natural nos solos tropicais, reações de precipitação e adsorção ocorrem no solo, tornando o fósforo um nutriente de baixa mobilidade e dependente do processo de difusão, ou seja, necessita de água para ser absorvido pelas plantas, tendo sua eficiência bastante reduzida em anos de veranico (FURTINI NETO, 2001). Esse é um dos motivos pelo qual é necessário adubar com fósforo em doses maiores do que a planta necessita, pois parte dele ficará indisponível para absorção (SOUSA & LOBATO, 2004).

No caso do milho, apenas 20 a 30% do fósforo são recuperados pela planta, devido a sua elevada capacidade de se adsorver ao solo (MELO FILHO & RICHETTI, 1997). Para contornar isso, antes da adubação fosfatada, é recomendado corrigir o solo com manejo da calagem ou aumentar a quantidade de matéria orgânica (BERNARDI et al., 2003). A prática da calagem ajuda a diminuir essa fixação do fósforo devido a neutralização de parte do alumínio e ferro presentes no solo, também elevando o valor do pH (HAYNES, 1984).

O uso de fertilizantes minerais é outra maneira de aumentar a disponibilidade de fósforo no solo, podendo ser aplicado a lanço ou no sulco de semeadura (SOUSA & LOBATO, 2004). Quando aplicado adubo fosfatado em solos ácidos, como os que predominam no Cerrado, o fósforo inorgânico precipita com os íons de alumínio e ferro, diminuindo assim a quantidade de fósforo disponível para as plantas (FAQUIN, 2005). Por isso é importante que seja feita a calagem antes da adubação, para contornar esse problema.

Como a distribuição do fósforo nos solos brasileiros não é uniforme, é necessária adubação fosfatada em grande parte do território nacional, visando garantir teores satisfatórios de produtividade (KLEIN & AGNE, 2012; GILBERT, 2009). Existe a recomendação de que se utilize os adubos fosfatados solúveis na forma de grânulos, pois facilita a aplicação e diminui a quantidade de solo que tem contato com o fertilizante, diminuindo as reações de fósforo no solo, tornando a aplicação mais eficiente, tanto no sulco como a lanço (SOUSA & LOBATO, 2003).

Com o avanço da tecnologia nos últimos anos, possibilitando o avanço do melhoramento genético vegetal, novas cultivares foram desenvolvidas, aumentando a

produtividade das culturas, porém demandando maior quantidade de nutrientes, entre eles o fósforo (CHILDERS et al., 2011).

As rochas fosfáticas são a principal origem dos adubos minerais fosfatados (CORDELL, 2010; SHADDEL et al., 2019) cujo são finitas e estão ficando cada vez mais escassas (TORRI et al., 2017; KAUWENBERGH, 2010; DAI et al., 2016; SCHRODER et al., 2010; GLASER & LEHR, 2019). Existem estudos apontando que a demanda por fósforo duplique em 2050 e que até o ano de 2100 as jazidas mundiais tenham se esgotado (CORDELL et al., 2009), e sem fósforo não há produção de alimentos (PANTANO et al., 2016; CORDELL et al., 2009). Essa possível escassez das reservas em todo o mundo coloca em risco a segurança alimentar mundial (CORDELL, 2010).

A distribuição natural do fósforo no mundo não é homogênea, poucos países concentram as maiores reservas do mundo (KLEIN & AGNE, 2012), o que pode acarretar em problemas futuros entre as nações (CHILDERS et al., 2011). Como não existe um substituto para o fósforo na produção de alimentos, e ele é um recurso finito, são necessárias práticas sustentáveis de uso e produção (SCHRODER et al., 2010), assim como novos métodos para reciclagem do nutriente nos ambientes agrícolas (SCHNEIDER & HADERLEIN, 2016).

É necessário, portanto, a produção de alternativas aos fertilizantes fosfatados solúveis e melhor eficiência nos modos de aplicação desses fertilizantes. Entre as diversas alternativas para ampliar as fontes sustentáveis de fósforo, o biochar de LE apresenta grande potencial para ser usado como um fertilizante fosfatado (SHEPHERD et al., 2016; FRISTÁK et al., 2018; SCHNEIDER & HADERLEIN, 2016; FIGUEIREDO et al., 2020).

2.2. Biochar: uma alternativa para viabilizar o lodo de esgoto nas atividades agrícolas

No processo de tratamento do esgoto ocorre a produção de um resíduo pastoso, com altos teores de matéria orgânica, denominado lodo de esgoto (LE) (ANDRADE & MATTIAZZO, 2000). Porém, a utilização desse material pode causar riscos ao ser humano e ao meio ambiente, por ter concentrações elevadas de metais pesados, microorganismos patogênicos, proliferação de vetores de doenças, entre outras complicações (JIN et al., 2016; BRIDLE & PRITCHARD, 2004). Portanto,

apesar do potencial para fornecer nutrientes, o uso agrícola do LE é regulado com base na resolução CONAMA 375/2006 (CONAMA, 2006).

Com o crescimento da população mundial, cada vez mais LE é gerado nas estações de tratamento. Só no Distrito Federal são geradas cerca de 340 toneladas de LE por dia (CAESB, 2020). Para encontrar um destino adequado e possibilitar a utilização agrícola do LE, é possível o tratamento térmico com ausência ou baixa oxigenação, transformando o LE em biochar (BC) (FARIA et al., 2018; HOSSAIN et al., 2011), que pode ser utilizado como fertilizante ou como condicionador do solo (DEENIK & COONEY, 2016). No processo de produção do biochar o LE passa por um processo de pirólise, no qual as altas temperaturas eliminam os microrganismos patogênicos (DEVI & SAROHA, 2013).

O biochar é um produto obtido através da pirólise do LE, ou de qualquer outro tipo de biomassa predominantemente orgânica (BIEDERMAN & HARPOL, 2013; SINGH & AGRAWAL, 2007; MÉNDEZ et al., 2013). No caso do biochar de LE, além de fornecer nutrientes para as plantas, seu uso apresenta ganhos ambientais imensuráveis, uma vez que representa uma forma de tratar um resíduo com grande potencial poluidor (FIGUEIREDO et al., 2018).

As principais alterações promovidas pela pirólise são: aumento do pH, do volume de poros e da área superficial (FIGUEIREDO et al., 2018). Possui alto potencial para enriquecer o solo com nutrientes, principalmente com fósforo, nitrogênio, cálcio e magnésio, atuando também na soma de bases e CTC do solo (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015; JIN et al., 2015).

Normalmente, na pirólise do LE têm sido empregadas diferentes temperaturas. Com o aumento da temperatura (dentro da faixa normalmente usada de 300 a 700°C) ocorre a concentração de elementos que não são perdidos na forma gasosa. Entre os elementos que se concentram com o aumento da temperatura estão cálcio, magnésio e fósforo (FIGUEIREDO et al., 2018).

A aplicação de biochar melhora a qualidade do solo, conseguindo transformar solos de baixa fertilidade em solos férteis, incrementando carbono e nutrientes (FARREL et al, 2013). A utilização do biochar na agricultura está diretamente ligada ao aumento da CTC do solo, aumento da colonização de microrganismos benéficos às culturas, melhora na retenção da água e regulariza o pH do solo (IBI, 2020). Além disso, possui a capacidade de reduzir a lixiviação do nitrogênio e também a diminuição da volatilização desse nutriente (FARIA et al, 2018).

Um dos motivos do baixo aproveitamento dos adubos nitrogenados se deve a perdas de nitrogênio por volatilização e/ou por lixiviação (LORENSINI et al., 2012). O biochar apresenta a capacidade de diminuir a lixiviação de nutrientes em água e solo, o que impacta em um menor custo com adubação, além de aumentar as quantidades de carbono no solo, diminuindo a emissão de CO₂ (LEHMANN & JOSEPH, 2009).

Biochars produzidos de 300 até 500°C mostraram resultados que apontam seu melhor uso como fonte de nutrientes e neutralização de solos alcalinos (HOSSAIN et al., 2011). Biochars produzidos de 600°C até 900°C apresentaram drásticas alterações em sua composição química, em geral com perda de nutrientes, aumento do pH, teores de cinzas e carbono fixo, com arranjo do carbono similar ao do grafite (ZHANG et al., 2015; HOSSAIN et al., 2011), apresentando também maior área de superfície (JIN et al., 2016).

Dependendo da temperatura à qual o LE é submetido, algumas características acabam se diferenciando entre os biochars obtidos. Com o aumento da temperatura os biochars apresentaram maiores teores de matéria orgânica recalcitrante e diminuição da relação C/H (FIGUEIREDO et al., 2018; JIN et al., 2016) Ainda de acordo com Figueiredo et al. (2018) o biochar pirolisado a 300°C apresentou maior concentração de nitrogênio do que aquele produzido a 500°C, a pirólise aumentou o potencial agrícola do LE, sendo o BC300 melhor em disponibilizar nutrientes às plantas e o BC500 melhor em reduzir a perda de carbono do solo, sugerindo que a combinação dos dois seria a melhor solução agroambiental para o uso dos biochars.

