

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

GABRIEL HENRIQUE MAXIMO CLARINDO SILVA

EFEITO DO BIOCHAR E DO LODO DE ESGOTO NOS ATRIBUTOS DO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL E PRODUTIVIDADE DO MILHO (*Zea mays* L.)

RECIFE

2020

Gabriel Henrique Maximo Clarindo Silva

Engenheiro Agrônomo

**EFEITO DO BIOCHAR E DO LODO DE ESGOTO NOS ATRIBUTOS DO SOLO,
ESTADO NUTRICIONAL E PRODUTIVIDADE DO MILHO (*Zea mays* L.)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo

Orientadora: Prof. Dra. Caroline Miranda Biondi

Coorientador: Prof. Dr. Edivan Rodrigues de Souza

Coorientador: Prof. Dr. Agenor Bezerra Almeida Júnior

RECIFE

2020

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586e Silva, Gabriel Henrique Maximo Clarindo
Efeito do biochar e do lodo de esgoto nos atributos do solo, estado nutricional e produtividade do milho (*Zea mays* L.) / Gabriel Henrique Maximo Clarindo Silva. - 2020.
85 f. : il.

Orientadora: Caroline Miranda
Biondi. Coorientador: Edivan
Rodrigues de Souza. Inclui
referências e apêndice(s).

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo, Recife, 2020.

1. Resíduos orgânicos. 2. Qualidade do solo. 3. Nutrição de plantas. 4. Condicionantes de solo. I. Biondi,
Caroline Miranda, orient. II. Souza, Edivan Rodrigues de, coorient. III. Título

CDD 631.4

GABRIEL HENRIQUE MAXIMO CLARINDO SILVA

Efeito do biochar e do lodo de esgoto nos atributos do solo, estado nutricional e produtividade do milho (*Zea mays* L.)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciência do Solo.

Aprovada em 27 de Fevereiro de 2020

Prof^a Dra. Caroline Miranda Biondi

Orientadora

Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof Dr. Edivan Rodrigues de Souza

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Paula Renata Muniz Araújo

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Ofereço

Aos meus pais, José Cicero e Vânia, por cada gota de suor derramada para que eu pudesse chegar até aqui.

Dedico

A minha noiva e companheira, **Clarissa**, a qual sou eternamente grato, pelos ensinamentos, paciência, amizade e principalmente, pelo compartilhamento de amor. Sua inteligência é uma chama inigualável que provoca o brilho em meus olhos, como o sol, que propaga incansavelmente a luz ao longo de milhares de quilômetros no escuro do universo. Graças a Deus tenho suas mãos amarradas as minhas e, se assim for sua vontade, este é apenas um dos tijolos que estamos adicionando na nossa construção.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por prover-me da capacidade de chegar a este ponto, e por ser o combustível diário das minhas ações.

Aos meus pais, José Cicero da Silva e Vânia Lúcia Maximo Clarindo Silva, por serem os elementos essenciais na minha formação, contribuindo diariamente com muito amor, paciência, perseverança e caráter.

Ao meu irmão André Henrique Máximo Clarindo Silva, por ter sido meu braço direito todos os anos da minha vida, a amizade e o companheirismo sempre estiveram presentes em nosso meio.

A minha noiva e melhor amiga, Clarissa Buarque, pelo compartilhamento de sentimentos, ensinamentos, questionamentos e pelo seu sorriso, ao qual tenho eterno fascínio.

Aos meus familiares, que sempre me apoiaram e nunca deixaram de acreditar em meu potencial. Em especial, a minha querida bisavó, Doralice (*in memorian*), e aos meus guerreiros e amados tios, Germano, Adriano e Silvio (*in memorian*).

Aos meus sogros, Cicera e Adalberto, por depositarem confiança em mim e participarem da minha formação profissional.

Um especial obrigado a minha orientadora e “Mãe científica”, prof^a. Dr^a. Caroline Miranda Biondi, pela recepção nesta casa, paciência e acima de tudo, pelos ensinamentos. Nesses dois anos de formação, o aprendizado foi fundamental na composição do meu saber e da minha vida profissional.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, por me proporcionar estrutura e ensino de qualidade necessários na minha formação.

À FACEPE e ao CNPQ, pela concessão da bolsa, além da CAPES pelas contribuições no desenvolvimento da pesquisa.

Ao prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento, pela luta interminável em nos fornecer ótimas condições de pesquisa.

Ao Dr. Fernando Bruno Vieira da Silva, pela significativa contribuição no desenvolvimento do meu projeto.

A Dr^a Josângela do Carmo Trezena de Araújo e pelo apoio ao longo das minhas atividades.

Aos meus queridos estagiários que foram meus braços na elaboração desta pesquisa: Gustavo, Taciana, Yanca e Rafael, os quais suportaram meu jeito chato, e me proporcionaram momentos de brincadeiras e muitas felicidades.

A técnica Simone pela significativa ajuda no cotidiano desta pesquisa, além da enorme paciência.

Aos demais colegas de trabalho, integrantes do Grupo de Pesquisa em Química Ambiental de Solos, pelo compartilhamento de conhecimentos, contribuição na elaboração desta pesquisa e pelos bons momentos de descontração, os quais tornaram o trabalho mais leve e agradável.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo por todos os ensinamentos em sala de aula e nos corredores, em especial, ao professor Brivaldo Gomes de Almeida, Maria Betânia Galvão dos Santos Freire e Felipe Cury Fracetto. A metodologia de ensino adotada foi essencial na construção da minha especialização em ciência do solo.

Ao meu coorientador e coordenador deste programa, prof. Dr. Edivan Rodrigues de Souza, pelos ensinamentos e concretizações das ideias desde a formação deste projeto.

Ao prof Dr. Mateus Rosas Ribeiro Filho, pelo fornecimento de alguns materiais necessários à coleta das amostras de solo.

Ao técnico e admirável profissional, Eudes, pelo apoio monumental nas análises de física do solo do meu experimento.

Ao Sr. Ramos, pela importante contribuição na elaboração deste trabalho, disponibilizando a área para a instalação do experimento.

A minha querida Socorro Santana (Help), por ser o cérebro deste programa de pós-graduação.

Por fim, de forma proposital, um caloroso obrigado a dois personagens importantíssimos deste filme, meu querido estagiário Diogo Ximenes e o Doutorando William Ramos. Em especial, William, sua liderança e experiência prática foram pontos cruciais no nascer, desenvolver e finalização deste trabalho. Agradeço também pelo companheirismo nos momentos de felicidades, brincadeiras, tristezas e seriedade. Apesar de não serem do mesmo sangue acabaram se tornando minha família e arrancam diariamente o sorriso deste “baixinho chato”. Sou eternamente grato e afirmo sem nenhum questionamento, este trabalho é uma obra alicerçada na enorme dedicação que vocês tiveram.

“Estava eu fazendo ciência....”

Gabriel Henrique Maximo Clarindo Silva

Efeito do biochar e do lodo de esgoto nos atributos do solo, estado nutricional e produtividade do milho (*Zea mays* L.)

RESUMO

A utilização de resíduos orgânicos na agricultura é considerada uma prática sustentável capaz de promover melhoria na qualidade dos solos. Os resíduos são fontes de nutrientes e matéria orgânica, capazes de aumentar a disponibilidade dos macros e micronutrientes, além de ter efeito condicionante, aumentando a retenção de íons e de água no solo, beneficiando as plantas e a microbiota. Nesse sentido, o estudo teve como objetivos: a) avaliar as alterações nos atributos físicos, químicos e biológicos após a incorporação do biochar e do lodo de esgoto; b) avaliar o efeito do biochar e do lodo no desenvolvimento, produtividade e fisiologia das plantas de milho. O delineamento experimental foi em blocos casualizados onde foram aplicados os seguintes tratamentos: 0, 5, 10, 15 e 20 t ha⁻¹ de biochar; lodo de esgoto, na dose 20 t ha⁻¹ e fertilizante mineral. Aos 60 dias após a emergência (DAE) foram realizadas as análises biométricas e coletadas folhas diagnósticas para determinação de pigmentos fotossintetizantes e avaliação nutricional. As amostras de solo, deformadas e indeformadas, além de folhas, foram coletados aos 90 DAE para análises dos atributos químicos, físicos, biológicos, além da determinação dos macros e micronutrientes na planta. Os resultados nos atributos químicos indicaram aumento do pH, Carbono Orgânico Total (COT), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), P-disponível, K⁺, Fe, Cu, e Mn no solo após aplicação de biochar e lodo de esgoto. Em relação aos atributos físicos e biológicos foi possível observar aumento nos seguintes atributos: Porosidade Total (PT); distribuição do tamanho dos poros; Capacidade de Campo (CC); Ponto de Murcha Permanente (PMP); água disponível; COT; Carbono da Biomassa Microbiana (CBM); Coeficiente Metabólico (*q*MIC) e Respiração Basal do Solo (RBS), e redução na Ds e no *q*CO₂. Apesar do aumento na produtividade do milho provocado pela aplicação do biochar, os maiores ganhos foram observados a partir da aplicação do tratamento mineral e do lodo de esgoto, onde foram observados maiores teores de nutrientes, pigmentos fotossintetizantes e produtividade de grãos. Estes resultados foram determinantes para a melhoria da qualidade do solo e produtividade do milho, destacando os efeitos condicionantes de resíduos orgânicos, como biochar e lodo de esgoto.

Palavras-chave: Resíduos orgânicos. Qualidade do solo. Nutrição de plantas. Condicionantes de solo

Effect of biochar and sewage sludge on soil attributes, nutritional status and corn yield (*Zea mays* L.)

ABSTRACT

The use of organic waste in agriculture is considered a sustainable practice capable of promoting improvement in soil quality. Residues are sources of nutrients and organic matter, capable of increasing the availability of macros and micronutrients, in addition to having a conditioning effect, increasing the retention of ions and water in the soil, benefiting plants and microbiota. In this sense, the study aimed to: a) evaluate changes in physical, chemical and biological attributes after the incorporation of biochar and sewage sludge; b) evaluate the effect of biochar and sludge on the development, productivity and physiology of corn plants. The experimental design was in randomized blocks where the following treatments were applied: 0, 5, 10, 15 and 20 t ha⁻¹ of biochar; sewage sludge, at a dose of 20 t ha⁻¹ and mineral fertilizer. At 60 days after emergence (DAE) biometric analyzes were performed and diagnostic sheets were collected to determine photosynthetic pigments and nutritional assessment. Deformed and undisturbed soil samples, in addition to leaves, were collected at 90 DAE for analysis of chemical, physical, biological attributes, in addition to the determination of macros and micronutrients in the plant. The results in chemical attributes indicated an increase in pH, Total Organic Carbon (COT), Cation Exchange Capacity (CTC), P-available, K⁺, Fe, Cu, and Mn in the soil after application of biochar and sewage sludge. Regarding the physical and biological attributes, it was possible to observe an increase in the following attributes: Total Porosity (PT); pore size distribution; Field Capacity (CC); Permanent Wilt Point (PMP); available water; COT; Carbon of Microbial Biomass (CBM); Metabolic Coefficient (*q*MIC) and Basal Soil Breathing (RBS), and reduction in Ds and *q*CO₂. Despite the increase in corn productivity caused by the application of biochar, the greatest gains were observed from the application of mineral treatment and sewage sludge, where higher levels of nutrients, photosynthetic pigments and grain yield were observed. These results were instrumental in improving soil quality and corn productivity, highlighting the conditioning effects of organic waste, such as biochar and sewage sludge.

Keywords: Organic waste. Soil quality. Plant nutrition. Soil conditioning.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. HIPÓTESE	18
3. OBJETIVOS	18
3.1. Objetivo geral.....	18
3.2. Objetivos específicos	18
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
4.1. Uso de biochar no solo.....	19
4.2. Uso de lodo de esgoto no solo.....	22
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
5.1. Caracterização química dos resíduos orgânicos.....	25
5.2. Análise de estrutura	26
5.3. Descrição da área experimental.....	27
5.4. Amostragem e caracterização da área experimental.....	28
5.5. Montagem e Condução do experimento	29
5.6. Biometria das plantas e análise do teor de pigmentos fotossintéticos	30
5.7. Avaliação nutricional da planta – folha diagnóstica.....	31
5.8. Coleta e análise nutricional da planta – folhas e grãos.....	31
5.9. Coleta do solo.....	32
5.10. Análises químicas do solo	32
5.11. Análises microbiológicas	33
5.12. Análises físicas	34
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
6.1. Alterações provocadas pelo biochar	36
6.1.1. No solo.....	36
6.1.1.2. Alterações físicas.....	41

6.1.1.3. Alterações microbiológicas.....	46
6.1.2. Na planta.....	49
6.1.2.1. Avaliação nutricional.....	49
6.1.2.2. Pigmentos fotossintetizantes	52
6.1.2.3. Análises biométricas e produtividade do milho	53
6.2. Alterações nos atributos do solo: biochar (10 t ha ⁻¹) x lodo de esgoto x fertilizante mineral x controle	56
6.2.1. No solo.....	56
6.2.1.2. Alterações físicas.....	59
6.2.1.3. Alterações microbiológicas.....	62
6.2.2. Na planta.....	65
6.2.2.1. Avaliação nutricional.....	65
6.2.2.2. Pigmentos fotossintetizantes	67
6.2.2.3. Produtividade do milho.....	69
7. CONCLUSÕES	71
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
APÊNDICE A – Resultados da ANOVA dos atributos químicos do solo	83
APÊNDICE B – Resultados da ANOVA da avaliação nutricional das plantas de milho	84
APÊNDICE C – Resultados da ANOVA da avaliação nutricional dos.....	84
pigmentos fotossintetizantes.....	84
APÊNDICE D – Resultados da ANOVA das alterações microbiológicas do solo	84
APÊNDICE E – Resultados da ANOVA das alterações físicas do solo	85
APÊNDICE F – Resultados da ANOVA da produtividade de grãos	85

1. INTRODUÇÃO

A segurança alimentar é uma das maiores preocupações da atualidade. O crescimento desenfreado da população nos centros urbanos provoca uma intensa exploração dos recursos naturais, como o solo. O solo é um dos recursos que mais sofre com a degradação dos seus constituintes, como a matéria orgânica. Solos que já apresentam baixa fertilidade perdem cada vez mais a capacidade produtiva.

Solos de baixa fertilidade são bastante comuns em diversas regiões ao redor mundo. Alguns solos apresentam baixas capacidade de retenção de água, disponibilidade de nutrientes e teor de matéria orgânica. As atividades antrópicas estão associadas a estes efeitos negativos na fertilidade dos solos. Por outro lado, alguns solos, apresentam naturalmente baixa capacidade produtiva, como alguns solos de regiões tropicais.

Desde a década de 1960, no início da Revolução Verde, os fertilizantes minerais são os mais utilizados no incremento da produtividade agrícola. Todavia, a dependência em relação a esses produtos não é sustentável para manter a fertilidade do solo e a produtividade agrícola a longo prazo.

Em meio a este intenso crescimento populacional, os resíduos orgânicos de suas atividades diárias podem ser utilizados na melhoria da qualidade dos solos. Essa prática, além de sustentável, promove melhorias nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, resultando em solos mais férteis e capazes de sustentar a produtividade de culturas agrícolas.

Dentre os diversos resíduos orgânicos com potencial de utilização no solo, estudos ao longo dos anos destacam a incorporação do lodo de esgoto e de biochar. Os efeitos positivos nos atributos do solo são reflexos das características dos resíduos e de suas atuações como condicionantes de solo. Portanto, visando a melhoria na fertilidade dos solos e do desenvolvimento satisfatório das culturas agrícolas, a utilização e os efeitos proporcionados por estes dois tipos de materiais orgânicos deveriam ser melhor estudados.

2. HIPÓTESE

O biochar apresenta maior efeito positivo nos atributos físicos e biológicos do solo, durante o cultivo do milho, quando comparado ao lodo de esgoto doméstico.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar o potencial agrônomo do biochar proveniente da biomassa da casca de arroz comparando-o com lodo de esgoto para solos cultivados com milho (*Zea mays* L.).

3.2. Objetivos específicos

- Avaliar as alterações nos atributos químicos, físicos e biológicos após a incorporação do biochar e do lodo de esgoto;
- Avaliar o efeito da utilização do biochar e do lodo no desenvolvimento, produtividade e fisiologia das plantas de milho;

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Uso de biochar no solo

A população mundial aumentou 196% nos últimos 50 anos (ONU, 2019), e é previsto um crescimento de 65% até o fim de 2050 (ONU, 2019). Esse prognóstico elevará a demanda por alimentos e ampliará a pressão sobre recursos naturais, como o solo e a água (YU; RAICHLE; SINK, 2013; LAGHARI et al., 2015). Atualmente, as atividades antrópicas têm provocado degradação dos solos agricultáveis, levando a condições que ameaçam a função e a produtividade do solo, reduzindo a fertilidade natural, e, conseqüentemente, a produtividade das áreas afetadas (LAL, 2015; SMITH et al., 2015; EL-NAGGAR et al., 2019), incluindo salinização, desertificação, erosão e perdas de nutrientes (FAO, 2020). A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), classificou 25% das terras agricultáveis do planeta como “altamente degradadas”, 44% como “ligeiramente degradado” e aproximadamente 10% como “recuperadas de degradações” (FAO, 2020).

A matéria orgânica do solo é fundamental para manter a qualidade química, física e biológica do solo, tendo inúmeras funções, como o aumento da capacidade de troca catiônica, melhoria na infiltração e capacidade de retenção de água, além de ser uma potencial fonte de nutrientes para as plantas (KOPITTKE et al., 2019). Desmatamento, e uso intensivo de implementos agrícolas, com conseqüente aumento da erosão, são algumas das principais causas das perdas de matéria orgânica no solo (SMITH et al, 2016). A reversão da degradação, e melhoria da qualidade do solo pode surgir com a utilização de resíduos orgânicos, como o lodo de esgoto e o biochar (PAUSTIAN et al., 2016; SHARMA et al, 2017).

O biochar (termo em inglês) ou biocarvão é um material rico em carbono resultante da pirólise, decomposição térmica de biomassa produzido sob temperaturas relativamente baixas (<700 C°) em condições anaeróbicas, processo denominado de pirólise (LEHMANN; JOSEPH, 2009; NOVOTNY et al., 2015;). O biochar possui diversas aplicações, as quais se destacam: construção civil, como matéria prima de concreto (biochar de casca de arroz rico em sílica) (MOAYEDI et al., 2019); controle de doenças de plantas, atuando na supressão de patógenos (ROGOVSKA et al., 2017) e produção de bio-óleo (BRASSARD; GODBOUT; RAGHAVAN., 2017). Entretanto,

o principal uso deste material é a sua aplicação no solo com a finalidade de promover melhorias nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (YU et al., 2019).

Apesar de evidências da utilização agrícola deste material há cerca de 5000 anos pelos egípcios, gregos e romanos, os estudos nacionais e internacionais se intensificaram nos últimos 30 anos, a partir da identificação de sítios arqueológicos na região Amazônica (GLASER et al., 2001). Solos antrópicos conhecidos como “Terra preta de índio” tiveram sua origem associada a depósitos de resíduos orgânicos carbonizados (ossos de animais e madeira), depositados por povos indígenas as margens dos rios Purus, Madeira, Juruá, Solimões.

Essas áreas apresentam solos com teores de matéria orgânica, e nutrientes, como o fósforo e saturação por bases mais elevados quando comparados aos demais solos da região (LEHMANN et al., 2009).

As principais propriedades físicas expressas no biochar são a área de superfície específica e porosidade. Os poros presentes na estrutura orgânica carbonizada são herdados do material de origem, além das condições de produção (disponibilidade de oxigênio, temperatura e tempo). O tamanho dos poros pode variar de macroporos (com o diâmetro de 1000 – 0,05 μm), mesoporos (0,05 - 0,002 μm) a microporos (0,05 – 0,0001 μm) (BREWER et al., 2014).

A temperatura de queima da biomassa exerce estreita influência no aumento da porosidade do biochar. Maiores temperaturas resultam em maior porosidade, devido volatilização de compostos durante a carbonização. Assim, os espaços ocupados pelos compostos tornam-se livres, originando os poros (LIANG et al., 2016; WEBER; QUICKER, 2018; YU et al., 2019).

Durante a queima as partículas da biomassa carbonizada tornam-se progressivamente menores em consequência das quebras mecânicas, provocada pelo aumento da temperatura e liberação de voláteis, aumentando assim a área superficial específica, principalmente sob condições de pirólise rápida ($>500^\circ\text{C}$ em segundos de queima) (NOVOTNY et al., 2015).

Com a presença de poros e elevada área superficial das partículas do biochar, a incorporação deste material no solo propicia aumento na porosidade e aeração na camada incorporada (LIMA et al., 2018; WEBER; QUICKER, 2018). Segundo Blanco-canqui (2017), além da contribuição dos poros presentes no biochar, a porosidade do solo sofre aumento pela redução da densidade do solo (Ds). De acordo com o autor, a redução na densidade do solo ocorre por meio de dois mecanismos: o biochar possui uma baixa densidade ($<0,6 \text{ g cm}^{-3}$) comparado ao solo ($\sim 1,25 \text{ g cm}^{-3}$), provocando redução na densidade por meio da mistura com as partículas do solo (efeito de diluição); o biochar

pode provocar melhoria na agregação do solo por meio da interação com as partículas minerais, diminuindo a densidade e aumentando a porosidade do solo.

A utilização do biochar promove o aumento da porosidade, sobretudo de poros menores (microporos), tornando mais eficiente a retenção de água no solo. Este efeito é mais significativo em solos de textura arenosa, em consequência dos baixos teores de colóides minerais e orgânicos, responsáveis pela retenção da água no solo (GLAB et al., 2018; VILLAGRA-MENDOZA; HORN, 2018; LIMA et al., 2018).

Também ocorre um aumento da CTC principalmente em solos que apresentam baixa capacidade natural de íons e água (solos arenosos). O aumento da CTC resultante da atuação do biochar fornece condições químicas favoráveis para a melhoria da fertilidade do solo e produção vegetal. Com a presença de cargas elétricas geradas pelo biochar ocorre uma redução nas perdas dos nutrientes por lixiviação e aumenta a disponibilidade dos mesmos para o sistema radicular (HAIDER et al., 2017).

Liang et al. (2006) relataram uma elevação da CTC total de 8,84 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ para 21,13 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ no solo antropogênico tratado com biochar. Diversos outros autores relataram a importância da utilização do biochar na melhoria da retenção e disponibilidade de nutrientes para as plantas (MUKHERJEE et al., 2014; HAN; REN; ZHANG, 2016; BLANCO-CANQUI, 2017; GHORBANI; ASADI; ABRISHAMKESH, 2019).

A presença de compostos alcalinos ou ácidos presentes no biochar, provoca alteração no pH do solo ao longo do tempo e influencia diretamente na disponibilidade dos nutrientes (SHI; LI; NI; XU, 2019). A diminuição da acidez do solo ocorre devido a presença de metais alcalinos remanescentes na composição do biochar (Ca, Mg, K e Na), que são liberados para a solução do solo, provocando diminuição da atividade de H^+ e consequentemente aumentando o pH do solo (SHI et al., 2017). Com a elevação do pH, nutrientes como o P, N e K tornam-se mais disponíveis para as plantas, e os elementos considerados tóxicos como o Al^{3+} e Mn^{2+} permanecem em formas menos prejudiciais (MOHAMED et al., 2017; LIN et al., 2018).

O uso do biochar proporciona também aumento nos teores de carbono orgânico do solo. Diferentemente de outros resíduos (matéria orgânica não pirolisado), o carbono fornecido pelo biochar é mais estável e recalcitrante, como consequência, ao ser incorporado no solo a degradação por parte dos microrganismos se torna mais lenta, reduzindo as perdas de carbono para a atmosfera (CO_2), mantendo-o no solo (PAUSTIAN et al., 2016).

