**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Compostagem de resíduos agropecuários: segurança ambiental,
ciclagem de nutrientes e eficácia agronômica**

Guilherme Lucio Martins

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração:
Microbiologia Agrícola

**Piracicaba
2021**

Guilherme Lucio Martins
Engenheiro Agrônomo

**Compostagem de resíduos agropecuários: segurança ambiental,
ciclagem nutrientes e eficácia agrônômica**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:
Profa. Dra. **JUSSARA BORGES REGITANO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração:
Microbiologia Agrícola

Piracicaba
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Martins, Guilherme Lucio

Compostagem de resíduos agropecuários: segurança ambiental, ciclagem de nutrientes e eficácia agronômica / Guilherme Lucio Martins. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021.

115 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Fertilizantes orgânicos 2. Microbioma 3. Agricultura sustentável I.
Título

AGRADECIMENTOS

Eu gostaria de agradecer primeiramente a minha família que sempre me ajudou e permitiu que eu pudesse seguir meus estudos e que sempre me apoiou em minhas escolhas. Minha mãe Gislaine, meu pai Walfrido (*in memoriam*), minha avó Maut, minhas irmãs Mariana e Carolina, esse mérito é tanto de vocês quanto meu. Obrigado por tudo.

Também gostaria de agradecer a minha orientadora, Profa. Dra. Jussara Borges Regitano, pela oportunidade, ensinamentos, paciência e amizade durante toda essa jornada. Aos meus amigos de laboratório Adijailton José de Souza, Douglas Gomes Viana e Mayra Maniero Rodrigues que sempre estiveram dispostos em me ajudar durante o desenvolvimento do trabalho e me animavam mesmo quando eu encontrava dificuldades no caminho.

Ao Dr. Fernando Carvalho de Oliveira pela colaboração na construção de ideias durante todo o trabalho.

Ao PPG em Microbiologia Agrícola e especialmente à Profa. Dra. Simone Possedente de Lira, por sempre estar disposta em ajudar todos os alunos do programa.

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri e Prof. Dr. Fernando Dini Andreote, pelo acesso aos laboratórios de Matéria Orgânica e de Microbiologia do Solo.

Ao Prof. Dr. Maurício Cherubin e Dr. Rodrigo Taketani, pelas contribuições durante meu exame de qualificação.

Aos funcionários Anderson Scarazate, Luís Fernando Baldesin, Luiz Silva Jr, Marcos Camargo, Dorival Grisotto, Denise Mescolotti e Eleusa Bassi, e as estagiárias Aline Vitti e Carolina, pelo apoio técnico durante a condução do experimento e das análises laboratoriais.

A todos que me ajudaram e apoiaram de forma direta ou indireta durante o mestrado, meu muito obrigado!

O trabalho só foi possível graças a concessão de bolsa pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e ao apoio financeiro da Associação Brasileira das Indústrias de Tecnologia em Nutrição Vegetal (ABISOLO).

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. Geração de resíduos agropecuários no Brasil e seu impacto ambiental....	13
2.2. Compostagem, qualidade, segurança ambiental e eficiência agronômica de resíduos agropecuários.....	15
2.3. Manejo e funcionalidade da microbiota sob uso de resíduos agropecuários.....	18
2.4. Ciclagem de nutrientes no solo tratado com resíduos agropecuários	21
3. HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	25
3.1. Hipóteses	25
3.2. Objetivos gerais.....	25
4. MATERIAIS E MÉTODOS	27
4.1. Coleta e caracterização inicial dos solos.....	27
4.2. Coleta dos resíduos agropecuários	28
4.3. Caracterização físico-química dos resíduos agropecuários “in natura”	29
4.4. Condução do processo de compostagem	29
4.5. Propriedades físico-química dos resíduos agropecuários compostados....	30
4.6. Planejamento e condução do experimento	30
4.7. Avaliação dos parâmetros fitotécnicos	31
4.8. Análise química do tecido vegetal	31
4.9. Índice de eficiência do fertilizante.....	32
4.10. Respiração basal do solo (RBS).....	32
4.11. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo	33
4.12. Análise química do solo no final do cultivo	33
4.13. Extração de DNA total	33
4.14. Sequenciamento do gene 16S rRNA.....	34
4.15. Forma de análise dos dados	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1. Propriedades físico-químicas e risco ambiental dos resíduos agropecuários “in natura” e compostados.....	37

5.2. Produção de biomassa aérea e acúmulo de nutrientes na cultura do milho.....	40
5.3. Eficiência dos resíduos agropecuários “in natura” e compostado na disponibilização de nutrientes.....	45
5.4. Conteúdo de nutrientes no solo	47
5.5. Evolução e acúmulo de C-CO ₂ e carbono no solo	50
5.6. Diversidade, estrutura e composição da comunidade microbiana	56
6. CONCLUSÕES	69
REFERÊNCIAS.....	71
APÊNDICES.....	111

RESUMO

Compostagem de resíduos agropecuários: seguridade ambiental, ciclagem de nutrientes e eficácia agronômica

O uso de resíduos agropecuários junto com fertilizantes minerais é uma prática que busca aumentar a eficiência e reduzir a dependência pelos insumos externos. Porém, ainda restam dúvidas sobre as vantagens de se realizar o processo de compostagem nesses resíduos, principalmente em termos de aumento de produtividade das plantas e da qualidade do solo. Por isso, esse trabalho visou avaliar as vantagens do processo de compostagem nos principais resíduos agropecuários gerados e utilizados na agricultura brasileira, como a torta de filtro, a cama de frango e o esterco de poedeiras, para serem utilizados como suplemento da adubação mineral. Esses benefícios foram avaliados através das propriedades físico-químicas dos resíduos agropecuários nas formas “in natura” e compostado, e dos resultados obtidos no sistema solo-planta, tais como disponibilização e efeitos residuais dos nutrientes para as plantas e acúmulo de carbono no solo. Também foram avaliadas as mudanças no microbioma do solo associados às plantas de milho, tais como diversidade e riqueza de espécies, composição e estruturação da comunidade microbiana do solo e das correlações com os dados ambientais do solo, como carbono total, pH e teores de macro e micronutrientes no solo. Os resultados do processo de compostagem levaram a redução dos teores de matéria orgânica, carbono e de macronutrientes nos resíduos. Porém, os resíduos compostados apresentaram maior eficiência para o uso dos nutrientes pelas plantas e acumularam mais carbono no solo, proporcionalmente. Por outro lado, os resíduos “in natura” apresentam maiores resultados para produção de biomassa aérea e acumularam mais macronutrientes nas plantas. Todavia, apresentaram poucas diferenças em relação ao acúmulo de micronutrientes, e não apresentaram diferenças nos teores de carbono e nitrogênio do solo. Em contrapartida, os resíduos compostados apresentaram melhores respostas microbiológicas em termos de aumento da diversidade, riqueza e estruturação da comunidade de bacteriana, tanto nos resíduos como no solo. Assim, foi possível concluir que os resíduos “in natura” podem oferecer melhores resultados a curto prazo devido a presença de maiores teores de nutrientes. Porém, podem levar a um desequilíbrio da qualidade do solo, uma vez que apresentam menor diversidade e riqueza de microbiana nos resíduos e no solo, além de poder causar riscos ambientais devido ao excesso de nutrientes, principalmente N e P. Já os resíduos compostados, oferecem maior segurança ambiental e estimulam o aumento da diversidade e riqueza da comunidade microbiana do solo, podendo oferecer melhores resultados a longo prazo.

Palavras-chave: Fertilizantes orgânicos, Microbioma, Agricultura sustentável

ABSTRACT

Composting of agricultural wastes: environmental security, nutrient cycling, and agronomic efficiency

The use of agricultural wastes along with mineral fertilizers is a practice that seeks to increase efficiency and reduce dependence on external inputs, however, there are still concerns about the advantages of performing the composting process in these wastes, especially in terms of increased plant productivity and soil quality. Therefore, this work aimed to evaluate the advantages of the composting process in the main agricultural wastes generated and used in Brazilian agriculture, such as sugarcane filter cake, poultry litter, and chicken manure, as to be used as a supplement to mineral fertilization. These benefits were evaluated through the physicochemical properties of the agricultural wastes "in natura" and composted forms, and the results obtained in the soil-plant system, such as availability and residual effects of the nutrients for plants and carbon accumulation in the soil. Changes in the soil microbiome associated with maize plants were also evaluated, such as diversity and richness of species, soil microbial community composition and structure, and the correlations with soil environmental data, such as total carbon, pH, and macro and micronutrients contents in the soil. The composting process results led to a reduction in the contents of organic matter, carbon, and macronutrients in the wastes. However, the composted residues showed greater efficiency for the use of the nutrients by plants and accumulated more carbon in the soil, proportionally. On the other hand, "in natura" wastes present greater results for aerial biomass production and accumulated more macronutrients in plants. However, they showed few differences concerning micronutrient accumulation and did not show differences in soil carbon and nitrogen contents. In contrast, the composted residues presented better microbiological responses in terms of increasing the diversity, richness, and structuring of the bacterial community, both in the residues and in the soil. Thus, it was possible to conclude that "in natura" wastes can offer better results in the short term due to the presence of higher nutrient levels. However, they can lead to an imbalance in soil quality, since they present lower microbial diversity and richness in waste and soil, in addition to causing environmental risks due to excess nutrients, especially N and P. On the other hand, composted wastes offer greater environmental safety, stimulate the increase of the diversity and richness of the soil microbial community, and can offer better results in the long term.

Keywords: Organic fertilizers, Microbiome, Sustainable agriculture

1. INTRODUÇÃO

Ao decorrer do tempo e dos cultivos sucessivos das mesmas espécies vegetais, o solo vai se degradando, podendo perder parte de sua funcionalidade e, por consequência, sua qualidade. A adição de resíduos orgânicos ao solo é uma técnica amplamente reconhecida como forma de manejo capaz de melhorar a qualidade do solo, principalmente como fonte de carbono (C) e nutrientes. Também estimulam o aumento da atividade biológica e da biomassa microbiana do solo, além de promover um manejo adequado da fertilidade, aumentando a fertilidade, qualidade e o sequestro de carbono do solo (SADET-BOURGETEAU et al., 2018; PARIHAR et al., 2020). Esta prática também melhora os atributos físicos do solo, tais como densidade, formação de agregados e capacidade de retenção de água. Todos esses benefícios influenciam diretamente a produtividade das plantas e podem aumentar o rendimento de diversas culturas (O'SULLIVAN et al., 2019; MINER et al., 2020).

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, com produção de mais de 665 milhões de toneladas na safra de 2019/2020 (CONAB, 2020), o segundo maior produtor de carne de frango (13,2 milhões de toneladas em 2020) e o quinto maior produtor de ovos de galinha (49,1 bilhões de unidades em 2019) (ABPA, 2020). Estas atividades geram grandes quantidades de resíduos que precisam ser manejados de forma correta e que podem substituir parte da demanda brasileira por fertilizantes minerais. Estimativas sugerem que cerca de 14% da demanda por NPK poderia ser substituída apenas com os resíduos desses três setores, gerando uma economia de US\$ 1,1 bilhões ao tesouro nacional (CRUZ; PEREIRA; FIGUEIREDO, 2017). No país, a cama de frango, o esterco de poedeiras e a torta de filtro são amplamente utilizados na agricultura devido à alta oferta e aos benefícios que esses materiais promovem às culturas (SALLES et al., 2018; ARIF et al., 2021).

A qualidade dos resíduos agropecuários é pouco questionada, sendo valorizados apenas os teores de macronutrientes (principalmente N, P e K) durante sua comercialização. Outros benefícios provenientes da matéria orgânica destes resíduos são ignorados, como possibilidade em aumentar o estoque de C no solo e aumentar a ciclagem de nutrientes (N, P e S) (FANG et al., 2020; GHOSH et al., 2020). Também são ignorados possíveis malefícios que podem ser causados ao solo, como o acúmulo de elementos traço, de poluentes orgânicos e de contaminantes emergentes como resíduos de antibióticos e genes de resistência à antibióticos (SELEIMAN; SANTANEN; MÄKELÄ, 2020; WAJID et al., 2020), os quais tem sido motivo de enorme

preocupação da comunidade científica e dos órgãos de saúde pública (CYCONÍ; MROZIK; PIOTROWSKA-SEGET, 2019). Ignora-se também a capacidade do processamento destes resíduos com a finalidade de minimizar os seus impactos adversos ao ambiente.

Dentre os métodos de gestão de resíduos, a compostagem termofílica se destaca devido seu caráter sustentável e ambientalmente correto (CHANG et al., 2019; OVIEDO-OCAÑA et al., 2019). Neste caso, o resíduo orgânico é biotransformado em um material humificado estável, capaz de disponibilizar nutrientes pelo processo de mineralização. Além disso, favorece a eliminação de organismos patogênicos (PATERLINI; GONZÁLEZ; PICONE, 2017; DE CORATO, 2020), permite a complexação metais pesados e facilita a degradação de vários compostos orgânicos xenobióticos (RADZIEMSKA; VAVERKOVÁ; MAZUR, 2017; VENTORINO et al., 2019), tornando-se um material capaz de trazer maiores benefícios ao sistema solo-planta-microrganismo do que em seu estado “in natura”.