Portanto, de acordo com a temperatura em que o biochar de LE é produzido, existem diferenças na disponibilização e potencial de lixiviação de nutrientes, alterando a área superficial e capacidade de adsorção (AGRAFIOTI et al., 2013). De maneira geral, maiores temperaturas promoveram maior concentração dos nutrientes com menor possibilidade de sofrer lixiviação (YUAN et al., 2016).

Além disso, o aumento da temperatura de pirólise pode reduzir a viabilidade de metais pesados presentes no lodo de esgoto (ADAM et al., 2009; KHAN et al., 2013; BRIDLE & PRITCHARD, 2004). O biochar de LE produzido a 550°C apresentou quantidade de metais pesados abaixo da quantidade aceitável pela legislação australiana (HOSSAIN et al., 2010).

Em resultados apresentados por Figueiredo et al. (2019a) biochars de LE produzidos até 500°C não excederam os teores de metais pesados estabelecidos por lei para utilização agrícola. A presença de metais pesados nas plantas vai depender

da temperatura em que o biochar foi produzido e também do manejo de prevenção para evitar a lixiviação desses metais (SONG et al., 2014).

Com relação a matéria orgânica do solo, biochars produzidos a temperaturas mais baixas afetam as frações mais lábeis da matéria orgânica, enquanto os produzidos sob temperaturas mais elevadas acumulam frações mais estáveis (FIGUEIREDO et al., 2018). Solos com baixa disponibilidade natural necessitam de bons teores de matéria orgânica para conseguirem boas produtividades, devido a liberação de nutrientes, modificação benéfica da física do solo, entre outras funções (CUNHA et al., 2015), e a aplicação do biochar pode elevar os teores de diferentes frações da matéria orgânica do solo (FIGUEIREDO et al., 2018).

Além disso, a aplicação do BLE teve avaliação positiva no aspecto de fertilidade do solo, aumentando principalmente os teores de fósforo, magnésio, cobre, entre outros, porém não obteve efeito no teor de potássio no solo. Também houve maior absorção dos nutrientes por parte da planta de milho, nos tratamentos com aplicação do BLE (FARIA et al., 2018). Foi concluído que o BC pode substituir os fertilizantes com relação a disponibilização de nitrogênio, fósforo e micronutrientes

Alguns trabalhos comprovaram a eficiência do biochar para diferentes culturas; a qualidade das mudas de eucalipto foi elevada no tratamento com biochar de lodo de esgoto (SILVA et al., 2017). Houve melhorias na qualidade e morfologia das mudas de eucalipto tratadas com biochar, porém os teores de clorofila não foram influenciados (GONZAGA et al., 2018). A aplicação de biochar na cultura do trigo, com intuito de aumentar o sequestro de carbono, teve resultados positivos (VACCARI et al., 2011). A cultura do rabanete obteve maior matéria seca da parte aérea, aumento de produção e altura de plantas, com a aplicação de BC300 (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015).

2.3. Biochar: fonte de fósforo para as plantas

Para suprir a necessidade de alimentar a população, que cresce a cada dia, é necessário que alimentos sejam produzidos, o que necessita, portanto da utilização de adubos fosfatados, aumentando a demanda pelo nutriente (CORDELL, 2010). Esse crescimento da população coloca em risco a segurança alimentar das pessoas, devido a eminente escassez das reservas de minerais utilizados na produção de

fertilizantes fosfatados solúveis. Surge então a necessidade de se buscar fontes alternativas de fósforo para as plantas (FIGUEIREDO et al., 2020; MELIA et al., 2017).

O material que dá origem ao biochar influencia significativamente nos teores de fósforo do produto final (LI et al., 2019a), influenciando também na velocidade de liberação de fósforo para as plantas (GLASER & LEHR, 2019). Outro fator que afeta essa velocidade é a temperatura em que o biochar foi pirolisado. Como biochars produzidos a temperaturas mais elevadas apresentam maior área de superfície, e convertem o fósforo prontamente disponível em formas de menor disponibilidade, esses biochars tendem a ter uma liberação mais lenta do nutriente (ADHIKARI et al., 2019).

O lodo de esgoto produzido a partir do tratamento do esgoto doméstico apresenta elevados teores de fósforo (ADAM et al., 2009). O biochar de LE pode ser uma fonte alternativa de fósforo, evitando o problema de eutrofização das águas devido aos elevados teores de fósforo presentes no esgoto doméstico (MELIA et al., 2019) e sendo capaz de fornecer fósforo disponível para as plantas com elevado efeito residual (FIGUEIREDO et al., 2020).

No processo de pirólise do lodo de esgoto, devido a exposição a altas temperaturas, ocorrem transformações das formas de fósforo. Essas transformações são dependentes das temperaturas empregadas, podendo deixar o fósforo em formas predominantemente inorgânicas quando altas temperaturas são adotadas (ADAM et al., 2009), aumentando também a concentração de fósforo devido à perda de outros nutrientes por volatilização (DELUCA et al., 2009).

O biochar pode atuar como uma grande fonte de fósforo pois no processo de pirólise do lodo de esgoto alguns elementos como nitrogênio, carbono e hidrogênio são perdidos em suas formas gasosas, enquanto o fósforo só é volatilizado a temperaturas acima de 700°C. Logo, a pirólise do LE até essa temperatura pode concentrar fósforo na massa final do biochar (DELUCA et al., 2009). Fristák et al. (2018) demonstraram que a pirólise do LE a 430°C foi eficiente para elevar os teores de fósforo até três vezes mais, e que o material tem potencial para se tornar um adubo fosfatado.

Dentre os efeitos que o biochar de lodo de esgoto proporcionou quimicamente ao solo, o que teve maior destaque foi o incremento de fósforo disponível, fazendo com que as plantas de milho apresentassem bom desenvolvimento e produtividade, aumentando a absorção de nutrientes pelas plantas (FARIA et al., 2018). Esse

fornecimento de fósforo pode se dar também em curtos períodos o que favorece a sua aplicação em culturas de ciclo curto como o rabanete (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015).

Além da alta concentração de fósforo na sua constituição, comparado a outras fontes orgânicas, o biochar pode alterar o pH do solo, o que induz a formação de formas disponíveis de fósforo para as plantas. Atua também no processo de mineralização e favorece bactérias solubilizantes no solo, que atuam diretamente no fósforo orgânico (GAO & DELUCA, 2016). Foi demonstrado por Qian et al. (2018) que existe uma boa relação entre algumas espécies de microrganismos solubilizadores de fosfato e o biochar, dependendo da temperatura de pirólise em que o biochar foi produzido.

De acordo com Faria et al. (2018) o biochar produzido à base de LE apresenta capacidade de substituir os adubos minerais fosfatados, nitrogenados e também os que fornecem micronutrientes, para a cultura do milho. O biochar pode ainda melhorar a eficiência de fertilizantes fosfatados, com maior foco em solos intemperizados com pH baixo, que apresentam alta capacidade de fixar fósforo. Isso ocorre pois existe uma forte disputa entre o biochar e o fósforo pelos pontos de sorção no solo (SCHNEIDER & HADERLEIN, 2016).

A utilização do biochar como fonte de nutrientes para grama foi benéfica, aumentando a concentração de vários nutrientes no solo, com destaque para o fósforo, aumentando também a matéria seca final da cultura (YUE et al., 2017). A aplicação de biochar de LE aumentou as concentrações de fósforo na cultura do arroz, assim como a sua produtividade (KHAN et al., 2013). A adição de biochar no solo aumentou as quantidades de fósforo disponível e também na planta, não importando qual a matéria prima utilizada para produção do biochar (GLASER & LEHR, 2019).

A adição de biochar de LE para a cultura do tomate cereja foi benéfica, aumentando a sua produtividade em quantidades expressivas, devido as melhoras nas concentrações de fósforo e nitrogênio no solo, apresentando também uma boa relação quando misturado com adubos minerais (HOSSAIN et al., 2010).

Portanto, o biochar de LE possui capacidade de disponibilizar fósforo às plantas e ao solo, dependendo da temperatura em que foi pirolisado, podendo ser uma nova fonte de fósforo para agricultura, e sendo uma forma de destinação para o lodo de esgoto.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo e delineamento experimental

O estudo foi realizado na fazenda Água Limpa (FAL), Universidade de Brasília (FAL/UnB), que fica localizada no Núcleo Rural Vargem Bonita, Brasília-DF (latitude 15°55'S, longitude de 47°51'W e altitude 1080 metros). O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico típico (EMBRAPA, 2006). A região apresenta clima do tipo Aw (tropical estacional de savana), que apresenta um caráter chuvoso de outubro a março, e de abril a setembro apresenta uma estação seca bem definida. A região apresenta uma precipitação anual média de 1268 mm e a temperatura média varia de 18 a 22°C.