Estudando o potencial de diferentes biochars na mineralização do Carbono El – naggar et al. (2018) identificaram que na dose de 30 ton ha⁻¹ houve um aumento nos teores de carbono orgânico em solos de textura arenosa e franco arenosa, equivalentes a 72% e 48%, respectivamente. Outros pesquisadores relataram o aumento considerável de carbono orgânico com uso de biochar (UZOMA et al., 2011; LAGHARI et al., 2015; DONG et al., 2018).

Os efeitos que surgem no solo a partir da incorporação do biochar estão relacionados principalmente ao seu papel condicionante. Todavia, o biochar pode atuar também como fonte de nutrientes, melhorando a fertilidade de solos pobres em nutrientes como os solos de regiões tropicais (YU et al, 2019). Estudando o uso de biochar de casca de arroz na melhoria da qualidade de castanhas de *Torreya grandis*, Zhang et al. (2017) identificaram um aumento na disponibilidade de N, P e K em solo ácido de baixa fertilidade. Isto corrobora os dados de Uzoma et al. (2011) que identificaram aumento na absorção de P em grãos de milho de 49, 215 e 175% nas doses 10, 15 e 20 t ha⁻¹ respectivamente. Aumento semelhante foi observado nos teores de K, Ca e Mg.

A partir da melhoria nos atributos químicos e principalmente no aumento da retenção de água e aeração no solo, o biochar fornece um habitat seguro para a vida microbiana do solo (EL-NAGGAR, 2019). O aumento nas atividades da biota do solo devido a utilização do biochar pode ser de forma direta, devido ao incremento de microporos formados pela incorporação deste material no solo que cria abrigos para os organismos decompositores (QUILLIAM et al., 2013; YU et al, 2019), e indireta, modificando o habitat microbiológico pela melhoria de condições favoráveis ao desenvolvimento da biota (condições de aeração, umidade, pH) (LIMA et al., 2018; SHI; LI; NI; XU, 2019). Além das mudanças nas atividades enzimáticas e redução da biodisponibilidade de contaminantes presentes no solo.

4.2. Uso de lodo de esgoto no solo

Dentre os diferentes resíduos urbanos, os provenientes do saneamento público, como o lodo de esgoto, são os mais estudados pela comunidade científica devido os grandes volumes gerados diariamente. Dados da Agência Nacional das Águas (ANA) apontam para uma produção diária nacional de 9,1 mil toneladas de lodo de esgoto, sendo os 106 municípios com população acima de 250 mil habitantes responsáveis por 48% desse total (ANA, 2017).

O lodo de esgoto é o resíduo sólido proveniente da decantação natural dos sólidos presentes nos efluentes domésticos e, ou industriais que são tratados nas estações de tratamento (MELO et al., 2018). O esgoto que chega nas estações de tratamento é tratado por meio de processos físicos e biológicos, necessários para que no final seja liberada uma água de melhor qualidade, com baixos valores de material orgânico e poluentes. Nas estações de tratamento de esgoto (ETEs), o esgoto é inicialmente depositado em tanques, em seguida, recebem um inócuo biológico que é misturado ao esgoto com auxílio de aeradores. Este processo origina o chamado de lodo ativado, e, a partir dele, o esgoto tratado (fase líquida) é separado do lodo (fase sólida) em um decantador (SABESP, 2019). O esgoto doméstico é composto por 99,87% de água, 0,04% de sólidos sedimentáveis, 0,02% de sólidos não sedimentáveis e 0,07% de substâncias dissolvidas. (PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA, 2018).

Com a enorme produção diária, o lodo de esgoto se caracteriza como mais um resíduo necessitando de um correto destino. A utilização deste resíduo na agricultura tem se tornado uma alternativa atrativa a partir do momento que o lodo pode fornecer matéria orgânica e nutrientes que contribuem para a melhoria da qualidade dos solos e crescimento e desenvolvimento das plantas, além de diminuir a destinação em aterros e incineração (YAGMUR; ARPALI; GULSER, 2017).

O aumento no teor de carbono orgânico no solo pela incorporação do lodo de esgoto é bastante comum devido a presença de compostos orgânicos presentes dissolvidos no esgoto e principalmente na fração sólida, que é o lodo de esgoto propriamente dito (ALBUQUERQUE et al., 2015). A CTC aumenta em decorrência da contribuição de frações orgânicas na formação de cargas negativas do solo resultantes do incremento na matéria orgânica do solo (RIBEIRINHO et al., 2012).

O pH do solo também recebeu efeito positivo, diminuindo a acidez do solo, principalmente quando o lodo de esgoto é tratado com cal virgem (CaO) ou cal hidratada [Ca(OH)₂]. Este tratamento tem por objetivo higienizar o resíduo, eliminando diversos agentes patogênicos, sendo obrigatório antes da sua utilização no solo de acordo com a resolução nº 375 (CONAMA, 2006). Desta forma, existem diversos trabalhos relatando o aumento do valor de pH do solo, com a aplicação de lodo de esgoto (MELO; MARQUES; MELO, 2001; OLIVEIRA et al., 2002).

O fornecimento de matéria orgânica para o solo por meio do lodo de esgoto exerce influência nos atributos físicos do solo. Os compostos orgânicos presentes no lodo promovem aumento na agregação e estabilidade dos agregados das frações sólidas do solo, aumentando a porosidade total

capaz de reter maior umidade no solo (SHARMA et al., 2017). Estudando os efeitos da aplicação do lodo de esgoto nos atributos físicos de um Cambissolo Háplico, Maio et al. (2011) identificaram aumento da porosidade total na camada onde foi incorporado o lodo (0 – 20 cm) e no índice de estabilidade de agregados, além de provocar redução no grau de dispersão das argilas.

A microbiota do solo também é influenciada pela utilização do lodo de esgoto no solo. Os microrganismos são os grandes responsáveis pela realização de importantes processos no solo, como a decomposição da matéria orgânica e ciclagem dos nutrientes (GONZALEZ-QUIÑONES et al., 2011). Estudos afirmam que a biomassa microbiana e suas atividades como a respiração basal são indicadores sensíveis as alterações que ocorrem no solo, como a fertilização, principalmente com o uso de materiais orgânicos como o lodo de esgoto (TARRASÒN et al., 2010; YADA et al., 2015; HAMDI et al., 2019).

Com a melhoria na qualidade dos solos, algumas culturas agrícolas têm apresentado bons resultados com o uso do lodo de esgoto como adubo orgânico, dentre elas milho e feijão (NASCIMENTO et al., 2004), girassol (RIBEIRINHO et al., 2012), tornando-se mais uma opção como fonte de nutrientes para estas plantas. Utilizando o lodo de esgoto como fonte de N, Lobo e Grassi Filho (2007) verificaram que é possível substituir totalmente o N mineral pelo uso do lodo em decorrência do fornecimento adequado em plantas de girassol. Silva et al. (2010) corroboram esta informação, alertando apenas que é necessário a suplementação potássica para que este resíduo seja um potencial fertilizante para as diversas culturas.

Entretanto, é necessário que se tenham cuidados prévios na utilização do lodo de esgoto na agricultura, tendo em vista que este resíduo não só apresenta nutrientes essenciais as plantas, mas também elementos potencialmente tóxicos que podem limitar sua aplicação (NASCIMENTO et al., 2014). Metais pesados como chumbo (Pb), níquel (Ni), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu) e zinco (Zn), alguns organismos patogênicos (bactérias, protozoários, vírus etc.), além dos compostos orgânicos sintéticos (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, dioxinas, furanos, pesticidas, hormônios sintéticos e naturais) são contaminantes que muitas vezes acarretam a limitação do uso deste tipo de resíduo (SHARMA et al., 2017).

Sabendo o potencial agrônômico do lodo de esgoto, mas também dos cuidados na sua utilização agrícola, os órgãos ambientais passaram a ser mais rigorosos, exigindo projetos que contemplem também o gerenciamento do lodo, como forma de resguardar a saúde humana e o ambiente (CONAMA, 2006).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Caracterização química dos resíduos orgânicos

O lodo de esgoto utilizado foi proveniente de domicílios, disponibilizado pela empresa de tratamento de efluentes biodegradáveis – AFC soluções ambientais, localizada no município do Cabo de Santo Agostinho – PE. A empresa recebe efluentes domésticos de algumas cidades da região metropolitana de Recife/PE e industriais do complexo de Suape, no município de Ipojuca/PE.

O biochar utilizado no experimento foi produzido a partir de casca de arroz, pirolisada a 400 C°, sendo adquirido da empresa São Paulo Pesquisa e Tecnologia (SPPT), localizada no município de Mogi Mirim - SP.

A caracterização química do lodo de esgoto foi realizada com o material seco ao ar, destorroadado e tamisado em peneira com malha de 0,150 mm. O biochar diferentemente do lodo de esgoto, foi macerado em almofariz de quartzo para então ser tamisado na mesma peneira. Os resíduos foram submetidos a digestão ácida ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$) conforme método 3051a (USEPA, 1998) (Tabela 1) para determinação dos teores de arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). A dosagem foi realizada por meio de espectrometria de emissão ótica (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer). Os teores de potássio (K) e sódio (Na) totais foram dosados por fotometria de chama (EMBRAPA, 2009).

O teor de N total do lodo de esgoto foi determinado de acordo com a descrição realizada por Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al. (1995) adaptado por (MENDONÇA; MATOS, 2017). O resíduo passou por digestão sulfúrica, em seguida, a solução digerida foi submetida a destilação Kjeldahl com a presença de indicador ácido bórico como solução aceptora, posteriormente o N-NH_4 foi dosado com ácido clorídrico. O carbono orgânico do lodo de esgoto foi estimado a partir da matéria orgânica, a qual foi determinada a partir da combustão das amostras em mufla na temperatura de 550 C° (CARMO; SILVA, 2012).

O carbono orgânico, hidrogênio e nitrogênio do biochar foram determinados em combustão seca, por meio de um analisador elementar CHN628 (LECO). A relação C/N foi calculada por meio da relação entre o carbono orgânico e nitrogênio.

O pH (H₂O) dos resíduos foram determinados na relação 1:2,5 (biochar) e 1:10 (lodo de esgoto) (CONAMA, 2006).

Tabela 1. Características químicas dos resíduos utilizados no experimento em diferentes profundidades, Moreno-PE

Características Químicas	Resíduo	
	Biochar	Lodo de esgoto
pH (H ₂ O)	6,94	7,62
C-org (%)	47,67	31,06
H (%)	6,31	---
N total (%)	1,40	18,5
C/N	247,61	16,79
P (g kg ⁻¹)	1,90	9,94
K (g kg ⁻¹)	2,23	0,42
Ca (mg kg ⁻¹)	1620,82	57640,38
Mg (mg kg ⁻¹)	713,07	1576,52
Mn (mg kg ⁻¹)	713,07	109,98
Fe (mg kg ⁻¹)	351,27	5083,70
Cu (mg kg ⁻¹)	4,28	52,67
Zn (mg kg ⁻¹)	15,40	418,62
As (mg kg ⁻¹)	0,00	2,93
Cd (mg kg ⁻¹)	0,45	0,27
Cr (mg kg ⁻¹)	1,77	0,41
Ni (mg kg ⁻¹)	0,77	36,45
Pb (mg kg ⁻¹)	0,65	9,30

5.2. Análise de estrutura

Para verificar a porosidade do biochar foi realizada análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV). A amostra de biochar foi previamente seca em estufa a 105C° por 24 h. Com a amostra seca, foram então partidas transversalmente, e suas partes foram tratadas com ouro para serem visualizadas no equipamento. A análise foi realizada no Centro de Apoio a Pesquisa – UFRPE (CENAPESQ).

5.3. Descrição da área experimental

O experimento foi conduzido na Granja Santa Maria, entre os meses de março a junho de 2019, localizada no município de Moreno – PE, está inserido na Região Metropolitana do Recife (08°07'07" S e 35°05'32" W) e apresenta predominantemente o clima do tipo AS', tropical chuvoso com verão seco, temperatura média anual de 24,5°C e precipitação média de 1271 mm (BELTRÃO et al., 2005). A precipitação ocorrida durante a condução do experimento foi em torno de 770,1 mm (Figura 1). O solo da área foi classificado como Argissolo Amarelo por meio de descrição morfológica de amostras coletadas por gradagem (EMBRAPA, 2018).

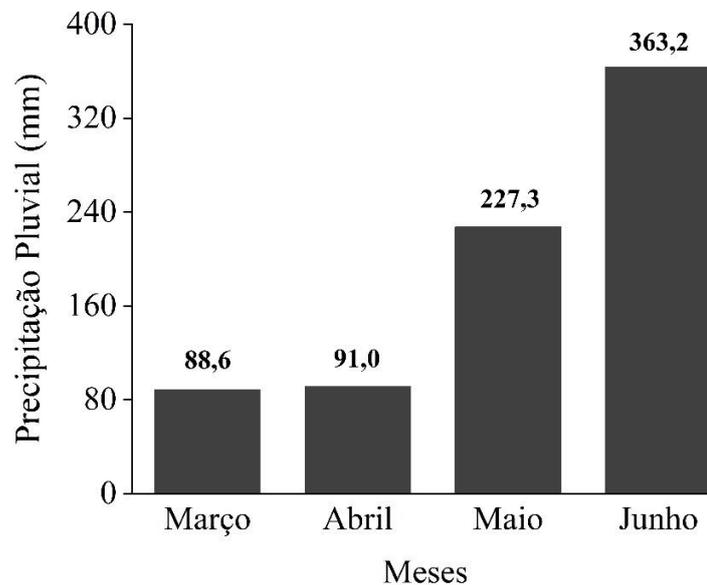


Figura 1. Precipitação pluviométrica (mm) no município de Moreno durante a condução do experimento na área experimental. Agência Pernambucana de Águas e Climas (APAC), 2019

A área experimental apresenta relevo plano, estando localizada em uma área de várzea, historicamente, cultivada com cana-de-açúcar por 40 anos, e mantida sob pousio nos últimos 5 anos.

A área do experimento possui 316,8 m², e cada unidade experimental as seguintes dimensões: 2,4 x 3,0 m, totalizando 7,2 m² de área. Cada unidade experimental era composta por 4 linhas de 3m de comprimento, com espaçamento entre linhas de 0,80 m e 0,20 m entre plantas, resultando em uma densidade de 5 plantas por metro linear. Para a coleta dos dados foram consideradas apenas as duas fileiras centrais, descontando-se um metro em cada extremidade (bordadura) (Figura 2).

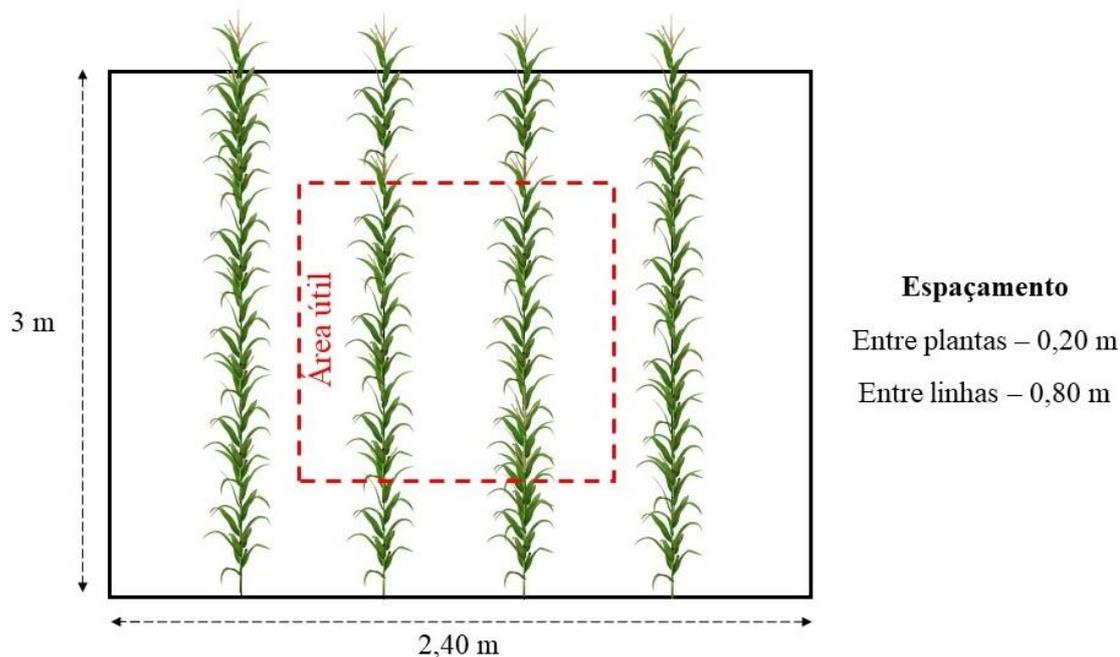


Figura 2. Croqui da parcela experimental

5.4. Amostragem e caracterização da área experimental

Foram coletadas amostras deformadas de solo das camadas 0 – 20 e 20 – 40 cm de profundidade, que foram secas ao ar, destorroadas e tamisadas em peneira com malha de 2 mm, para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA), e armazenadas para caracterização química do solo (Tabela 2). A partir da TFSA foram realizadas as seguintes análises: pH em água; cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+); Al^{3+} trocável; acidez potencial (H+Al) e fósforo disponível, seguindo a recomendação dos protocolos descritos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (2017).

O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método de Walkley-Black modificado (EMBRAPA, 2017), e o nitrogênio total de acordo com a descrição realizada por Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al (1995), adaptado por Mendonça e Matos (2017).

Tabela 2. Atributos químicos e físicos do solo nas profundidades de 0 – 20 e 20 – 40 cm

Características físicas e químicas	Camada (cm)	
	0 – 20	20 - 40
pH (H ₂ O)	6,00	6,20
COT (g kg ⁻¹)	18,19	23,11
P disponível (mg kg ⁻¹)	9,80	5,49
N total (g kg ⁻¹)	1,09	1,01
Ca (cmol _c kg ⁻¹)	0,75	0,18
Mg (cmol _c kg ⁻¹)	2,26	1,32
K (cmol _c kg ⁻¹)	0,06	0,05
Na (cmol _c kg ⁻¹)	0,12	0,14
Al (cmol _c kg ⁻¹)	0,21	0,65
(H+Al) (cmol _c kg ⁻¹)	4,12	7,89
SB (cmol _c kg ⁻¹)	3,07	1,69
V (%)	42,69	17,64
M (%)	6,40	27,77
CTC efetiva (cmol _c kg ⁻¹)	3,28	2,34
CTC Total (cmol _c kg ⁻¹)	7,19	9,58
Porosidade (%)	43,46	46,20
Densidade do solo (g cm ⁻³)	1,45	1,58
Areia (g kg ⁻¹)	500,00	490,00
Silte (g kg ⁻¹)	400,00	360,00
Argila (g kg ⁻¹)	100,00	150,00

SB – Soma de bases; V- saturação por bases; M – saturação por Al³⁺; M.O – matéria orgânica. Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ extraídos por KCl 1 mol L⁻¹; K⁺, Na⁺ e P-disponível extraídos por Melich-1.

Para a caracterização física das amostras, a análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta (ALMEIDA et al., 2012). A densidade do solo (DS) foi determinada segundo metodologia descrita pela Embrapa (2017), onde foram coletadas, em cada bloco experimental, 3 amostras indeformadas, por meio de anéis volumétricos (totalizando 12 amostras).

5.5. Montagem e Condução do experimento

O experimento foi realizado utilizando o milho híbrido AG 1051, da empresa Agrocere. Esta variedade apresenta porte alto, ciclo de 90 a 120 dias e com as finalidades de grãos, milho verde e silagem.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados onde foram aplicados os seguintes tratamentos: 0, 5, 10, 15, 20 t ha⁻¹ de biochar; lodo de esgoto, na dose 20 t ha⁻¹, fertilizante mineral, com quatro repetições cada, totalizando 28 unidades experimentais. A dose do lodo de esgoto foi baseada na melhor dose agrônômica obtida por Gomes, Nascimento e Biondi (2007). A fertilização mineral foi realizada de acordo com o manual de recomendação de adubação do estado de Pernambuco (IPA, 2008), e usadas as seguintes fontes e doses: ureia – 30 kg ha⁻¹; fosfato monoamônico (MAP) - 30 kg ha⁻¹ e cloreto de potássio (KCl) – 30 kg ha⁻¹. Com 40 dias após o plantio (DAP) foi realizado a adubação nitrogenada de cobertura onde foi aplicado mais 40 kg ha⁻¹, totalizando uma dose de 70 kg ha⁻¹ de fertilizante nitrogenado durante o cultivo do milho. O experimento foi conduzido sob condições de sequeiro.

Antes da incorporação do lodo de esgoto no solo foi necessário realizar um pré-tratamento com cal (CaO), visando reduzir significativamente a presença de patógenos no material (CONAMA, 2006). As parcelas que receberam os tratamentos, lodo de esgoto e biochar, tiveram os resíduos incorporados em área total, com auxílio de enxada e no caso do tratamento mineral na linha de plantio do milho. Posteriormente prosseguiu-se a semeadura.

O experimento teve duração de 90 dias. Este foi o tempo necessário para que a planta atingisse maturidade fisiológica, estágio R6, em que todos os grãos na espiga alcançam o máximo de acumulação de peso seco e vigor (EMBRAPA, 2006).

5.6. Biometria das plantas e análise do teor de pigmentos fotossintéticos

Aos 60 DAP foram coletadas amostras de folhas para análise do teor de pigmentos fotossintéticos e diagnose foliar. Em cada parcela, foram colhidas 5 folhas diagnósticos, aquelas localizadas abaixo e oposta à primeira espiga (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997), de plantas aleatórias. Uma pequena fração de cada folha coletada foi retirada ainda no campo e levadas ao laboratório acondicionadas em caixa com gelo, a fim de preservar o material para análise dos teores de pigmentos.

Os teores de clorofila a, clorofila b, e carotenoides foram determinados a partir de 0,1 g de matéria fresca da folha diagnóstica, após extração com acetona (80%) e quantificação por colorimetria (ARNON; STOUTS, 1939). Também aos 60 DAP foram realizadas as análises biométricas

das plantas em campo, que consistiu na medição da altura de plantas e diâmetro de colmo de 5 plantas aleatórias da parcela útil.

5.7. Avaliação nutricional da planta – folha diagnóstica

As folhas coletadas aos 60 DAP foram lavadas em água destilada e colocadas para secar em estufa a 65 °C, por 72 horas. Depois de secas, foram trituradas em moinho de facas e acondicionadas em sacos plásticos. Com o material seco, as amostras foram submetidas à digestão nítrico-perclórica ($\text{HNO}_3+\text{HClO}_4$) para determinação dos nutrientes (EMBRAPA, 2009).

A determinação do teor de N total foi realizada por titulometria após destilação por meio do destilador de Kjeldahl, com prévia digestão ácida a partir de ácido sulfúrico (H_2SO_4) conforme metodologia descrita pela Embrapa (2009). A quantificação dos teores de Ca, Mg, Fe, Cu, Mn e Zn foi realizada por meio de espectrometria de emissão ótica (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer). Os teores de K e P foram determinados por fotometria de chama e colorimetria, respectivamente.

5.8. Coleta e análise nutricional da planta – folhas e grãos

A coleta da planta foi realizada aos 90 DAP. Três plantas foram coletadas, de forma aleatória, dentro da área útil de cada parcela, em seguida fracionadas em duas partes (folha e espiga). Em seguida foram levadas ao laboratório, onde as folhas foram lavadas em água destilada e os grãos foram separados das espigas. Após este procedimento, folhas e grãos foram colocadas em sacos de papel e levados para secar em estufa a 65 °C, por 72 horas. O material seco, foi pesado para obtenção da massa seca das folhas e realizada a estimativa da produtividade a partir do peso dos grãos. Logo após as pesagens, as amostras foram trituradas em moinho de facas e acondicionadas em sacos plásticos, para então serem submetidas à digestão nítrico-perclórica ($\text{HNO}_3+\text{HClO}_4$) para determinação dos nutrientes (EMBRAPA, 2009).