A compostagem afeta a disponibilidade de nutrientes às plantas. A disponibilidade de P tende a aumentar devido seu acúmulo e, subsequente, mineralização a partir da fração orgânica pelos microrganismos solubilizadores de fósforo (YADAV; SIDHU, 2016; LAURICELLA et al., 2020), assim como a disponibilidade do K devido ao aumento da CTC do solo, o que favorece sua retenção e limita sua perda por lixiviação (QUAN et al., 2018). A compostagem também promove a formação de substâncias húmicas (SH), as quais favorecem o solo através da maior agregação, aeração e capacidade de retenção de água, além de aumentar a capacidade tampão e o potencial de sorção dos solos (FERREIRA et al., 2020; HOFFLAND et al., 2020). Nas plantas, as SH aceleram a velocidade das reações enzimáticas do ciclo de Krebs, aumentando os teores de clorofila nas folhas (LUDWIG-MÜLLER, 2015; YOON et al., 2020) e estimulando a síntese de auxinas, que resultam em maior crescimento do sistema radicular e da parte aérea e aumentando a resistência da planta ao estresse térmico (RAUBER et al., 2018; CHA et al., 2020). No entanto, a compostagem é responsável por uma perda considerável de C e N para atmosfera, via mineralização e volatilização de dióxido de carbono (CO_2) e amônia (NH_3), que é preocupante devido a redução da qualidade agronômica do resíduo, além da contribuição com a liberação de gases responsáveis pela intensificação do efeito estufa (NIGUSSIE et al., 2017). A volatilização de NH_3 é mais acentuada para resíduos com relação C:N < 25:1 (DAVIS

et al., 2019), o que também ocorre quando resíduos “*in natura*” são aplicados ao solo (DARCH et al., 2016; VALENTINUZZI et al., 2020).

Os efeitos da adição de resíduos orgânicos ao solo podem ser mensurados pelos indicadores de qualidade do solo (IQS). Os indicadores químicos (IQs) avaliam as mudanças nas propriedades ou processos importantes para a fertilidade do solo, tais como a saturação por bases (V), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), pH e disponibilidade de nutrientes. Os indicadores físicos (IFs) avaliam mudanças na densidade, agregação, condutividade elétrica e capacidade de retenção de água do solo (AMOA-ANTWI et al., 2020; HERMANS et al., 2020). No entanto, ambos costumam apresentar respostas delongadas devido suas baixas sensibilidades (LIM et al., 2015; SONG et al., 2018).

Já a curto prazo, uma boa maneira de avaliar os IQs seria por meio do acúmulo de nutrientes pelas plantas, o que traduziria a disponibilidade dos elementos presentes no solo (CHEN et al., 2016b; BINDRABAN; DIMKPA; PANDEY, 2020). Já os indicadores biológicos (IBs) são considerados mais sensíveis às mudanças de uso e manejo do solo (CHEN et al., 2019a) e, usualmente, são avaliados pela atividade microbiana (respirometria), pelo C da biomassa microbiana (C-BM), pela diversidade microbiana (arqueias, bactérias e fungos) e pela atividade funcional do solo (NUNES et al., 2020; WITHERS et al., 2020). A respiração basal é resultado da atividade microbiana do solo (QUAN et al., 2018); a biomassa representa um valioso reservatório de nutrientes às plantas (LANGE et al., 2015; NUNES et al., 2020); a diversidade e a funcionalidade asseguram a redundância funcional do habitat e garantem a execução de processos fundamentais ao solo, mesmo sob condições adversas (WITHERS et al., 2020). Normalmente, a entrada de diferentes espécies vegetais e a adição de materiais orgânicos de diferentes origens estimulam a diversidade e potencializam sua funcionalidade (HUSSAIN; RIGONI; ORIJ, 2018).

Este estudo se alinha com temas atuais e de relevância mundial, que envolvem o tripé da sustentabilidade, buscando o desenvolvimento de forma economicamente viável, ambientalmente sustentável e socialmente aceito (WAINAINA et al., 2020; TAYIBI et al., 2021), uma vez que se pretende fazer uso de recursos naturais disponíveis de maneira mais eficiente, auxiliando a gestão e o tratamento de resíduos orgânicos oriundos de atividades agropecuárias. Para tal, é fundamental entender como a compostagem afeta os IQS e a eficiência agronômica desses resíduos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Geração de resíduos agropecuários no Brasil e seu impacto ambiental

A geração de resíduos orgânicos na agricultura brasileira vem crescendo anualmente e o reaproveitamento destes resíduos como fertilizantes é uma tendência mundial, tanto pela reciclagem dos nutrientes, quanto pela redução da dependência de fertilizantes minerais (LIM; LEE; WU, 2016; BI et al., 2020). No entanto, dados a respeito do tema na agricultura brasileira de larga escala, são escassos. A eficiência agrônômica dos resíduos agropecuários é um ponto chave para avaliar a sustentabilidade do seu uso como fertilizante, uma vez que há diversos relatos na literatura sobre a contaminação de corpos de água por N e P, além da contaminação do solo com elementos traço. O uso de resíduos da agropecuária sem critérios técnicos e sem o tratamento adequado pode ser mais prejudicial do que benéfico aos agroecossistemas (QASWAR et al., 2020).

No Brasil, cinco setores são responsáveis pela geração da maior parte dos resíduos agropecuários. Os setores sucroalcooleiros, avicultura de corte, avicultura de postura e suinocultura geram os resíduos agropecuários de forma intensiva concentrados nas próprias unidades de produção, o que facilita tanto o tratamento dos resíduos quanto o uso em larga escala. Enquanto a bovinocultura gera resíduos de forma difusa, de acordo com o manejo das criações (intensivo ou extensivo), o que dificulta a coleta, o tratamento e uso dos resíduos da bovinocultura em larga escala.

A torta de filtro (TF) é um subproduto da indústria da cana-de-açúcar com elevado teor de macronutrientes (Ca^{2+} , S-SO_4 e P_2O_5), micronutrientes e elementos traço (Cd, Cr, Cu, Ni e Zn) (GUPTA; TRIPATHI; BALOMAJUMDER, 2011). Em média, são gerados 30 kg de TF para cada tonelada de cana processada. A partir dos dados de produção da safra de 2020, é possível estimar uma geração de TF de quase 20 milhões de t ano⁻¹ (PRADO; CAIONE; CAMPOS, 2013; CONAB, 2020). A vantagem desse tipo de resíduo é sua uniformidade, porém o alto teor de umidade inviabiliza o transporte e uso em áreas distantes (SOTO-PAZ et al., 2020). Quando a TF é utilizada na forma “*in natura*”, emite quantidades significativas de gases de efeito estufa (GEE) como CO_2 , CH_4 , N_2O (SIQUEIRA NETO et al., 2016). A presença de altos teores de elementos traço na TF pode causar toxidez nas plantas, especialmente quando utilizado em grandes quantidades. Além de contribuir para a eutrofização de rios, devido aos altos teores de N e P que são facilmente perdidos, podendo também estimular a atração de insetos e pragas pelo seu cheiro (RASUL et al., 2006; GEORGE

et al., 2010; SILVA-OLAYA et al., 2017). Quando é utilizado de forma eficiente, a TF pode reduzir a necessidade de fertilizantes nitrogenados em até 30%, porém quando utilizado de forma incorreta, pode levar a imobilização do N-inorgânico do solo (MUHAMMAD et al., 2020; THORMAN et al., 2020).

De acordo com dados do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) sobre a geração de resíduos orgânicos das agroindústrias brasileiras (SCHNEIDER et al., 2012), é estimado a geração de mais de 28 milhões de toneladas de Cama de Frango (CF) por ano. Esse subproduto da indústria de carne de frango é rico principalmente em N, mas possui quantidades consideráveis de P, K e Ca, em formas solúveis, além de micronutrientes e elementos traço. Porém, a desuniformidade entre os lotes produzidos pode causar inconsistências em seu uso na agricultura, uma vez os atributos variam de acordo com raça de frango, sazonalidade e sistema de criação das aves (TANG et al., 2015; LALOUCKOVA; SKRIVANOVA, 2019). A falta de sincronia entre a disponibilidade de nutrientes e necessidade das plantas reduz a eficiência agrônômica da CF (ARORA et al., 2019; ENDALE et al., 2019). O uso de forma incorreta da CF gera maiores emissões de GEE, como CO₂, CH₄, N₂O e NH₃ na atmosfera. Além de promover a contaminação do solo e água quando utilizada sucessivamente em mesma área, tanto por meio do aumento nos teores de N e P, quanto por elementos traço (Cu e Zn) (KYAKUWAIRE et al., 2019; HUBBARD et al., 2020). Além disso, outros impactos ambientais podem ser causados, tais como disseminação de bactérias patogênicas (*Salmonella* sp., *Clostridium* sp., *Cryptococcus* sp., *Staphylococcus* sp., *Escherichia coli*), e vírus da H5N1 (*Avian influenza*). Contaminantes emergentes, como genes de resistência a antibióticos (GRAs), hormônios, inseticidas e resíduos de antibióticos (tetraciclina, penicilinas e sulfonamidas), que podem alcançar o solo, a água, as plantas e microbiota pelo uso de CF (TRIVEDI et al., 2016; SHARMA et al., 2020).

Os esterco de aves poedeiras – avicultura de postura (EP), são ricos em N, P, micronutrientes e elementos traço, que podem estar indisponíveis em formas de complexos orgânicos ou em formas iônicas (WAJID et al., 2020). Este resíduo é utilizado como fonte de fertilizante de baixo custo, podendo ser mais eficiente que esterco de bovinos e ovinos (ADEKIYA et al., 2020). Em 2019, a cadeia brasileira de produção de ovos era composta por mais de 380 milhões de aves de postura, sendo em média, gerados 0,11 kg dia⁻¹ ave⁻¹ de esterco (LEMOS et al., 2012; ABPA, 2020). A partir desses dados, é possível estimar uma geração de mais de 15 milhões de

toneladas ano⁻¹ de esterco. As altas concentrações de elementos-traço no EP podem impactar negativamente o ambiente, além de promover o acúmulo de elementos-traço nas plantas (ZHANG et al., 2014). O uso de EP e fertilizantes minerais em conjunto, tem mostrado reduzir emissões de N₂O e NH₃ quando comparados apenas com fertilizante mineral, porém podem aumentar a emissão de CH₄. Os GEE causados pelo uso de EP aumentam de acordo com a quantidade aplicada, e são maiores do que esterco bovino e suíno (MOHANTY et al., 2020; SHAKOOR et al., 2021). Os EPs possuem grandes quantidades de antibióticos, cerca de 70–90% dos fármacos estão em formas ativas ou inalterados, o que contribui para o surgimento e dispersão de Genes de Resistência à Antibióticos (GRAs), os quais se tornaram um problema global de saúde pública (MASSÉ; SAADY; GILBERT, 2014; HAN et al., 2018a). A presença de antibióticos afeta a população microbiana do solo, reduz a atividade de enzimas e a mineralização de C e N (WEI et al., 2009; ROSENDAHL et al., 2012). Estudos mostram que a disseminação de GRAs ocorre de forma intensa na rizosfera e filosfera das plantas, mas ocorre de forma mais fraca na comunidade endofítica das plantas (ZHANG et al., 2020e).

2.2. Compostagem, qualidade, segurança ambiental e eficiência agronômica de resíduos agropecuários

A compostagem é um método aeróbico e termofílico eficaz na estabilização da matéria orgânica (MO) presente nos resíduos agropecuários. O processo da biooxidação da MO produz um material estável e rico em substâncias húmicas (KULIKOWSKA; SINDREWICZ, 2018; JIMÉNEZ-GONZÁLEZ et al., 2019). A transformação da MO é realizada pela própria microbiota presente nos resíduos, onde em cada fase da compostagem, há predominância de grupos responsáveis por determinar as rotas metabólicas e enzimáticas dos processos de degradação do C (MIRANDA et al., 2018; WEI et al., 2018). Entretanto, para que o valor do composto garanta que os custos de produção sejam viáveis, ele deve possuir uma alta qualidade. A qualidade é obtida a partir de um alto nível de estabilidade e maturidade do composto, e não pode ser mensurada por um único parâmetro, mas alguns dos índices mais utilizados são: relações C/N <10; C-orgânico 10%; e NH₄⁻/NO₃⁻ <0,16 (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; MORAL et al., 2009).

A técnica de co-compostagem permite combinar diferentes materiais para equilibrar os parâmetros de relação C/N, umidade, aeração e tamanho de partículas

em níveis ótimos, para gerar um composto final de melhor qualidade (MENG et al., 2017; GIAGNONI et al., 2020). Materiais como palhas, serragem, cavaco de madeira, resíduos de jardinagem, biochar, minerais e inóculos microbianos podem ser utilizados para melhorar as propriedades do composto final (GALITSKAYA et al., 2017; WANG et al., 2017; GUO et al., 2020a). Aditivos com alta relação C/N podem reduzir perdas de N de forma significativa, enquanto aditivos ricos em N e fosfatos naturais, como os esterco, podem enriquecer o valor nutricional do composto. Já a regulação do pH é importante para indisponibilizar os elementos traço (As, Cd e Zn), e diminuir a concentração de contaminantes orgânicos. Esse ajuste pode ser feito pela adição de materiais naturais que aumentam o pH, como sulfatos ou hidróxido de cálcio (BEESLEY; MORENO-JIMÉNEZ; GOMEZ-EYLES, 2010; ARRUDA et al., 2019).

A compostagem também é eficiente para degradar e reduzir a solubilidade de elementos-traço no solo por meio da formação de complexos organominerais (PALANSOORIYA et al., 2020). Além de reduzir a emissão de gases de efeito estufa como CO₂, N₂O e CH₄ (WANG et al., 2017; GIAGNONI et al., 2020; GUO et al., 2020b). É necessário altas temperaturas para eliminar totalmente ou reduzir a concentração de organismos patogênicos (*Salmonella* sp., *Clostridium* sp. e *Streptococcus* sp.), antibióticos (sulfonamidas, penicilinas e tetraciclina), GRAs e pesticidas (atrazina, cipermetrina e deltametrina) no composto (KULIKOWSKA, 2016; QIAN et al., 2018; XIE; SHEN; ZHAO, 2018).