O experimento foi conduzido durante a safra 2018/2019. Foram avaliados quatro tratamentos: T1) Controle (sem aplicação de biochar ou adubação mineral de manutenção); T2) NPK (aplicação de fertilizante mineral NPK); T3) BC300 + NK: biochar obtido na temperatura de pirólise de 300°C como fonte de fósforo mais a aplicação de N e K como adubo mineral; T4) BC500: biochar obtido na temperatura de pirólise de 500°C como fonte de fósforo mais a aplicação de N e K como adubo mineral.

3.2. Obtenção do LE e produção do Biochar

Os biochars foram produzidos a partir das amostras de lodo de esgoto obtidas na estação de tratamento de esgoto (ETE) do Gama, que pertence à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Esta ETE utiliza o sistema de tratamento em nível terciário, que além da decomposição anaeróbia do esgoto, também são removidos do efluente líquido alguns nutrientes como fósforo e nitrogênio, que acabam sendo depositados na massa de LE final, cujo destino são os pátios de secagem (CAESB, 2016).

O lodo de esgoto seco ao ar apresentou umidade em torno dos 20%, e foi passado em peneira com 8 mm de malha. Posteriormente foi submetido às temperaturas de 300°C e 500°C em forno de pirólise (Linn Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha), com uma taxa média de aumento da temperatura de 2,5°C min⁻¹, que no total equivale a 120 e 200 minutos para atingir as temperaturas de 300°C e 500°C, respectivamente, e mais um tempo de residência de 5 horas.

Dentro do forno, as amostras foram colocadas em um recipiente de metal adaptado ao interior do mesmo, que possui um sistema de saída de gases e bio-óleo e um dispositivo que evita o fluxo de oxigênio. O controle da temperatura foi medido por meio de um termostato digital para controle da temperatura. Após a pirólise, o biochar foi pesado e guardado dentro de sacos plásticos para depois ser incorporado ao solo. A tabela a seguir apresenta as características químicas e físicas tanto do LE *in natura*, como dos biochars pirolisados a 300°C e 500°C.

Tabela 1. Propriedades físico-químicas do lodo de esgoto e dos biochars utilizados no estudo.

Propriedades	Lodo de esgoto	BC300	BC500
Umidade (%)	10,62	4,26	3,17
Sólidos Voláteis (%)	48,25	41,75	29,74
Cinzas (%)	39,33	48,27	60,05
Carbono Fixo (%)	1,79	5,72	7,04
Carbono Inerte (%)	3,23	2,86	3,18
Carbono Total (%)	18,58	19,92	18,65
COT (%)	17,45	18,61	16,90
MOT (%)	30,08	32,08	29,14
Ácido Fúlvico (g kg ⁻¹)	24,10	23,89	15,12
Ácido Húmico (g kg ⁻¹)	8,45	7,51	2,92
Huminas (g kg ⁻¹)	146,28	139,90	143,49
Nitrogênio (%)	3,99	5,05	5,03
C/N	4,66	3,95	3,71
pH (CaCl ₂)	5,48	6,04	6,50
CTC (mmol L ⁻¹)	286,67	265,00	224,67
Fósforo (P ₂ O ₅) (%)	5,22	6,57	9,13
Potássio (K ₂ O) (%)	0,00	0,00	0,00
Cálcio (%)	1,32	1,13	1,95
Magnésio (%)	0,25	0,28	0,31
Enxofre (%)	1,37	1,51	2,31
Boro (%)	0,00	0,00	0,00
Cobre (%)	0,01	0,01	0,01
Ferro (%)	1,54	1,64	1,69
Manganês (%)	0,01	0,01	0,01
Zinco (%)	0,04	0,05	0,04

COT – carbono orgânico total; MOT – matéria orgânica total. BC300 – biochar pirolisado a 300°C; BC500 – biochar pirolisado a 500°C.

3.3. Condução do experimento

O estudo foi realizado em experimento instalado em novembro de 2014 onde foi estabelecido um delineamento em blocos ao acaso, com quatro repetições e doze tratamentos. As parcelas experimentais possuem 20m² (5m × 4m), onde foram realizadas operações de aração, gradagem e adubação corretiva com aplicação de 1110 kg ha⁻¹ de superfosfato simples e 85 kg ha⁻¹ de cloreto de potássio e 1240 kg ha⁻¹ de calcário, realizada antes do estabelecimento do experimento, conforme recomendação de Sousa e Lobato (2004). A partir da instalação em novembro de 2014, já foram cultivadas quatro safras (2014/15; 2015/16; 2016/17; 2017/18).

Na safra 2018/2019 foi cultivado o milho híbrido RB 9789, semeado em dezembro de 2018, com espaçamento entre linhas de 0,90 m e densidade de seis plantas por metro linear, totalizando aproximadamente 66000 plantas ha⁻¹. Foram realizados os tratos culturais para o controle de pragas e doenças com capinas e roçagem periódicas.

O tratamento NPK (T2) recebeu, no sulco de plantio, 750 kg ha⁻¹ do fertilizante NPK 4-14-8. Esse total forneceu 30 kg ha⁻¹ de N, 105 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 60 kg ha⁻¹ de K₂O. A adubação de cobertura foi dividida em duas aplicações. Em cada aplicação foram fornecidos 150 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia) e 60 kg ha⁻¹ de K₂O (na forma de cloreto de potássio).

Tanto o BC300 + NK quanto o BC500 + NK (T3 e T4) receberam, no plantio, 30 kg ha⁻¹ de N proveniente da ureia e 60 kg ha⁻¹ de K₂O proveniente do cloreto de potássio. Nestes tratamentos, como fontes de P, foram aplicados 1150 kg ha⁻¹ de BC500 e 1598,2 kg ha⁻¹ de BC300. Essas quantidades foram ajustadas para fornecer 105 kg ha⁻¹ de P₂O₅ cada.

A diferença nas quantidades entre os dois biochars foi necessária uma vez que eles possuem concentrações distintas de fósforo. Enquanto o BC500 tinha 9,13% de fósforo total, o BC300 apresentava 6,57%. Os tratamentos com biochar também receberam adubação de cobertura na mesma dosagem e manejo do tratamento T2. Na adubação de plantio, tanto o fertilizante mineral quanto o biochar foram aplicados no sulco de plantio, abaixo e ao lado das sementes.

3.4 Coleta do solo e determinação dos teores de fósforo disponível

A coleta do solo foi feita após a colheita do milho em maio de 2019, seguindo os padrões para sistema de plantio direto; um ponto foi colhido na linha e outros dois pontos nas entre linhas. A profundidade das amostras de solo foi de 20 cm, sendo realizadas 9 coletas por tratamento, em 3 pontos distintos de cada parcela. Após a coleta, as amostras de solo foram secas e passadas em peneira de malha de 2mm.

Os teores de fósforo disponível foram determinados de acordo com a metodologia usando extrator Mehlich-1 e determinação por espectrofotometria (Embrapa, 2017). Para a realização das análises, 10g de amostra de solo (TFSA) foram adicionadas a um Erlenmeyer de 125mL. Após essa etapa foram adicionados 100mL da solução extratora Mehlich-1. Após a extração, a leitura dos extratos foi realizada em espectrofotômetro Uv-Vis, no comprimento de onda de 660nm.

Para obtenção dos valores de fósforo disponível, os resultados foram inseridos em na seguinte equação:

$$P = ((L - b)/a).d. 10$$

Em que “L” é a leitura de absorbância de cada amostra; “a” é o coeficiente angular da reta, obtido na curva padrão; “b” é o coeficiente linear da reta padrão; “d” é um fator de diluição em casos em que foi necessária a diluição das amostras.

3.5 Determinação dos teores de fósforo na planta, massa seca e fósforo absorvido.

A coleta para a determinação dos teores de fósforo na planta foi feita quando a planta estava em estágio reprodutivo 2 (R2), em plena floração. Foram coletadas plantas inteiras, aleatoriamente em cada tratamento. Em seguida, a determinação foi feita de acordo com a metodologia de Malavolta (1989), determinando-se o fósforo da planta inteira, através do método calorimétrico do metavanadato.

Para obtenção da massa seca da parte aérea da planta (MSPA), foram coletadas plantas de milho dos respectivos tratamentos, cortadas ao nível do solo, picadas e colocadas em estufa com ventilação forçada, a uma temperatura constante de 60°C, até o peso ficar estável.

A absorção de fósforo na planta foi estimada multiplicando a matéria seca da planta pelo teor de fósforo presente na planta.