A quantificação dos teores de Ca, Mg, Fe, Cu, Mn e Zn foi realizada por meio de espectrometria de emissão ótica (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer). Os teores de K e P foram determinados por fotometria de chama e colorimetria, respectivamente. A determinação do teor de N total

foi realizada por titulometria após destilação por meio do destilador de Kjeldahl, com prévia digestão ácida a partir de ácido sulfúrico (H_2SO_4) conforme metodologia descrita pela Embrapa (2009).

5.9. Coleta do solo

O solo foi coletado aos 90 DAP. Coletou-se solo na camada 0 - 20 e 20 - 40 cm de profundidade (amostra deformada) para determinação dos atributos químicos. Foram coletadas 3 amostras simples, em cada parcela, e homogeneizadas, para obtenção de uma amostra composta. O solo foi coletado nas linhas de plantio.

Foram coletadas amostras (estrutura deformada) na camada 0 – 5 cm de profundidade para análise dos atributos microbiológicos. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo para serem transportadas ao laboratório, onde foram mantidas sob refrigeração ($\approx 4\text{ }^\circ\text{C}$) até a realização das análises.

Para análise dos atributos físicos foram coletadas amostras indeformadas, com auxílio de anéis volumétricos e amostrador do tipo Uhland, nas profundidades 0 - 5 e 5 – 10 cm, coletando-se uma amostra por profundidade, em parcela experimental.

5.10. Análises químicas do solo

Foram realizadas as análises de pH em água (relação 1:2,5); cátions trocáveis Na^+ , K^+ , Cu, Fe, Mn, Zn e P-disponível extraídos por meio de solução extratora ácida (Melich^{-1}) e em seguida dosados por fotometria de chama (Na^+ e K^+), espectrometria de emissão ótica (Cu, Fe, Mn e Zn) e colorimetria (P-disponível); Ca^{2+} e Mg^{2+} extraídos por KCl 1 mol L^{-1} e dosados por titulação com EDTA $0,0125\text{ mol L}^{-1}$; teores de Al^{3+} trocável por titulometria com NaOH $0,025\text{ mol L}^{-1}$, após a extração com KCl 1 mol L^{-1} e a acidez potencial do solo ($\text{H}^+\text{+Al}$) obtida por extração com solução tamponada de $\text{Ca}(\text{OAc})_2$ $1,0\text{ mol L}^{-1}$ e titulado com NaOH (EMBRAPA, 2017).

O Carbono orgânico foi determinado por oxidação via úmida, com o dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), seguida de titulação por sulfato ferroso amoniacal ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), seguindo método estabelecido por Walkley-Black modificado (EMBRAPA, 2017), Os teores de N total no solo de acordo com a descrição realizada por Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al. (1995),

adaptado por Mendonça e Matos (2017), conforme descrito na etapa de caracterização do solo (item 5.4).

5.11. Análises microbiológicas

A respiração basal do solo (RBS) foi realizada segundo método descrito por Mendonça e Matos (2017), que consiste na captura de CO₂ emitido do solo por solução de hidróxido de sódio (NaOH) e titulado com solução de ácido clorídrico, quando incubado em um recipiente hermeticamente fechado por determinado período de 7 dias, nas amostras em questão o período foi de 7 dias. O cálculo da quantidade de CO₂ liberado foi realizado empregando a seguinte equação:

$$\mu\text{g CO}_2 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}^{-1} = \frac{(V_b - V_{am}) \times (\text{conc. HCl}) \times 22 \times 1000}{\text{Peso do solo seco (g)} \times n^\circ \text{ de dias}}$$

Onde: V_b – média dos volumes de HCl gastos na titulação dos brancos; V_{am} – volume de HCl gasto na titulação das amostras; Conc. HCl – 0,05 mol L⁻¹; e 22 – massa atômica do CO₂ (44) dividido pelo número de moles de CO₂ que reagem com NaOH (2).

O carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM) foram determinados pelo processo de irradiação descrito por Islam e Weil (1998) adaptado por Mendonça e Matos (2017). Neste método o carbono e nitrogênio são liberados após o rompimento celular promovido pela utilização de energia eletromagnética. A determinação do carbono presente nos extratos é feita de acordo com Tedesco (1995) adaptado por Mendonça e Matos (2017), onde o carbono é oxidado pelo dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇), em seguida quantificado por titulação com sulfato ferroso amoniacal ((NH₄)₂Fe(SO₄)₂·6H₂O). O CBM é então quantificado por meio da diferença entre as quantidades de C das amostras irradiadas e não irradiadas, resultando no C da biomassa microbiana. O Nitrogênio é determinado por titulação com ácido clorídrico (HCl), após destilação das amostras no destilador de Kjeldahl.

A partir dos valores da respiração basal e do CBM foi calculado o Quociente metabólico (*q*CO₂), que representa a relação entre o dióxido de carbono evoluído e o total do C_{BM}, ou seja, a quantidade de CO₂ liberado por unidade de biomassa microbiana em determinado tempo. Segue a equação:

$$q\text{CO}_2 = \frac{C - \text{CO}_2}{C_{\text{micro}}}$$

O Carbono orgânico total foi determinado pelo método de Walkley-Black modificado (EMBRAPA, 2017). Juntamente com os valores de CBM, foi possível calcular o quociente microbiano (q_{mic}), índice utilizado para fornecer indicações da qualidade da matéria orgânica. Segue a equação:

$$q_{\text{MIC}} = \frac{\text{CBM}}{\text{COT}}$$

5.12. Análises físicas

A densidade do solo – D_s ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) foi determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 2017), e calculada pela aplicação da seguinte equação:

$$D_s = \frac{M_{ss}}{V_t}$$

Onde: D_s – é a densidade do solo ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$); M_{ss} – é a massa da amostra contida no anel volumétrico e seca a 105°C (g); V_t – é o volume total do solo, assumido como sendo o volume do anel volumétrico ($\pi r^2 h$), expresso em cm^3 .

A Curva de Retenção de Água no Solo (CCRAS) foi construída com as umidades volumétricas determinadas nos seus respectivos potenciais mátricos em que se encontra retida (GUPTA; WANG, 2007). Os equipamentos utilizados foram a mesa de tensão (LEAMER; SHAW, 1941; OLIVEIRA, 1968), para equilibrar as amostras nos potenciais de 10, 60 e 100 cca; e a câmara de Richards (RICHARDS, 1965) para os potenciais de 330, 800, 3000 e 15000 cca.

Com a obtenção dos dados, o ajuste da curva foi realizado aplicando-se o modelo de Van Genuchten (1980), baseado em regressão múltipla não linear, conforme a equação:

$$\theta = (\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{res}}) [1 + (\alpha h)^n]^{-m} + \theta_{\text{res}}$$

Onde: θ = umidade volumétrica em cada tensão; θ_{sat} = umidade no solo saturado ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$); θ_{res} = umidade residual no solo ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$); h = tensão da água no solo (cca); n = é adimensional

e reflete a forma da curva; $m = 1 - 1/n$; $\alpha =$ é expresso em cca e é afetado pela escala de tensão da água no solo (h); os parâmetros n , e α são obtidos pelo método dos quadrados mínimos.

A partir da CCRAS, foram determinados os diferentes poros do solo com base na classificação de Prevedello (1996). Os cálculos e gráficos foram realizados com o software Excel[®] 2016, utilizando a ferramenta Solver.

A Porosidade total do solo foi determinada de forma direta, a partir do método de saturação do anel volumétrico (EMBRAPA, 2017). A medida direta da porosidade total é obtida pela mensuração da massa de água necessária para saturar uma amostra de solo de volume total conhecido. Este método baseia-se na saturação do solo com água, que deve ocupar todo o volume de poros.

5.13. Análises estatísticas dos dados

Os dados quantitativos, doses de biochar, foram inicialmente avaliados quanto a normalidade pelo teste Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e homocedasticidade, os quais não necessitaram de transformações. Foram realizadas análises de regressão nas variáveis químicas, físicas e biológicas do solo, e nutrição da planta, em função das doses de biochar quando se observou um efeito significativo ($p < 0,05$). O modelo que melhor representou o fenômeno foi selecionado pelo maior coeficiente de determinação (R^2) e a significância dos parâmetros foi testada pelo teste t ($p < 0,05$). Para isto, foi necessário a utilização do software ORIGIN 2018. Correlações lineares de Person ($p < 0,05$) foram realizadas entre as variáveis químicas do solo e nutrição da planta; variáveis químicas do solo e biométricas da planta e variáveis biológicas e físicas do solo. As correlações lineares foram realizadas utilizando o software STATISTICA (v. 10). A comparação dos quatro tratamentos (biochar, lodo de esgoto, mineral e controle) foi realizada por meio de análise de variância (ANOVA). Uma vez que os parâmetros apresentaram diferença, as médias foram comparadas por meio do teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Para este fim, foi utilizado o software SISVAR 5.7.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Alterações provocadas pelo biochar

6.1.1. No solo

6.1.1.1. Alterações químicas

A aplicação do biochar de casca de arroz promoveu redução na acidez ativa do solo, elevando o pH linearmente na camada 0 – 20 cm, com ajuste altamente significativo ($R^2 = 0,93^{**}$) (Figura 3). Na maior dose de biochar (20 t ha^{-1}) o valor de pH foi de 5,95 enquanto no solo que não recebeu o biochar, o pH obteve valor de 5,32. Este aumento está associado à presença de espécies químicas como carbonatos e óxidos na composição do biochar, que vão sendo liberados para a solução do solo, provocando diminuição da atividade de H^+ e conseqüentemente aumentando o pH do solo. Trabalhos tem confirmado o efeito corretivo de diferentes tipos de biochar no solo, os quais apresentam valor de pH alcalino como é o caso também deste biochar de casca de arroz (pH $\text{H}_2\text{O} - 6,92$) (SHI et al., 2017; SHI et al., 2019).

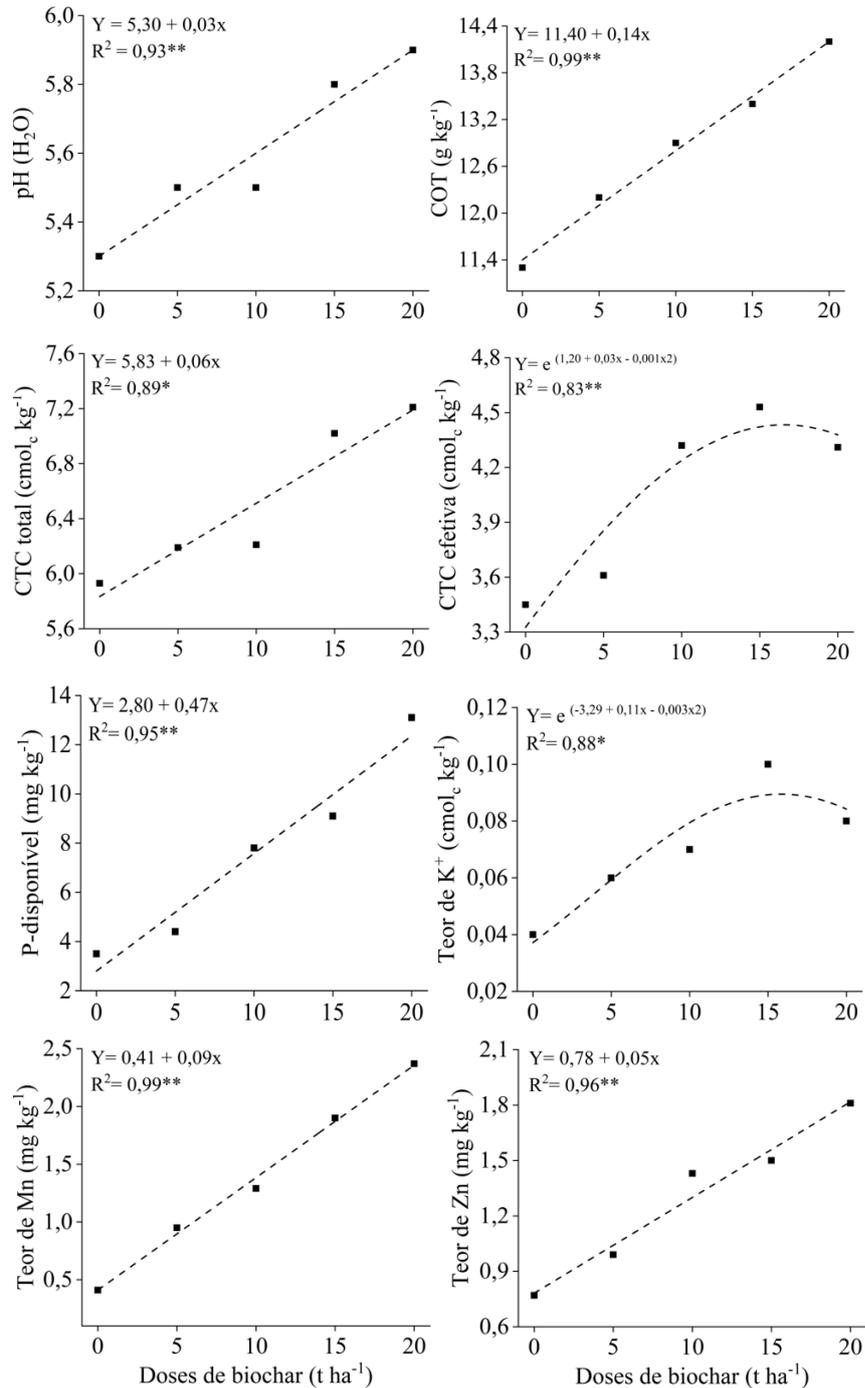


Figura 3. Análise de regressão das alterações químicas do solo (0 – 20 cm) em função das doses de biochar, ao nível de 5 % de probabilidade

Os valores de carbono orgânico (COT) obtiveram ajuste linear na análise de regressão ($R^2=0,99^{**}$), obtendo aumento com a adição do biochar no solo na camada 0 - 20 cm. A aplicação de 20 t ha⁻¹ de biochar proporcionou incremento de 25% no teor de COT no solo quando comparado

com o tratamento controle. Os biochars produzidos a partir restos culturais apresentam elevado teor de carbono, o que provoca aumentos nos teores de COT de forma linear a partir da adição de doses crescentes deste material no solo. Han et al. (2020), afirmaram que apesar da elevada recalcitrância dos compostos de C, 15 a 20% do conteúdo de C nos biochars estão em formas lábeis, podendo ser oxidado e disponível para o solo. El – Nagggar et al. (2018) estudando o efeito de diferentes biochars inclusive o de palha de arroz no estoque de carbono e nos atributos químicos do solo em dois solos distintos, observaram aumento de 72% no COT em solo arenoso e 48% em solo franco arenoso quando aplicado uma dose de 30 t ha⁻¹.

Dong et al. (2018) observaram aumento de 32,7% no COT com a aplicação de 30 ton ha⁻¹ de biochar de casca de arroz no cultivo de arroz e milho em um campo experimental na China. O COT não foi determinado via combustão seca (analisador elementar), entretanto, segundo Madari et al. (2009) apesar de uma grande proporção do C presente na composição do biochar estar em formas recalcitrantes, existe uma fração oxidável (método Walkley-Black) e acessível inclusive à microbiota do solo, conforme pode ser observado com aumento do carbono da biomassa microbiana (CBM) (Figura 7).

Avaliando a CTC, foi observado aumento de 31,30% na CTC efetiva (3,45 cmol_c kg⁻¹ a 4,53 cmol_c kg⁻¹) e 23,55% na CTC total (5,93 cmol_c kg⁻¹ a 7,21 cmol_c kg⁻¹) (Figura 3). Em ambos os casos, a maior geração de cargas elétricas negativas ocorreu com a aplicação de 20 t ha⁻¹ de biochar de casca de arroz. O aumento de cargas negativas pode ter origem da possível presença de grupos funcionais no biochar, como é o caso dos ácidos carboxílicos (-COOH), além da elevada área superficial de suas partículas (LIANG et al., 2006; WEBER; QUICKER, 2018). Além disto, é importante destacar o aumento da CTC num período relativamente curto (~ 90 dias) após a incorporação do biochar de casca de arroz. Isto acarreta alguns benefícios, principalmente para a nutrição da planta, onde a mesma se beneficiará dos elementos que se encontraram mais disponíveis, como foi o caso do K⁺.

O aumento do P-disponível é representado no ajuste linear da análise de regressão, onde é possível observar elevação significativa dos teores chegando a aumento de 254% com a aplicação de 20 t ha⁻¹ de biochar em relação ao solo que não foi tratado. Assim como o K⁺, a maior disponibilidade do P no solo tratado com biochar é resultante da soma de alguns mecanismos, sendo alguns ligados às características do biochar, e outros devido às alterações promovidas por ele. Primeiro, segundo DeLuca et al. (2015), com a perda de carbono orgânico por volatilização durante o

processo de pirólise, as ligações com o P orgânico são quebradas, resultando em um resíduo de sais de P solúveis, ou seja, parte do P total do biochar se encontra na forma solúvel e disponível para as plantas. Segundo, estudando as alterações na disponibilidade de P com aplicação de biochar de casca de arroz, Eduah et al. (2019), afirmaram que o biochar de casca de arroz produzido a baixas temperaturas (350 a 400 C°), como o biochar utilizado neste trabalho, mantém amplo conteúdo de grupos funcionais ácidos (grupos carboxílicos e fenólicos) que removem o P das partículas de argila, tornando-o mais disponível. Todavia, conforme dito anteriormente, as alterações no solo provocadas pelo biochar afetam também a disponibilidade do P. Dentre elas, o pH, talvez seja a mais importante, onde verificou-se neste trabalho forte correlação positiva entre os teores de P-disponível e o pH (0,88**). Tais resultados foram observados por Oladele, Adeyemo e Awodun (2019), o qual verificaram acréscimo semelhante nos valores de pH (5,3 a 5,9) com a aplicação de casca de arroz e este aumento provocou alterações na solubilidade e disponibilidade do P no solo.

Houve um incremento de 150% (0,04 a 0,10 cmolc.kg⁻¹) nos teores de K⁺, a partir da comparação do maior valor obtido (15 t ha⁻¹) em relação ao controle. O aumento na disponibilidade de K⁺ pode estar associado a três mecanismos distintos, são estes: presença de K nas cinzas do biochar (Fonte de K para o solo); aumento do pH e aumento da CTC do solo (EL – NAGGAR et al., 2019). Dos três, o aumento da CTC e a liberação do K pelo biochar são provavelmente os mais importantes mecanismos responsáveis pelo aumento na disponibilidade deste elemento no solo, tendo em vista que, além de fornecer K para o solo, as cargas negativas geradas na superfície do biochar, diminuem as perdas do K⁺ por lixiviação e conseqüentemente o torna mais acessível às plantas (TANURE et al, 2019). Sang et al. (2019) estudando também o biochar de casca de arroz, verificaram aumento semelhante no teor de K⁺ (171,07%) nas doses de 20 t ha⁻¹, servindo como fonte deste elemento no solo e para a planta. O teor de K⁺ obteve ajuste exponencial na análise de regressão (R²= 0,88*).

Foi possível observar aumento nos teores de alguns micronutrientes, como o Mn e Zn que obtiveram maiores teores principalmente na aplicação de 20 t ha⁻¹ de biochar (aumento de 478% no Mn e 135% no Zn). Os teores dos dois elementos no solo obtiveram ajuste linear altamente significativo, principalmente o Mn (R²= 0,99**). Dentre os micronutrientes, o Mn é o elemento mais abundante na composição do biochar estudado (713,07 mg kg⁻¹), superando até mesmo teores de macronutrientes, como o fosforo (355,4 mg kg⁻¹). Diferentemente do Mn, o teor de Zn no

biochar estudado é baixo ($15,40 \text{ mg kg}^{-1}$), e sua maior disponibilidade no solo a partir das aplicações de doses crescentes do biochar pode estar associada ao aumento nos teores de COT do solo.

Os demais elementos, como o N, Ca, Mg, Cu e Fe e a acidez potencial (H+Al), não diferiram estatisticamente ($p > 0,05$) com a aplicação das doses de biochar no solo. Em relação à camada 20 – 40 cm, foi possível observar apenas nos teores de K^+ , Mn, Zn e acidez potencial ($p < 0,05$). A presença destes elementos nesta camada indica possível mobilidade com a infiltração da água nas camadas subsuperficiais, principalmente, o K^+ . Devido as dificuldades no ajuste das equações nas regressões, foram selecionados os ajustes mais próximos para estas variáveis (Tabela 3).

Tabela 3. Equações de análises de regressões dos atributos químicos do solo na camada 0 – 20 e 20 – 40 cm

Variáveis	Equações	Camada (cm)	Valor-F
pH	$Y = e^{(1,55 + 0,003x - 0,0001x^2)}$	20-40	65730,40**
C	$Y = 6,08 + 0,04x$	20-40	17,64*
N	$Y = e^{(-0,006 + 0,016x - 0,0007x^2)}$	0 – 20	1482,09**
	$Y = 0,64 + 0,002x$	20 – 40	2,57 ^{ns}
Ca^{2+}	$Y = e^{(0,72 + 0,02x - 0,0009x^2)}$	0 – 20	25293,48**
	$Y = 0,47 + 0,01x$	20 – 40	0,90 ^{ns}
Mg^{2+}	$Y = 1,20 + 0,02x$	0 – 20	14,23*
	$Y = e^{(-1,08 - 0,04x + 0,002x^2)}$	20 – 40	31,49*
K^+	$Y = 0,02 + 0,001x$	20 – 40	22,09*
	$Y = e^{(1,22 + 0,01x - 0,0008x^2)}$	0 – 20	778,29**
(H + Al)	$Y = 4,24 - 0,02x$	20 – 40	0,85 ^{ns}
	$Y = 2,6 + 0,04x$	20 – 40	6,36 ^{ns}
P	$Y = e^{(4,04 + 0,05x - 0,002x^2)}$	0 – 20	428,01**
	$Y = 45,14 + 0,14x$	20 – 40	1,31 ^{ns}
Fe	$Y = 0,11 + 0,004x$	0 – 20	5,41 ^{ns}
	$Y = 0,17 - 0,001x$	20 – 40	1,11 ^{ns}
Zn	$Y = 0,78 + 0,05x$	20 – 40	86,78**
Mn	$Y = 0,41 + 0,09x$	20 – 40	563,34**

Análises de regressões ao nível de 5% de probabilidade. * - significativo a 5% e ** - significativo a 1%.

6.1.1.2. Alterações físicas

A densidade do solo reduziu significativamente ($p < 0,05$) com a aplicação do biochar. A redução foi de 12% e reflete por exemplo, aumento na porosidade total e mudanças na distribuição dos tamanhos de poros (Figura 4). De acordo com Blanco-Canqui (2017) a densidade do solo reduz linearmente com o aumento das doses de biochar. Segundo os autores, pelo menos dois mecanismos podem explicar a redução na D_s com a aplicação do biochar: a) os biochars apresentam baixa densidade ($< 0,6 \text{ g cm}^{-3}$) comparado a D_s média dos solos ($\sim 1,65 \text{ g cm}^{-3}$), e, este efeito pode ser ainda mais expressivo quando aplicado em solos de textura arenosa, os quais apresentam maiores valores de D_s ; b) a interação das partículas de biochar com a fração mineral do solo promovem melhoria na agregação e porosidade. Outros trabalhos também obtiveram reduções significativas da D_s após a aplicação de biochar (OMONDI et al., 2016; TANURE et al, 2019; RAZZAGHI; OBOUR; ARTHUR, 2020).