Como resultado, o composto apresenta maior valor agrônomo devido os parâmetros uniformes e estáveis, gerando maior sustentabilidade na cadeia produtiva de alimentos (PANDIT et al., 2019; SEFEEDPARI et al., 2019). A eliminação de sementes de plantas daninhas, menor volume e tamanho de partículas do composto facilita sua aplicação na agricultura e diminui seus riscos ao ambiente. Além disso, o composto é rico em matéria orgânica estável, o que favorece o balanço de nutrientes no solo por meio da liberação mais lenta dos nutrientes (MORAL et al., 2009; FAN et al., 2019; LIU et al., 2020). Como consequência, são geradas melhorias na qualidade física, química e biológica do solo, permitindo ganhos na produtividade das culturas e redução de passivos ambientais decorrentes das atividades humanas (BANWART et al., 2019). Por exemplo, o uso de resíduos orgânicos compostados mostrou ser eficiente na redução e supressão de ataque de fitopatógenos em diversas espécies vegetais, por meio da capacidade de estimular o sistema de defesa vegetal (HECK; GHINI; BETTIOL, 2019; POSTMA; NIJHUIS, 2019; RIVERA-MÉNDEZ et al., 2020),

além de estimular a própria microbiota do solo que oferecer uma barreira contra o ataque de pragas e patógenos (SAYARA et al., 2020; VIDA; DE VICENTE; CAZORLA, 2020).

Por meio de experimentos de longo prazo, pesquisadores evidenciaram que resíduos agropecuários compostados são responsáveis em promover microrganismos benéficos no solo, em detrimento dos maléficos, e são ótimos indicadores de eficiência e sustentabilidade agrícola (HARTMANN et al., 2015; GUO et al., 2019). São relatados efeitos diretos no aumento do pH do solo, maior acúmulo de C e maior estabilidade de agregados (SITHOLE; MAGWAZA; THIBAUD, 2019; WANG et al., 2019). Os resíduos compostados também não aumentaram a disponibilidade de elementos traço no solo (LAURENT et al., 2020; MICHAUD et al., 2020). Esses efeitos são mais evidentes quando ocorrem aplicações constantes, uma vez que o acúmulo de matéria orgânica exógena só estimula as funções biológicas do solo em longo prazo. Em alguns casos, os efeitos podem surgir após alguns anos, dependendo da quantidade e da qualidade do composto aplicado (SHAH; WU, 2019; ZHANG et al., 2020d). As melhores respostas são obtidas quando o composto é utilizado de forma frequente, em altas quantidades ($40\text{--}60\text{ t ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$), principalmente quando utilizados com fertilizantes minerais (ESCANHOELA et al., 2019; GENG et al., 2019b). Os efeitos residuais dos compostos, resultam em uma liberação mais lenta dos fertilizantes nitrogenados pela maior formação de ácidos húmicos, responsáveis por elevar a CTC e a capacidade tampão do solo (CAMPITELLI; CEPPI, 2008; PANDIT et al., 2020).

A sanidade e a qualidade dos resíduos compostados são características importantes, mas a capacidade para reciclar nutrientes também deve ser levada em consideração para evidenciar diferenças dos resíduos “in natura”. Por exemplo, a aplicação de resíduos “in natura” pode apresentar maiores valores de biomassa e atividade microbiana, devido sua matéria orgânica lábil, ao contrário de resíduos compostados, que pode adicionar mais C no solo sem estimular o efeito *priming* do solo, que é responsável pela ciclagem do C (LERCH et al., 2019; URRÁ; ALKORTA; GARBISU, 2019). Enquanto isso, a absorção de nutrientes pelas plantas pode ser similar entre os resíduos “in natura” e compostados. No entanto, resíduos compostados tendem a deixar uma maior reserva de nutrientes disponíveis a longo prazo, porém, são necessários estudos para cada tipo de composto, cultura e solo (ZVOMUYA et al., 2006).

2.3. Manejo e funcionalidade da microbiota sob uso de resíduos agropecuários

O microbioma do solo atua em processos chaves para manutenção, transformação de nutrientes e fluxo de energia no ecossistema. Em geral, a atividade biológica realizada pela microbiota do solo é responsável por moldar o ambiente por meio da transformação de moléculas complexas em formas mais simples, que podem ser assimiladas pelas plantas e outros organismos. Essas atividades são realizadas em pequena escala, mas resultam em funções de transformação do C, ciclagem de nutrientes, formação e estruturação do solo e regulação da biodiversidade por meio do biocontrole (KIBBLEWHITE; RITZ; SWIFT, 2008). Nesse sentido, os organismos são classificados de acordo com sua funcionalidade dentro da cadeia alimentar do solo, baseados em características de fonte de alimento, taxonomia e nível trófico.

A adição de matéria orgânica exógena ao sistema consiste em uma das principais vias de introdução de novos microrganismos no solo, que podem ocorrer via aplicação de resíduos agropecuários, rotação de culturas e inoculação direta do solo (estirpes únicas ou misturas de diferentes espécies) (CHAPARRO et al., 2012; HARTMAN et al., 2018). Os resíduos orgânicos são aplicados com a finalidade de fornecer nutrientes às plantas e aos microrganismos nativos do solo. Inicialmente esses nutrientes solúveis estão disponíveis para as plantas, mas ao longo do tempo, precisam passar pela cadeia alimentar do solo (*soil food web*) para serem degradados e solubilizados, e assim voltar a formas assimiláveis às plantas (SÁNCHEZ-MORENO et al., 2011; EL MUJTAR et al., 2019). A abordagem de cadeia alimentar do solo permite analisar relações entre estrutura da comunidade microbiana e processamento de funcionalidade do solo, analisando interações entre ambiente, energia e informações genéticas (BRUSSAARD; DE RUITER; BROWN, 2007; FAO, 2020). A cadeia envolve uma grande diversidade de organismos do solo, passando por decompositores primários (bactérias e fungos) a predadores (protozoários e nematoides). Os resíduos podem introduzir e selecionar bactérias com diferentes funções, que ocorrem por meio de adaptação ou cooperação. Mas também podem ser selecionados para funções de interesse agrônômico, como a estruturação do solo ou o desenvolvimento das plantas (LIN et al., 2019b; LUAN et al., 2020).

Em estudos de longo prazo, os resíduos agropecuários podem ser responsáveis por manter o pH neutro do solo, sendo este fator chave na manutenção da alta diversidade e funcionalidade no solo. Esses efeitos são maiores em solos que recebem aplicações

contínuas, quando comparados com solos que ficam com maiores períodos sem aporte de resíduos (ZHONG et al., 2010; VAN DER BOM et al., 2018). A formação de agregados é estimulada a longo prazo, e afeta diretamente a composição da comunidade microbiana do solo por meio da formação de micro-habitats e diferentes zonas de aeração, o que permite o surgimento de novos nichos (LIN et al., 2019a). Os microagregados criam ambientes que selecionam organismos K-estrategistas, com alta afinidade por substratos específicos. Enquanto os macroagregados selecionam organismos R-estrategistas, responsáveis por funções redundantes, geralmente envolvidas no ciclo do C, sendo responsáveis pelas maiores taxas de *turnover* (formação e decomposição) da matéria orgânica do solo (TRIVEDI et al., 2015, 2017). A agregação é responsável por diminuir a mineralização da MOS, devido à redução de ataques microbianos e enzimáticos (ZHAO et al., 2017b). A aplicação de esterco suíno pode afetar a formação de agregados, promovendo mudanças na comunidade microbiana do solo, inibindo o crescimento de organismos oligotróficos e estimulando organismos decompositores de compostos orgânicos complexos (WIEDER; BONAN; ALLISON, 2013). Em contrapartida, a microbiota pode influenciar a formação da matéria orgânica do solo (M.O.S.) de forma positiva, por meio do aumento da mineralização e utilização dos substratos orgânicos simples e complexos (HARTMANN et al., 2015).

A curto prazo, os resíduos agropecuários fornecem nutrientes solúveis para as plantas, mas também afetam os microrganismos do solo. As bactérias podem ser beneficiadas de acordo com o tipo de resíduo aplicado, enquanto os fungos respondem melhor de acordo com a quantidade de resíduo aplicado (LAZCANO et al., 2013). No geral, os efeitos são expressos de forma mais intensa em ambiente estável, onde o uso dos resíduos é constante. Contudo, os efeitos podem variar de acordo com o tipo de solo (CHEN et al., 2016a). Os resíduos agropecuários apresentam características comuns, tais como altos teores de C e N, que funcionam como um bioativador do solo. Os resíduos podem promover aumentos na diversidade microbiana em termos de riqueza de espécies e funcionalidade, e conferir solos mais resistentes à estresses ambientais (KUMAR et al., 2017). O C solúvel confere capacidade de resiliência ecológica do solo, enquanto o N solúvel fortalece o sistema de defesa vegetal (LIU et al., 2016; LIAO; LIANG; HUANG, 2018).

Alguns trabalhos que abordam a diversidade microbiana de forma ampla, mostram que *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Bacteroidetes*, *Firmicutes* e *Nitrospirae*

são os filos mais dominantes em solos tratados com esterco animal. Enquanto *Glomeromycota*, *Blastocladiomycota* e *Schizoplasmodiida* são os filos de fungos mais abundantes indicando que funções como nitrificação e *turnover* da matéria orgânica são fortalecidas (CHEN et al., 2016a; ZHOU et al., 2016). As funções mais redundantes como biossíntese de algumas enzimas e ciclagem de C e N, fazem parte da maioria dos grupos funcionais, sendo bastante abundantes e possuindo maiores interações com os resíduos agropecuários, principalmente quando comparados com fertilizantes químicos (LING et al., 2016). Em contraste, são relatados que espécies raras e de baixa abundância (entre 1 e 3%), são espécies-chaves, responsáveis por múltiplas funções, podendo explicar por que o tipo de fertilização altera a funcionalidade de um solo (CHEN et al., 2020).

De forma geral, manejo adequado do solo, que combine boas práticas agrícolas, pode conferir um solo “vivo”, com vasta diversidade de espécies e funcional. Os sistemas agrícolas que promovem o uso de resíduos agropecuários apresentam maior biodiversidade, e podem reduzir problemas de difícil controle, como fitonematoides, patógenos radiculares (LUPATINI et al., 2019). Nesses sistemas, as cadeias tróficas são complexas e possuem mais interações entre os organismos em todos os compartimentos do solo, resultando em um maior aproveitamento dos nutrientes pelas plantas e microrganismos. Associações entre fungos e bactérias geralmente são de cooperação na biotransformação de resíduos orgânicos, são diretamente influenciadas pelo tipo de resíduo utilizado, que pode selecionar grupos com diferentes potenciais metabólicos, tendo forte influência na qualidade e no funcionamento do solo (LIU et al., 2010; SULEIMAN et al., 2019).

Em termos práticos, deve-se atentar para as características dos resíduos orgânicos, tais como pH e teores de C e N. Uma vez que bactérias são estimuladas em maiores faixas de pH (5,5 – 6,5) e são responsáveis pela maior eficiência de uso do carbono. Quando há um desequilíbrio no balanço de N ou valores de pH abaixo de 5,0, os fungos são beneficiados e aumentam o consumo de C do solo (SILVA-SÁNCHEZ; SOARES; ROUSK, 2019). Estas características associadas com os teores de P e K podem responder por 20% das mudanças na estrutura das comunidades do solo (CHEN et al., 2016b; BONANOMI et al., 2020).

2.4. Ciclagem de nutrientes no solo tratado com resíduos agropecuários

Os nutrientes são elementos químicos que são usados pelas plantas e outros organismos para seu crescimento e regulação do seu metabolismo. A maior parte dos estudos tem focado nos teores de C, N, P e K para quantificar o fluxo dos elementos entre os compartimentos e destacar o funcionamento de um determinado ambiente (ZECHMEISTER-BOLTENSTERN et al., 2015). Portanto, deficiências nutricionais podem levar à redução da produção primária e da biodiversidade, uma vez que plantas sustentam as cadeias alimentares acima e abaixo do solo. A ciclagem de nutrientes é a transformação dos elementos presentes na fração mineral do solo e na biomassa para formas assimiláveis pelas plantas, microrganismos e outros seres vivos. A matéria orgânica fornece quelatos naturais que podem manter micronutrientes em formas absorvíveis pelas plantas, além de estimular o microbioma do solo.

Todos os organismos que vivem no solo contribuem com a ciclagem de nutrientes por meio de processos físicos (fragmentação da M.O.S. e transporte de partículas do solo), químicos (mineralização da M.O.S. e transformação enzimática de moléculas) e transferência de energia na cadeia trófica. As plantas absorvem esses nutrientes para se desenvolverem, e retornam parte desses subprodutos de volta ao solo. No total, 80–90% da produção primária das plantas ocorre por meio dos detritos presentes no solo (BARDGETT et al., 2005; COLEMAN et al., 2017). Os processos de *turnover* e mobilidade de nutrientes (mineralização e imobilização) dependem do clima, das propriedades físicas (estrutura e textura do solo) e dos parâmetros químicos (pH, MOS, CTC, teores de nutrientes) e umidade do solo, da cobertura e composição química das plantas (COLMAN; SCHIMEL, 2013; COLEMAN et al., 2017).

As plantas são responsáveis por recrutar e selecionar os microrganismos em sua rizosfera, que podem oferecer benefícios por meio de maior defesa e nutrição vegetal, funcionando como um segundo genoma das plantas (JACOBY et al., 2017; DINI-ANDREOTE, 2020). Nessa via de duas mãos, a microbiota selecionada irá atuar diretamente na promoção de serviços ecossistêmicos no solo, tais como ciclagem de nutrientes, estruturação do solo e acúmulo de carbono (Al et al., 2018; LI et al., 2018; WIESMEIER et al., 2019).