3.6 Determinação da produtividade de grãos

Para a determinação da produtividade de grãos, foram escolhidas aleatoriamente três linhas de cada parcela, depois foram coletadas todas as espigas que estão nas plantas presentes em 1 metro de cada linha, o que resulta em 18 plantas por parcela, já que cada metro possui 6 plantas. Depois as espigas coletadas foram colocadas em estufa com circulação de ar forçada, até a umidade chegar em 13%.

Após isso, os grãos foram separados do sabugo e pesados. Depois foi feita uma estimativa, pois utilizando 0,9m entre linha e 6 plantas por metro linear, como foi utilizado no experimento, foi obtido um total de 66000 plantas por hectare, então se 18 plantas apresentaram determinada massa de grãos, esse valor foi convertido para o total de 66000 plantas.

3.7. Análises estatísticas

Os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($P < 0,05$) utilizando o programa estatístico XLSTAT.

4.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Massa seca da planta de milho

Os tratamentos que receberam biochar ou NPK apresentaram maior produção de massa seca da parte aérea do milho em relação ao tratamento controle (Figura 1). Os biochars foram capazes de produzir a mesma quantidade de matéria seca em plantas de milho em comparação com o adubo mineral NPK.

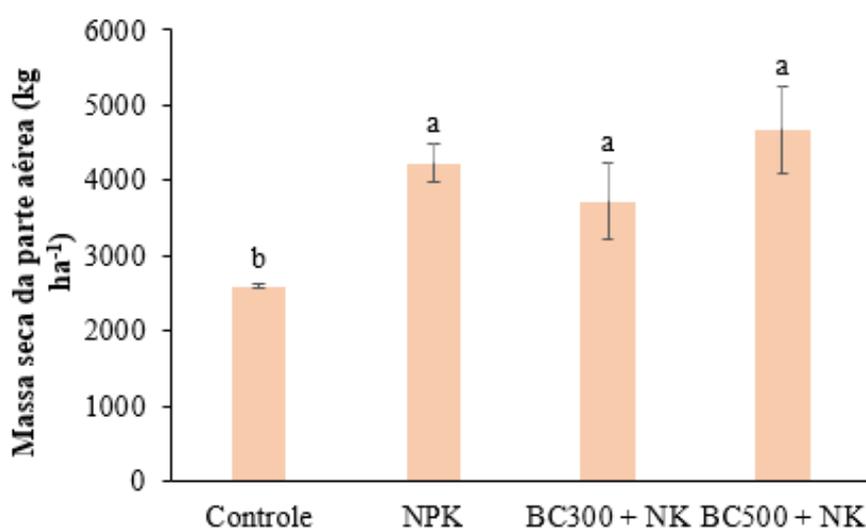


Figura 1. Massa seca da planta de milho (toda a parte aérea com exceção da espiga) sob aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Controle: sem aplicação de adubação mineral ou biochar; NPK: adubação mineral com NPK; BC300 + NK: aplicação de biochar produzido a 300 °C mais adubação mineral com nitrogênio e potássio; BC500 + NK: aplicação de biochar produzido a 500 °C mais adubação mineral com nitrogênio e potássio. Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$). As barras de erro representam o desvio padrão da média.

Mesmo o tratamento BC 500 + NK tendo apresentado maior quantidade de fósforo na planta, como será discutido mais a diante, a matéria seca de todos os tratamentos que receberam adubação foi semelhante ($P > 0,05$), o que pode significar que o fator com maior influência nesse aspecto seria uma ação conjunta de todos os nutrientes. Os elementos mais importantes para produção de matéria seca de milho,

oriunda da massa seca da planta, são o potássio, cálcio e magnésio, além de várias outras práticas culturais (AGEITEC, 2020).

A produção de matéria seca é um fator importante em sistemas de plantio direto, pois como o milho apresenta relação C/N elevada, o tempo de decomposição da palhada é longo, o que proporciona ao solo proteção por maiores períodos de tempo. Logo, a utilização do biochar juntamente com nitrogênio e potássio, é benéfica as práticas de conservação do solo, em sistemas de plantio direto, pois são capazes de produzir elevados teores de massa seca na planta de milho, semelhantes ao fertilizante mineral.

Faria et al. (2018) observaram que o biochar de LE estimulou o incremento da biomassa de plantas de milho, seja na parte aérea como também nas raízes, aumentando a absorção de macro e micronutrientes do solo, principalmente o fósforo, acarretando uma resposta fisiológica da planta. Gwenz et al. (2016) também verificaram um aumento na massa seca da cultura do milho após a aplicação do biochar de LE. Outros trabalhos também demonstraram que o biochar de LE foi capaz de aumentar a massa seca das culturas (DEENIK & COONEY, 2016; HOSSAIN et al., 2010; SOUSA & FIGUEIREDO, 2015; YUE et al., 2017).

4.2. Teores de fósforo na planta de milho

O maior teor de fósforo na planta de milho foi obtido no tratamento BC 500 + NK, não havendo diferenças entre os demais tratamentos (Figura 2). É possível que o BC500 tenha promovido melhores condições no solo para a absorção de nutrientes, possibilitando maior crescimento da planta, aumentando assim a demanda por fósforo.

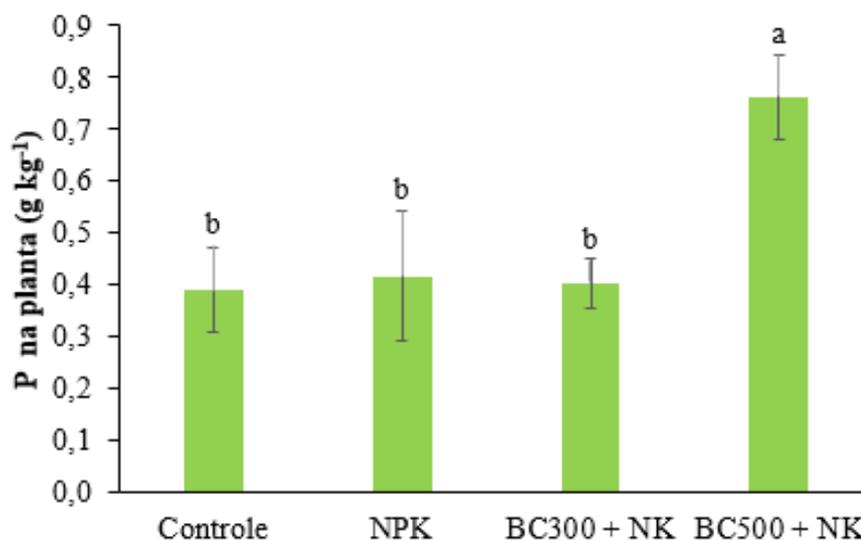


Figura 2. Teores de fósforo na planta de milho (toda a parte aérea com exceção da espiga) sob aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Controle: sem aplicação de adubação mineral ou biochar; NPK: adubação mineral com NPK; BC300 + NK: aplicação de biochar produzido a 300 °C mais adubação mineral com nitrogênio e potássio; BC500 + NK: aplicação de biochar produzido a 500 °C mais adubação mineral com nitrogênio e potássio. Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$). As barras de erro representam o desvio padrão da média.

Além do maior crescimento das plantas, o BC500 possui maior concentração de cálcio e enxofre do que o BC300 (Tabela 1) que pode ter contribuído com o maior desenvolvimento da planta e, conseqüentemente maior absorção e acúmulo de fósforo. O cálcio tem função estrutural na planta, presente nos pectatos da lamela média, atua no processo de manutenção e ajuda no desempenho correto das membranas celulares. Logo, níveis adequados desse cátion no solo proporcionam uma absorção adequada de nutrientes (FAQUIN, 2005).

Devido a maior quantidade de cálcio presente no BC500, a absorção de fósforo pode ter sido beneficiada nas plantas de milho adubadas com o fertilizante, pois além de proporcionar uma melhor absorção de nutrientes, apresenta também função estrutural nas células, e sua maior concentração ocasionou em um maior desenvolvimento das plantas, exigindo também maior quantidade de nutrientes absorvidos.

O BC500 também apresenta maiores quantidades de enxofre em sua composição (Tabela 1) quando comparado com o BC300. Presente em alguns

aminoácidos, o S pode ser encontrado em todas as proteínas, é importante nas ligações dissulfeto, agindo diretamente na estrutura e conformação delas. Também tem papel importante em algumas enzimas e no ciclo de Krebs (FAQUIN, 2005).

Portanto, a maior quantidade de enxofre presente no BC500 também pode ter interferido na maior absorção de P, devido a atividade metabólica presente na planta que necessita desses nutrientes. Frandoloso et al. (2010) estudaram a relação entre os adubos fosfatados e a adição de enxofre no milho, constatando que a eficiência da adubação fosfatada foi beneficiada pela presença de enxofre.