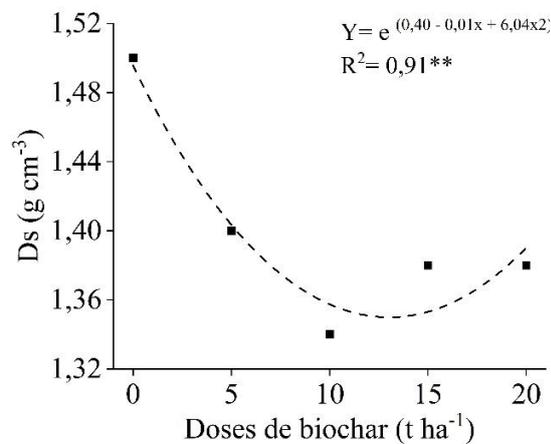


Figura 4. Análise de regressão da Densidade do solo (0 – 5 cm) em função das doses de biochar, ao nível de 5% de probabilidade

A redução na D_s acarretou alterações na porosidade total e na distribuição do tamanho dos poros (Figura 5). A partir do acréscimo de umidade com a aplicação do biochar, foi possível observar aumento significativo nos macroporos, microporos, criptoporos do solo e na porosidade total (PT). Além de sofrer influência da D_s , a porosidade dos solos tratados com biochar tendem a ser superiores ao controle, e até mesmo quando se comparado a utilização da biomassa fresca. Segundo Weber e Quicker (2018), à medida que os componentes se volatilizam desprendendo-se dos

compostos de carbono durante o processo de pirólise, deixam espaços vazios na superfície da biomassa carbonizada, sendo estes espaços considerados poros e são aptos a reter umidade.

A macroporosidade do solo obteve aumento significativo de 42,65% na dose 15 t ha⁻¹ de biochar (Figura 5). Além de microporos, o biochar pode conter considerável volume de macroporos, a depender da biomassa e temperatura de pirólise que pode preservar as características morfológicas de sua biomassa, aqui no caso a casca de arroz. O aumento na macroporosidade proporciona melhores condições de drenagem e aeração no solo, essencial para o sistema radicular das plantas de milho e para o funcionamento do metabolismo aeróbico da microbiota do solo.

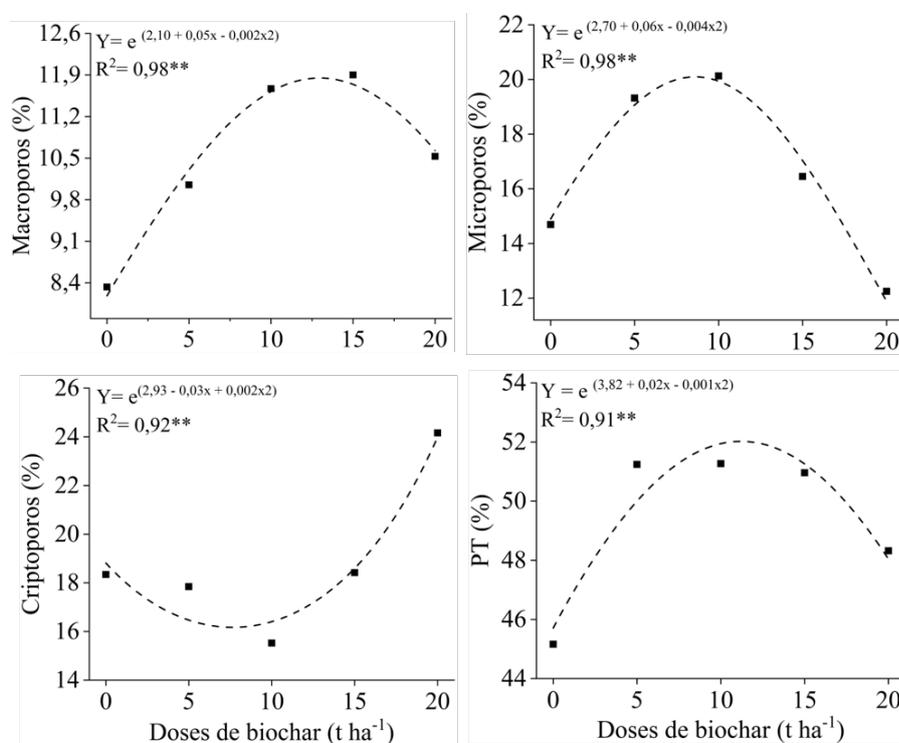


Figura 5. Análises de regressões da distribuição do tamanho de poros e porosidade total (PT) (0 – 5 cm) em função das doses de biochar, ao nível de 5% de probabilidade

Singh et al. (2018), estudando os efeitos de atributos físicos a partir da aplicação de biochar de casca de arroz no solo, observaram a partir de imagens microscópicas (SEM) que após pirólise com temperatura de queima de 300 C°, o biochar ainda preservou características morfológicas da casca de arroz, como macro e mesoporos. Pratiwi e Shinogi (2016) observaram resultados semelhantes com o uso de biochar de casca de arroz, onde verificou-se aumento na macroporosidade a partir da aplicação de 4% de biochar.

Na microporosidade foi possível observar aumento de 37,03% quando comparado ao solo tratado com 10 t ha⁻¹ em relação ao controle. Este aumento pode ser reflexo da microporosidade interna do biochar de casca de arroz (Figura 10). Além disto, partículas pequenas do biochar podem ocupar poros maiores presentes entre as partículas minerais (areia), como os macroporos (RAZZAGHI; OBOUR; ARTHUR, 2020; LIU et al., 2017).

A criptoporosidade do solo obteve aumento significativo apenas com a aplicação de 20 t ha⁻¹ observado a partir da análise de regressão (0,92**). O aumento dos criptoporos com a aplicação desta dose é resultante da redução de poros maiores, como os macroporos e microporos discutidos acima, além da possível presença de poros menores nas superfícies do biochar, como os nanoporos (< 0,0009 µm) (FIGUEIREDO et al., 2018).

As imagens geradas a partir da técnica de MEV (microscopia eletrônica de varredura) proporcionaram visualização das superfícies do biochar de casca de arroz em corte transversal (Figura 6). As amostras permitem a visualização de poros de tamanhos variados ao longo da superfície carbonizada. De acordo com Downie, Croscky e Munroe et al. (2009), a formação dos poros nos biochars é resultante principalmente da liberação de material volátil durante a pirólise da biomassa. A partir da MEV é possível visualizar os poros nas superfícies do material. Estes poros apresentam importância fundamental na retenção de umidade e servem como habitat para a microbiota do solo (QUILLIAM et al., 2013).

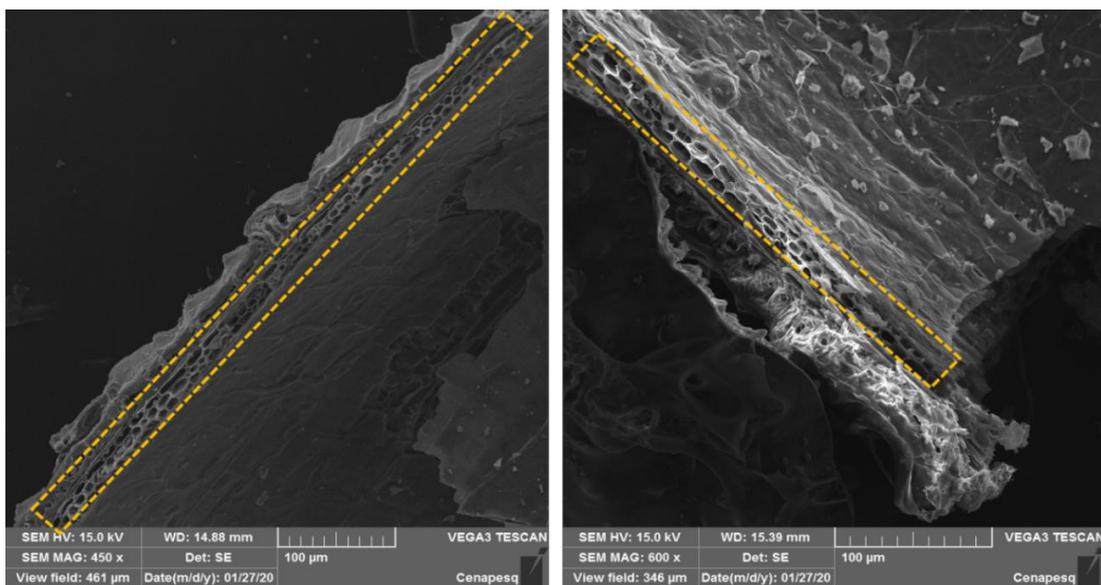


Figura 6. Microscopia eletrônica de varredura do biochar de casca de arroz, com detalhe da superfície próximo as bordas em corte transversal. Em destaque (amarelo) os poros presentes ao longo da superficial do material

Essa adição na macro, micro e criptoporosidade foi também observada por Lima et al. (2018). De acordo os autores, o aumento da umidade no ponto de murcha indica a presença de finos poros capazes de reter a água de tal forma que fique indisponível para a maioria das culturas agrícolas. Todavia, os valores de PMP no solo obtiveram aumento apenas na dose 20 t ha⁻¹ (Figura 7), e doses como a escolhida como a melhor dose agrônômica (10 t ha⁻¹), promoveram incremento na CC e principalmente na AD devido à maior microporosidade e na PT com a aplicação desta dose. Outros autores corroboram tais resultados (VILLAGRA-MENDOZA; HORN, 2018; IGAZ et al., 2018; TANURE et al, 2019; WANG et al., 2019).

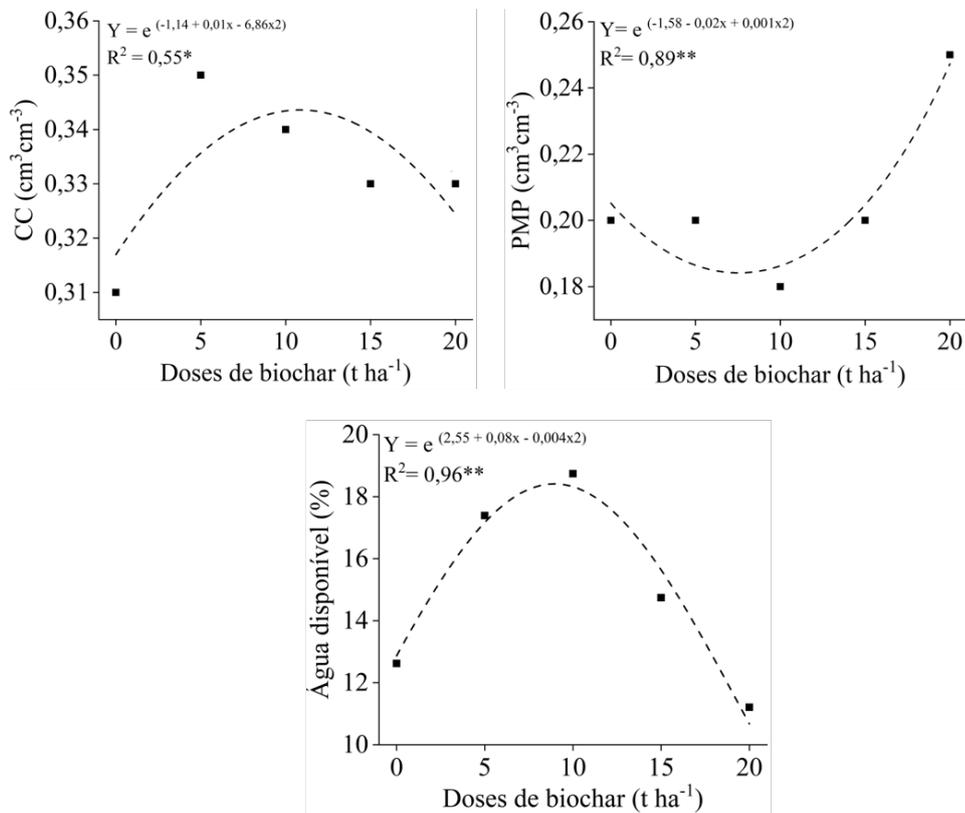


Figura 7. Análises de regressões da capacidade de campo (CC), ponto de murcha permanente (PMP) e água disponível (0 – 5cm) em função das doses de biochar, ao nível de 5% de probabilidade

Em uma perspectiva agrônômica, o aumento na AD e CC (incremento de 48,49% e 12,9% respectivamente) com adição do biochar de casca de arroz é considerado um benefício para as plantas, no caso o milho, tendo em vista que a melhoria nesses atributos representa aumento no armazenamento e disponibilidade de água, contribuindo para o ganho de massa seca e da

produtividade de grãos (Figuras 11 e 12). Em relação ao aumento do PMP na maior dose de biochar, é importante destacar que mesmo não estando disponível para as plantas, a umidade na PMP pode contribuir para a vida da biomassa microbiana, principalmente em períodos secos (LIMA et al., 2018).

Na Figura 8 é representada a curva característica de retenção de água no solo (CCRAS) determinada para cada dose de biochar em relação ao tratamento controle. Nota-se que o comportamento da curva reflete os dados de umidade nos diferentes tipos de poros estudados. Confirmando o comportamento observado nos diferentes poros do solo, as doses de biochar, principalmente as doses 5, 10 e 15 t ha⁻¹, promoveram maior retenção de água no solo em tensões menores (i.e ≤ 60 cca), devido ao aumento na macroporosidade (Figura 9). O mesmo pode ser observado em tensões médias (i.e 60 a 15000 cca) em razão do aumento da microporosidade, incremento de 37,03%, a partir da aplicação de 10 t ha⁻¹ de biochar.

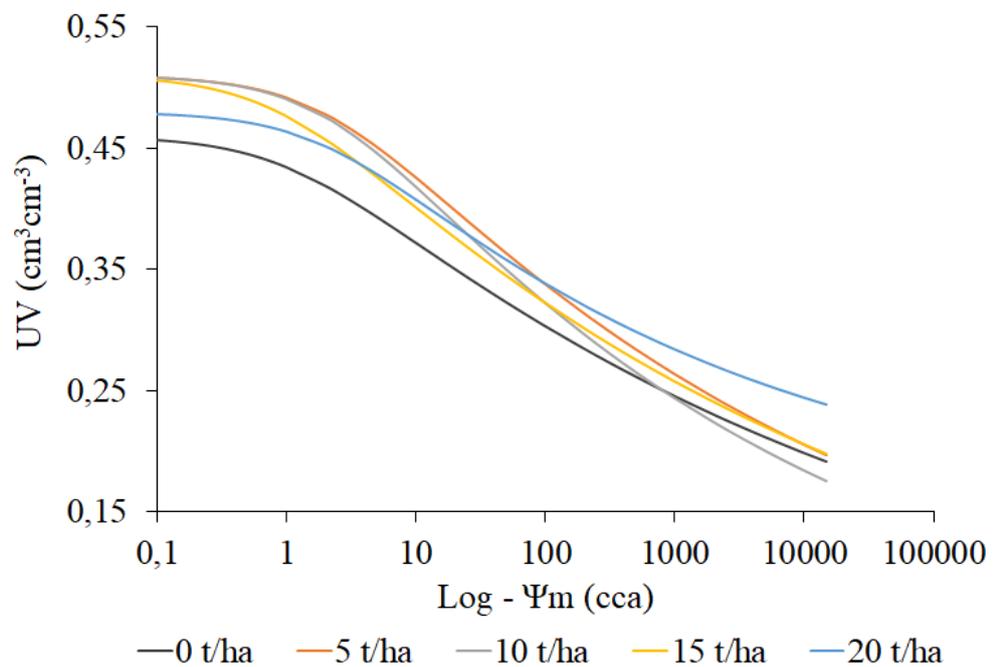


Figura 8. Curva característica de retenção de água no solo (CCRAS), na profundidade 0 – 5 cm em função das doses de biochar. UV = Umidade Volumétrica

6.1.1.3. Alterações microbiológicas

As crescentes doses de biochar promoveram aumento exponencial significativo no carbono da biomassa microbiana (CBM), com acréscimo de até 214,28 % (10 t ha⁻¹ de biochar) em relação ao controle (Figura 9).

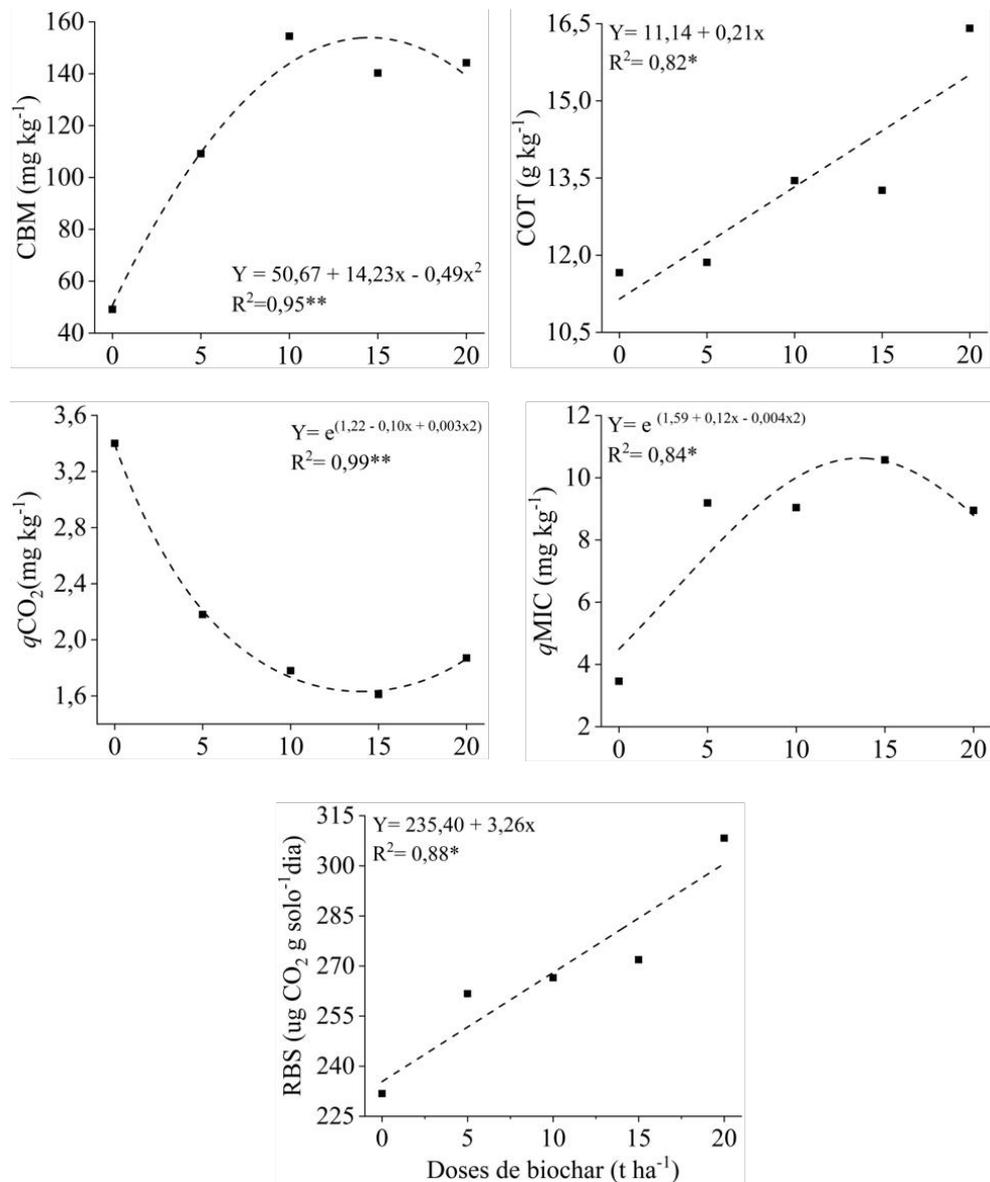


Figura 9. Análise de regressão das alterações microbiológicas no solo em função das doses de biochar, ao nível de 5% de probabilidade. Carbono da biomassa microbiana (CBM), carbono orgânico total (COT), quociente metabólico (qCO_2), quociente microbiano ($qMIC$) e respiração basal do solo (RBS)

Dois processos contribuíram para este aumento, sendo um indireto e o outro direto. De forma direta, uma fração do C ainda persiste na forma lábil após a pirolise do biochar, podendo ser utilizado pela microbiota, ainda que a maior parte se mantenha em forma recalcitrante (LEHMANN et al., 2011). Já de maneira indireta, o biochar por meio de seus poros (Figura 6) e pela atuação na melhoria na agregação do solo, fornece abrigo (micro-habitat) para os microrganismos, uma vez que nesses poros ocorre a manutenção de oxigênio, umidade, nutrientes e proteção contra predadores (EL-NAGGAR et al., 2018; SINGH et al., 2018; LIU et al., 2017). A análise de correlação confirma esta relação entre os atributos físicos avaliados e o CBM, a qual resultou em fortes correlações positivas principalmente com o aumento da porosidade e os seus devidos tamanhos de poros (Tabela 8).

A aplicação de doses do biochar de casca de arroz não provocou diferenças estatísticas no nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) em relação ao controle ($p > 0,05$). Os teores de N no biochar de casca de arroz são relativamente baixos ($1,68 \text{ g kg}^{-1}$) não sendo fonte de N para o solo. Assim como o NBM, o N total do solo não diferiu estatisticamente do tratamento controle ($p > 0,05$) (Tabela 3).

Com o incremento das doses de biochar parte do C foi liberado na forma de CO_2 , onde se pode observar aumentos significativos na respiração basal do solo (RBS). A liberação de CO_2 foi praticamente proporcional ao aumento das doses aplicadas, porém com aumento significativo observado apenas com aplicação de 20 t ha^{-1} de biochar ($308,27 \text{ ug CO}_2 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}$) quando comparado com o tratamento controle ($231,80 \text{ ug CO}_2 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}$).

Este resultado é consistente com o relato de Smith, Collins e Bailey (2010), que afirmam que uma fração do C presente no biochar pode estar na forma lábil, podendo causar efeitos a curto prazo. É provável que uma parte dos condensados do bio-óleo formado durante a pirólise seja absorvida pelo biochar durante o resfriamento. Esses condensados são provavelmente a fonte de C lábil e, portanto, não são originários dos componentes carbonizados estáveis do biochar. Logo, a curto prazo, a microbiota teve acesso a este C e o liberou em seguida na forma de CO_2 . A RBS obteve correlação positiva com os atributos físicos avaliados, Ds, PT, distribuição dos tamanhos de poros, CC, PMP e água disponível, indicando maior liberação de CO_2 para atmosfera com o aumento na umidade e oxigênio no solo (Tabela 4). Esta correlação é considerada positiva pelo aumento também do CBM em função da maior retenção de umidade com a aplicação das doses do biochar, logo, o aumento na RBS é uma consequência da utilização do C pela microbiota do solo.

Tabela 4. Correlações Lineares de Pearson entre os atributos biológicos e físicos do solo (0 – 5 cm)

Variável	Atributos físicos								
	Macro	Meso	Micro	Cripto	DS	PT	AD	PMP	CC
CBM	0,98**	0,43 ^{ns}	0,99**	0,99**	0,76**	0,98**	0,99**	0,62**	0,76**
NBM	0,98**	0,43 ^{ns}	0,98**	0,99*	0,75**	0,99*	0,99**	0,61*	0,74**
COT	0,98**	0,42 ^{ns}	0,98**	0,98**	0,76**	0,98**	0,98**	0,62**	0,73**
qCO₂	0,98**	0,44 ^{ns}	0,99**	0,98**	0,76**	0,99**	0,99**	0,59**	0,76**
CMIC	0,98**	0,43 ^{ns}	0,99**	0,99**	0,76**	0,99**	0,99**	0,62**	0,75**
RBS	0,97**	0,44 ^{ns}	0,98**	0,98**	0,78**	0,98**	0,98**	0,59**	0,79**

Macroporos – macro; mesoporos – meso, microporos – micro, criptoporos – cripto, densidade do solo – Ds, porosidade total - PT, água disponível – AD, ponto de murcha permanente - PMP e capacidade de campo – CC. ** e * significativo a $p < 0,01$ e $p < 0,05$, ns: não significativo

Em contrapartida, o biochar promoveu redução significativa no quociente metabólico (qCO_2). Em todas as doses de biochar aplicadas no solo, os valores de qCO_2 foram inferiores quando comparados ao controle. Em comparação com o menor valor obtido a partir da aplicação da dose 15 t ha^{-1} e o controle, a redução foi de 111,18%. Zhou et al. (2017), observaram que, se por um lado as alterações físicas provocadas pelo biochar promovem melhoria no metabolismo aeróbico, permitindo uma maior eficiência na conversão de C lábil em biomassa microbiana, por outro lado, sob melhores condições de abrigo (umidade, nutrientes, aeração), menor seria o estresse por parte da microbiota, conseqüentemente, ocorreria a diminuição do qCO_2 .