O potencial de um solo realizar a ciclagem de nutrientes pode ser mensurado pelo seu teor de C orgânico, pela taxa de decomposição da matéria orgânica, atividade enzimática, disponibilidade de nutrientes no solo e pela capacidade de absorção de nutrientes pelas plantas (PAUSCH; KUZYAKOV, 2018; WAGG et al., 2019). Os

resíduos agropecuários podem afetar de forma direta a dinâmica da ciclagem de nutrientes no solo, devido sua capacidade de alterar os fatores do solo, tais como pH, relação C/N, teores de nutrientes e elementos traço (LING et al., 2016; MORTIER; VELGHE; VERSTICHEL, 2016).

Em curto prazo, a ciclagem de nutrientes é afetada de forma mais positiva pelo uso de resíduos agropecuários, mostrando incrementos de 11–36% na ciclagem de C, além de acumular mais C no solo (DE LEIJSTER et al., 2019). Os fatores benéficos geralmente estão relacionados com maiores teores de C orgânico do solo, que resultam maior atividade microbiana e maior ciclagem de nutrientes (GHOSH et al., 2020b). As bactérias e fungos são os agentes primários dessa função, e utilizam o C dos resíduos como fonte de energia para manter seus processos ecológicos. Também utilizam outros nutrientes como N, P e S para realizar e manter os processos de mineralização e disponibilização dos elementos no solo (SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017; SCHÜTZ et al., 2018).

As transformações de C e N são realizadas por grande parte da comunidade microbiana do solo, e não exclusivamente por um único grupo ou espécie. Por isso, pequenas alterações na composição da comunidade microbiana, causadas por perturbações ambientais naturais ou interferência humana podem reduzir a eficiência dessas funções no solo (KUYPERS; MARCHANT; KARTAL, 2018). Por outro lado, os microrganismos envolvidos na ciclagem de fósforo e enxofre são mais específicos, portanto, são mais sensíveis às perturbações (BHAT et al., 2017; CHOJNACKA; MOUSTAKAS; WITEK-KROWIAK, 2020). Em baixas concentrações de elementos, em nível crítico, esses nutrientes são imobilizados pelos organismos decompositores. Quando estão em níveis adequados passam para a fase de mineralização e disponibilização dos nutrientes. Em concentrações altas, os nutrientes podem ser perdidos facilmente por lixiviação, percolação e volatilização (MAHMOOD; IGUCHI; KATAOKA, 2019; SOLAIMAN et al., 2019; KOUR et al., 2021).

A partir de dados de meta-análise, foi possível observar que resíduos agropecuários são mais efetivos em longo prazo, e em regiões de clima quente e úmido com solos ácidos e mais intemperizados. A aplicação de resíduos agropecuários pode promover aumentos no pH do solo na ordem de ~3%, 18% no teor de C, 16% no teor de N, 66% no conteúdo de P e 19% no teor de K. Além disso, a adição de resíduos orgânicos promovem incrementos na abundância de fungos, bactérias, na atividade de diversas enzimas relacionadas a ciclagem de nutrientes (DU

et al., 2020). Diversos estudos têm relatado incremento a atividade de enzimas responsáveis pela ciclagem do C (desidrogenase, β -glicosidase), N (urease, protease), P (fosfatase ácida e alcalina), S (arilsulfatase) em solos manejados com resíduos agropecuários (ROS; HERNANDEZ; GARCÍA, 2003; FRANCIOLI et al., 2016; GHOSH et al., 2020b). O uso de resíduos agropecuários pode afetar o sistema enzimático do solo por duas maneiras: pela estabilização de enzimas extracelulares, ou pelo estímulo da atividade enzimática causada pelo fornecimento de um substrato diverso e rico em peptídeos e proteínas (SHARMA et al., 2017). Os teores de substâncias húmicas do resíduo também são responsáveis por estimular essa função, por meio das enzimas desidrogenase, urease, fosfatase e arilsulfatase, além de estimularem a formação de fungos micorrízicos arbusculares (SOLAIMAN et al., 2019; TANG et al., 2020).

O tipo de resíduo utilizado pode alterar a disponibilização de nutrientes para as plantas. Alguns estudos mostram que a aplicação de resíduos agropecuários afeta a rizosfera das plantas, resultando em maior produtividade e qualidade das culturas. O efeito positivo da aplicação de resíduos na planta também está associado ao aumento da diversidade de espécies microbianas benéficas, que impulsionam a ciclagem e disponibilidade de nutrientes (LUPATINI et al., 2016; LIN et al., 2019a). Enquanto ambientes com baixa diversidade de espécies microbianas apresentam baixa multifuncionalidade do solo (WAGG et al., 2019).

Por exemplo, a aplicação de cama de frango é um material rico em nitrogênio orgânico, há correlação forte de grupos bacterianos associados com as transformações do N no ambiente, principalmente membros do filo *Proteobacteria* (ZHU et al., 2019). A alta relação C/N do resíduo favorece grupos microbianos que atuam nas transformações do N, e reduz a abundância de grupos desnitrificantes, resultando em maior eficiência do nutriente no solo, além de reduzir perdas por N_2O (BILLAH; AHMAD; ALI, 2019; CHRISTODOULOU et al., 2019; ZHANG et al., 2020c). A fertilização com esterco possui uma composição mais diversa em termos de macro e micronutrientes do que os fertilizantes minerais, o que responde pelo maior aumento na biomassa e diversidade microbiana do solo (FRANCIOLI et al., 2016). Porém, a combinação de resíduos agropecuários com fertilizantes minerais é uma prática interessante, que pode ser utilizada para equilibrar o teor de nutrientes no solo, resultando em maior eficiência de absorção pelas plantas (BORGES et al., 2019; GENG et al., 2019a).

Os resultados obtidos na ciclagem de nutrientes são baseados tanto no aumento dos teores de nutrientes no solo quanto nas mudanças benéficas na comunidade microbiana do solo. Essas mudanças podem incluir maior diversidade e enriquecimento de organismos benéficos que são introduzidos pela aplicação de resíduos e aumentam a atividade microbiana (FRANCIOLI et al., 2016). Além disso, os resíduos podem promover grupos específicos e suprimir grupos maléficos, que resulta em efeitos positivos da fertilização orgânica (CHEN et al., 2019b; LI et al., 2019). O manejo adequado de P com resíduos agropecuários, podem resultar em maiores teores de P-solúvel e reduzir os teores de P-insolúvel, além de reduzir a fixação por óxidos de Fe^{2+} e Al^{3+} (CH'NG et al., 2019; ZHANG et al., 2020b). Foi observado que as frações de P na camada superficial (0-10 cm) estão sob maior influência das propriedades químicas e biológicas do solo. Enquanto na camada subsuperficial (10-20 cm), as frações de P estão relacionadas apenas com as propriedades químicas (WANG; WHITE; LI, 2017; WU et al., 2020). A eficiência da ciclagem de nutrientes ainda pode ser aumentada com a inoculação de espécies solubilizadores de fósforo (PSB) nos resíduos agropecuários, sendo uma estratégia eficiente para aumentar a disponibilidade de P-solúvel em resíduos de cana-de-açúcar (ESTRADA-BONILLA et al., 2017a).

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS

3.1. Hipóteses

- Os benefícios resultantes da aplicação de resíduos orgânicos na agricultura dependem da estabilidade de sua fração orgânica e de suas comunidades microbianas, e não apenas do teor de macro e micronutrientes presentes nos resíduos, sendo que a extensão desses benefícios dependerá do tipo de solo.
- A qualidade da fração orgânica dos resíduos agropecuários compostados é superior do quando comparados aos resíduos agropecuários “in natura”, por se trata-se de materiais higienizados, bioestabilizados e humificados, contribuindo assim para melhorar a qualidade da fração orgânica do solo; a biomassa, a atividade funcional e a diversidade da população microbiana do solo; e a disponibilidade de nutrientes às plantas, com subsequente aumento da eficiência agrônômica desses resíduos.

3.2. Objetivos gerais

- Avaliar o efeito da compostagem na qualidade da fração orgânica e, conseqüentemente, na eficiência agrônômica dos resíduos orgânicos agropecuários mais utilizados como fertilizantes na agricultura brasileira: a torta de filtro, a cama de frango e o esterco de poedeiras.
- Avaliar a mudança nas propriedades químicas e biológicas dos solos tratados com resíduos orgânicos “in natura” e compostados, tais como fertilidade, formação da matéria orgânica do solo e diversidade microbiana.

3.3. Objetivos específicos

- Avaliar a qualidade da matéria orgânica dos resíduos agropecuários “in natura” e compostados, em termos de características físico-químicas e da comunidade bacteriana.
- Avaliar as diferenças na aplicação dos resíduos agropecuários nas formas “in natura” e compostada para a absorção de nutrientes pelas plantas.
- Avaliar as diferenças entre as formas dos resíduos “in natura” e compostados, para fornecer um efeito residual na fertilidade do solo (P, K, Ca, Mg, pH), formação de matéria orgânica (lábil e recalcitrante) e mudanças na microbiologia do solo.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Coleta e caracterização inicial dos solos

Foram coletados dois solos de texturas contrastantes no município de Piracicaba, no estado de São Paulo. As amostras de foram coletadas na camada de 0-10 cm, sendo cerca de 400 kg de cada solo. O LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (LVD) foi coletado em área de cultivo de cana-de-açúcar (23°44'09" S 47°59'29" O) e LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico (LVAD) em área de pastagem (23°11'46" S 48°02'18" O). Após a coleta, as amostras de solo foram secas à sombra e ao ar livre, destorroados e peneirados em malha de 2 mm. Para a determinação das propriedades físicas e químicas (Tabela 1), cerca de 500 g de solo foram encaminhados ao Laboratório de Análise do Solo, Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

A caracterização física separou o solo em totais de argila, areia e silte, com auxílio de densímetro (BOUYOUCOS, 1962). Os atributos químicos foram determinados de acordo com a metodologia de RAIJ et al. (2001). A Acidez potencial (Al^{3+} e H^+) foi determinada com solução SMP, a acidez trocável (Al^{3+}) foi determinada a partir da extração com KCl (1 mol L^{-1}) e quantificada por titulação com NaOH ($0,025 \text{ mol L}^{-1}$). O pH foi determinado em solução de CaCl_2 ($0,01 \text{ mol L}^{-1}$) e a matéria orgânica (M.O.) por oxidação em dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). O P-disponível, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos com resina trocadora de íons, e determinados por espectrometria de absorção atômica (P, Ca^{2+} e Mg^{2+}) e fotometria de chama (K^+). Os micronutrientes Fe^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} e Zn^{2+} , foram extraídos com o método com ácido dietilenotriaminopentaacético (DTPA) e quantificados por espectrofotometria de absorção atômica, o B foi extraído com solução de BaCl_2 e quantificado por colorimetria.

A partir dos resultados, foram calculados a soma de bases (SB) pelas concentrações de bases (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), a capacidade de troca de cátions (CTC) total pela SB + acidez potencial em pH 7,0, CTC efetiva por SB + Al^{3+} e saturação por bases (V).

Tabela 1. Atributos físicos e químicos iniciais do solo.

Atributos	LVd	LVAd
Areia (g kg ⁻¹)	281	773
Silte (g kg ⁻¹)	154	25
Argila (g kg ⁻¹)	565	202
M.O. (g kg ⁻¹)	27	21
pH (CaCl ₂)	4,2	4,8
SB (mmol _c dm ⁻³)	11	15
CTC (mmol _c dm ⁻³)	63	38
V (%)	17	41
<i>m</i> (%)	53	9
P (mg dm ⁻³)	5	6
K (mmol _c dm ⁻³)	2	1,1
Ca (mmol _c dm ⁻³)	6	10
Mg (mmol _c dm ⁻³)	3	5
Fe (mg dm ⁻³)	27	41
Cu (mg dm ⁻³)	0,6	0,6
Mn (mg dm ⁻³)	12,1	8,8
Zn (mg dm ⁻³)	0,7	2,1
B (mg dm ⁻³)	0,77	0,57

M.O. = matéria orgânica; SB = soma de

bases; CTC = capacidade de troca

catiônica; V = saturação de bases; *m* =

saturação de alumínio

4.2. Coleta dos resíduos agropecuários

Os resíduos agropecuários consistiram em cama de frango (avicultura de corte), esterco de galinhas poedeiras (avicultura de postura) e torta de filtro (setor sucroalcooleiro), sendo coletados cerca de 350 kg de cada resíduo orgânico. A cama de frango (CF) foi coletada em uma granja de aves no município de Uberlândia – MG (18°47'45" S 48°20'27" O). O esterco de galinhas poedeiras (EP) foi coletada em uma granja de ovos no município de Sumaré – SP (24°54'10" S 47°17'15" O), e a torta de filtro (TF) foi coletada em uma usina de cana de açúcar no município de Lençóis Paulista – SP (22°37'54" S; 48°50'10" O).

4.3. Caracterização físico-química dos resíduos agropecuários “in natura”

Os resíduos orgânicos caracterizados em sua forma “in natura” para determinação dos teores de macronutrientes (N-total, NO_3^- , NH_4^+ , P, K, Ca, Mg e S), micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn) de acordo com o Manual de Métodos Analíticos Oficiais Para Fertilizantes e Corretivos (BRASIL, 2017). Os teores de elementos traço (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Se) foram caracterizados com os métodos SW-846 3051A e SW-846 6010C (US-EPA, 2007). Também foram analisadas outras características físico-químicas como densidade, pH (solução de CaCl_2 0,01 mol L⁻¹), umidade (65 °C e 110 °C), carbono orgânico (C-org) por oxidação em dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), condutividade elétrica (CE) por leitura com condutivímetro da amostra em água, capacidade de retenção de água (CRA) determinada pelo método descrito por SILVA et al. (2014), matéria orgânica total, resíduo mineral total (RMT), resíduo mineral (RM) e resíduo mineral insolúvel (RMI) por combustão em mufla (RODELLA; ALCARDE, 1994).