Biochars produzidos a temperaturas mais elevadas possuem características físicas distintas, como uma maior área de superfície específica e maior quantidade de poros, nos quais conseguem estocar fósforo e com isso liberá-lo de forma mais lenta no solo (LI et al., 2020), o que confere ao biochar a característica de atuar como um fertilizante de liberação lenta do nutriente, com destaque para os de altas temperaturas (JIN et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2020; LI et al., 2019b; FIGUEIREDO et al., 2018; SCHNEIDER & HADERLEIN, 2016; ADHIKARI et al., 2019).

De acordo com Li et al. (2020) o biochar apresenta uma lenta liberação de fósforo no solo, disponibilizando-o apenas quando os níveis na solução já estiverem baixos, conforme o equilíbrio adsorção-dessorção do elemento, fazendo com que ele esteja sempre presente na solução, o que favorece a sua absorção pelas plantas, diferentemente dos fertilizantes minerais que se dissolvem rapidamente no solo (LI et al., 2019b). Xu et al. (2014) ainda demonstraram que devido às mudanças nas frações inorgânicas de fósforo e retenção de alguns cátions, oriundos da aplicação do biochar, o fósforo é menos adsorvido no solo e se torna mais disponível para as plantas.

Como os biochars conseguem liberar fósforo de forma lenta e gradual ao solo, principalmente os produzidos em temperaturas mais elevadas, talvez esse possa ser outro motivo pelo qual o tratamento BC500 + NK tenha promovido maiores teores de fósforo na planta, pois o nutriente foi liberado aos poucos, fazendo com que não ocorresse perdas por precipitação ou adsorção.

Li et al. (2019b) observaram que a absorção de fósforo pela planta depende também se a raiz consegue chegar ao nutriente. O fósforo é um elemento que depende do pH do solo para poder ser absorvido pelas plantas, podendo estar ligado com outros elementos de acordo com o valor presente (HEMWALL, 1957). A

disponibilidade de fósforo pelas plantas aumenta quando o pH do solo se encontra entre 6 a 6,5 (MALAVOLTA, 1979; FAQUIN, 2005).

O grau de disponibilidade do fósforo varia consideravelmente quando ocorre uma pequena mudança no valor do pH, saindo de 6 para 6,5 (MALAVOLTA, 1979), sendo o pH de valor 6,5 mais propenso a disponibilizar o nutriente para as plantas. No presente estudo, o BC500 apresenta esse valor de pH (Tabela 1), o que também pode ter interferido na maior absorção de fósforo no tratamento BC500 + NK.

4.3. Produtividade de grãos de milho

Os tratamentos NPK e BC500 + NK aumentaram a produtividade em relação ao controle (Figura 3).

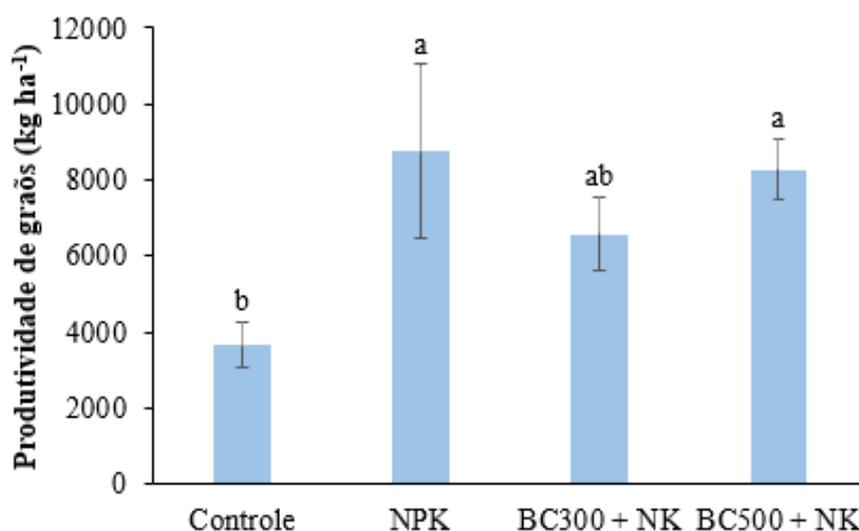


Figura 3. Produtividade de grãos de milho sob aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Controle: sem aplicação de adubação mineral ou biochar; NPK: adubação mineral com NPK; BC300 + NK: aplicação de biochar produzido a 300 °C mais adubação mineral com com nitrogênio e potássio; BC500 + NK: aplicação de biochar produzido a 500 °C mais adubação mineral com com nitrogênio e potássio. Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$). As barras de erro representam o desvio padrão da média.

De maneira geral a cultura do milho respondeu bem à aplicação dos fertilizantes. O BC500 + NK conseguiu substituir o fertilizante mineral, enquanto o

BC300 + NK conseguiu produzir quase duas toneladas a mais do que o tratamento controle.

De acordo com Zhang et al. (2015) biochars de LE produzidos a temperaturas mais baixas, 300°C até 500°C, possuem maior capacidade de atuar como um fornecedor de nutrientes para as plantas, comparando-os com os biochars obtidos a temperaturas mais elevadas. Essa afirmação foi comprovada no experimento, pois ambos os tratamentos adubados com o biochar de LE foram capazes de substituir o tratamento NPK. Deve-se destacar que além do fornecimento de fósforo, o biochar é capaz de fornecer outros nutrientes como cálcio, nitrogênio e enxofre, requeridos em grandes quantidades para a produção de grãos de milho (COELHO & FRANÇA, 1995), atuando também como um condicionador do solo (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015; FARIA et al., 2018).

Como dito anteriormente, o biochar também favorece o ambiente para o estabelecimento da microbiota do solo (GAO & DELUCA, 2016; QIAN et al., 2018; FIGUEIREDO et al., 2019b). Anderson et al. (2011) estudaram o efeito da aplicação de biochars produzidos a partir de compostos orgânicos no solo, e identificaram um aumento na concentração de rizobactérias e também de bactérias solubilizadoras de fosfato.

A aplicação de BLE favoreceu as relações entre o grupo das micorrizas e a cultura do milho, maximizando a colonização das raízes da planta, com destaque para o BC300 (FIGUEIREDO et al., 2019b). Portanto, o biochar apresenta a capacidade de proporcionar um ambiente em que os microrganismos benéficos às plantas consigam atuar, disponibilizando nutrientes e conseqüentemente causando um aumento da produtividade das culturas.

Como visto anteriormente, o BC500 promoveu maior desenvolvimento da planta, que pode ter favorecido maior absorção de nutrientes, deslocando-os para produção de grãos. Talvez essa possa ter sido a razão pelo qual o BC500 + NK tenha promovido produtividade semelhante ao fertilizante mineral. Diferente dos resultados do presente trabalho, quando o biochar de LE foi aplicado com dose de 15 t ha⁻¹, Figueiredo et al. (2020) obtiveram resultados positivos independente da temperatura de pirólise (300 e 500 °C).

Mesmo com o tratamento BC500 + NK tendo promovido maiores valores de fósforo na planta comparados com os demais tratamentos, essa diferença não foi observada na produtividade, não conseguindo superar o tratamento NPK. Isso

demonstra que outros fatores estão envolvidos nas funções do biochar de LE como condicionador/fertilizante.

De acordo com Gwenzi et al. (2016) magnésio e cálcio são nutrientes que se encontram no início da marcha de absorção do milho, o que significa que são bastante requeridos pela planta. Como o BC500 apresenta maiores teores desses nutrientes do que o BC300, talvez essa possa ser uma das razões pelo qual o BC300 não conseguiu se diferenciar do tratamento controle.

Alguns trabalhos também obtiveram bons resultados de produtividade com aplicação de biochar de lodo de esgoto. Faria et al. (2018) observaram que quando aplicado biochar de LE na cultura do milho, pirolisado nas temperaturas de 300°C e 500°C, houve uma melhora na absorção de alguns elementos essenciais para a cultura, o que resultou em aumento da produtividade. Hossain et al. (2010) obtiveram um acréscimo de mais de 60% na produção de tomate cereja com aplicação de biochar de LE, produzido a 550°C.

4.4. Teores de fósforo disponível no solo

Na figura 4 são apresentados os teores de fósforo disponível do solo. O BC300 + NK promoveu maiores teores de fósforo disponível do que o NPK e o controle ($P < 0,05$). Entretanto, o BC500 + NK não se diferenciou dos demais tratamentos.