De acordo com os dados do quociente microbiano ($qMIC$), é possível verificar a partir da análise de regressão, que a menor eficiência dos microrganismos em utilizar o C foi no tratamento controle, obtendo o menor valor de $qMIC$ em relação aos demais tratamentos ($3,46 \text{ mg kg}^{-1}$). A dose de 15 t ha^{-1} proporcionou maior valor de $qMIC$ ($10,57 \text{ mg kg}^{-1}$), representando um aumento de 260,67% em relação ao solo não tratado com biochar.

Segundo Wardle (1994), o $qMIC$ é um índice que fornece informações sobre a qualidade da matéria orgânica e estresse da microbiota. Em condições de estresse (pH, deficiência nutricionais, metais pesados, etc) a capacidade de imobilização do C é menor, levando a redução da

biomassa microbiana e do $qMIC$. Por outro lado, com o término do estresse e com a adição de matéria orgânica de qualidade, ocorre incremento da biomassa microbiana (incremento de 214,28% a partir da aplicação de 10 t ha⁻¹) e conseqüentemente, do $qMIC$. O $qMIC$ apresentou fortes correlações positivas com a porosidade total, distribuição de poros e as umidades na CC, PMP e AD, ou seja, o aumento na oxigenação e umidade disponível por meio da maior porosidade, resultou em maior eficiência do uso do C pelos microrganismos, conseqüentemente maior tende a ser a biomassa microbiana.

De acordo com Zhou et al. (2017), a redução do $qMIC$ com a aplicação de biochar só ocorre quando estes apresentam elevados teores de C recalcitrante (inerte), o qual impossibilita acréscimo no CBM, reduzindo a biomassa microbiana e do $qMIC$. Todavia, materiais recém carbonizados e com parte do C na forma lábil, como o biochar estudado, possibilitam o aumento do $qMIC$ no solo. Os mesmos autores ainda afirmam que o $qMIC$ é um parâmetro simples para caracterizar a eficiência do uso do carbono da biomassa.

6.1.2. Na planta

6.1.2.1. Avaliação nutricional

Na avaliação nutricional da planta a partir da folha diagnóstica verificou-se aumento nos teores de K, ajustado no modelo linear crescente ($R^2 = 0,92^{**}$) (Figura 10). Este aumento é resultante da adição de K via biochar (teor de K - 2,23 g kg⁻¹). Entretanto, apesar do aumento, o teor de K na folha não é considerado ideal para as plantas e milho (7,96 a 14,27 g kg⁻¹), cujos teores ideais estão entre 17 a 35 g kg⁻¹ (EMBRAPA, 2009). A presença de K nas cinzas do material contribuíram para a maior disponibilidade desse nutriente para as plantas. O aumento do pH, CTC e COT também contribuem para as menores perdas do K⁺ no solo e, assim, maior a potencial de absorção pelas plantas de milho (Tabela 6). Tanure et al. (2019) concordam com este aumento do K, onde o mesmo trabalho identificou incremento de 29% nos teores de K a partir da aplicação de dose de 20 t ha⁻¹ de biochar. O K é o segundo elemento mais requerido pela planta de milho durante seu desenvolvimento, e sua deficiência acarreta sérios problemas como baixa produtividade dos grãos.

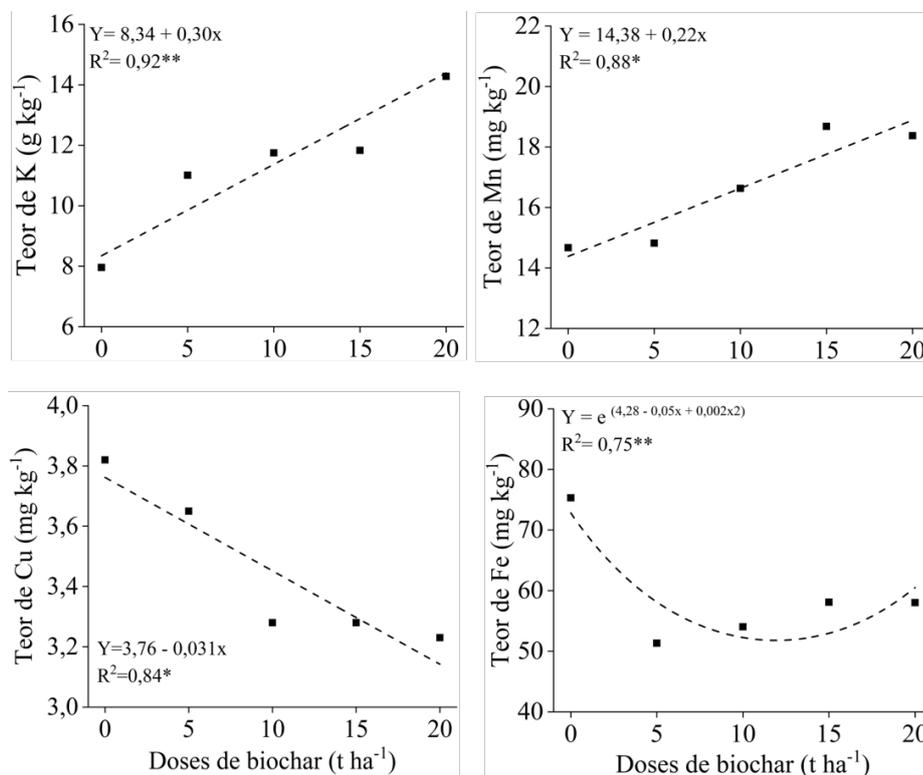


Figura 10. Análise de regressão dos nutrientes da folha diagnóstica das plantas de milho em função das doses de biochar pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

O teor foliar do Mn também aumentou. Conforme indicado anteriormente, o biochar de casca de arroz representa uma fonte de Mn (713,07 mg kg⁻¹) para o solo e, conseqüentemente, para as plantas. Uma fração do total de Mn presente na composição do biochar torna-se provavelmente disponível nas cinzas do material, ou seja, Mn solúvel. DeLuca et al. (2015) afirmam que o Mn é perdido por volatilização, apenas sob temperaturas de pirólise acima de 1000 C°. Assim, além do teor relativamente alto na biomassa (casca de arroz), a carbonização da mesma não provoca perdas deste elemento. Todavia, Thind et al. (2012) afirmam que biochar de resíduos culturais como o de casca de arroz podem proporcionar aumento nos teores de alguns metais como o Mn, porém não alcançando níveis tóxicos à planta. Isto pode ser constatado observando o teor ideal do Mn para a planta de milho (14,66 a 18,68 mg kg⁻¹), e assim como o K, apesar do aumento no teor foliar, o Mn está abaixo do teor ideal (20 a 200 mg kg⁻¹) (EMBRAPA, 2009).

Em contraste, de forma linear e exponencial decrescente, os teores de Cu e Fe, foram reduzidos com o incremento do biochar no solo ($p < 0,05$). Os teores de Cu e Fe no biochar são relativamente baixos, 351,27 e 4,28 mg kg⁻¹ respectivamente, assim, os teores destes elementos no solo

e na planta tendem a não receber incremento após a aplicação das doses do biochar (Tabela 3 e Figura 10).

Na avaliação nutricional das folhas foram observados acréscimos nos teores de P, K, Mg, Zn e Mn na folha. O P, K e Zn obtiveram ajuste linear e Mg e Mn, ajuste exponencial. O P assim como o K são um dos maiores responsáveis pelo aumento da massa foliar, assim como a produção de grãos no cultivo do milho. Apesar de não ter identificado aumento significativo aos 60 DAE, o teor de P na folha obteve aumento de 57,62% em relação ao controle. Este acréscimo, assim como o K deve-se ao aumento de formas trocáveis destes elementos no solo.

Os demais elementos (N, P, Ca, Mg e Zn) não diferiram estatisticamente em relação ao controle ($p > 0,05$) e, por isso, não foi possível realizar ajustes na análise de regressão para todos esses elementos (Tabela 5). E assim como aqueles que obtiveram aumento nos teores, todos estes elementos estão abaixo dos teores considerados ideais para as plantas de milho (EMBRAPA, 2009).

Tabela 5. Equações de regressões dos teores de nutrientes em folha diagnóstica de plantas de milho

Variáveis	Equações	Valor-F
N	$Y = e^{(2,62 + 0,004x - 0,0002x^2)}$	2208,93*
P	---	---
Ca	$Y = 0,97 - 0,003x$	0,76 ^{ns}
Mg	$Y = e^{(0,32 - 0,02x + 0,0009x^2)}$	111,69*
Zn	---	---

P e Zn não obtiveram ajustes. Análises de regressões ao nível de 5% de probabilidade.
ns – não significativo.

Tabela 6. Correlações Lineares de Pearson entre os teores dos nutrientes na planta e os atributos químicos do solo

Variável	Teores dos nutrientes na planta								
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn
pH (H₂O)	0,67**	0,65**	0,87**	0,76**	0,79**	0,89**	0,27 ^{ns}	0,85**	0,89**
CTC total	0,45*	0,38 ^{ns}	0,45*	0,39 ^{ns}	0,39*	0,43*	0,04 ^{ns}	0,41 ^{ns}	0,44*
COT	0,64**	0,71**	0,83**	0,75**	0,80**	0,86**	0,32 ^{ns}	0,85**	0,88**
N	0,38 ^{ns}	0,68**	0,77**	0,57**	0,50*	0,68**	0,09 ^{ns}	0,58**	0,66**
P – disp	0,68**	0,77**	0,92**	0,86**	0,92**	0,98**	0,33 ^{ns}	0,95**	0,99**
K⁺	0,77*	0,66**	0,49*	0,41 ^{ns}	0,63**	0,59**	0,11 ^{ns}	0,57*	0,60**
Ca²⁺	-0,0015 ^{ns}	-0,18 ^{ns}	-0,22 ^{ns}	0,10 ^{ns}	-0,21 ^{ns}	0,19 ^{ns}	-0,09 ^{ns}	-0,20 ^{ns}	-0,20 ^{ns}
Mg²⁺	0,50**	0,51*	0,72**	0,84**	0,67**	0,74**	0,21 ^{ns}	0,76**	0,75**
Fe	0,68**	0,77**	0,94**	0,88**	0,93**	0,99**	0,34 ^{ns}	0,96**	1,00**
Cu	0,09 ^{ns}	0,73**	0,94**	0,80**	0,58**	0,75**	0,17 ^{ns}	0,67**	0,72**
Mn	0,58**	0,77**	0,94**	0,88**	0,93**	0,99**	0,34 ^{ns}	0,96**	1,00**
Zn	0,66**	0,78**	0,94**	0,87**	0,92**	0,98**	0,35 ^{ns}	0,95**	0,99**

** e * significativo a $p \leq 0,01$ e $p \leq 0,05$, ns: não significativo

6.1.2.2. Pigmentos fotossintetizantes

Os pigmentos fotossintetizantes, clorofila a, clorofila b e carotenoides não diferiram estatisticamente em relação as doses de biochar e o tratamento controle ($p > 0,05$). Estes atributos fisiológicos refletem possíveis estresses na planta. No presente trabalho, alguns fatores podem ter provocado estresse nas plantas de milho ao ponto de não se observar incrementos significativos nos teores destes pigmentos. O biochar de casca de arroz conforme foi visto acima (item 1.1.2), não proporcionou a nutrição adequada as plantas de milho, em todos os elementos avaliados os teores estavam abaixo do nível adequado. Com isto, elementos necessários a síntese da clorofila e dos carotenoides (pigmentos acessórios), como o Mg e N não foram fornecidos adequadamente a planta. As clorofilas são moléculas formadas por complexos derivados da porfirina, tendo como átomo central o Mg, ligado ao N, conseqüentemente, em casos de deficiência de Mg e N na planta,

a síntese destes pigmentos é comprometida assim como o incremento na folha (STREIT et al., 2005)

Segundo Silva et al. (2012), para a cultura do milho o teor de clorofila é indicador preciso do nível adequado de N nos estágios de desenvolvimento da planta. No presente estudo, foi possível verificar que apesar das melhorias geradas, como aumento na retenção de água para as plantas, nutricionalmente o biochar de casca de arroz não promoveu incremento nos teores foliares de N e Mg, necessários a uma maior síntese dos pigmentos fotossintetizantes em relação as plantas que não receberam o biochar.

A ausência de aumento ou redução significativa nos teores dos pigmentos dificultou a elaboração de melhores ajustes na análise de regressão. Contudo, foram selecionadas as equações que melhor demonstram os comportamentos dos teores destes pigmentos nas plantas de milho (Tabela 7).

Tabela 7. Equações de análises de regressões dos teores de pigmentos fotossintetizantes

Variáveis	Unidade	Equações	Valor-F
Clorofila a	mg kg ⁻¹	Y= 10,07 + 0,05x	16,85*
Clorofila b	mg kg ⁻¹	Y= 4,08 + 0,03x	11,58*
Clorofila total	mg kg ⁻¹	Y= 14,35 + 0,08x	2,63 ^{ns}
Carotenóides	mg kg ⁻¹	Y= 797,49 + 3,41x	2,40 ^{ns}

6.1.2.3. Análises biométricas e produtividade do milho

O biochar promoveu aumento em características biométricas, como massa seca de folha (MSF) e altura de planta (AP) (Figura 11). O aumento desses parâmetros com a aplicação das doses de biochar obtiveram ajuste linear na análise de regressão para as duas variáveis ($R^2= 0,90$ e $0,99^{**}$). Isto pode estar associado principalmente as alterações químicas e físicas no solo proporcionadas pelo biochar.

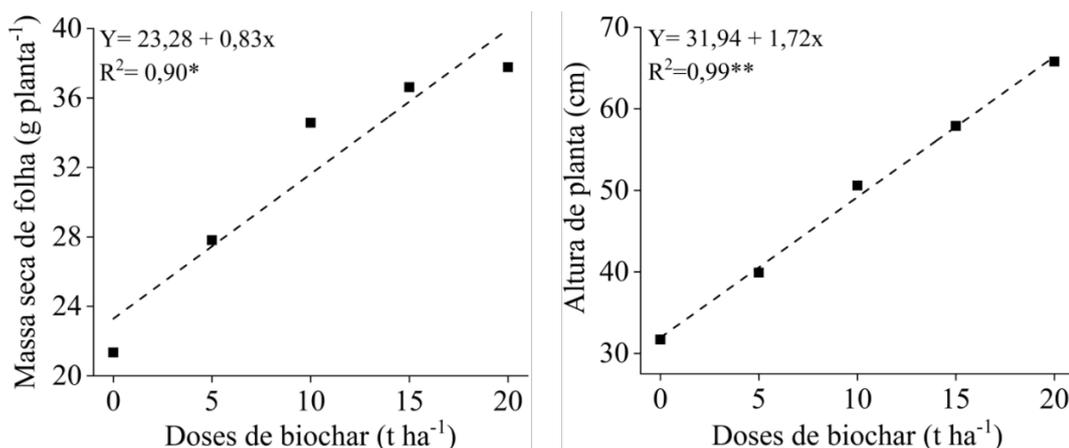


Figura 11. Análise de regressão da massa seca de folha e altura das plantas de milho em função das doses de biochar, ao nível de 5% de probabilidade

O aumento do pH, promoveu o incremento na disponibilidade de nutrientes para as plantas, a exemplo do P e K. Os nutrientes na planta correlacionaram-se positivamente com os elementos disponíveis no solo, logo, em características biométricas como a massa seca de folha e altura de planta, os valores foram superiores a partir da aplicação do biochar. Tanure et al. (2019) identificaram aumento médio de 19% na altura das plantas de milho submetidas a adubação com 20 t ha⁻¹ de biochar, quando comparados as plantas que não receberam aplicação, analisadas 52 dias após emergência (DAE). De acordo com os autores, o aumento na fertilidade do solo resultando no maior acúmulo de nutrientes nas plantas de milho, como o K, pode provocar melhoria nos indicadores fisiológicos como a AP e MSF.

Oladele, Adeyemo e Awodun (2019) estudando os efeitos da aplicação do biochar de casca de arroz no cultivo de arroz, consideraram que a melhoria nas variáveis de crescimento refletiu as melhorias no estado nutricional e as alterações nos atributos físicos do solo resultante da aplicação do biochar. No presente estudo, o biochar proporcionou maior retenção de umidade, aumento da porosidade e na distribuição do tamanho de poros e redução na densidade do solo (Item 6.1.1.2 Alterações físicas do solo). Outros autores corroboram tais resultados, demonstrando os efeitos positivos provocados pelo biochar (WANG et., 2012; LAGHARI et., 2015; HUSSAIN et al., 2017; YU et al., 2019).

A aplicação do biochar no presente estudo proporcionou aumento na produtividade dos grãos quando comparado ao tratamento controle ($p < 0,05$). O incremento foi de 208,06% com a aplicação de 10 t ha⁻¹ quando comparado ao solo que não foi tratado. Entretanto, com a aplicação

de doses superiores a 10 t ha⁻¹ foi verificada estabilização da produtividade, indicando que o biochar de casca de arroz forneceu incrementos na produtividade dos grãos apenas até a dose 10 t ha⁻¹ (Figura 12).

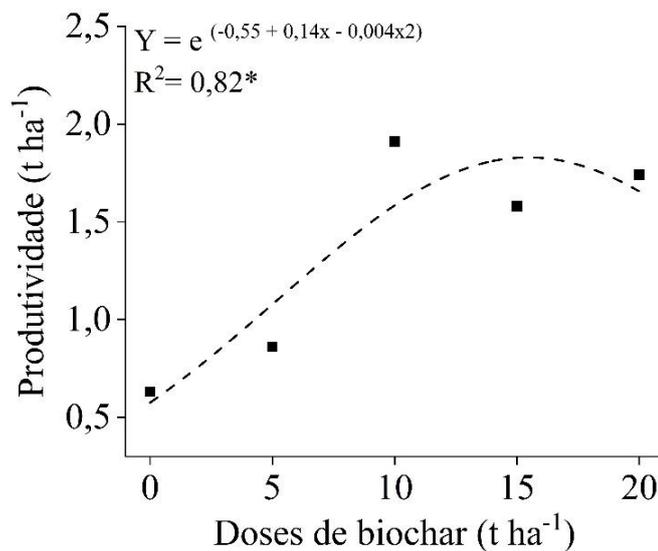


Figura 12. Análise de regressão da produtividade de grãos de milho em função das doses de biochar, ao nível de 5% de probabilidade

A baixa produtividade dos grãos está associada as deficiências nutricionais que ocorreram apesar do aumento nos teores de alguns elementos, como o K. Os elementos aqui estudados obtiveram seus teores abaixo do nível ideal (EMBRAPA, 2009) (Tópico 6.1.2.1). Com a aplicação de 20 t ha⁻¹ de biochar o aporte de N, P e K no solo foram de: 32, 38 e 44 kg. As baixas concentrações dos nutrientes no biochar impossibilitaram incrementos maiores na produtividade de grãos, os valores são considerados baixos quando comparados por exemplo a produtividade média nacional, 5,62 t ha⁻¹ (CONAB, 2020).

Os parâmetros relacionados ao desenvolvimento do colmo das plantas de milho, massa seca e diâmetro do colmo, não obtiveram diferença significativa ($p > 0,05$) nos tratamentos avaliados (Tabela 8).

Tabela 8. Equações de análises de regressões de massa seca de caule e diâmetro de colmo de plantas de milho

Variáveis	Unidade	Equações	Valor-F
MSC	g planta ⁻¹	$Y = e^{(4,12 - 0,01x + 0,0009x)}$	119,21*
DC	cm	$Y = 0,81 + 0,01x$	7,46 ^{ns}

MSC = Massa seca de caule e DC= Diâmetro de colmo. Análises de regressões ao nível de 5% de probabilidade. ns – não significativo

6.2. Alterações nos atributos do solo: biochar (10 t ha⁻¹) x lodo de esgoto x fertilizante mineral x controle

6.2.1. No solo

6.2.1.1. Alterações químicas

A partir das análises de regressões discutidas acima, foi estabelecido que a dose 10 t ha⁻¹ de biochar provocou maiores alterações no solo e nas plantas de milho. Em seguida, por meio de testes de média foram confrontados os valores referentes as alterações ocorridas no solo e nas plantas em função da aplicação desta dose de biochar, lodo de esgoto e o fertilizante mineral.

Os resultados do teste de média em relação as alterações químicas do solo mostram aumento significativo ($p < 0,05$) entre os resíduos orgânicos e o tratamento controle (Tabela 9). O pH do solo tratado com LE obteve maior média em relação aos demais tratamentos, demonstrando maior efeito corretivo quando comparado ao biochar. Este efeito corretivo do LE provém principalmente do pré-tratamento com cal virgem (CaO), realizado antes da incorporação do resíduo. Desta forma, existem diversos trabalhos relatando o aumento do valor de pH do solo, com a aplicação de lodo de esgoto (MELO; MARQUES; MELO, 2001; OLIVEIRA et al., 2002).

O maior teor de COT foi obtido no solo tratado com LE na camada 0 a 20 cm, 0,9 g kg⁻¹ a mais de C em relação a testemunha, todavia, diferença significativa ($p < 0,05$) foi observada apenas na camada 20 – 40 cm de profundidade, com um acréscimo de 2,5 g kg⁻¹ de C em relação a testemunha. A aplicação do biochar na dose 10 t ha⁻¹ não promoveu incremento significativo no teor de COT em relação ao tratamento controle e LE. O LE além de conter elevado teor de C (310,62 g kg⁻¹) concentra a maior parte deste C em formas mais disponíveis para o solo (lábil), disponíveis à ação decompositora por parte da microbiota do solo, diferentemente do biochar que apresenta grande parte do seu C em formas recalcitrantes.

Tabela 9. Alterações químicas de um Argissolo amarelo, na camada 0 – 20 e 20 – 40 cm, em função da aplicação de biochar (10 t ha⁻¹), lodo de esgoto e fertilizante mineral (NPK)

Tratamentos	pH (H ₂ O)	COT g kg ⁻¹	CTC total -----cmol _c kg ⁻¹ -----	0 – 20 cm						
				Ca ²⁺	K ⁺	P-disp	Fe	Cu	Mn	Zn
Controle	5.3±0,3c	11.7±1,2a	5.93±0,0ab	2.0±0,1b	0.04±0,01b	3.5±0,8b	56.71±15,8b	0.12±0,06ab	0.41±0,1b	0.77±0,1a
BC10	5.5±0,1bc	11.7±0,4ab	6.21±0,1a	2.4±0,1a	0.07±0,01a	7.8±2,1b	71.49±5,3b	0.13±0,01ab	1.29±0,1a	1.43±0,8a
LF	6,0±0,2a	12.6±1,2ab	5,78±0,0b	2,5±0,2a	0.10±0,01a	18.5±5,0a	106.86±4,8 ^a	0.17±0,04a	0.88±0,4ab	1.36±0,7a
NPK	5.7±0,0ab	10.1±0,1b	5.99±0,2ab	1,85±0,1b	0.07±0,01a	22.8±5,5a	53.01±23,6b	0.06±0,02b	0.79±0,1ab	0.95±0,5a
CV(%)	2,56	5,93	2,24	6,15	16,20	32,99	17,76	36,20	34,27	63,46
20 – 40 cm										
Controle	4.7±0,1a	6.2±0,8b	-	0.4±0,1a	0.03±0,01a	2.7±0,2c	44.58±16,3a	0.19±0,02ab	0.3±0,05b	0.25±0,0b
BC10	4.8±0,0a	6.3±0,8ab	-	0.4±0,0a	0.04±0,01a	3.2±0,4bc	45.21±6,6a	0.16±0,00b	0.4±0,03b	0.36±0,1b
LF	5.1±0,1a	8.7±0,8a	-	0.7±0,2a	0.04±0,01a	4.6±1,5b	66.34±11,4a	0.23±0,01a	0.7±0,02a	1.21±0,1a
NPK	4.7±0,5a	5.7±2,0b	-	0.6±0,2a	0.04±0,00a	6.4±0,3a	47.66±11,9a	0.15±0,03b	0.3±0,17b	0.49±0,5b
CV (%)	5,76	16,64		32,18	11,09	17,30	22,63	10,41	22,63	51,77

Medias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

Usman et al. (2012) afirmam que além de ser considerada potencial fonte de carbono orgânico, a matéria orgânica presente no LE consiste principalmente de matéria solúvel com baixos teores de lignina e celulose. Com isto, a matéria orgânica contida no lodo tem o potencial de mineralizar-se rapidamente. Simonete et al. (2003) avaliando o desenvolvimento do milho em condições semelhantes a este trabalho, relataram aumento linear no teor de matéria orgânica do solo com a aplicação do LE.