4.4. Condução do processo de compostagem

O processo de compostagem foi conduzido em condições de campo, em uma área localizada no Centro de Estudos Para Aproveitamento de Resíduos Agrícolas (CEPARA) no campus da ESALQ/USP. Foram conduzidas três leiras, uma para cada tipo de resíduo, as proporções de resíduo para cavaco foram de: 3:1 (v/v) para cama de frango (CF); e de 1:1 (v/v) esterco de poedeiras (EP); a torta de filtro (TF) foi compostada sem adição de cavaco devido a sua alta relação C/N. O processo de compostagem foi conduzido de acordo com as recomendações descritas por KIEHL e LINDENBERG (1998). As relações C/N dos resíduos foram ajustados com cavaco de madeira para atingirem a relação de aproximadamente 20/1.

As leiras foram revolvidas diariamente na primeira semana, e a cada 2-3 dias até o composto atingir ponto de maturação (90 dias). A compostagem foi realizada entre outubro e dezembro de 2019, com irrigação manual até os 60 dias, a fim de atingir um composto com baixo teor de umidade. No final do processo, as pilhas foram removidas e o material peneirado em malha de 5 mm. Em seguida, os compostos foram ensacados e armazenados em temperatura ambiente.

Figura 1. Comparação visual dos resíduos “in natura” e compostados. (a) TFi, (b) TFc, (c) CFi, (d) CFc, (e) EPi, (f) EPc.

4.5. Propriedades físico-química dos resíduos agropecuários compostados

As propriedades físico-químicas dos resíduos agropecuários compostados foram determinadas conforme descrito no item 4.3. Sendo caracterizados os teores de macro, micronutrientes, C-org, metais pesados e parâmetros de qualidade dos resíduos orgânicos.

4.6. Planejamento e condução do experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação por 90 dias. O delineamento foi em blocos inteiramente casualizados (DIC): [(3 resíduos x 2 formas + 1 controle (NPK) + 1 controle (sem adubação)) x 2 solos x 4 repetições] totalizando 64 unidades experimentais. Cada unidade correspondeu a um vaso plástico (polipropileno) volume de 10 L, preenchidos com 8,6 kg de solo.

Os solos foram corrigidos com calcário agrícola 60 dias antes da implantação da cultura milho (*Zea mays* L.) a fim de corrigir o pH e atingir uma saturação de bases ~ 70% (RAIJ; CANTARELLA, 1997). Todos os tratamentos (exceto os controles) receberam 7 t ha⁻¹ (base seca) dos resíduos agropecuários (“in natura” ou

compostado) uma semana antes da semeadura. No momento da semeadura, os solos foram suplementados com 60% da dose recomendada de fertilizante mineral (140-120-120 kg ha⁻¹ de N-P-K). O controle NPK foi adubado com 100% da dose recomendada de acordo com AGUIAR et al. (2014). Enquanto o controle sem adubação recebeu apenas o calcário. As doses aplicadas em cada solo são apresentadas na tabela 2.

Foram semeadas cinco sementes da variedade de milho híbrido convencional BM207 (Biomatrix®). Após sete dias da germinação, foi realizado desbaste para manter uma planta por vaso. A irrigação e umidade foram acompanhadas e ajustadas conforme a necessidade das plantas.

Tabela 2. Doses de fertilizantes minerais e corretivos aplicadas nos solos LVd e LVAd.

Fertilizantes	Dose aplicada		N	P	K	Ca	Mg
	kg ha ⁻¹	g vaso ⁻¹	-----mg kg ⁻¹ -----				
Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)							
MAP	260,86	0,90	26,08	26,2	-	-	-
KCl	183,33	0,63	-	-	91,3	-	-
Ureia	88,88	0,51	40	-	-	-	-
Calcário	4.100,00	24,35	-	-	-	3,64	2,49
Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd)							
MAP	260,86	0,90	26,08	26,2	-	-	-
KCl	149,99	0,52	-	-	74,7	-	-
Ureia	88,88	0,51	40	-	-	-	-
Calcário	1.300,00	7,72	-	-	-	1,15	0,79

4.7. Avaliação dos parâmetros fitotécnicos

Aos 90 dias após a emergência das plantas, foram avaliadas quanto à altura da planta, diâmetro do colmo no segundo nó e massa seca da parte aérea (MAGALHÃES et al., 2014). Em seguida, a parte aérea das plantas foi cortada, lavadas com água corrente e colocadas em sacos de papel para serem secadas em uma estufa de circulação forçada de ar por 48 h, a uma temperatura de 65 ° C.

4.8. Análise química do tecido vegetal

Após a secagem, as plantas inteiras foram trituradas em um moinho de facas tipo Willey e armazenadas em temperatura ambiente até as análises dos teores de nutrientes serem realizados de acordo com a metodologia de MALAVOLTA; VITTI; DE

OLIVEIRA, (1989). Foram determinados os teores de macros (N, P, K, Ca, Mg, S) e micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn e Zn). O nitrogênio total foi determinado a partir da digestão em solução de sais e ácidos, seguido de destilação com ácido bórico (H_3BO_3) e titulação com ácido sulfúrico (H_2SO_4). Os demais elementos foram determinados a partir do extrato obtido com ácido nítrico (HNO_3) e ácido perclórico (HClO_4). O P foi determinado pelo método do vanadato molibdato de amônio e quantificado por colorimetria. O S foi determinado pela turbidez formada pela precipitação do enxofre com cloreto de bário e quantificado por colorimetria. Os teores de Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu e Zn foram determinados diretamente a partir do extrato nitro perclórico e quantificados por espectrofotometria de absorção atômica. Com base nos teores de nutrientes e na produção de matéria seca, foram calculadas as quantidades acumuladas desses elementos.

4.9. Índice de eficiência do fertilizante

Uma vez que todos os tratamentos receberam diferentes cargas de nutrientes devido aos atributos físico-químicos inerentes a cada resíduo agropecuário, foi necessário realizar um balanceamento para avaliar o aproveitamento de N, P e K. A Eficiência de Uso do Fertilizante (EUF) foi calculada para equilibrar essas diferenças entre os tratamentos, seguindo a metodologia de CASSMAN et al. (1996) e adaptado por TANG et al. (2008). A equação foi calculada com a partir da fórmula:

$$\text{EUF} = (\text{U}_p - \text{U}_0) / \text{F} \times 100$$

Onde U_p representa a quantidade do elemento absorvido pela cultura, U_0 é a quantidade do elemento absorvida pelo controle sem adubação (Ct), e F é a quantidade do elemento aplicado. O balanço de nutrientes foi calculado a partir da diferença entre a entrada e saída de cada macronutriente. As entradas foram os resíduos orgânicos e fertilizante mineral aplicados e as saídas foram a absorção dos elementos por tratamento e as reservas disponíveis no solo.

4.10. Respiração basal do solo (RBS)

A determinação da RBS foi realizada de acordo com a metodologia descrita por TOTSCHE et al. (1995). Para isto, foram adicionados 50 g de TFSA e 10 g dos resíduos em potes de vidro, em seguida foi adicionado frascos plásticos contendo 20 mL de solução NaOH, os potes foram fechados hermeticamente. O solo foi incubado para quantificar o CO_2 liberado durante a respiração dos microrganismos. CO_2 emitido

foi capturado na solução de NaOH (0,5 N) e estabilizado com adição de 2 mL de BaCl₂. Em seguida, é adicionado o indicador fenolftaleína e realizada a titulação com HCl (0,5 N). Foram realizadas leituras aos 4, 7, 14, 21 e 28 dias após incubação. A curva de evolução de CO₂ foi avaliada a partir dos valores acumulados de CO₂ ao longo do período de incubação.

4.11. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo foi fracionada em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada a minerais (MAM), seguindo a metodologia de CAMBARDELLA; ELLIOTT (1992). As amostras de solo foram coletadas na camada de 0–5 cm ao final do experimento (90 dias após a emergência das plantas) e armazenadas na câmara fria (4 °C) até serem analisadas.

Para a realização do fracionamento, o solo seco ao ar foi peneirado em peneiras de 2 mm, e pesadas 5 g de solo em tubos tipo Falcon. Em seguida, foram adicionadas esferas de vidro e 25 mL de solução de hexametáfosfato de cálcio (0,5 M) em cada tubo, que foram submetidos à agitação a 120 rpm por 16 h. Os solos foram separados com peneiras e água deionizada nas frações MOP (2000–53 µm) e MAM (< 53 µm). As frações foram mantidas em estufa de circulação forçada de ar por duas semanas a 45 °C até perderem todo o conteúdo de água. Em seguida, foram pesados e macerados com almofariz. Os teores de C e N total em cada uma das frações foram analisadas por combustão seca com o aparelho TruSpec CN LECO® a partir de amostras de 0,2 g.

4.12. Análise química do solo no final do cultivo

As amostras de solo foram coletadas na camada 0–5 cm ao final do experimento. Foram analisados os teores de nutrientes remanescentes no solo, que eventualmente poderiam estar disponíveis para a planta em um segundo plantio. Os parâmetros analisados nesta etapa foram: pH, teor de M.O., Al³⁺, H⁺, macronutrientes P, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ e SO₄²⁻ e micronutrientes Cu²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺ e Zn²⁺, conforme descrito no item 4.1.

4.13. Extração de DNA total

Foram extraídas amostras de DNA dos resíduos agropecuários ao início e ao final do processo de compostagem. Também foram extraídas amostras de DNA do

solo aos 60 e 90 dias após emergência das plantas (5 cm de distância da raiz e 5 cm de profundidade). Em seguida, as amostras foram devidamente identificadas e armazenadas em câmara fria a -4 °C. Para a extração de DNA dos resíduos agropecuários e do solo foi utilizado o kit comercial DNeasy PowerSoil® (Qiagen, Hilden, Germany), seguindo o protocolo do fabricante.

A quantidade final de DNA foi de aproximadamente 100 µl por amostra, sendo avaliadas a concentração e a qualidade com espectrofotômetro (BioDrop DUO®). A razão de absorbância (A) A_{260}/A_{280} das amostraram variaram entre 1,7 e 2,0 e a concentração média foi de 12,3 ng µL⁻¹. Também foram avaliadas a integridade e qualidade do DNA em gel de agarose (1%), que foi submetido a eletroforese à 65 °C e voltagem de 80V por uma hora, sendo a leitura realizada em fotodocumentador.

4.14. Sequenciamento do gene 16S rRNA

O sequenciamento do DNA total foi realizado na plataforma Illumina MiSeq (Illumina, San Diego, EUA), tendo como alvo a região V4 do gene 16S rRNA (CAPORASO et al., 2011) e a biblioteca de clones de DNA foi construída a partir do MiSeq Reagent Kit V3 600 ciclos (Illumina, San Diego, EUA) seguindo as especificações do fabricante. O DNA foi preparado em duas etapas. Na etapa 1, o gene 16S rRNA foi amplificado usando os primers 16S-515F (5'-TCGTCGGCAGCGTCAGATGTGTATAAGAGACAG - 3') e 16S-806R (5'-GTCTCGTGGGCTCGGAGATGTGTATAAGAGACAG - 3') modificados com pré-adaptadores. A reação de PCR teve um volume final de 25 µL, contendo 3,0 µL de PCR buffer, 2,5 µL de MgCl₂ (50 mM), 2,0 µL de dNTPs (2,5 mM), 0,1 µL de cada primer, 0,3 µL de Taq DNA polimerase (0,05 U µL⁻¹), 16 µL de água milli-Q e 1,0 µL do DNA molde. A amplificação foi realizada a 95 °C por 3 min (desnaturação da fita de DNA), seguida de 35 ciclos a 94 °C por 45 s, 50 °C por 60 s, 72 °C por 90s e extensão final de 10 min a 72°C (CAPORASO et al., 2011). Os amplicons do gene 16S rRNA foram confirmados por eletroforese em gel de agarose (1%, m / v), resultando em um fragmento de ~ 430 bp. Em seguida, o DNA amplificado foi purificado usando esferas AMPure XP (Beckman Coulter, Brea, EUA). Na etapa subsequente, o DNA purificado foi submetido a nova PCR para ligação dos *barcodes* do Kit Nextera XT (Illumina, San Diego, EUA), a reação seguiu as especificações do fabricante. No final da reação, as amostras de DNA foram purificadas e o fragmento do amplicon foi determinado por eletroforese em gel de agarose (1%). Em seguida, as

bibliotecas de DNA foram quantificadas no Fluorômetro Qubit (Thermo Fisher Scientific, Waltham, EUA) para padronizar as quantidades equimolares de DNA. A execução do DNA no sequenciador gerou uma cobertura de ~ 40.000 leituras por amostra e leituras paired-ends de ~ 290 bp.

4.15. Forma de análise dos dados

Todos os dados foram submetidos a teste de normalidade e análise de variância (ANOVA), os desdobramentos dos dados foram realizados quando as diferenças eram significativas a nível de 5% de significância pelo teste de Tukey, utilizando o software SigmaPlot 14.