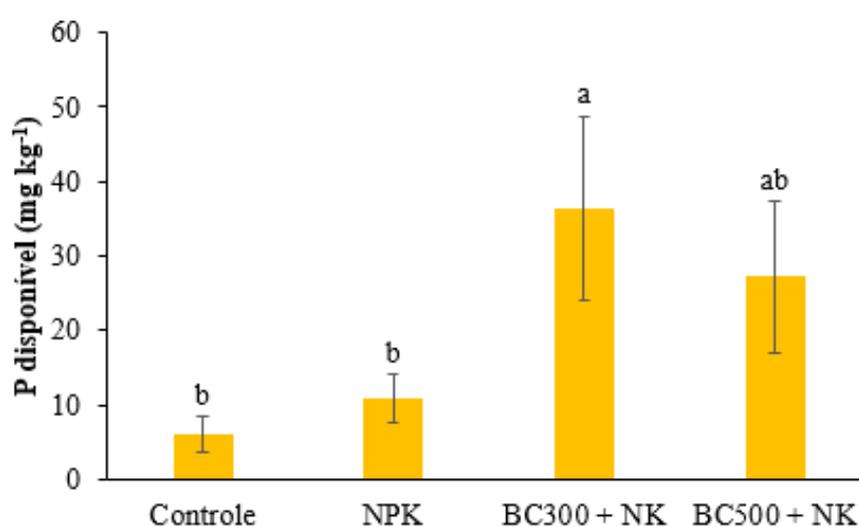


Figura 4. Teores de fósforo disponível do solo sob aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Controle: sem aplicação de adubação mineral ou biochar; NPK: adubação mineral com NPK; BC300 + NK: aplicação de biochar

produzido a 300 °C mais adubação mineral com nitrogênio e potássio; BC500 + NK: aplicação de biochar produzido a 500 °C mais adubação mineral com com nitrogênio e potássio. Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$). As barras de erro representam o desvio padrão da média.

Em trabalho prévio realizado na mesma área experimental do presente estudo, após aplicação de 30 t ha⁻¹ de biochar, os mais destacados efeitos nas propriedades químicas do solo foram observados nos teores de fósforo disponível (FARIA et al., 2018). No presente estudo, aplicações de doses menores de biochar, variando de 1150 kg ha⁻¹ (BC500) a 1598,2 kg ha⁻¹ (BC300), foram suficientes para substituir fertilizantes minerais para o fornecimento de P.

Paz-Ferreiro et al. (2018) concluíram que o biochar de LE tem elevada capacidade nutritiva para as plantas, com destaque especial para o fósforo. Um dos motivos que explicam essa elevada quantidade de fósforo no biochar, é o fato de que, no processo de pirólise alguns elementos como o carbono, hidrogênio, nitrogênio, entre outros, acabam se perdendo em suas formas gasosas, favorecendo ainda mais o aumento nas concentrações de fósforo presente, já que o mesmo só volatiliza em temperaturas superiores a 700°C (DELUCA et al., 2009).

Devido às perdas por volatilização e outros fenômenos que ocorrem em altas temperaturas, biochars produzidos a temperaturas menores (<500 °C) são mais propensos a disponibilizar maiores quantidades de nutrientes, em formas disponíveis para as plantas, com ênfase para o fósforo (NOVAK et al., 2009; FIGUEIREDO et al., 2018).

Figueiredo et al. (2020) encontraram resultados de fósforo disponível muito parecidos com os do presente estudo, mostrando também que o BC300 foi superior aos tratamentos controle e NPK, nos teores de fósforo em formas disponíveis. De acordo com Xu et al. (2014) o biochar consegue transformar as frações de fósforo inorgânico, retendo cátions como Fe³⁺ e Al³⁺, diminuindo a adsorção do fósforo no solo, tornando-o mais disponível para as plantas. Adam et al. (2009) constataram que no processo de pirólise do LE ocorrem transformações nas fases inorgânicas do fosfato, formando compostos que apresentam cálcio e magnésio em sua composição, aumentando sua disponibilidade.

Além de aumentar formas disponíveis de fósforo no solo, o BC300 também pode interferir positivamente na relação entre as plantas e microrganismos benéficos,

como bactérias solubilizadoras de fosfato e também com fungos micorrízicos, melhorando essa relação e o modo de ação desses microrganismos, favorecendo o aumento do fósforo disponível (FIGUEIREDO et al., 2019b; HAMMER et al., 2014).

Em estudo feito com 34 diferentes biochars, Solaiman et al. (2019) constataram que o biochar de LE obtido a 550 °C foi o que mais proporcionou fósforo orgânico ao solo, demonstrando que o LE é uma excelente matéria prima para produção de biochar, com finalidade de utilizá-lo como fonte de fósforo.

Outros trabalhos também encontraram resultados que comprovam a capacidade do biochar de LE em disponibilizar fósforo para as plantas (FARIA et al., 2018; SOUSA & FIGUEIREDO, 2015; BIEDERMAN & HARPOL, 2013; YUE et al., 2017; MACKAY et al., 2017; PAZ-FERREIRO et al., 2018; DEENIK & COONEY, 2016) podendo ser uma forma de reciclar esse nutriente oriundo do LE (BRIDLE & PRITCHARD, 2004).

Como o tratamento BC500 + NK teve maior quantidade de teor de fósforo na planta de milho, isso pode ter interferido na quantidade de fósforo disponível no solo, fenômeno esse que pode ter provocado os valores menores de fósforo disponível no tratamento BC500 + NK, já que as amostras de solo foram coletadas após a colheita, ou seja, após a planta ter absorvido fósforo disponível presente no solo. Isso indica que o biochar de LE, além de disponibilizar fósforo para as plantas, também consegue suprir as necessidades do solo, apresentando forte poder residual (FIGUEIREDO et al., 2020).

5.0 CONCLUSÃO

Biochars produzidos a partir do lodo de esgoto pirolisados a 300°C e a 500°C demonstraram capacidade de fornecer fósforo disponível no solo. O tratamento BC500 + NK foi capaz de substituir o tratamento NPK para produção de grãos de milho. Outro fator de destaque dos biochars, pirolisados a 300°C e a 500°C, foi a produção de matéria seca semelhante a promovida pelo fertilizante mineral. Essa é uma característica muito importante para proteção e aumento da matéria orgânica do solo em sistemas de plantio direto. Entre os biochars estudados, aquele produzido em temperaturas mais elevadas (500 °C) foi mais eficiente para aumentar a absorção de fósforo pelas plantas de milho.

6.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAM, C.; PEPLINSKI, B.; MICHAELIS, M.; KLEY, G.; SIMON, F.G. Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. **Waste Management**. Vol. 29, p1122–1128, 2009.

ADDINSOFT. **XLSTAT 2013**: statistical software to MS Excel. 2013.

ADHIKARI, S.; G. GASCÓ.; A. MÉNDEZ.; A. SURAPANENI.; V. JEGATHEESAN.; K. SHAH.; J. PAZ-FERREIRO. Influence of pyrolysis parameters on phosphorus fractions of biosolids derived biochar. **Science of the Total Environment**. n.625, 133846, p10, 2019.

AGEITEC. Agencia Embrapa de informação e tecnologia. <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/milho/arvore/CONT000fy779fnk02wx5ok0pvo4k3j537ooi.html> - Acesso em: 16 de junho de 2020.

AGRAFIOTI, E.; BOURAS, G.; KALDERIS, D.; DIAMADOPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. Vol. 101, p72-78, 2013.

ANDERSON, C. R.; CONDRON, L. M.; CLOUGH, T. J.; FIERS, M.; STEWART, A.; HILL, R. A.; SHERLOCK, R. R. Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. **Pedobiologia**. Vol. 54, p309-320, 2011.

ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal. **Scientia Florestalis**. Vol. 58, p59-72, 2000.

BENITES, V. M. A. Importância da pesquisa na avaliação da eficiência das tecnologias em fertilizantes fosfatados no Brasil. Boletim Informativo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 40, p36-38, 2015.

BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. A.; FREITAS, P. L.; COELHO, M. R.; LEANDRO, W. M.; JÚNIOR, J. P. O.; OLIVEIRA, R. P.; SANTOS, H. G.; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. C. S. **Correção do solo e adubação no sistema de plantio direto nos cerrados**. Embrapa, RJ, p21, 2003.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Embrapa Meio Ambiente, p. 24, 2006.

BIEDERMAN, A. L.; HARPOL, W. S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: A meta-analysis. **Global Change Biology Bioenergy**. Vol. 5, p202–214, 2013.

BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M. Gestão do uso agrícola do lodo de esgoto: estudo de caso do estado do Paraná, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 27, p11, 2017.

BRIDLE, T. R.; PRITCHARD, D. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. **Water Science and Technology**. Vol. 50, n.9, p169–175, 2004.

CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal. (SIESG). 26ª Edição, Brasília (DF), 2013.

CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Disponível em: <http://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>. Acesso em: 27 de julho de 2016.

CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. <https://www.caesb.df.gov.br/3-portal/esgoto.html>. Acesso em: 05 de junho de 2020.