Os maiores teores de Ca^{2+} foram verificados com aplicação das fontes orgânicas (BC e LE). O LE e o BC proporcionaram aumentos de 25 e 20% nos teores de Ca^{2+} em relação ao controle (Tabela 9). A maior disponibilidade de Ca^{2+} teve provável relação com a liberação de Ca por meio do corretivo (CaO) utilizado no pré-tratamento do LE, aumento do pH do solo e o pelo fornecimento de Ca pelo próprio resíduo, o qual apresenta elevado teor de Ca ($57,64 \text{ g kg}^{-1}$). Todavia, os teores de Ca^{2+} no solo tratado com LE não diferiram ($p > 0,05$) do solo que recebeu o biochar.

A fonte mineral (NPK) não promoveu diferença nos teores de Ca^{2+} em relação ao controle, tendo em vista, que os fertilizantes aplicados são fontes unicamente de N, P e K. O teor de K^+ não diferiu estatisticamente entre as fontes, porém foram diferentes em relação a tratamento controle ($p < 0,05$). Das três fontes, o LE é o que apresenta menor teor de K ($0,42 \text{ g kg}^{-1}$), entretanto, a suplementação potássica promoveu semelhantes disponibilidades deste elemento no solo. Esta suplementação potássica é necessária porque o K encontra-se predominantemente sob forma iônica nas águas residuárias e durante o tratamento nas estações de tratamento de esgoto tende a ficar em solução, o que explica as baixas concentrações do elemento em lodos de esgoto (TSUTIYA, 2001).

Os teores de P-disponível foram maiores nos tratamentos NPK e LE em relação ao solo tratado com BC10 e controle ($p < 0,05$). O LE aumentou a disponibilidade de P em 15 mg kg^{-1} (428,57%) em relação ao controle. A relação C/P do LE de 1/31 tende a facilitar a mineralização de resíduos, uma vez que a mineralização é favorecida por valores de C/P inferiores a 200 (MALUF et al., 2015), já o biochar, com C/P em torno de 1/218 tem os processos de mineralização e imobilização correndo concomitantemente (CRIQUET; BRAUD; NÈBLE, 2007). Comportamento semelhante em relação ao teor de P-disponível foi observado na camada 20 – 40 cm, porém, com maior teor observado no solo tratado com NPK ($6,4 \text{ mg kg}^{-1}$) ($p < 0,05$).

Segundo Bertol et al. (2010), o P é um elemento de baixa mobilidade no solo e as perdas por lixiviação na camada superficial são mínimas devido as reações de adsorção com a fração argila. Entretanto, os autores afirmam que isto varia com a textura, e em solos com camada superficial mais arenosa, como o estudado (50% de areia), o P tende a ser transportado para camadas

subsuperficiais onde pode encontrar maiores teores de argila ou podem ser perdidos para o lençol freático.

Os teores dos micronutrientes no solo tratado com LE e BC foram superiores ao tratamento controle, porém, com diferença significativa apenas para os teores de Fe no solo tratado com LE. Os teores de Fe e Cu foram maiores com a aplicação do LE e o teor de Mn com a aplicação do BC. Aumentos semelhantes nos teores de Fe e Cu (91,61 e 130,48%) foram observados por Pigozzo et al (2004) a partir da aplicação de doses sucessivas de LE. De acordo com os autores, isso pode ser explicado pelas concentrações destes metais no resíduo, onde é possível observar elevada concentração de alguns metais na composição do LE estudado, como é o caso do Fe (5,08 g kg⁻¹), superior inclusive a macronutrientes como o P e o K (Tabela 1). O aumento nos teores se repete na camada subsuperficial (20 – 40 cm), com maiores teores de Cu, Zn e Mn no solo tratado com LE ($p < 0,05$).

6.2.1.2. Alterações físicas

Os valores de densidade do solo (Ds) foram diferentes nos solos que receberam o BC e o LE em relação ao controle ($p < 0,05$) (Figura 13). A redução na Ds quando aplicado BC foi ainda menor em relação ao LE (2% menor), porém não diferiram entre si ($p > 0,05$). Todavia, a comparação com o tratamento controle mostra que o LE assim como o BC atuou como um condicionante físico durante o ciclo do milho, reduzindo a Ds em 8,66 % em comparação com o tratamento controle. Estudando os efeitos da aplicação de LE a curto prazo no solo de textura franco-arenosa, Mondal et al. (2015) observaram redução significativa da Ds quando aplicado 15 t ha⁻¹ de LE em comparação com a testemunha. De acordo com os autores, a redução na Ds está associada a baixa densidade do resíduo. Em geral, a densidade de resíduos de tratamento de água como o LE é em torno de 1,0 a 1,1 g.cm⁻³ (VON SPERLING; GONÇALVES; LUDUVICE, 2001).

A redução na Ds pode ter proporcionado aumento na porosidade total (PT) conforme pode ser observado na Figura 17. O maior valor foi observado no solo tratado com BC, superior até o tratamento LE. Pradi et al. (2018), avaliando os efeitos de biochar, lodo de esgoto e cobertura vegetal nos atributos físicos do solo, observaram maiores efeitos do biochar na porosidade, principalmente macroporosidade. Apesar do aumento de quase 3% na PT com aplicação do LE, o maior efeito foi resultante da aplicação do BC (6%). Isto é resultante da porosidade natural do biochar observada a partir das imagens microscópicas, e das possíveis alterações no aumento e estabilidade dos agregados do solo. Todavia, é importante ressaltar a melhoria na PT provocado pelo uso do LE

no solo. Neste trabalho não foi observado aumento significativo em relação a testemunha, porém efeitos mais significativos podem surgir com a aplicação de doses superiores e, ou maior tempo de cultivo.

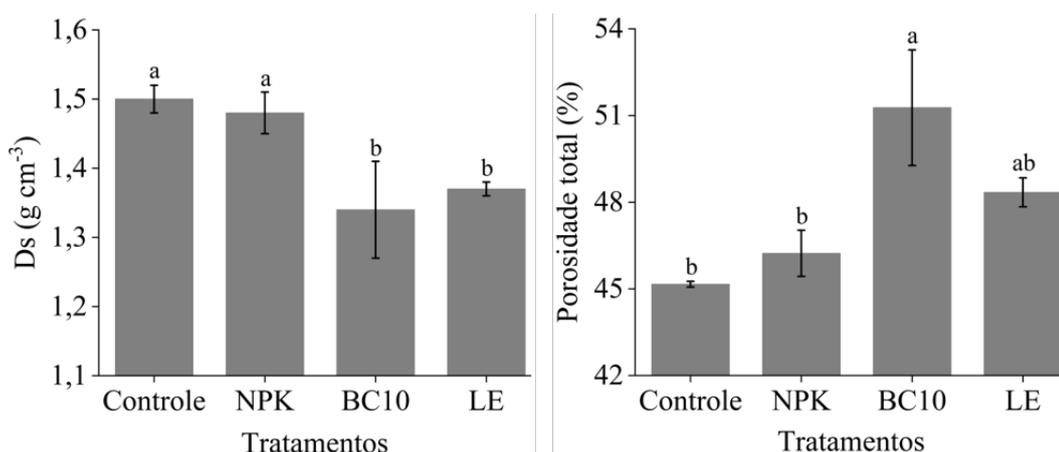


Figura 13. Alterações na densidade do solo (Ds) e porosidade total em função da aplicação do tratamento mineral (NPK), biochar - 10 t ha⁻¹ (BC10) e lodo de esgoto (LE), pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

A distribuição do tamanho de poros reflete a contribuição do BC na maior PT do solo (Figura 14). De todos os tamanhos de poros, o LE proporcionou maiores efeitos apenas na criptoporosidade do solo em relação ao solo tratado com BC ($p < 0,05$). O BC é um resíduo capaz de promover maiores alterações nos atributos físicos do solo, como a PT e a distribuição do tamanho de poros. As características físicas do BC permitem aumentos significativos em todos os tamanhos de poros, principalmente macro e microporos. Conforme Baver, Gardner e Gardner (1972), um solo apresenta condições ideais de aeração para o desenvolvimento das plantas quando a macroporosidade é superior a 10%, valor este encontrado no solo tratado com o BC (11,68%).

O LE por outro lado, conforme observado por Sampaio et al (2012), os efeitos em poros como os macro e microporos podem surgir após um maior tempo em relação a aplicação do LE no solo. Neste trabalho os autores identificaram diferença significativa com aplicação de 20 t ha⁻¹ de LE apenas com 6 meses após a incorporação do LE.

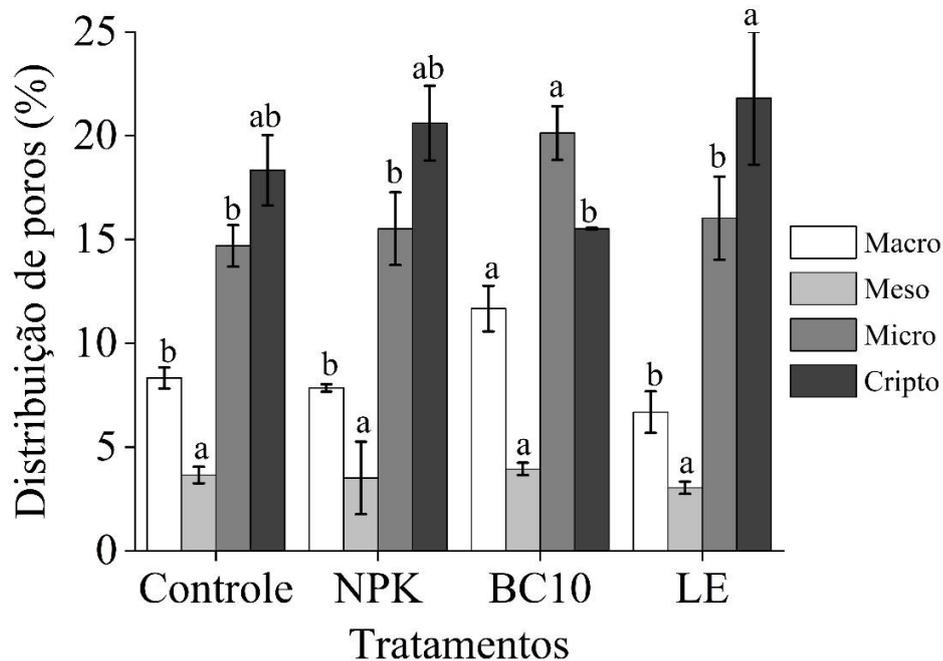


Figura 14. Alterações na distribuição do tamanho de poros em função da aplicação do tratamento mineral (NPK), biochar - 10 t ha⁻¹ (BC10) e lodo de esgoto (LE), pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

A incorporação do LE no solo proporcionou aumento significativo ($p < 0,05$) da capacidade de campo do solo (CC) em comparação com o tratamento controle (Figura 15). Não houve diferença em relação ao solo tratado com BC, apesar do aumento de quase 6% mostrando uma possível tendência. O aumento não apenas na CC, mas também no ponto de murcha permanente (PMP) após a aplicação do LE mostram que a matéria orgânica presente no resíduo aumentou a retenção de água no solo (SHARMA et al., 2017).

O valor superior do PMP no solo tratado com o LE em relação ao BC ($p < 0,05$) tem relação com a maior criptoporosidade resultante da aplicação do LE (Figura 14). Todavia, a maior disponibilidade de água para as plantas, conforme observou-se no teor de água disponível (AD), foi proporcionada com a aplicação do BC, diferindo estatisticamente do tratamento controle e do LE. Apesar do aumento na PMP e na criptoporosidade, a incorporação do LE no solo pode fornecer umidade para a microbiota do solo, semelhante ao que aconteceu após aplicação de 20 t ha⁻¹ de BC, contribuir para a vida da biomassa microbiana, principalmente em períodos secos (LIMA et al., 2018).

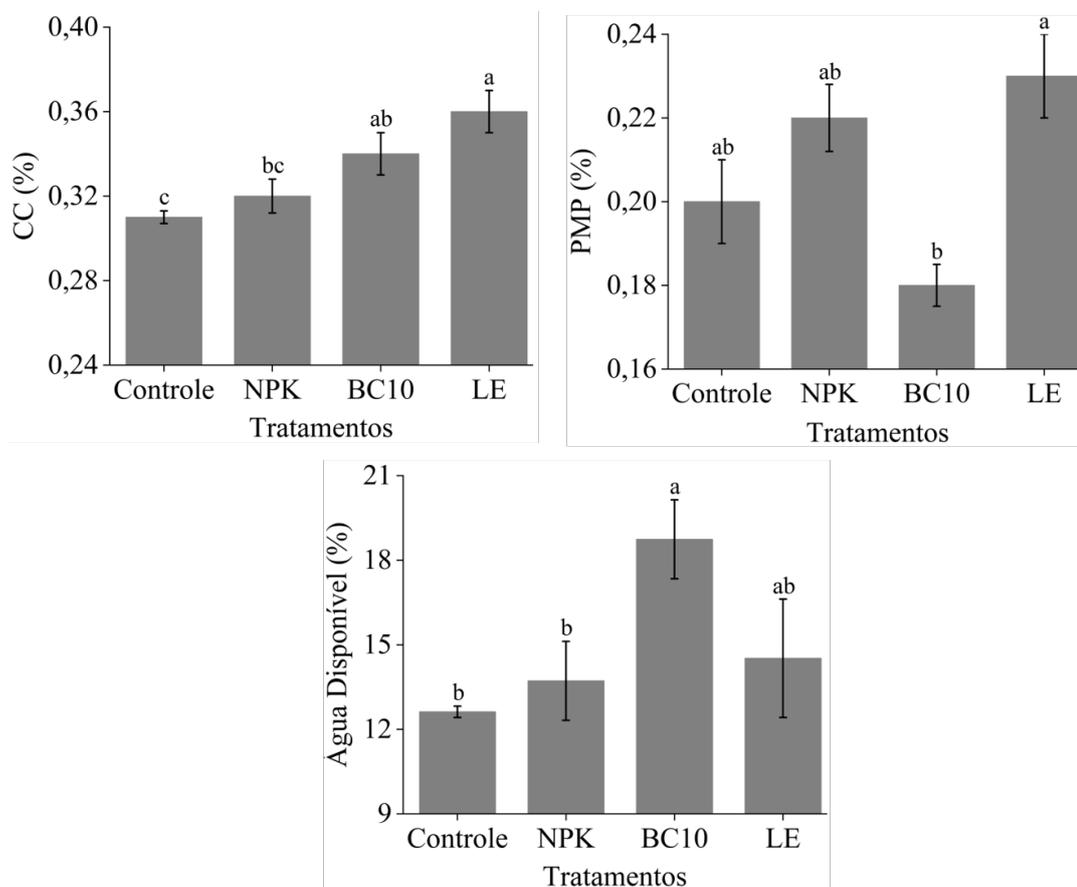


Figura 15. Alterações na capacidade de campo (CC), ponto de murcha permanente (PMP) e água disponível em função da aplicação do tratamento mineral (NPK), biochar - 10 t ha⁻¹ (BC10) e lodo de esgoto (LE), pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

6.2.1.3. Alterações microbiológicas

Os teores de COT foram superiores nas parcelas que receberam BC quando comparados aos demais tratamentos (Figura 16). Conforme discutido anteriormente (tópico 1.1.4 alterações microbiológicas), o BC tem provável parte do C em formas menos recalcitrantes, devido a temperatura de pirólise adotada (400 °C), sendo esta fração passível de sofrer oxidação e ser utilizada pelos microrganismos do solo (LEHMANN et al., 2011). Apesar de não ter diferido em relação ao tratamento controle, a utilização do LE mostra uma tendência no aumento de COT do solo. O LE é um resíduo com elevado teor de matéria orgânica, em média, contém aproximadamente 50% de matéria orgânica, com elevado conteúdo de C lábil, além de 1 a 4 % de C inorgânico (SOMMERS; NELSON; YOST, 1976; MOHAPATRA et al., 2016).

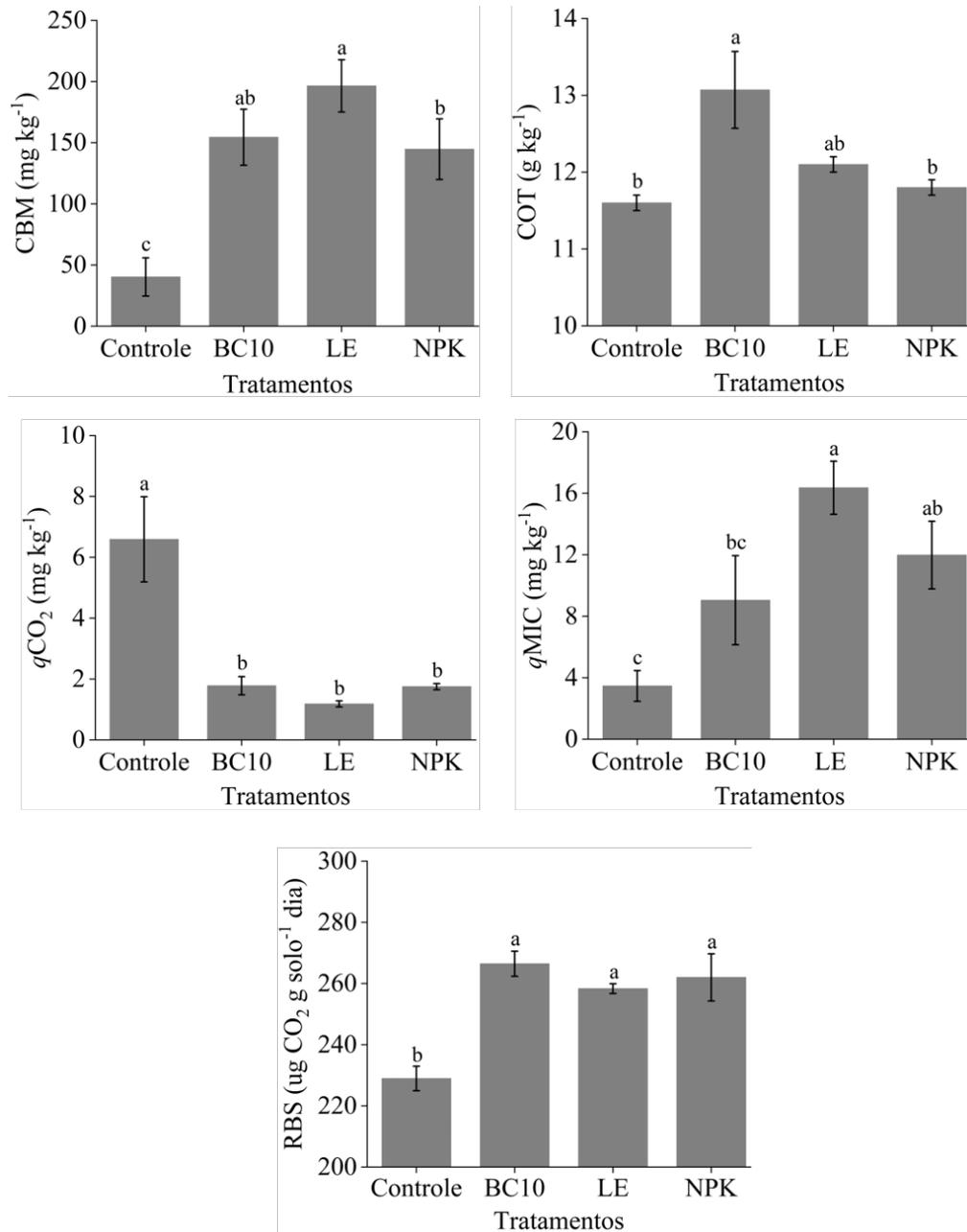


Figura 16. Alterações microbiológicas do solo em função da aplicação biochar - 10 t ha⁻¹ (BC10), NPK e lodo de esgoto (LE), pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Carbono orgânico total (COT), Carbono da biomassa microbiana (CBM), quociente metabólico (qCO_2), quociente microbiano ($qMIC$) e respiração basal do solo (RBS)

O CBM obteve maiores teores no solo tratado com LE, com incremento de 147,26 mg kg⁻¹ em relação ao tratamento controle ($p < 0,05$). O BC e o tratamento mineral também proporcionaram aumento nos teores de CBM em relação ao controle. O LE é uma fonte importante de CO para o solo, com C presente em formas mais lábeis, ou seja, mais acessível a biomassa microbiana.

Mondal et al. (2015) estudando o CBM na camada 0 a 5cm também, com a aplicação de doses de LE, observaram aumento de 92% com aplicação de 15 t ha⁻¹ em relação ao controle. Segundo os autores, isto é decorrente do elevado conteúdo de MO e N no LE, que atua como potencial fonte de alimento e energia para os microrganismos heterotróficos, elevando a biomassa microbiana. Além disto, as alterações físicas provocadas pelo LE contribuem para maior retenção de umidade e difusão de oxigênio no solo (Figuras 13, 14 e 15).

Os valores de quociente metabólico (qCO_2) reduziram nos tratamentos orgânicos e mineral em relação a testemunha ($p < 0,05$). Assim como ocorreu com o BC, os baixos valores de qCO_2 indicam que apesar das perdas de C na forma de CO_2 pela respiração, uma maior porção de C foi incorporada aos tecidos microbianos, como resultado da ação de uma biomassa “eficiente” atuando sobre o lodo adicionado ao solo. Segundo Sakamoto e Oba (1994), baixo valor de qCO_2 indica economia na utilização de energia e a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o C disponível para biossíntese e, supostamente, reflete um ambiente mais estável ou mais próximo do ambiente de equilíbrio (FERNANDES; BETTIOL; CERRI, 2005).

O quociente microbiano ($qmic$) obteve aumento com aplicação dos tratamentos BC, LE e NPK em relação ao tratamento controle ($p < 0,05$), principalmente com aplicação de LE. O $qmic$, conforme foi discutido anteriormente (tópico 1.1.4 alterações microbiológicas) fornece informações sobre possíveis estresses e sobre o aproveitamento da matéria orgânica pelos microrganismos. Na comparação com o controle, O LE se mostrou como uma boa matéria orgânica para a microbiota do solo, fazendo com o que a biomassa microbiana utilizasse eficientemente o seu CO. As menores condições de estresse provocadas pelo aumento do pH e disponibilidade de nutrientes (Tabela 9), além da maior retenção de umidade e aeração provocados pelo aumento na porosidade com o aplicação do LE, tornaram ainda mais eficiente a capacidade de imobilização do C por parte dos microrganismos, levando a um incremento da biomassa microbiana e do $qMIC$ (WARDLE, 1994).