A análise dos dados de sequenciamento foi realizada no programa R (R CORE TEAM, 2019), utilizando os pacotes *DADA2* (CALLAHAN et al., 2016), *Phyloseq* (MCMURDIE; HOLMES, 2013) e *ggplot2* (WICKHAM, 2009). Resumidamente, os dados brutos foram submetidos à filtragem para remover barcodes, primers e adaptadores. Após esta etapa, os dados foram submetidos à checagem da qualidade das sequências, com pontuação de corte para sequências de $Q < 30$. Após a remontagem das sequências paired-ends, as quimeras foram removidas e as sequências foram ordenadas em ASV (*Amplicon Sequencing Variant*) e submetidas a classificação a partir do SILVA 132 data-base. As sequências foram atribuídas e aglomeradas aos níveis taxonômicos de reino, filo, classe, ordem, família e gênero. Os dados da comunidade foram submetidos à análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), utilizando matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (RAMETTE, 2007; BUTTIGIEG; RAMETTE, 2014). Os dados de alfa-diversidade (Shannon, Simpson, Chao1) foram submetidos a análise da normalidade e homoscedasticidade das variâncias, seguido análise da variância e teste de Tukey para verificar os desdobramentos da diferença entre os tratamentos.

Para a construção da análise de network, foi criado uma matriz de correlação de Pearson entre os gêneros presentes em cada tratamento utilizando o pacote *multtest* (POLLARD et al., 2021) no programa R. Os padrões de similaridade foram adotados quando havia correlações fortes (> 0.75 e < -0.75) e diferenças estatísticas significativas ($p < 0.01$). A rede de interações microbianas foi construída com o programa *Gephi* (versão 0.9.2), utilizando os gêneros que se correlacionaram fortemente, também foram calculados os parâmetros de modularidade, diâmetro da network, grau médio, comprimento médio do caminho e coeficiente de agrupamento.

A análise de redundância (RDA) foi utilizada para investigar as correlações entre as variáveis ambientais e conteúdo de nutrientes do solo com variáveis biológicas dos principais grupos microbianos a nível de família. As permutações de Monte Carlo e o desenho dos gráficos da RDA foram realizados com o programa Canoco (versão 4.5).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Propriedades físico-químicas e risco ambiental dos resíduos agropecuários “in natura” e compostados

A compostagem afetou as propriedades físico-químicas dos resíduos agropecuários, favorecendo redução do pH e relação C/N (Tabela 3). Isso se deve pelas perdas que ocorrem durante a biotransformação do material onde o consumo do C lábil e N é realizado para crescimento da biomassa microbiana, enquanto a redução do pH está relacionada com produção de ácidos orgânicos pela microbiota e pela liberação de prótons durante a transformação da matéria orgânica dissolvida (WANG et al., 2015; ZHU et al., 2020). Características de um composto ideal são pH > 7; CTC > 250; CE < 90 mS cm⁻¹; M.O. total > 15%; N > 1%; P > 1% (SOTO-PAZ et al., 2020). De acordo com essas informações, todos os resíduos avaliados no trabalho possuem bons níveis de N total, matéria orgânica (M.O.), pH, CTC e CE.

Tabela 3. Atributos físico-químicos dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c).

Atributos	Resíduos agropecuários					
	TFi	TFc	CFi	CFc	EPI	EPc
pH (CaCl ₂)	7,7	7,3	8,3	7,8	8,4	7,6
C/N	13/1	10/1	14/1	10/1	9/1	9/1
Densidade (g cm ⁻³)	1,11	0,77	0,33	0,83	0,39	0,77
Umidade total (%)	65	36	17	40	24	36
M.O. total (%)	34,9	21,8	71,2	23,4	63,6	21,8
C _{Org}	16,2	10,1	38,1	11,0	33,7	10,4
CTC (mmol _c kg ⁻¹)	240	270	600	360	570	290
CRA (%)	167,7	67,7	181,5	80,9	86,1	57,4
CE (mS cm ⁻¹)	2,5	2,3	16,3	5,7	13,5	7,3
RMT (%)	61,7	75,9	22,0	73,4	29,7	75,4
RM (%)	13,1	16,3	14,0	17,4	29,0	34,5
RMI (%)	48,5	59,6	8,0	56,0	0,7	40,9
N total	1,27	1,05	2,66	1,24	4,21	1,24
(N-NH ₄)	0,01	0,02	0,44	0,04	0,53	0,05
(N-NO ₃)	0	0	0,11	0,02	0,12	0,02
P ₂ O ₅ (%)	1,77	1,80	2,66	1,47	3,52	3,12
K ₂ O (%)	0,33	0,14	2,28	1,24	2,52	1,49
Ca (%)	3,77	2,81	3,56	4,22	9,59	9,11
Mg (%)	0,22	0,20	0,37	0,52	0,42	0,51
S (%)	0,11	0,08	0,26	0,24	0,17	0,18
Fe (mg kg ⁻¹)	18.873	31.836	2.481	24.194	1.328	28.917
Mn (mg kg ⁻¹)	457	526	429	543	411	577
Zn (mg kg ⁻¹)	108	117	402	116	464	398
Cu (mg kg ⁻¹)	25	49	39	64	704	349
B (mg kg ⁻¹)	6	3	10	10	15	11

M.O. = matéria orgânica total; CTC = capacidade de troca catiônica; CRA = capacidade de retenção de água; CE = condutividade elétrica; RMT = resíduo mineral total; RM = resíduo mineral; RMI = resíduo mineral insolúvel

Os teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), para os resíduos agropecuários compostados a partir da cama de frango (CF) e esterco de poedeira (EP) foram inferiores aos dos resíduos “in natura”, enquanto a torta de filtro (TF) apresentou maiores teores desses nutrientes no resíduo compostado (Tabela 3). Estudos de VANDECASTEELE et al. (2017), também evidenciaram que a compostagem reduz a concentração de N, P e K.

As perdas de N durante a compostagem estão relacionadas principalmente a volatilização de NH₃ que ocorrem quando a leira apresenta temperatura (> 45 °C) e pH (> 7,7). Outros fatores que influenciam as perdas é a lixiviação que ocorre durante os primeiros dias da compostagem, quando há menor frequência de revolvimento e

pela imobilização do N durante o processo anabólico da formação da nova biomassa (CÁCERES; MALÍNSKA; MARFÀ, 2018; ZHOU et al., 2018). Maiores teores de P nos resíduos podem reduzir perdas por volatilização devido a formação de fosfato de amônio ((NH₄)₃PO₄) (SOOBHANY, 2018). Já as perdas de P durante a compostagem estão relacionadas com a formação de fosfato de cálcio (Ca₃(PO₄)₂) (LECONTE et al., 2009; VANDECASTEELE; BOOGAERTS; VANDAELE, 2016). Enquanto as reduções de K ocorrem quando bactérias solubilizadoras separam o K insolúvel das ligações entre Al⁺³ e SiO₂, fazendo com que o elemento fique livre e suscetível aos processos de lixiviação (SANCHEZ et al., 2017). De forma geral são encontrados na literatura maiores teores de N para CFi, CFc, EPi e EPc, enquanto os para P e K, são encontrados valores semelhantes ao dos resultados do trabalho (VANDECASTEELE; BOOGAERTS; VANDAELE, 2016; JOARDAR; MONDAL; SIKDER, 2020).

A compostagem influenciou o conteúdo de elementos traço nos resíduos (Tabela 4). O conteúdo de Fe, Cr e Ni tiveram um acréscimo na TFc e EPc por exemplo, evidenciando que o processo de compostagem, auxilia na concentração do material compostado, porém favoreceu a redução de Zn e Cu nos resíduos de CFc e EPc.

Tabela 4. Concentração de elementos traço dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c) e risco ambiental conforme legislação brasileira para fertilizantes orgânicos.

Atributos (mg kg ⁻¹)	Resíduos agropecuários						Legislação	
	TFi	TFc	CFi	CFc	EPi	EPc	CONAMA 498/2020	MAPA 07/2016
As	nd	nd	nd	nd	nd	nd	41	20
Ba	107	99	77	121	79	136	-	-
Cd	nd	nd	nd	6,3	nd	nd	39	3,00
Pb	nd	nd	nd	13,3	nd	nd	300	150,0
Cu	40	45	61	60	684	300	1500	-
Hg	nd	nd	nd	nd	nd	nd	17	1,00
Cr	21,9	30,6	9,7	65,1	nd	34,5	1000	2,00
Fe	6.815	20.703	2.208	1.485	1.081	18.886	-	-
Mn	165	342	382	333	335	377	-	-
Ni	9,6	12,3	4,9	33,1	nd	11,1	420	70
Zn	91	125	386	296	459	225	2800	-

nd = não detectável

De acordo com a legislação de fertilizantes orgânicos no Brasil, a concentração de elementos traço destes resíduos não apresentam riscos para uso na agricultura (Tabela 4). A origem dos elementos traço encontrados nos resíduos agropecuários, provavelmente são oriundos das características dessas agroindustriais. Por exemplo, a TF apresenta grandes quantidades de metais como Fe devido a liberação que ocorre durante o processamento da cana-de-açúcar, sendo acumulados na torta (ANACLETO; ROBERTO; MARIN-MORALES, 2017). Enquanto a CF e EP também apresentam grandes quantidades de metais, sendo a maior parte devido a suplementação alimentar das aves com Cu e Zn, e em menor parte devido aos fármacos utilizados para controlar zoonoses, que possuem As, Co, Cu e Ni em sua composição (BOLAN et al., 2010; YANG et al., 2017). O processo de compostagem é efetivo em reduzir a solubilidade dos elementos traço, principalmente pela estabilização da matéria orgânica e formação de quelatos metálicos via ação das substâncias húmicas. São relatados efeitos em vários metais, como Co, Cr, Fe e Mn, mas ocorrem principalmente em Cu e Zn (HAIT; TARE, 2012; DE SOUZA et al., 2019). Outro aspecto importante da compostagem, mas que não foi abordado no trabalho, é a redução da concentração de fármacos no resíduo e menor disseminação de genes de resistência a antibióticos no solo (ZHANG et al., 2018a; LIN et al., 2021; ZALEWSKA et al., 2021).

5.2. Produção de biomassa aérea e acúmulo de nutrientes na cultura do milho

A produção de biomassa aérea foi maior para os resíduos “in natura” no solo LVd, mas não houve diferença entre os tratamentos para o solo LVAd (Figura 2). Também não houve diferenças entre os tratamentos para altura de plantas e diâmetro do colmo, com exceção do tratamento controle (Apêndice A).

Figura 2. Biomassa seca da parte aérea do milho após 90 dias da semeadura para os tratamentos controle (Ct) e mineral (Min) mais resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c). Médias ($n = 4$) seguidas das mesmas letras para Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) não diferiram entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Os teores de N foram maiores nos tratamentos CFi e EPi em ambos os solos, não diferindo do tratamento Min, enquanto a TFi e TFc não apresentaram diferenças significativas em ambos os solos (Tabela 5). A maior absorção desses tratamentos pode estar relacionada com os maiores teores do elemento nos resíduos, enquanto o tratamento Min apresentou alta absorção de N devido à alta solubilidade da ureia (GENG et al., 2017), além da maior quantidade aplicada e do parcelamento entre as aplicações.

Os teores de P também foram maiores nos tratamentos CFi e EPi nos dois solos, o entanto, o tratamento EPc no solo LVAd, também apresentou um resultado semelhante (Tabela 5). O teor de P nos resíduos compostados não tende a ser muito diferente dos resíduos “in natura” uma vez que na compostagem, ocorre uma competição entre os íons de fosfato (PO_4^{3-}) com os sítios de adsorção de Ca^{2+} , resultando em maior disponibilização de P. Além disso, a produção de ácidos orgânicos pela microbiota do solo durante o processo de decomposição dos resíduos “in natura” tende a reduzir o pH do solo, levando a precipitação do P (AHMAD et al., 2018).

Os teores de K foram maiores no tratamento EPI nos dois solos, mas no solo LVAd o tratamento CFI apresentou um resultado semelhante. A absorção foi menor com os resíduos compostado quando comparados com “in natura”, mas os resultados foram iguais ou superiores ao tratamento Min (Tabela 5). É provável que a matéria orgânica dos resíduos tenha ajudado a manter esse elemento no solo.

Tabela 5. Acúmulo de nutrientes na parte aérea das plantas de milho aos 90 dias após a semeadura em solo argiloso (LVd) e franco-argiloso (LVAd), cultivado sem adição de fertilizantes (Ct), com adição de fertilizante mineral (Min) e resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c).

Resíduos	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Zn	Cu	Fe	Mn
agropecuários	Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)										
	g planta ⁻¹						mg planta ⁻¹				
Ct	0,21 c	0,18 c	0,20 e	0,15 d	0,21 a	0,02 c	0,01 c	0,91 cd	0,24 c	5,27 c	1,12 d
TFi	0,47 b	0,47 b	0,53 cd	0,30 c	0,36 a	0,03 c	0,01 b	1,64 bc	0,35 b	10,40 bc	3,85 cd
TFc	0,47 b	0,46 b	0,47 d	0,37 bc	0,41 a	0,04 b	0,01 b	1,76 bc	0,19 b	10,92 bc	4,23 bc
CFi	0,76 a	0,69 a	0,96 b	0,47 a	0,44 a	0,04 b	0,02 a	2,31 ab	0,25 b	13,78 a	6,14 b
CFc	0,57 b	0,50 b	0,70 c	0,34 bc	0,34 a	0,04 b	0,02 a	1,51 cd	0,24 b	10,89 bc	5,05 bc
EPI	0,70 a	0,71 a	1,19 a	0,33 bc	0,33 a	0,07 a	0,02 a	2,19 ab	0,32 b	12,73 ab	4,78 bc
EPc	0,47 b	0,46 b	0,50 cd	0,28 c	0,32 a	0,03 c	0,01 b	1,38 cd	0,65 a	9,25 bc	4,51 bc
Min	0,77 a	0,51 b	0,61 cd	0,40 ab	0,38 a	0,04 b	0,01 b	2,75 a	0,21 b	11,92 bc	20,53 a
	Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd)										
Ct	0,16 c	0,15 e	0,33 e	0,07 b	0,10 c	0,02 c	0,01 d	0,48 d	0,63 b	4,26 b	0,90 c
TFi	0,54 b	0,32 cd	0,76 cd	0,28 a	0,31 ab	0,05 b	0,02 ab	1,69 ab	0,35 c	15,84 a	5,33 ab
TFc	0,53 b	0,29 d	0,64 d	0,27 a	0,30 ab	0,05 b	0,02 b	1,19 bc	0,17 c	11,33 ab	5,09 b
CFi	0,79 a	0,49 a	1,12 a	0,37 a	0,36 ab	0,07 a	0,02 ab	1,97 a	0,29 c	14,14 a	7,48 a
CFc	0,52 b	0,31 cd	0,81 bc	0,29 a	0,28 ab	0,05 b	0,02 b	1,19 c	0,15 c	12,14 ab	5,17 b
EPI	0,89 a	0,50 a	1,16 a	0,33 a	0,33 ab	0,08 a	0,02 b	1,59 b	0,30 c	15,43 a	6,29 ab
EPc	0,48 b	0,43 ab	0,93 b	0,30 a	0,33 ab	0,07 a	0,02 a	1,70 ab	0,20 c	18,81 a	5,88 ab
Min	0,81 a	0,37 bc	0,75 cd	0,29 a	0,41 a	0,07 a	0,02 c	1,22 bc	2,57 a	11,86 ab	5,60 ab

Médias (n = 4) seguidas das mesmas letras minúsculas para os solos LVd e LVAd não diferiram pelo teste de Tukey (P <0,05).