CHILDERS, D. L.; CORMAN, J.; EDWARDS, M.; ELSER, J. J. Sustainability challenges of phosphorus and food: solutions from closing the human phosphorus cycle. **BioScience**. Vol. 61, n.2, p117-124, 2011.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. Nutrição e adubação: seja doutor do seu milho. 2.ed. **Informações Agronômicas**. N. 71, p9, Set/1995.

CONAMA. Conselho nacional do meio ambiente. **Resolução nº 375/2006**. 29/8/2006 <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>.

CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global Environmental Change**. Vol. 19, p292–305, 2009.

CORDELL, D. **The story of phosphorus: sustainability implications of global phosphorus scarcity for food security**. p220, 2010.

CUNHA, T. J.; MENDES, A. M. S.; GIONGO, V. **Matéria orgânica do solo**. Cap. 9, p21, 2015.

DAI, L.; LI, H.; TAN, F.; ZHU, N.; HE, M.; HU, G. Biochar: a potential route for recycling of phosphorus in agricultural residues. **Global Change Biology Bioenergy**. 12365, p852-858, 2016.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos a nutrição de plantas. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. Cap. 3, p91-132, 2007.

DEENIK, J. L.; COONEY, M. J. The potential benefits and limitations of corn cob and sewage sludge biochars in an infertile oxisol. **Sustainability**. Vol. 8, n.131, p18, 2016.

DELUCA, T. H.; MACKENZIE, M. D.; GUNDALE, M. J. Biochar effects on soil nutrient transformations. **Earthscan**. p419-452, 2009.

DEVI, P.; SAROHA, A. K. Effect of temperature on biochar properties during paper mill sludge pyrolysis. **International Journal of Chemistry Technology**. Vol. 5, n.2, p682-687, 2013.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2ª.ed, p306, 2006.

ESTAÇÃO agroclimatológica da Fazenda Água Limpa – **Base de dados**. 2016. Disponível em: < <http://www.fav.unb.br/86-faculdade-veterinaria/128-base-de-dados-estacao-automatica-dados-diarios>>. Acesso em: 07 mar. 2017.

FAQUIN, V.; **Nutrição mineral de plantas**. FAEPE, p186, 2005.

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-year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**. Vol. 64, n.4, p510-519, 2018.

FARREL, M.; MACDINALD, L.M.; BUTLER, G.; VALLE, I. C.; CONDRON, L. M. Biochar and fertiliser applications influence phosphorus fractionation and wheat yield. **Biology and Fertility of Soils**. Vol. 50, p169–178, 2013.

FIGUEIREDO, C. C.; CHAGAS, J. K. M.; SILVA, J.; PAZ-FERREIRO, J. Short-term effects of a sewage sludge biochar amendment on total and available heavy metal content of a tropical soil. **Geoderma**. Vol. 344, p31-39, 2019a.

FIGUEIREDO, C. C.; FARIAS, W. M.; COSER, T. R.; PAULA, A. M.; SILVA, M. R. S.; PAZ-FERREIRO, J. Sewage sludge biochar alters root colonization of mycorrhizal fungi in a soil cultivated with corn. **European Journal of Soil Biology**. Vol. 93, 103092, p6, 2019b.

FIGUEIREDO, C. C.; FARIAS, W. M.; MELO, B. A.; CHAGAS, J. K. M.; VALE, A. T.; COSER, T. R. Labile and stable pools of organic matter in soil amended with sewage sludge biochar. **Archives of Agronomy and Soil Science**. ISSN: 0365-0340, p770-781, 2018.

FIGUEIREDO, C. C.; LOPES, H.; COSER, T. R.; VALE, A. T.; 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**. Vol. 64, p881-889, 2018.

FIGUEIREDO, C. C.; PINHEIRO, T. D.; OLIVEIRA, L. E. Z.; ARAUJO, A. S.; COSER, T. R.; PAZ-FERREIRO, J. Direct and residual effect of biochar derived from biosolids on soil phosphorus pools: A four-year field assessment. **Science of the Total Environment**. Vol. 739, 140013, 2020.

FRANDOLOSO, J. F.; LANA, M. C.; FONTANIVA, S.; CZYCZA, R. V. Eficiência dos adubos fosfatados associados ao enxofre elementar na cultura do milho. **Revista Ceres**. Vol. 57, n.5, p686-694, 2010.

FRISTÁK, V.; PIPÍSKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: a promising way to produce phosphorus fertilizer. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 172, p1772-1778, 2018.

FURTINI-NETO, A. E.; VALE, F. R.; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do solo**. FAEPE, p261, 2001.

GAO, S.; DELUCA, T. H. Influence of biochar on soil nutrient transformations, nutrient leaching, and crop yield. **Advances in plants e agriculture reserche**. Vol. 4, p348-362, 2016.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; BRUNETTO, G. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatases ácidas durante a diminuição do fósforo disponível no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Vol. 43, n.8, p1085-1091. 2008.

GILBERT, N. THE DISAPPEARING NUTRIENT. **NATURE**. Vol. 461, p716-718, 2009.

GLASER, B.; LEHR, V. I. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. **Scientific Reports**. n.9338, p9, 2019.

GONZAGA, M. I. S.; MACKOWIACK, C.; ALMEIDA, A. Q.; CARVALHO JUNIOR, J. I. T. Sewage sludge derived biochar and its effect on the growth and morphological traits of *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden seedlings. **Ciência Florestal**. Vol. 28, n.2, p687-695, 2018.

GWENZI, W.; MUZAVA, M.; MAPANDA, F.; TAURO, G. 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**. Vol. 15(6), p1395–1406, 2016.

HAMMER, E. C.; BRUSNTAD, Z. B.; JAKOBSEN, I.; OLSSON, P. A.; STIPP, S. L. S.; RILLIG, M. C. A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. **Soil Biology and Biochemistry**. Vol. 77, p252–260, 2014.

HAYNES, R. J. Lime and phosphate in the soil-plant system. **Advances in Agronomy**. Vol. 37, n.3, p249-315, 1984.

HEMWALL, J. B. The fixation of phosphorus by soils. **Advances in Agronomy**. Vol. 9, p95-112, 1957.

HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K. Y.; NELSON, P. F. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**. Vol. 78, p1167–1171, 2010.

HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K. Y.; ZIOLKOWSKI, A.; NELSON, P. F. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of Environmental Management**. Vol. 92, p223-228, 2011.

IBI. International Biochar Initiative. <https://biochar-international.org/soil-health/>, 2020. Acesso em: 05 de junho de 2020.

JIN, J. W.; LI, Y. N.; ZHANG, J. Y.; WU, S. C.; CAO, Y. C.; LIANG, P.; ZHANG, J.; WONG, M. H.; WANG, M. Y.; SHAN, S. D.; 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**. Vol. 320, p417–426, 2016.

JIN, X.; LIANG, X.; HE, M.; LIU, Y.; TIAN, G.; SHI, J. Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities: A microcosm incubation study. **Chemosphere**. Vol. 142, p128-135, 2015.

KHAN, S.; CHAO, C.; WAQAS, M.; ARP, H. P. H.; ZHU, Y. G. Sewage sludge biochar influence upon rice (*Oryza sativa L*) yield, metal bioaccumulation and greenhouse gas emissions from acidic paddy soil. **Environmental Science & Technology**. Vol. 47, p8624-8632, 2013.

KAUWENBERGH, S. J. V. **World phosphate rock reserves and resources**. IFDC. p48, 2010.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de Nutriente à Poluente!. Vol. 8, n.8, p1713-1721, SET-DEZ, **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental**. UFSM. 2012.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: An introduction. **Earthscan**. p12, 2009.

LI, F.; LIANG, X.; NIYUNGEKO, C.; SUN, T.; LIU, F.; ARAI, Y. Effects of biochar amendments on soil phosphorus transformation in agricultural soils. **Advances in Agronomy**. ISSN 0065-2113. p42, 2019a.

LI, H.; MOLLIER, A.; ZIADI, N.; MESSIGA, A. J.; SHI, Y.; PELLERIN, S.; PARENT, L. E.; MOREL, C. Long-term modeling of phosphorus spatial distribution in the no-tilled soil profile. **Soil and Tillage Research**. Vol. 187, p119-134, 2019b.

LI, H.; LI, Y.; XU, Y.; LU, X. Biochar phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus availability. **Chemosphere**. Vol. 244, 125471, 2020.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. A career perspective on soil management in the cerrado region of Brazil. **Advances in Agronomy**. Vol.137, p1–72. 2016.

LORENSINI, F.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; CERINI, J. B.; LOURENZI, C. R., CONTI, L.; TRINDADE, M. M.; MELO, G. W. B.; BRUNETTO, G. Lixiviação e volatilização de nitrogênio em um argissolo cultivado com videira submetida a adubação nitrogenada. **Ciência Rural**. Vol. 42, n.7, p1173-1179, 2012.