A respiração basal do solo (RBS) indicou maior liberação de CO_2 no solo tratado com as fontes orgânica e mineral em relação ao controle ($p < 0,05$). O LE, BC e o NPK são fontes de nutrientes para a microbiota. Logo, com o fornecimento principalmente de C e N por parte dos materiais, os microrganismos tendem a respirar mais, liberando CO_2 para a atmosfera, indicando aumento na biomassa microbiana. A partir do comportamento dos parâmetros microbiológicos, a RBS pode estar indicando maior produtividade no solo, e não uma desordem ecológica (ISLAM; WEIL, 2000).

6.2.2. Na planta

6.2.2.1. Avaliação nutricional

Os teores dos macronutrientes e micronutrientes nas plantas de milho foram superiores com aplicação do LE e dos fertilizantes minerais (NPK) (Figura 17). Os teores de N foram superiores estatisticamente apenas com a aplicação de NPK ($p < 0,05$). Provavelmente, isto é decorrente da disponibilidade imediata do N neste tratamento (VIEIRA; CASTILHOS; CASTILHOS, 2011). Entretanto, em todos os tratamentos os teores de N estão abaixo da faixa ideal (27 a 35 g kg⁻¹) segundo a Embrapa (2009). Os teores de N nas plantas que receberam LE não obtiveram incremento, não corroborando os trabalhos que afirmaram que o LE é uma potencial fonte de N para as plantas (MACEDO et al., 2012). Alguns fatores podem ter proporcionado a baixa disponibilidade de N por parte do LE como as intensas e irregular distribuição das chuvas ocorridas durante o experimento. Apesar de a planta de milho poder ser cultivada em regiões onde as precipitações vão desde 250 mm até 5000 mm anuais (EMBRAPA, 2006), as fortes chuvas podem ter provocado lixiviação do N mineralizado, além de promover perdas de N para a atmosfera (N₂) por desnitrificação, pois o solo se manteve bastante úmido durante boa parte do ciclo do milho.

Os teores de K nas plantas de milho tratadas com BC, LE e NPK foram semelhantes e não diferiram entre si ($p > 0,05$). Entretanto, os valores foram superiores ao tratamento controle. O LE apesar de apresentar baixos teores de K em relação as outras fontes (0,42 g kg⁻¹), provocou disponibilização deste elemento de forma semelhante aos outros tratamentos provavelmente devido a suplementação com cloreto de potássio (KCL). Além disto, apesar de ser encontrado em baixas concentrações no LE, mas diferentemente do nitrogênio e do fósforo, a maior parte deste elemento se encontra na forma mineral, estando prontamente disponível para as plantas (DESCHAMPS; FAVARETTO, 1999). Todavia, os teores de K nas plantas em todos os tratamentos aplicados, estão abaixo da faixa de 17 a 35 g kg⁻¹, considerada adequada para a cultura do milho, segundo EMBRAPA (2009).

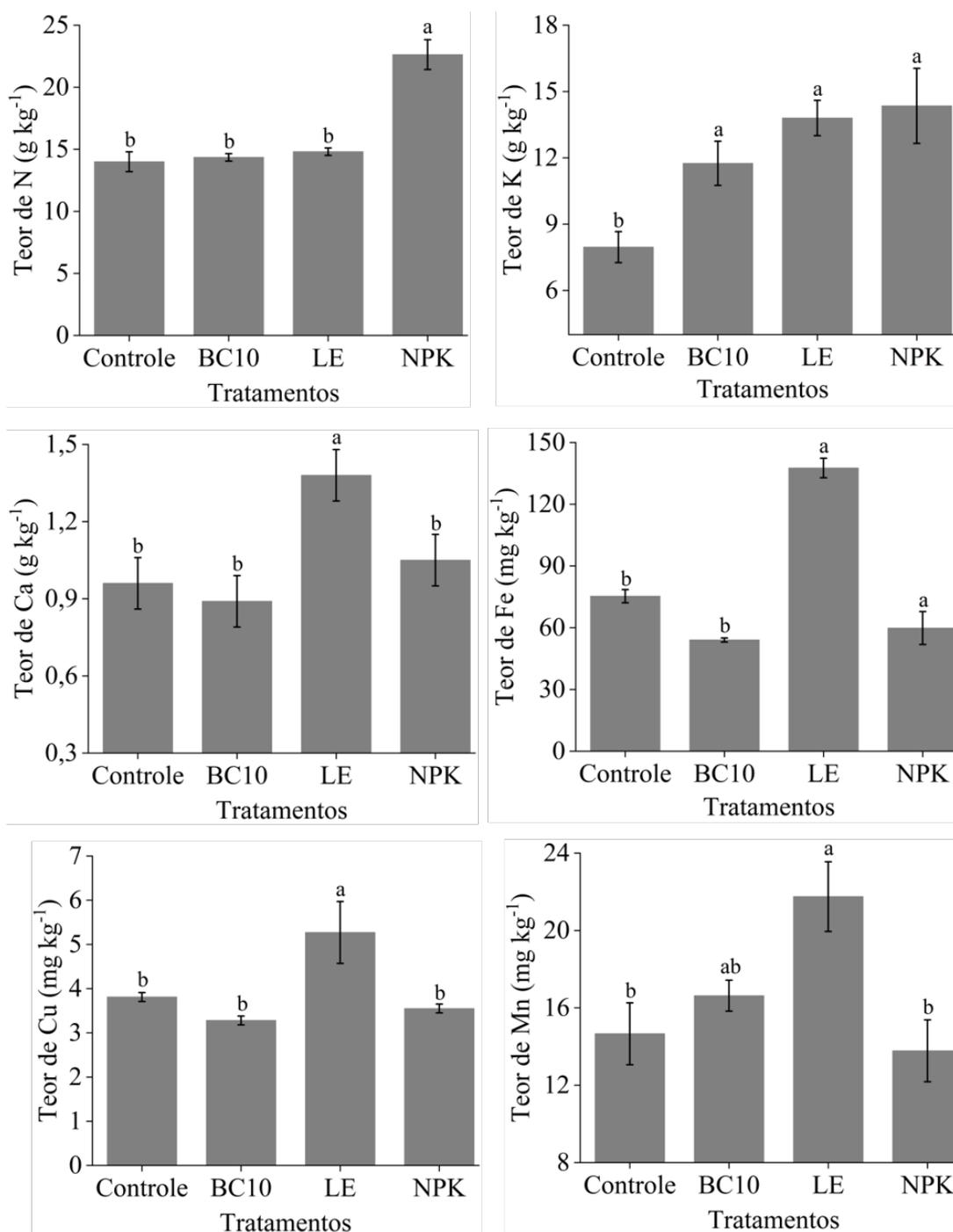


Figura 17. Teores dos nutrientes na folha diagnóstica em função da aplicação de biochar - 10 t ha⁻¹ (BC10), NPK e lodo de esgoto (LE), pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

Os teores de Ca na planta se comportaram semelhante ao que ocorreu com os teores disponíveis no solo, com os maiores teores de Ca no solo tratado com LE ($p < 0,05$). Em relação aos teores de Ca, as fontes deste elemento foram os resíduos, a aplicação do LE proporcionou maiores

teores de Ca nas plantas de milho. Avaliando a composição de ambos os resíduos é possível observar que o LE utilizado é uma fonte de Ca para a nutrição das plantas, o qual apresentou teor total de Ca de 5,76 g kg⁻¹ contra 1,62 g kg⁻¹ presente no BC.

Além disto, conforme descrito anteriormente o aumento na disponibilidade de Ca tem relação também com o pré-tratamento do material, o qual foi utilizado cal virgem (CaO) para promover a estabilização do mesmo. Resultados semelhantes foram observados por Gomes, Nascimento e Biondi (2007), estudando a produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto, onde segundo os autores o aumento nos teores de Ca na planta foi linear em função de doses crescentes de lodo de esgoto.

Os micronutrientes Fe, Cu e Mn obtiveram aumento nas plantas de milho com aplicação de LE ($p < 0,05$). Assim como para o Ca, o NPK não provocou alterações nos teores dos micronutrientes na planta, obtendo teores semelhantes ao tratamento controle ($p > 0,05$). As maiores contribuições nos teores destes elementos na planta foi a partir a aplicação do LE. Os teores destes elementos no LE foram superiores ao BC, com exceção do Mn. Gomes, Nascimento e Biondi (2007) avaliando o teor de micronutrientes e metais pesados nas plantas de milho, observaram aumentos nos teores de Fe e Mn nas folhas de milho. Este aumento tem provável relação com os teores destes elementos no LE, sendo o Fe considerado terceiro elemento mais abundante na composição do resíduo (5,08 g kg⁻¹). Com este aumento, os teores de Fe (137,60 mg kg⁻¹) e Mn (21,75 mg kg⁻¹) estiveram na faixa ideal para a nutrição das plantas de milho (EMBRAPA, 2009).

6.2.2.2. Pigmentos fotossintetizantes

Os teores de carotenoides, clorofila a, clorofila b e clorofila totais nas folhas de milho foram superiores no tratamento NPK em comparação com os demais tratamentos ($p < 0,05$) (Figura 18). Segundo Silva et al (2012), para a cultura do milho o teor de clorofila é indicador preciso do nível adequado de N nos estágios de desenvolvimento da planta. O teor de clorofila da folha também se correlaciona positivamente com o teor de N na planta (SCHADCHINA; DMITRIEVA, 1995). Esta relação é atribuída, principalmente, ao fato de que 50 a 70% do N total das folhas ser integrante de enzimas (CHAPMAN; BARRETO, 1997) que estão associadas aos cloroplastos (STOCKING; ONGUN, 1962).

Apesar das alterações nos diferentes atributos do solo que contribuíram para um melhor desenvolvimento das plantas de milho, como a maior retenção de água e aumento dos teores de C no solo, assim como o BC, O LE não proporcionaram aumentos significativos nos teores de N e Mg no solo e na planta. Conforme discutido no item 1.1.3, as clorofilas são moléculas que apresentam Mg e N em sua composição química estrutural, consequentemente, em casos de deficiência de Mg e N na planta, a síntese destes pigmentos é comprometida assim como o incremento na folha (STREIT et al., 2005),

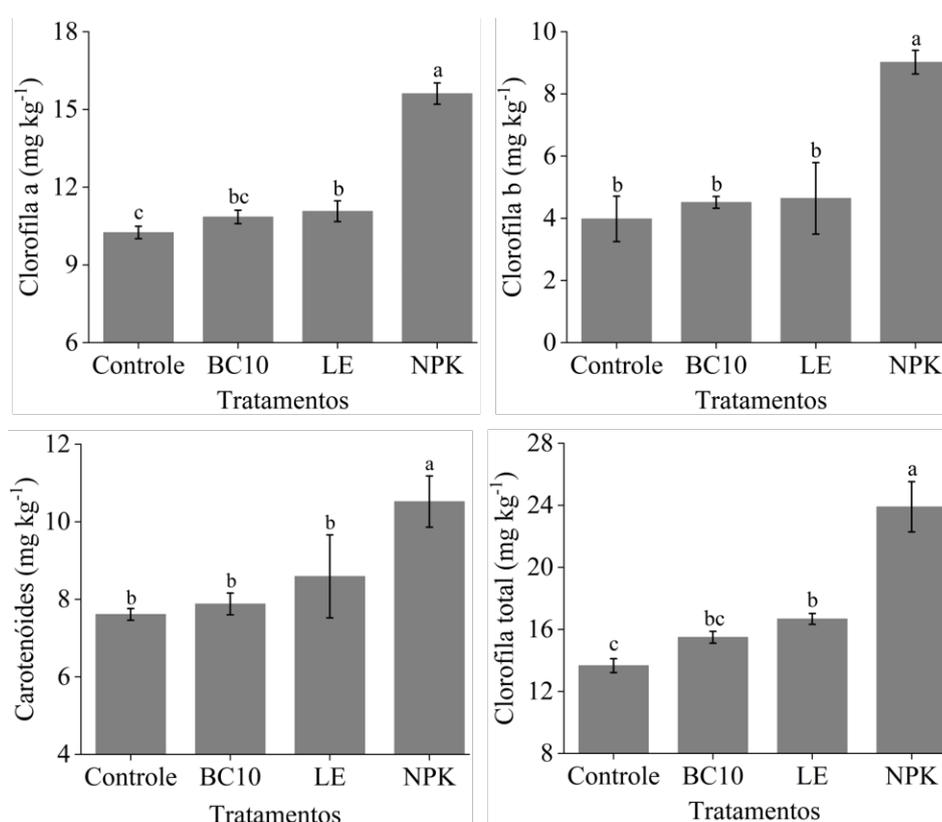


Figura 18. Pigmentos fotossintetizantes em função da aplicação biochar - 10 t ha⁻¹ (BC10), NPK e lodo de esgoto (LE), pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

O aumento na disponibilidade de N por meio da aplicação do NPK, proporcionou maiores teores de N na planta (Figura 14), fornecendo maiores condições para a síntese destes pigmentos fotossintéticos. Assim, é provável que o fertilizante mineral proporcionou aumento em relação a atividade fotossintética quando comparado aos demais tratamentos.

6.2.2.3. Produtividade do milho

A maior produtividade foi alcançada com o LE, $3,52 \text{ t ha}^{-1}$, porém não diferiu do tratamento mineral, $2,87 \text{ t ha}^{-1}$, ($p > 0,05$) (Figura 19). Todavia, ambos proporcionaram maior produtividade em relação ao BC todos diferiram do tratamento controle ($p < 0,05$). Os efeitos do LE no solo proporcionaram melhores condições para que as plantas de milho produzissem de forma semelhante ao tratamento mineral. O LE promoveu maior efeito corretivo no solo, elevando o pH e permitindo maior disponibilidade de macro e micronutrientes (Tabela 9), consequentemente, aumentou os teores de K, Ca e Fe, Cu e Mn no solo e na planta, e os demais macro e micronutrientes possibilitou semelhante disponibilidade quando comparado aos demais tratamentos (GOMES; NASCIMENTO; BIONDI, 2007). Ademais, O LE durante o ciclo da cultura teve efeito condicionante no solo, estimulando a microbiota, devido ao aumento de carbono e nutrientes que resultaram no incremento do COT, CBM e q_{MIC} do solo (BETTIOL; FERNANDES; CERRI, 2006). O efeito condicionante do LE foi ainda maior nos atributos físicos, proporcionando efeitos positivos na Ds, PT e na CC (Figura 17 e 19) (CAMPOS; ALVES, 2008; SHARMA et al., 2017).

O BC proporcionou aumento significativo em relação ao tratamento controle ($p < 0,05$), com aumento de 208% na produtividade. Em comparação com os demais tratamentos nota-se que o BC exerceu maiores efeitos condicionantes no solo do que como fonte de nutrientes para as plantas de milho. Apesar do aumento na produtividade, as maiores alterações no solo foram nos atributos biológicos e principalmente físicos. A aplicação do BC no solo promoveu aumentos no COT, CBM e q_{MIC} , além da redução no q_{CO_2} (Figura 16). Em comparação com os demais tratamentos, O BC provocou as maiores alterações na Ds, PT e distribuição no tamanho dos poros, que resultou em aumento na CC e a maior conteúdo de água disponível para as plantas (IGAZ et al., 2018; VILLAGRA-MENDOZA; HORN, 2018; TANURE et al., 2019; WANG et al., 2019).

As mudanças ocorridas durante o ciclo do milho indicam o potencial de condicionamento por parte das fontes orgânicas, principalmente do BC. Todavia, o tratamento mineral fornecendo nutrientes de forma imediata para as plantas, aumentou o teor de nutrientes como N e K na planta e a produtividade dos grãos (Tabela 10). Do ponto de vista nutricional, o maior fornecimento de elementos como o N pelo NPK, permitiu aumento nos teores de N nas plantas de milho e nos pigmentos fotossintetizantes, clorofilas e carotenoides.

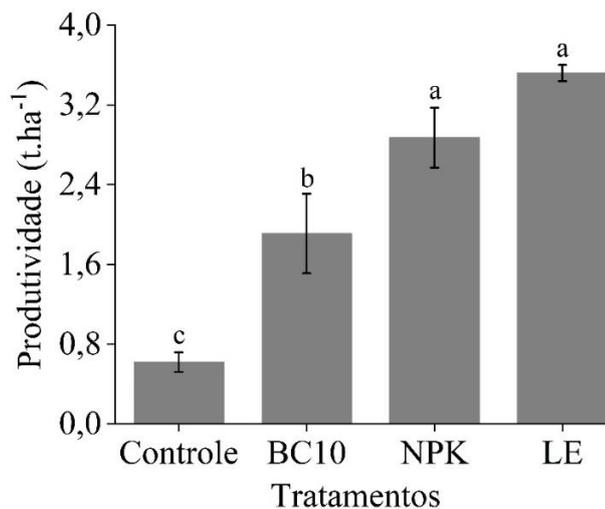


Figura 19. Produtividade de grãos de milho em função da aplicação biochar - 10 t ha⁻¹ (BC10), NPK e lodo de esgoto (LE), pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade

O presente trabalho destaca os efeitos condicionantes dessas fontes orgânicas no solo. Apesar dos menores efeitos na nutrição das plantas de milho e nos ganhos na produtividade de grãos, o BC e o LE provocaram mudanças positivas nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo em um curto período de tempo (90 dias). A obtenção de ganhos maiores na nutrição das plantas pode surgir por exemplo com a utilização destes resíduos em parceria com fertilizantes minerais, visando complementar os teores de nutrientes na planta para que estejam na faixa ideal, e consequentemente aumentar a produtividade.

7. CONCLUSÕES

1. O biochar apresentou os maiores efeitos condicionantes no solo durante o cultivo do milho promovendo diminuição da Ds, aumento da PT e da distribuição do tamanho de poros e aumento da CC e água disponível às plantas, sendo os maiores efeitos obtidos a partir da aplicação da dose 10 t ha^{-1} ;
2. O biochar forneceu nutrientes e abrigo para a microbiologia do solo por meio das alterações químicas e físicas, permitindo crescimento da biomassa microbiana sob mínimas condições de estresse.
3. A aplicação de lodo de esgoto no solo proporcionou maior efeito sobre o pH, disponibilidade de elementos como o Ca^{2+} , P-disponível e os micronutrientes Fe, Cu e Mn, resultando em aumento nos teores de Ca, Fe, Cu e Mn nas plantas.
4. O lodo de esgoto teve também efeito condicionantes, promoveu redução da Ds e aumento da CC. Além de proporcionar aumento do CBM e redução dos quocientes, microbiano e metabólico.
5. A utilização dos dois resíduos no cultivo do milho mostra mudanças positivas na qualidade do solo. Entretanto, a nutrição das plantas de milho ficou limitada a partir da aplicação dos dois resíduos. Resultados mais expressivos para a nutrição das plantas poderiam surgir com a combinação dos tratamentos orgânicos e mineral. Possivelmente, com a maior disponibilidade de nutrientes no solo somada aos efeitos condicionantes promovidos pelos resíduos, a produtividade dos grãos de milho alcançaria valores superiores aos observados no presente estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, H. C.; ZUBA JUNIO, G. R.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L.A.; ZONTA E.; BARBOSA C.F. Yield and nutrition of sunflower fertilized with sewage sludge. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.19, p.553- 559, 2015.

ALMEIDA, B. G.; DONAGEMMA, G. K.; RUIZ, H. A.; BRAIDA, J. A.; VIANA, J. H. M.; REICHERT, J. M. M.; OLIVEIRA, L. B.; CEDDIA, M. B.; WADT, P. S.; FERNANDES, R. B. A.; PASSOS, R. R.; FALCI DECHEN, S. C.; KLEIN, V. A.; TEIXEIRA, W. G. **Padronização de métodos para análise granulométrica no Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa, Comunicado Técnico 66, 2012. 11 p.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgotos: Despolição de bacias hidrográficas**. Brasília, DF: ANA, p. 30, 2017.

ARNON, A. D. I.; STOUTS, P. R. The essentiality of certain elements in minute quantity for plants with special reference to copper. **Plant Physiology**, Rockville, v.14, p.371-375, 1939.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Soil physics**. New York: J. Wiley, 1972. 498 p.

BELTRÃO, G. V. S.; MASCARENHAS, J. C.; MIRANDA, J. L. F.; SOUZA JÚNIOR, L. C.; GALVÃO, M. J. T. G.; PEREIRA, S. N. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea – Estado de Pernambuco: **Diagnóstico do município de Moreno**. CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2005.

BERTOL, O. J.; FEY, E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J.; RIZZI, N. E. Mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo sob sistema de semeadura direta submetido às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 6, p. 1841-1850, 2010.

BETTIOL, W., FERNANDES, S. A. P.; CERRI, C. C. **Efeito do lodo de esgoto na atividade microbiana do solo**. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna. 2006. p. 207-226.

BLANCO-CANQUI, H. Biochar and soil physical properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 81, p. 687-711, 2017.

BRASSARD, P.; GODBOUT, S.; RAGHAVAN, V. Pyrolysis in auger reactors for biochar and bio-oil production: A review. **Biosystems engineering**, Hexham, v. 161, p. 80-92, 2017.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen total. In: Page, A.L. (1ª ed.) **Methods of soil analysis. Part 2**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.595-624.

- BREWER, C. E.; CHUANG, V. J.; MASIELLO, C. A.; GONNERMANN, H.; GAO, X.; DUGAN, B.; DAVIES, C. A. New approaches to measuring biochar density and porosity. **Bio-mass and Bioenergy**, Birmingham, v. 66, 176-185, 2014.
- CAMPOS, F.; ALVES, M. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1389-1397, 2008.
- CARMO, D.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012.
- CHAPMAN, S. C.; BARRETO, H. J. Using a chlorophyll meter to estimate specific leaf nitrogen of tropical maize during vegetative growth. **Agronomy Journal**, Madison, v.89, p.557-562, 1997.
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Boletim da safra brasileira de grãos: 4º levantamento**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos>>. Acessado em: 02 de fevereiro de 2020.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº. 375 de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF, 2006.
- CRIQUET, S.; BRAUD, A.; NÈBLE, S. Short-term effects of sewage sludge application on phosphatase activities and available P fractions in Mediterranean soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 4, p. 921-929, 2007.
- DELUCA, T. H.; GUNDALE, M. J.; MACKENZIE, M. D.; JONES, D. L. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: LEHMANN, J., JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation**. Routledge, London, 2015, p. 421-454.
- DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Aspectos agronômicos. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: Transformando problemas em soluções**. Curitiba: SANEPAR, FINEP, 1999. p. 181-192.
- DONG, X.; SINGH, B. P.; LI, G.; LIN, Q.; ZHAO, X. Biochar application constrained native soil organic carbon accumulation from wheat residue inputs in a long-term wheat-maize cropping system. **Agriculture, ecosystems & environment**, Netherlands, v. 252, p. 200-207, 2018.
- DOWNIE, A.; CROSKY, A.; MUNROE, P. Physical properties of biochar. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed). **Biochar for environmental management science and technology**. London: Earthscan, 2009. p. 13 – 29.
- EDUAH, J. O.; NARTEY, E. K.; ABEKOE, M. K.; BREUNING-MADSEN, H., ANDERSEN, M. N. Phosphorus retention and availability in three contrasting soils amended with rice husk and corn cob biochar at varying pyrolysis temperatures. **Geoderma**, Netherlands, v. 341, p. 10-17, 2019.

EL-NAGGAR, A.; LEE, S. S.; RINKLEBE, J.; FAROOQ, M.; SONG, H., SARMAH, A. K.; OK, Y. S. Biochar application to low fertility soils: a review of current status, and future prospects. **Geoderma**, Netherlands, v. 337, p. 536-554, 2019.