Os macronutrientes mais absorvidos pelo milho foram encontrados na seguinte ordem: $K > N > P > Mg > Ca > S$. Entre os tratamentos, absorção de macronutrientes foi visivelmente maior nos tratamentos com CFI e EPI em ambos os solos, seguido pelos tratamentos CFc, EPc e Min (Figura 3).

Figura 3. Total de macronutrientes e micronutrientes acumulado pelas plantas de milho cultivadas em Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) em função da aplicação dos tratamentos controle (Ct) e mineral (Min) mais os resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c).

De modo geral, a ordem decrescente de exigências de macronutrientes pelas plantas de milho é $N > K > P > Ca > Mg > S$, enquanto para os micronutrientes é $Fe > Zn > Mn > B > Cu$. Inicialmente é lenta a absorção de nutrientes pelas plantas de milho, mas a partir dos primeiros estádios vegetativos a marcha de absorção pela planta se torna linear (PINHO et al., 2009). A planta absorve primeiro os nutrientes na forma inorgânica e apenas posteriormente estimula a ação dos microrganismos do solo para solubilizar os nutrientes em formas orgânicas (GENG et al., 2019a).

Na comparação entre os resíduos “in natura” e compostados são relatados resultados similares aos encontrados no presente trabalho. A preferência das plantas é por formas mais simples e prontamente disponíveis de nutrientes como no caso dos resíduos “in natura”, mas quando são analisados a longo prazo, os resíduos compostados geralmente apresentam melhores resultados, pois a taxa de mineralização é reestabelecida (MILLER et al., 2008; URRÁ; ALKORTA; GARBISU, 2019). Outro ponto para os resíduos compostados apresentarem melhores resultados a longo prazo são as menores perdas de nutrientes por lixiviação e escoamento superficial do que os resíduos “in natura”, principalmente para os nutrientes N e P (ADELI et al., 2017; FAN et al., 2017). Tanto as plantas quanto os microrganismos induzem reações de dissolução e precipitação dos elementos, gerando um equilíbrio geoquímico do solo, e consequentemente aumentam a transferência desses elementos para a parte aérea das plantas e reduzindo o risco de contaminação ambiental (MADEJÓN et al., 2006; KUMPIENE et al., 2019).

5.3. Eficiência dos resíduos agropecuários “in natura” e compostado na disponibilização de nutrientes

A eficiência de uso dos fertilizantes (EUF) (resíduos agropecuários e fertilizante mineral) foi expresso em porcentagem e calculada a partir da absorção de elemento em cada tratamento, menos a quantidade absorvida no tratamento sem adubação (Ct) e dividido pela quantidade aplicada de N, P e K (Figura 4).

Os melhores resultados foram obtidos para o K, onde a TFi apresentou uma eficiência próxima de 100% no solo LVAd. A maior eficiência de um fertilizante possibilita uma maior absorção pela planta mesmo sob uma menor oferta de nutriente (SANTOS et al., 2018). Microrganismos solubilizadores de K podem ajudar a disponibilizar formas insolúveis que estão ligadas a minerais e silicatos, através da produção de ácidos orgânicos (cítricos, oxálicos, tartáricos etc.) (RAWAT; SANWAL; SAXENA, 2016; NATH; MAURYA; MEENA, 2017). Enquanto outros estudos mostram que interações microbianas podem aumentar a eficiência de uso dos nutrientes e, apesar do reconhecimento da importância dos processos biológicos envolvidos na aquisição de nutrientes, esses estudos ainda são limitados (MEENA et al., 2017).

A eficiência do N, variou de 40 a 70% para os resíduos compostados e entre 24 e 41%, para os resíduos “in natura” (Figura 4). A eficiência do fertilizante mineral (LVd > 60% e LVAd > 80%) é maior pois o elemento está na forma inorgânica e possui

preferência de absorção pelas plantas (SANTOS et al., 2018; ZHANG et al., 2020a). No entanto, ARIF et al. (2018) mostram que a combinação de fontes orgânicas e inorgânicas estimulam a atividade biológica do solo e resultam tanto em maiores eficiências para N e P quanto em maiores produtividades.

As maiores eficiências para P foram encontradas para o tratamento Min uma vez que fosfato monoamônico apresenta maior solubilidade que os resíduos orgânicos. Enquanto as eficiências mais baixas foram encontradas para TF e EP, o que pode estar associado a alta relação C/P e alto teor de Ca nos resíduos, reduzindo a disponibilidade do elemento devido a formação de fosfato de cálcio (VANDECASTEELE et al., 2014, 2017). Porém os resíduos que apresentaram baixa eficiência (EPi e EPc), forneceram grandes quantidades do elemento disponível no solo, indicando um efeito residual de longo prazo.

Baixas eficiências indicam que grande parte dos nutrientes podem ser perdidos para o ambiente por diferentes processos que ocorrem no solo (FAGERIA, 2014; MEENA et al., 2017). Dentro desse contexto, fatores biológicos que regulam o sistema solo-planta podem ajudar a aumentar a disponibilidade e eficiência de uso dos nutrientes, principalmente por meio de bactérias solubilizadores de Fe, K, P e Zn (MÄDER et al., 2011; MEENA; MAURYA; VERMA, 2014). Esses microrganismos associados às plantas aumentam a mobilidade e disponibilidade dos nutrientes por meio de agentes quelantes, acidificação e mudanças no potencial redox do solo (GLICK, 2014; BAHADUR et al., 2016).

Figura 4. Eficiência média do fertilizante mineral (Min) e dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c) na disponibilidade de nutrientes em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd).

5.4. Conteúdo de nutrientes no solo

Após 90 dias os efeitos residuais nos atributos químicos do solo foram: *i)* aplicação de fertilizantes nitrogenados levou a acidificação do solo; *ii)* resíduos orgânicos mantiveram o pH próximo a 5,0; *iii)* eficiência dos resíduos agropecuários em manter um efeito residual no solo e; *iv)* maior efeito residual de fósforo (Tabela 6). A aplicação de resíduos agropecuários, favorece a ciclagem de nutrientes pelo incremento de C no solo, que conseqüentemente, estimula a produção de enzimas envolvidas na transformação de N, P e S, além de estimular as interações planta-microorganismo (BURNS et al., 2013; SUN et al., 2017). No entanto, a extensão do

efeito depende da capacidade do solo em receber, manter e disponibilizar esses nutrientes para as culturas, assim como a capacidade das culturas em absorver e remover esses elementos no solo (SCHRÖDER et al., 2016).

O P e Ca apresentaram comportamento similar no solo, obtendo os maiores efeitos residuais no tratamento EPi em ambos os solos (Tabela 6). Uma maior presença de Ca nos solos tratados com EP era esperado, uma vez que a dieta de galinhas poedeiras é rica em Ca. Já a retenção do P está associada com os teores de Fe^{2+} , Al^{3+} e Ca^{2+} no solo, que são responsáveis em reduzir a eficiência de uso do C pela microbiota, diminuindo assim a capacidade do solo de ciclar P (JONES et al., 2019). Resultados similares foram observados no presente estudo, principalmente para o tratamento EPi que forneceu altos teores de Fe^{2+} e Ca^{2+} , em ambos os solos. Por outro lado, o excesso de P pode reduzir a disponibilidade de micronutrientes (Mn, Cu e Zn) devido à processos de adsorção e precipitação (PÉREZ-NOVO et al., 2011; MÖLLER, 2018).

Solos tratados com resíduos agropecuários apresentam maiores valores de pH do solo, sendo esse um fator chave na disponibilização de macro e micronutrientes (TITTARELLI et al., 2017; ZIKELI; DEIL; MÖLLER, 2017). A substituição parcial de fertilizantes minerais por resíduos gera efeitos positivos no solo, principalmente em solos ácidos, quando comparados aos solos de pH neutro/alcalino (ZHANG et al., 2020d). A redução do pH do solo ocorre devido a liberação de CO_2 durante a decomposição dos resíduos, aumentando a demanda por prótons, e consequentemente liberam Al^{3+} na solução do solo, tornando o pH mais neutro (BAHRAM et al., 2018; JONES et al., 2019). Valores mais baixos de pH, como o encontrado no tratamento Min, podem dificultar a decomposição dos resíduos orgânicos pela microbiota do solo, causando um aumento nos estoques de nutrientes na fração orgânica do solo, mas dificultando a recuperação desses nutrientes (SCHRÖDER et al., 2016; NEINA, 2019).

No entanto, limitações sobre o uso de resíduos agropecuários se devem pelo aumento da salinidade do solo, devido ao processo de decomposição do material orgânico que libera íons salinos no solo (SCOTTI et al., 2016), além de outros relatos que mostram maior lixiviação de P com uso de esterco “in natura” (VANDEN NEST et al., 2016). A melhor recomendação é que os resíduos orgânicos sejam estabilizados e homogeneizados antes do uso como fertilizantes, sendo a compostagem um método efetivo e seguro para reciclar e reutilizar os nutrientes (HOSSAIN et al., 2017).

Tabela 6. Características físico-químicas e teores de nutrientes 90 dias após cultivo em solo argiloso (LVd) e franco-argiloso (LVAd), cultivado sem fertilizantes (Ct), com adição de fertilizante mineral (Min) e resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c).

Resíduos agropecuários	pH	H+Al mmolc dm ⁻³	CTC	P mg dm ⁻³	K	Ca mmolc dm ⁻³	Mg mmolc dm ⁻³	S	Fe	Cu	Zn mg dm ⁻³	Mn
Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)												
Ct	5,1 a	39,3 b	44,7 a	14,24 d	1,72 c	20,42 d	3,32 d	3,86 c	33,15 c	0,43 c	1,52 d	2,68 b
TFi	5,1 a	31,0 c	59,8 a	33,62 c	2,44 b	35,61 c	1,57 d	6,10 b	40,78 b	0,56 c	2,23 d	3,31 b
TFc	4,9 ab	38,0 b	49,9 a	48,99 c	2,22 bc	33,96 c	15,87 c	8,04 ab	38,40 b	0,52 c	2,16 d	3,17 b
CFi	5,0 ab	36,3 bc	58,1 a	76,52 c	2,86 ab	40,63 c	19,31 b	10,80 a	26,69 d	0,55 c	5,22 b	3,76 b
CFc	5,2 a	34,3 c	62,8 a	180,29 b	2,53 b	63,83 b	21,84 a	6,89 b	27,41 c	2,05 b	3,91 c	3,24 b
EPi	5,1 a	36,3 bc	65,0 a	232,14 a	3,13 a	186,37 a	24,68 a	6,34 b	31,63 c	8,30 a	9,90 a	6,03 a
EPc	5,1 a	35,0 bc	53,6 a	159,30 b	2,75 ab	51,68 b	21,48 a	5,63 bc	22,55 d	0,58 c	5,04 b	3,00 b
Min	4,5 c	47,0 a	29,1 b	16,83 d	1,88 c	10,07 d	1,63 d	4,24 c	59,12 a	0,48 c	1,64 d	5,03 a
Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd)												
Ct	5,0 c	22,0 b	31,4 d	15,23 d	1,44 d	7,36 c	11,16 b	9,24 ab	22,07 b	0,64 c	0,53 d	4,98 b
TFi	5,2 bc	19,3 b	39,9 c	62,27 c	0,84 d	8,16 c	10,86 b	12,16 a	35,03 a	0,76 c	1,20 c	5,34 b
TFc	5,5 b	17,0 b	38,5 c	56,22 c	4,02 b	43,04 b	10,14 b	6,51 b	34,33 a	0,75 c	1,16 c	5,17 b
CFi	5,4 b	18,0 b	45,6 c	80,78 c	5,20 a	46,70 b	11,46 b	7,27 b	20,41 b	0,87 c	3,99 a	8,04 a
CFc	5,4 b	18,0 b	61,7 b	208,07 b	5,14 a	100,43 a	12,01 b	7,14 b	23,69 b	2,18 b	2,86 b	4,87 b
EPi	5,7 a	16,0 b	101,4 a	376,59 a	3,80 b	126,49 a	17,62 a	9,95 ab	24,88 b	4,26 a	4,16 a	9,85 a
EPc	5,7 a	18,0 b	41,7 b	170,41 b	3,16 c	51,90 b	16,77 a	11,34 a	22,54 b	0,74 c	3,68 a	5,86 b
Min	4,2 d	35,7 a	31,2 d	16,15 d	1,25 d	7,06 c	3,50 c	4,08 b	22,07 b	0,64 c	0,67 d	5,38 b

Médias (n = 3) seguidas das mesmas letras minúsculas para Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e para o Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) não diferiram pelo teste de Tukey (P <0,05).