MACKAY, J. E.; CAVAGNARO, T. R.; JAKOBSEN, I.; MACDONALD, L. M.; GRØNLUND, M.; THOMSEN, T. P.; MULLER-STOVER, D. S. Evaluation of phosphorus in thermally converted sewage sludge: P pools and availability to wheat. **Plant Soil**. Vol. 418, p307-317, 2017.

MALAVOLTA, E. - **ABC da Adubação**. Editora Agronômica CERES Ltda. São Paulo (SP), 1979. 256p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, A. S. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba (SP): **Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato**. 1989.

MELIA, P. M.; BUSQUETS, R.; HOODA, P. S.; CUNDY, A. B.; SOHI, S. P. Driving forces and barriers in the removal of phosphorus from water using crop residue, wood and sewage sludge derived biochars. **Science of the Total Environment**. Vol. 675, p623-631, 2019.

MELIA, P. M.; CUNDY, A. B.; SOHI, S. P.; HOODA, P. S.; BUSQUETS, R. Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. **Chemosphere**. Vol. 186, p381-395, 2017.

MELO FILHO, G. A.; RICHETTI, A. **Aspectos socioeconômicos da cultura do milho**. p204, 1997.

MÉNDEZ, A.; TERRADILLOS, M.; GASCÓ G. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. Vol. 102, p124-130, 2013.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N.; FÓSFORO. IN: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L. Fertilidade do solo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. p.471-537, 2007.

NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J.; LAIRD, D. S.; AHMEDNA, M.; WATTS D. W.; NIANDOU, M. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**. Vol. 174, n.2, 2009.

PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**. Vol. 39, n.6, p732-740, 2016.

PAZ-FERREIRO, J.; NIETO, A.; MÉNDEZ, A.; ASKELAND, M. P. J.; GASCÓ, G. Biochar from Biosolids Pyrolysis: A Review. **Internacional Journal of Environment Research and Public Health**. Vol. 15, p956, 2018.

PETTER, F. A.; LIMA, L. B.; MARIMON JUNIOR, B. H.; MORAIS, L. A.; MARIMON, B. S. Impact of biochar on nitrous oxide emissions from upland rice. **Journal of Environmental Management**. Vol. 169, p27-33, 2016.

QIAN, T.; YANG, Q.; JUN, D. C. F.; DONG, F.; ZHOU, Y. Transformation of phosphorus in sewage sludge biochar mediated by a phosphate-solubilizing microorganism. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 359, p1573-1580, 2018.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. Vol.34, n.15/16, p2339-2354, 2003.

SÁ, J. C. M.; YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S. Adubação fosfatada no sistema plantio direto. **Fósforo na agricultura brasileira**. p222, 2004.

SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**. Vol. 38, p576-586, 2008.

SCHNEIDER, F.; HADERLEIN, S. B. Potential effects of biochar on the availability of phosphorus — mechanistic insights. **Geoderma**. Vol. 277, p83-90, 2016.

SCHRODER, J. J.; CORDELL, D.; SMIT, A. L.; ROSEMARIN, A. Sustainable use of phosphorus. **Plant Research International**. p124, 2010.

SHADDEL, S.; UCAR, S.; ANDREASSEN, J. P.; ØSTERHUS, S. W. Enhancing efficiency and economics of phosphorus recovery process by customizing the product based on sidestream characteristics – an alternative phosphorus recovery strategy. **Water Science & Technology**. p1777-1789, 2019.

SHEPHERD, J. G.; SOHI, S. P.; HEAL, V. K. Optimising the recovery and re-use of phosphorus from wastewater effluent for sustainable fertiliser development. **Water Research**. Vol. 94, p155-165, 2016.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônômica para o bio sólido produzido no Distrito Federal: I - efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 26, n.2, p487-495, ISSN 1806-9657, 2002.

SILVA, M. I.; MACKOWIACK, C.; MINOGUE, P.; REIS, A. F.; MOLINE, E. F. V. Potential impacts of using sewage sludge biochar on the growth of plant forest seedlings, Universidade federal do Sergipe. **Ciencia rural**. Vol. 47, n.1, p5, 2017.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**. Vol. 28, p347-358, 2007.

SOLAIMAN, Z. M.; ABBOTT, L. K.; MURPHY, D. V. Biochar phosphorus concentration dictates mycorrhizal colonisation, plant growth and soil phosphorus cycling. **Scientific Reports**. 9:5062, p11, 2019.

SONG, X. D.; XUE, X. Y.; CHEN, D. Z.; HE, P. J.; DAI, X., H. Application of biochar from sewage sludge to plant cultivation: Influence of pyrolysis temperature and biochar-to-soil ratio on yield and heavy metal accumulation. **Chemosphere**. Vol. 109, p213-220, 2014.

SOUSA, A. A. T. C.; FIGUEIREDO, C. C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture and Horticulture**. Vol. 32, n.2, p127–138, 2015.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. **Adubação fosfatada em solos da região do cerrado**. p16, 2003.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Embrapa Informação Tecnológica, p416, 2004.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa-DF, 3ª edição, p574, 2017.

TORRI, S. I.; CORREA, R. S.; RENELLA, G. Biosolid application to agricultural land a contribution to global phosphorus recycle a review. **Pedosphere**. Vol. 27, p1-16, 2017.

VACCARI, F. P.; BARONTI, S.; LUGATO, E.; GENESIO, L.; CASTALDI, S.; FORNASIER, F.; MIGLIETTA, F. Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. **European Journal of Agronomy**. Vol. 34, p231-238, 2011.

XU, G.; SUN, J.; SHAO, H.; CHANG, S. X. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. **Ecological Engineering**. Vol. 62, p54-60, 2014.

YUAN, H.; LU, T.; WANG, Y.; CHEN, Y.; LEI, T. Sewage sludge biochar: Nutrient composition and its effect on the leaching of soil nutrient. **Geoderma**. Vol. 267, p17-23, 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**. Vol. 173, p551-556, 2017.

ZHANG, J.; LU, F.; ZHANG, H.; SHAO, L.; CHEN, D.; HE, P. Multiscale visualization of the structural and characteristic changes of sewage sludge biochar oriented towards potential agronomic and environmental implication. **Scientific reports**. p8, 2015.

7.0 ANEXO

7.1. Fósforo absorvido pela planta de milho

O fósforo absorvido está diretamente relacionado à matéria seca da planta e ao teor de fósforo na planta de milho. O BC 500 + NK foi o tratamento que promoveu a maior quantidade de fósforo absorvido pelo milho, não havendo diferença entre os demais tratamentos.

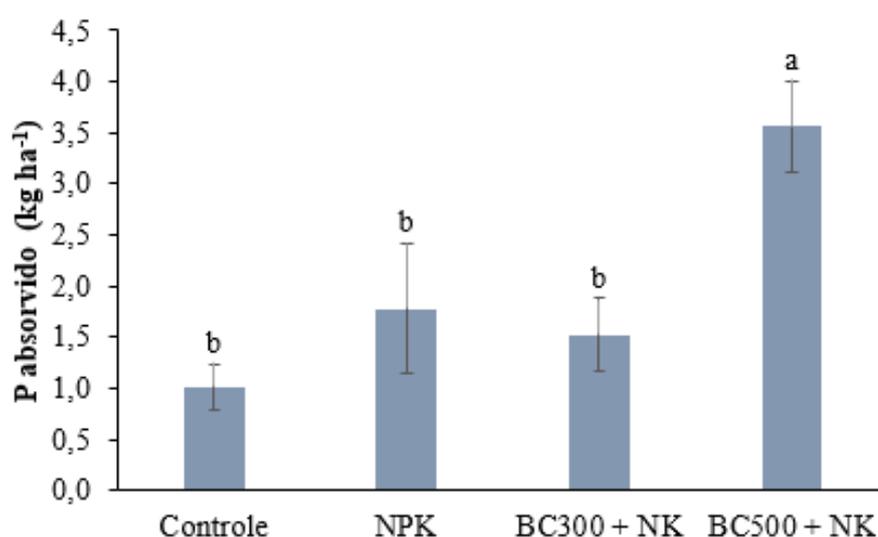


Figura A.1. Fósforo absorvido pela planta de milho (toda a parte aérea com exceção da espiga) sob aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Controle: sem aplicação de adubação mineral ou biochar; NPK: adubação mineral com NPK; BC300 + NK: aplicação de biochar produzido a 300 °C mais adubação mineral com nitrogênio e potássio; BC500 + NK: aplicação de biochar produzido a 500 °C mais adubação mineral com nitrogênio e potássio. Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$). As barras de erro representam o desvio padrão da média.