EL-NAGGAR, A.; LEE, S. S.; AWAD, Y. M.; YANG, X.; RYU, C.; RIZWAN, M., OK, Y. S. Influence of soil properties and feedstocks on biochar potential for carbon mineralization and improvement of infertile soils. **Geoderma**, Netherlands, v. 332, p. 100-108, 2018.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. (5ª ed), revisada e ampliada. Brasília, DF, Embrapa Solos, 2018, p. 117.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. (3ª ed), revisada e ampliada. Brasília, 2017, 573p.

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. (2ª ed). Brasília, 2009, 67p.

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW) - Managing Systems at Risk**; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy. Earthscan, London, UK. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e.pdf>> Acessado em: 28/01/2020.

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

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 30, n. 1, p. 65-77, 2005.

GLAB, T.; ŻABIŃSKI, A.; SADOWSKA, U.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M.; MIERZWA–HERSZTEK, M.; TABOR, S. Effects of co-composted maize, sewage sludge, and biochar mixtures on hydrological and physical qualities of sandy soil. **Geoderma**, Netherlands, v. 315, p. 27-35, 2018.

GLASER, B.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. **Naturwissenschaften**, Göttingen v. 88, n. 1, p. 37-41, 2001.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 5, p. 459-465, 2007.

- GONZALEZ-QUIÑONES, V.; STOCKDALE, E. A.; BANNING, N. C.; HOYLE, F. C.; SAWADA, Y.; WHERRETT, A. D.; JONES, D. L.; MURPHY, D. V. Soil microbial biomass interpretation and consideration for soil monitoring. **Soil Research**, Sydney p. 287–304, 2011.
- GUPTA, S. C.; WANG, D. Water Retention in Soil. Encyclopedia of Soil Science, Second Edition p. 1864-1869. **Taylor & Francis**, 2007.
- HAIDER, G.; STEFFENS, D.; MOSER, G.; MÜLLER, C.; KAMMANN, C. I. Biochar reduced nitrate leaching and improved soil moisture content without yield improvements in a four-year field study. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 237, p. 80-94, 2017.
- HAMDI, H.; HECHMI, S.; KHELIL, M. N.; ZOGHLAMI, I. R.; BENZARTI, S.; MOKNIT-LILI, S.; JEDIDI, N. Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. **Catena**, Amsterdam, v. 172, p. 11-20, 2019.
- HAN, L.; SUN, K.; YANG, Y.; XIA, X.; LI, F.; YANG, Z.; XING, B. Biochar's stability and effect on the content, composition and turnover of soil organic carbon. **Geoderma**, Amsterdam, v. 364, p.114184, 2020.
- HAN, F.; REN, L.; ZHANG, X. Effect of biochar on the soil nutrients about different grasslands in the Loess Plateau. **Catena**, Amsterdam, v. 137, p. 554-562, 2016.
- HUSSAIN, M.; FAROOQ, M.; NAWAZ, A.; AL-SADI, A. M.; SOLAIMAN, Z. M.; AL-GHAMDI, S. S.; SIDDIQUE, K. H. Biochar for crop production: potential benefits and risks. **Journal of Soils and Sediments**, Hamburgo, v. 17, n. 3, p. 685-716, 2017.
- IGAZ, D.; ŠIMANSKÝ, V.; HORÁK, J.; KONDRLOVÁ, E.; DOMANOVÁ, J.; RODNÝ, M.; BUCHKINA, N. P. Can a single dose of biochar affect selected soil physical and chemical characteristics?. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, Bratislava, v. 66, n. 4, p. 421-428, 2018.
- ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**, Fort Collins, v. 55, n. 1, p. 69-78, 2000.
- ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 27, n. 4, p. 408-416, 1998.
- KOPITTKE, P. M.; MENZIES, N. W.; WANG, P.; MCKENNA, B. A.; LOMBI, E. Soil and the intensification of agriculture for global food security. **Environment international**, Oxford, v. 132, p. 105078, 2019.
- LAGHARI, M.; MIRJAT, M. S.; HU, Z.; FAZAL, S.; XIAO, B.; HU, M.; CHEN, Z.; GUO, D. Effects of biochar application rate on sandy desert soil properties and sorghum growth. **Catena**, Amsterdam, v. 135, p. 313–320, 2015.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, Basileia, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LEAMER, R. W.; SHAW, B. Simple apparatus for measuring noncapillary porosity on an extensive scale. **Journal of the American Society of Agronomy**, Madison, v. 633, n. 11, p. 1003-1008, 1941.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: an introduction. Biochar for environmental management Science and technology. New York: Eartscan. 2009. p. 1 – 9.

LEHMANN, J.; RILLIG, M. C.; THIES, J.; MASIELLO, C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota—a review. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, n. 9, p. 1812-1836, 2011.

LIANG, C.; GASCÓ, G.; FU, S.; MÉNDEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J. Biochar from pruning residues as a soil amendment: effects of pyrolysis temperature and particle size. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 164, p. 3-10, 2016.

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; NEVES, E. G. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 70, p. 1719-1730, 2006.

LIMA, J. R. S.; DE MORAES SILVA, W.; DE MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; CORRÊA, M. M.; MARTINS FILHO, A. P.; HAMMECKER, C. Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. **Geoderma**, Netherlands, v. 319, p. 14-23, 2018.

LIN, Q.; ZHANG, L.; RIAZ, M.; ZHANG, M.; XIA, H.; LV, B. JIANG, C. Assessing the potential of biochar and aged biochar to alleviate aluminum toxicity in an acid soil for achieving cabbage productivity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, San Diego, v. 161, p. 290-295, 2018.

LIU, Z.; DUGAN, B.; MASIELLO, C. A.; GONNERMANN, H. M. Biochar particle size, shape, and porosity act together to influence soil water properties. **Plos One**, São Francisco, v. 12, n.6, p. 290-295, 2017.

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. **Revista Ciencia del Suelo e Nutrición Vegetal**, Buenos Aires, v.7, p.16-25, 2007.

MACEDO, F. G. D.; MELO, W. J. D.; MERLINO, L. C. S.; TORRES, L. S.; GUEDES, A. C. T. P.; MELO, G. M. P. D.; CAMACHO, M. A. Lodo de esgoto como fonte de nitrogênio: concentração no perfil do solo e em plantas de milho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, p. 263-268, 2012.

MADARI, B. E.; MILORI, D. M. B. P.; MARTIN NETO, L.; BENITES, V. M.; CUNHA, T. J. F.; NOVOTNY, E. H.; SANTOS, G. A. Matéria orgânica dos solos antrópicos da Amazônia

(Terra Preta de Índio): suas características e papel na sustentabilidade da fertilidade do solo. In: TEIXEIRA, G. T.; KERN, D. C.; MADARI, B. E.; LIMA, H. N.; WOODS, W. **As terras pretas de índio na Amazônia: Sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Embrapa Amazônia Ocidental, Manaus, p. 172-188, 2009.

MAIO, M. M.; SAMPAIO R. A.; NASCIMENTO A. L.; PRATES F. B. S.; RODRIGUES M.N.; SILVA H.P.; DIAS A. N.; FREITAS C.E.S. Atributos físicos do solo, adubado com lodo de esgoto e silicato de cálcio e magnésio. **Revista Ceres**, Viçosa, v.58, n.6, p.823-830, 2011.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2^a.ed. Piracicaba, POTAFOS, 1997. p. 308.

MALUF, H. J. G. M.; SOARES, E. M. B.; SILVA, I. R. D.; NEVES, J. C. L.; SILVA, L. D. O. G. Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 6, p. 1681-1689, 2015.

MELO, W.; DELARICA, D.; GUEDES, A.; LAVEZZO, L.; DONHA, R.; DE ARAÚJO, A.; MACEDO, F. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 643, p. 1493-1501, 2018.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T. **Biossólido na agricultura**. São Paulo: Sabesp, p. 289-363, 2001.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises**. Viçosa, UFV, 2^a ed., p. 154-169, 2017.

MOAYEDI, H.; AGHEL, B.; NGUYEN, H.; RASHID, A. S. A. Applications of rice husk ash as green and sustainable biomass. **Journal of Cleaner Production**, Netherlands, v. 237, p. 117851, 2019.

MOHAMED, I.; EL-MEIHY, R.; ALI, M.; CHEN, F.; RALEVE, D. Interactive effects of biochar and micronutrients on faba bean growth, symbiotic performance, and soil properties. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 180, n. 6, p. 729-738, 2017.

MOHAPATRA, D. P.; CLEDON, M.; BRAR, S. K.; SURAMPALLI, R. Y. Application of wastewater and biosolids in soil: occurrence and fate of emerging contaminants. **Water, Air, & Soil Pollution**, Guelph, v. 227, n. 3, p. 77, 2016.

MONDAL, S.; SINGH, R. D.; PATRA, A. K.; DWIVEDI, B. S. Changes in soil quality in response to short-term application of municipal sewage sludge in a typical haplustept under cowpea-wheat cropping system. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, Miami, v. 4, p. 37-41, 2015.

MUKHERJEE, A.; ZIMMERMAN, A. R.; HAMDAN, R.; COOPER, W. T. Physicochemical changes in pyrogenic organic matter (biochar) after 15 months of field aging. **Solid Earth**, Netherland, v. 5, n. 2, p. 693-704, 2014.

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; CRUZ, JUNIO, G. R. Z.; BARBOSA, C. F.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 694-699, 2014.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.2, p.385-392, 2004.

NOVOTNY, E. H.; MAIA, C. M. B. D. F.; CARVALHO, M. T. D. M.; MADARI, B. E. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use-a critical review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 2, p. 321-344, 2015.

OLADELE, S. O.; ADEYEMO, A. J.; AWODUN, M. A. Influence of rice husk biochar and inorganic fertilizer on soil nutrients availability and rain-fed rice yield in two contrasting soils. **Geoderma**, Netherlands, v. 336, p. 1-11, 2019.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO C. R.; ROSSETO R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 505-519, 2002.

OLIVEIRA, L. B. Determinação da macro e microporosidade pela " mesa de tensão" em amostras de solo com estrutura indeformada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 3, p. 197-200, 1968.

OMONDI, M. O.; XIA, X.; NAHAYO, A.; LIU, X.; KORAI, P. K.; PAN, G. Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. **Geoderma**, Amsterdam, v. 274, p. 28-34, 2016.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Population**. Disponível em: <un.org/en/sections/issues-depth/population/index.html>. Acessado em: 07 de janeiro de 2020.

PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature**, London, v. 532, n. 7597, p. 49-57, 2016.

PIGOZZO, A. T. J.; GOBBI, M. A.; SCAPIM, C. A.; LENZI, E.; DE LUCAS J. J.; BREDA, C. C. Disponibilidade de metais de transição no solo tratado com lodo de esgoto. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 443-451, 2004.

PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA. **Destinação final de lodos de etas e etes**. Disponível em:<<https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/destinacao-final-de-lodos-de-etos-etes/>>. Acesso em: 22/09/2018.

- PRADI, V. E.; ALVES, M. C.; FREITAS L. A. J.; DE SOUZA, E. J.; SOUTO F. S. N. Efeitos do biochar, culturas de cobertura e lodo de esgoto nos atributos físicos do solo. **Ciencia del suelo**, Buenos aires, v. 36, n. 1, p. 01-10, 2018.
- PRATIWI, E. P. A.; SHINOBI, Y. Rice husk biochar application to paddy soil and its effects on soil physical properties, plant growth, and methane emission. **Paddy and Water Environment**, Akita, v. 14, n. 4, p. 521-532, 2016.
- PREVEDELLO, C. L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba: Saeafs, 1996. 446p.
- QUILLIAM, R. S.; HELEN C. G.; STEPHEN C. W.; DAVEY L. J. Life in the ‘charosphere’ – Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms? **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 65, p. 287-293, 2013.
- RAZZAGHI, F.; OBOUR, P.; ARTHUR, E. Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 361, p. 114055, 2020.
- RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J; SILVA D. H.; FIGUEIREDO L. A.; MELO G. M. P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 42, n. 2, p. 166-173, 2012.
- RICHARDS, L. A. **Physical conditions of water in soil**. In: **BLACK, C. A. Methods of soil analysis**. Part 1. Madison, American Society for Testing and Materials, 1965. 770p.
- ROGOVSKA, N.; LAIRD, D.; LEANDRO, L.; ALLER, D. Biochar effect on severity of soybean root disease caused by *Fusarium virguliforme*. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 413, p. 111– 126. 2017.
- SABESP, TRATAMENTO DE ESGOTO. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=49>>. Acesso em: 10/01/2019.
- SAKAMOTO, K.; OBA, Y. Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO₂ evolution and total soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 17, n. 1, p. 39-44, 1994.
- SAMPAIO, T. F.; GUERRINI, I. A.; BACKES, C.; HELIODORO, J. C. A.; RONCHI, H. S.; TANGANELLI, K. M.; OLIVEIRA, F. C. Lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1637-1645, 2012.
- SANG, D. A.; BAKAR, R. A.; AHMAD, S. H.; RAHIM, K. A. Influences of Rice Husk Biochar (RHB) on Rice Growth Performance and Fertilizer Nitrogen Recovery up to Maximum Tillering Stage. **Journal of Wetlands Environmental Management**, Banjarmasin, v. 6, n. 1, p. 32-44, 2019.

SCHADCHINA, T.M., DMITRIEVA, V.V. Leaf chlorophyll content as a possible diagnostic mean for the evaluation of plant nitrogen uptake from the soil. **Journal of Plant Nutrition**, Weinheim, v.18, p.1427-1437, 1995.

SHARMA, B.; SARKAR, A.; SINGH, P.; SINGH, R. P. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management**, Oxford, v.64, p. 117-132, 2017.

SHI, R. Y.; LI, J. Y.; NI, N.; XU, R. K. Understanding the biochar's role in ameliorating soil acidity. **Journal of Integrative Agriculture**, Oxford, v. 18, n. 7, p. 1508-1517, 2019.

SHI, R. Y.; HONG, Z. N.; LI, J. Y.; JIANG, J.; BAQUY, M. A. A.; XU, R. K.; QIAN, W. Mechanisms for increasing the pH buffering capacity of an acidic Ultisol by crop residue-derived biochars. **Journal of agricultural and food chemistry**, Munique, v. 65, n. 37, p. 8111-8119, 2017.

SILVA, M. A. G. D.; MANNIGEL, A. R.; MUNIZ, A. S.; PORTO, S. M. A.; MARCHETTI, M. E.; NOLLA, A.; BERTANI, R. M. D. A. Ammonium sulphate on maize crops under no tillage. **Bragantia**, Campinas, v. 71, n. 1, p. 90-97, 2012.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. D. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.

SINGH, C.; TIWARI, S.; GUPTA, V. K.; SINGH, J. S. The effect of rice husk biochar on soil nutrient status, microbial biomass and paddy productivity of nutrient poor agriculture soils. **Catena**, Amsterdam, v. 171, p. 485-493, 2018.

SMITH, P.; HOUSE, J. I.; BUSTAMANTE, M.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; PAUSTIAN, K. Global change pressures on soils from land use and management. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 1008-1028, 2016.

SMITH, J. L.; COLLINS, H. P.; BAILEY, V. L. The effect of young biochar on soil respiration. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, n. 12, p. 2345-2347, 2010.

SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W.; YOST, K. J. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 5, n. 3, p. 303-306, 1976.

STOCKING, C. R.; ONGUN, A. The intracellular distribution of some metallic elements in leaves. **American Journal of Botany**, Saint Louis, v. 49, n. 3, p. 284-289, 1962.

STREIT, N. M.; CANTERLE, L. P.; CANTO, M. W. D.; HECKTHEUER, L. H. H. As clorofilas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 3, p. 748-755, 2005.

TANURE, M. M. C.; DA COSTA, L. M.; HUIZ, H. A.; FERNANDES, R. B. A.; CECON, P. R.; JUNIOR, J. D. P.; DA LUZ, J. M. R. Soil water retention, physiological characteristics, and growth of maize plants in response to biochar application to soil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 192, p. 164-173, 2019.

- TARRASÒN, D.; OJEDA, G.; ORTIZ, O.; ALCANIZ, J. M. Effects of different types of sludge on soil microbial properties: a field experiment on degraded Mediterranean soils. **Pedosphere**, Amsterdam, v.20, p. 681–691, 2010.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174p.
- THIND, H. S.; SHARMA, S.; VASHISTHA, M.; SINGH, G. Land application of rice husk ash, bagasse ash and coal fly ash: Effects on crop productivity and nutrient uptake in rice–wheat system on an alkaline loamy sand. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 135, p. 137-144, 2012.
- TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM, P. S.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na Agricultura**. 1ª ed. São Paulo: SABESP, 2001. p. 89-131.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). Method 3051a – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. 1998.
- USMAN, K.; KHAN, S.; GHULAM, S.; KHAN, M. U.; KHAN, N.; KHAN, M. A.; KHALIL, S. K. Sewage sludge: an important biological resource for sustainable agriculture and its environmental implications. **American Journal of Plant Sciences**, Irvine, n. 3, p. 1708-1721, 2012.
- UZOMA, K. C.; INOUE, M.; ANDRY, H.; FUKIMAKI, H. ZAHOOR, A.; NISHIHARA, E. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 27, n. 2, p. 205-212, 2011.
- VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America**, Madison, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.
- VIEIRA, G. D.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V. Atributos microbianos do solo após a adição de lodo anaeróbio da estação de tratamento de efluentes de parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 2, p. 543-550, 2011.
- VILLAGRA-MENDOZA, K; HORN, R. Effect of biochar addition on hydraulic functions of two textural soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 326, p. 88-95, 2018.
- VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F.; LUDUVICE, M. Remoção da umidade de lodos de esgotos. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001. p. 159-259.
- WANG, D.; LI, C.; PARIKH, S. J.; SCOW, K. M. Impact of biochar on water retention of two agricultural soils—A multi-scale analysis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 340, p. 185-191, 2019.

WANG, J.; PAN, X.; LIU, Y.; ZHANG, X.; XIONG, Z. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production. **Plant and Soil**, Dordrech, v. 360, n. 1-2, p. 287-298, 2012.

WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1994, p. 419-436.

WEBER, K.; QUICKER, P. Properties of biochar. **Fuel**, Xian, v. 217, p. 240-261, 2018.

YADA, M. M.; MELO, W. J.; MINGOTTE, F. L. C.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Chemical and biochemical properties of oxisols after sewage sludge application for 16 years. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 1303-1310, 2015.

YAGMUR, M.; ARPALI, D.; GULSER, F. The effects of sewage sludge treatment on triticale straw yield and its chemical contents in rainfed condition, **Journal Animal Plant Science**, Laore, 27, 971-977, 2017.

YU, O. Y.; RAICHLE, B.; SINK, S. Impact of biochar on the water holding capacity of loamy sand soil. **International Journal of Energy and Environmental Engineering**, Tehran, v. 4, n. 1, p. 44, 2013.

YU, H., ZOU, W.; CHEN, J.; CHEN, H.; YU, Z.; HUANG, J.; GAO, B. Biochar amendment improves crop production in problem soils: a review. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 232, p. 8-21, 2019.

ZHANG, R.; ZHANG, Y.; SONG, L.; SONG, X.; HÄNNINEN, H.; WU, J. Biochar enhances nut quality of *Torreya grandis* and soil fertility under simulated nitrogen deposition. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 391, p. 321-329, 2017.

ZHOU, H.; ZHANG, D.; WANG, P.; LIU, X.; CHENG, K.; LI, L.; VAN ZWIETEN, L. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 239, p. 80-89, 2017.

APÊNDICE A – Resultados da ANOVA dos atributos químicos do solo

Tabela 1. Resultados da análise de variância (ANOVA) (valor f e significância) dos atributos químicos do solo nas camadas 0 – 20 e 20 – 40 cm.

Variáveis	Unidades	Camada (cm)	Valor - F
pH (H ₂ O)	---	0 – 20	19.649**
		20 - 40	1.897 ^{ns}
COT	g kg ⁻¹	0 – 20	5.539*
		20 - 40	5.772*
NT	g kg ⁻¹	0 – 20	2.370 ^{ns}
		20 - 40	0.022 ^{ns}
CTC total	cmol _c kg ⁻¹	0 – 20	7.048**
		20 - 40	---
Ca ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	0 – 20	20.000**
		20 - 40	3.721 ^{ns}
Mg ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	0 – 20	2.128 ^{ns}
		20 - 40	3.353 ^{ns}
K ⁺	cmol _c kg ⁻¹	0 – 20	14.053**
		20 - 40	3.000 ^{ns}
H+Al	cmol _c kg ⁻¹	0 – 20	32.176**
		20 - 40	1.903 ^{ns}
Al ³⁺	cmol _c kg ⁻¹	0 – 20	8.273**
		20 - 40	8.474**
P-disponível	mg kg ⁻¹	0 – 20	17.143**
		20 - 40	20.691**
Fe	mg kg ⁻¹	0 – 20	14.749**
		20 - 40	3.222 ^{ns}
Cu	mg kg ⁻¹	0 – 20	4.534**
		20 - 40	14.308**
Zn	mg kg ⁻¹	0 – 20	0.792 ^{ns}
		20 - 40	8.194**
Mn	mg kg ⁻¹	0 – 20	6.342**
		20 - 40	18.064**

COT – Carbono orgânico total e NT – Nitrogênio total.

APÊNDICE B – Resultados da ANOVA da avaliação nutricional das plantas de milho

Tabela 2. Resultados da análise de variância (ANOVA) (valor f e significância) dos nutrientes na folha diagnóstica.

Variáveis	Unidades	Valor-F
N	g kg ⁻¹	124.165**
P	g kg ⁻¹	0.824 ^{ns}
K	g kg ⁻¹	18.466**
Ca	g kg ⁻¹	15.461**
Mg	g kg ⁻¹	1.722 ^{ns}
Fe	mg kg ⁻¹	9.474**
Cu	mg kg ⁻¹	28.476**
Zn	mg kg ⁻¹	2.083 ^{ns}
Mn	mg kg ⁻¹	5.404*

APÊNDICE C – Resultados da ANOVA da avaliação nutricional dos pigmentos fotossintetizantes

Tabela 3. Resultados da análise de variância (ANOVA) (valor f e significância) dos pigmentos fotossintetizantes.

Variáveis	Unidades	Valor-F
Clorofila a	g kg ⁻¹	124.165**
Clorofila b	g kg ⁻¹	0.824 ^{ns}
Clorofila total	g kg ⁻¹	18.466**
Carotenóides	g kg ⁻¹	15.461**

APÊNDICE D – Resultados da ANOVA das alterações microbiológicas do solo

Tabela 4. Resultados da análise de variância (ANOVA) (valor f e significância) das alterações microbiológicas do solo.

Variáveis	Unidades	Valor-F
COT	g kg ⁻¹	7.319**
CBM	mg kg ⁻¹	39.620**
qCO ₂	mg kg ⁻¹	15.339**
qMIC	mg kg ⁻¹	12.252**
RBS	ug CO ₂ g solo ⁻¹ dia	41.592**

COT – Carbono orgânico total; CBM – Carbono da biomassa microbiano; qCO_2 – Quociente metabólico; $qMIC$ – Quociente microbiano e RBS – Respiração basal do solo.

APÊNDICE E – Resultados da ANOVA das alterações físicas do solo

Tabela 5. Resultados da análise de variância (ANOVA) (valor f e significância) das alterações físicas do solo.

Variáveis	Unidades	Valor-F
Ds	$g\ cm^{-3}$	15.654**
PT	%	0.0065**
Macroporos	%	21.124**
Microporos	%	30.282**
Mesoporos	%	20.045**
Criptoporos	%	6.650*
CC	%	13.881**
PMP	%	5.698*
Água disponível	%	24.136**

Ds – Densidade do solo; PT – Porosidade total; CC – Capacidade de campo; PMP – Ponto de murcha permanente.

APÊNDICE F – Resultados da ANOVA da produtividade de grãos

Tabela 3. Resultados da análise de variância (ANOVA) (valor f e significância) da produtividade de grãos.

Variável	Unidade	Valor-F
Produtividade	$t\ ha^{-1}$	63.908**