5.5. Evolução e acúmulo de C-CO₂ e carbono no solo

A combinação de resíduos agropecuários junto com fertilizantes minerais é uma forma interessante de aumentar a sustentabilidade, eficiência e produtividade do sistema solo-planta. No entanto, é importante analisar a qualidade da matéria orgânica vinda dos resíduos, uma vez que o C adicionado pode apresentar maior ou menor resultado de acordo com o tipo do produto. Resíduos agropecuários “in natura” fornecem uma matéria orgânica lábil, que é rapidamente transformada em CO₂ pela atividade de respiração microbiana, enquanto resíduos compostados fornecem uma matéria orgânica mais recalcitrante que tende a se acumular no solo ao longo do tempo (Figura 5). A CFi apresentou maior atividade de respiração, seguido pelo EPi e TFi em ambos os solos, enquanto os resíduos compostados apresentaram um comportamento semelhante no acúmulo de CO₂ ao longo dos 28 dias.

Figura 5. Médias (n= 4) de evolução e acúmulo de C-CO₂ por meio da atividade microbiana do solo e dos resíduos orgânicos em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) em função dos tratamentos sem fertilizante (Ct) e com aplicação dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c).

O teor de matéria orgânica no solo (M.O.S) foi significativamente superior no tratamento EPi em ambos os solos, quando comparado com os outros tratamentos (Figura 6). Apesar dos resíduos compostados adicionarem matéria orgânica estável e mais humificada, não houve um incremento no teor de M.O.S. quando comparado aos

resíduos “in natura”. Isso provavelmente está relacionado ao tempo do experimento (90 d) e o menor teor de matéria orgânica presente nos resíduos compostados.

Figura 6. Matéria orgânica do solo 90 dias após cultivo do milho em função dos tratamentos controle (Ct), fertilizante mineral (Min) e com aplicação dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c). Médias ($n = 4$) seguidas das mesmas letras minúsculas para Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) não diferiram entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O acúmulo de C-total foi calculado a partir das diferenças entre o C-total de cada tratamento menos o C-total do controle, dividido pelo C adicionado na forma de resíduo orgânico, os resultados são expressos em porcentagem de C acumulado (Tabela 7). Apesar dos resíduos compostados apresentarem um menor teor de C, eles foram mais eficientes em acumular C no solo, uma vez que a matéria orgânica estava mais estabilizada e por isso foi menos degradada pela microbiota do solo. Também é perceptível as relações entre o solo LVd com o solo LVAd, uma vez que solos com menor teores de argilas são mais sensíveis as mudanças de C do solo e são extremamente dependentes da adição de matéria orgânica exógena para sua manutenção, seja ela por meio da formação de palhada ou via aplicação de resíduos orgânicos no solo (PREUSSER et al., 2017; ZHANG et al., 2018b).

Tabela 7. C-total do solo em função dos tratamentos controle (Ct), fertilizante mineral (Min) e com aplicação de resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (*i*) e compostado (*c*) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd).

Manejo adotado	C-org adicionado (g kg ⁻¹)	LVd		LVAd	
		C-solo (g kg ⁻¹)	Eficiência de C-acumulado (%)	C-solo (g kg ⁻¹)	Eficiência de C-acumulado (%)
Ct	-	14,22	-	7,56	-
TFi	14,01	16,40	13,76	11,86	37,42
TFc	8,72	16,17	12,80	9,81	26,39
CFi	28,55	16,19	11,25	9,70	19,87
CFc	9,39	15,48	8,26	9,72	25,09
EPi	25,48	15,81	9,27	11,39	36,76
EPc	8,76	15,55	8,73	10,59	35,45
Min	-	14,22	-0,01	9,01	19,18

O C-total das frações relacionadas a matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada a minerais (MAM) apresentaram comportamento distinto entre os dois solos (Figura 7). Os solos LVd naturalmente possuem maior quantidade de matéria orgânica que os solos LVAd, essas diferenças foram evidentes entre os tratamentos com o controle nos dois solos. Porém não houve diferença entre os tipos de resíduos, com exceção da TFi. A explicação para esse aumento de C na fração MOP ocorre pela maior relação C/N do resíduo e maior teor de lignina, tornando mais resistente à degradação microbiana.

A fração MAM concentra a matéria orgânica em sua forma mais estável e resistente a degradação, no entanto, o tempo e a quantidade de resíduo aplicada no experimento podem não ter sido suficiente para aumentar significativamente seu teor no solo.

Figura 7. Carbono total presente nas frações da matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada a minerais (MAM) em função dos tratamentos (controle [Ct] e mineral [Min]) com resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd). Médias ($n = 4$) com as letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Todo o N-total presente nos solos analisados estão associados a fração à minerais (MAM) uma vez que o N da fração particulada (MOP) apresentou um nível abaixo do limite de detecção do aparelho (Figura 8). É possível observar que os dois tipos de solo apresentaram comportamento distintos entre si e entre os tratamentos com o controle. No entanto, não houve diferença entre os tratamentos com resíduos “in natura” e compostados, mas houve uma tendência de maior concentração para os tratamentos TFi e CFi no solo LVd.

Figura 8. Nitrogênio total presente na matéria orgânica associada a minerais (MAM) em função dos tratamentos (controle [Ct] e mineral [Min]) com resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd). Médias ($n = 4$) com as letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

A matéria orgânica dos resíduos agropecuários “in natura”, favoreceram funções que demandam uma comunidade decompositora ativa, enquanto os resíduos compostados possuem baixa energia e favoreceram reações com a parte mineral do solo, estimulando funções de sequestro de C (HOFFLAND et al., 2020). Parte da microbiota decompositora utilizou o C dos resíduos para formação de biomassa, enquanto outra parte foi eliminada na forma de CO_2 . Esse maior fluxo nos resíduos “in natura” desestabilizam a MAM ou a decomposição da MOP, estimulando o efeito *priming* do solo (SULMAN et al., 2014; KEILUWEIT et al., 2017). Por outro lado, resíduos ricos em celulose, como a TF, aumentam a taxa de microrganismos decompositores, que são beneficiados na competição sobre outros que utilizam fontes de C mais simples (VIVELO; BHATNAGAR, 2019).

A estabilização e persistência da matéria orgânica do solo (M.O.S.) é determinada por processos de formação química mais as interações com o ambiente (WIESMEIER et al., 2019). Resíduos que são metabolizados rapidamente, como a CFi e EPi, variam entre alguns minutos para aminoácidos e ácidos carboxílicos simples (GUNINA et al., 2017) e entre anos para componentes de baixa energia, ou

de alta reatividade com minerais (BONANOMI et al., 2019). A M.O.S. estável está ligada a funções de agregação, aeração, retenção de água, mineralização de N-P-S, e sequestro de C. As frações MOP e MAM possuem diferentes taxas de formação e persistência, oferecendo funções distintas (VON LÜTZOW et al., 2008; SMITH et al., 2015).

Por um lado, a fração MAM foi estimulada pela degradação dos resíduos devido a ação de exoenzimas e da microbiota, formando moléculas de baixo peso molecular que podem se ligar aos minerais do solo (LEHMANN; KLEBER, 2015; LIANG; SCHIMEL; JASTROW, 2017), essas moléculas são densas em nutrientes e necessitam de baixa energia para entrar em decomposição (TIPPING; SOMERVILLE; LUSTER, 2016; WILLIAMS et al., 2018). Normalmente, essa fração fica protegida do processo de decomposição devido as ligações químicas formadas na superfície dos minerais, sendo mais persistentes que a fração MOP (POEPLAU et al., 2018; TOTSCHE et al., 2018). No entanto podem ser tornar assimiláveis pelas plantas quando o processo de desestabilização da M.O.S. é ativado (JILLING et al., 2018). Diferentemente, a fração MOP é prontamente disponível para decomposição, devido suas partículas grandes e insolúveis, mas necessitam da presença de organismos decompositores específicos, ou de uma fonte externa de N como energia de ativação, porém sua qualidade é inconsistente (MOOSHAMMER et al., 2014; WILLIAMS et al., 2018). O fracionamento do solo mostra que 10 a 50% do C-total do solo está associado a fração MOP, geralmente sendo menor que a fração MAM (BRODOWSKI et al., 2006; GIANNETTA et al., 2018). No entanto, solos arenosos podem superestimar a fração MOP, uma vez que areia reduz os teores de MAM, levando a interpretações errôneas na dinâmica de formação da M.O.S. (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020), essas observações são compatíveis com os resultados obtidos no experimento.

Fontes externas de N mudam a formação da M.O.S. devido as alterações na relação C/N, na estrutura da comunidade microbiana, e no pH do solo, porém o tempo é essencial para causar mudanças perceptíveis no solo (MOOSHAMMER et al., 2014; TIAN; NIU, 2015; AVERILL; DIETZE; BHATNAGAR, 2018). Fontes orgânicas de N suprem a demanda microbiana, estimulando a degradação da MOP e a formação de MAM (COTRUFO et al., 2013). Enquanto o N mineral acidifica o solo e reduz o crescimento microbiano, desestimulando a degradação de MOP e formação de MAM (AVERILL; WARING, 2018). Resultados similares aos do trabalho foram encontrados

por CASTÁN et al. (2016), no qual diversas fontes de resíduos orgânicos acumularam a mesma quantidade de C e N no solo, apesar das diferenças nos teores de C em cada resíduo.

O ponto principal é que tanto funções que requerem decomposição da matéria orgânica, como as que requerem estabilização, precisam da aplicação de resíduos orgânicos de forma constante (HOFFLAND et al., 2020). Um aumento na quantidade e frequência aplicada ao solo, aumenta os teores de C em uma das duas frações, que se diferenciam dependendo da qualidade do resíduo ou do nível de saturação da MAM. Quando esse limite é atingido, ocorre apenas um aumento na fração MOP (GULDE et al., 2008). Portanto, resíduos de baixa qualidade irão favorecer a formação de MOP, enquanto resíduos de alta qualidade resultam em formação de MAM (COTRUFO et al., 2013, 2019).

5.6. Diversidade, estrutura e composição da comunidade microbiana

O sequenciamento do gene 16S rRNA rendeu 39.183 para as amostras de solo e 41.598 *reads* para os resíduos agropecuários, quais foram atribuídas 30 filos, 82 classes, 195 ordens, 389 famílias e 821 gêneros de bactérias (Apêndice B).

A alfa diversidade de bactérias foi maior nos resíduos agropecuários compostados do que em resíduos “in natura” em todos os tratamentos ($P < 0,05$) (Figura 9A). O esterco de poedeira “in natura” (EPi) apresentou menor diversidade quando comparado aos demais resíduos agropecuários tanto in natura quanto compostados. Este resultado provavelmente se deve as características do EP “in natura” que são ricos microrganismos oriundos do sistema digestivo das aves (FAISSAL et al., 2017; HAN et al., 2018b). Em geral, EPi apresentam maiores valores de pH, teor de sólidos totais e relação C/N mais elevada, o que pode implicar em menor diversidade microbiana neste resíduo (RIZZO et al., 2020). Isto pode ser ratificado pelo aumento significativo dos índices de diversidade no EPc, o que provavelmente deve-se à adição de cavacos de madeira, otimizando a relação C/N e contribuindo para aumento na diversidade bacteriana.

A aplicação dos resíduos agropecuários compostados promoveu aumento na diversidade de bactéria em ambos os solos (LVd e LVAd) quando comparados aos resíduos in natura (Figuras 9B e 9C). Contudo, não houve diferença estatística entre tratamentos pelo teste de Tukey a 5%. A diversidade alfa (α) ou diversidade local, apresenta o número total de espécies em um ambiente (FERRIS; TUOMISTO, 2015).

A abundância e riqueza de espécies são sensíveis as mudanças no manejo do solo, menores índices estão correlacionados com redução dos teores de C e N no solo (SINGH et al., 2014; TRIVEDI et al., 2015) logo, maior diversidade de plantas e biomassa, além de outros fatores secundários como tipo de palhada, textura e pH do solo, estimulam o aumento de diversidade de bactérias (KURAMAE et al., 2011; LOZANO et al., 2014). Alguns trabalhos evidenciam redução na riqueza de espécies quando se aplica CF, mas não resultam em diferenças nos índices de diversidade (FRANCIOLI et al., 2016; RAIGER IUSTMAN; ALMASQUÉ; VULLO, 2021). Todavia, os efeitos de diversidade tendem a ser mais perceptíveis a longo prazo, e em aplicações constantes de resíduos orgânicos, devido ao incremento dos teores totais de N, P e K no solo (QIU et al., 2020) e de maior atividade das raízes (30-60 dias após emergência) (LOPES; PEREIRA E SILVA; ANDREOTE, 2016; HOU et al., 2020).

Figura 9. Índices de diversidade de Shannon-Wiener (H), Simpson (1-D) e Chao1 (S) nos resíduos agropecuários – “in natura” e compostado (A), Latossolo Vermelho Distrófico - LVd (B) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico – LVAd (C). As legendas se referem aos tratamentos (controle [Ct] e mineral [Min]) e resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c). Médias ($n = 3$) seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

A rede de interações revelou como as comunidades microbianas dos resíduos compostados interagiram entre si de forma mais intensa quando comparados aos resíduos “in natura” (Figura 10). De forma geral, os resíduos agropecuários foram beneficiados pelo processo de compostagem, uma vez que houve um maior número

de nós e arestas nos resíduos compostados. Isso sugere que a microbiota presente pode alterar a dinâmica de atuação desses resíduos no solo, podendo alterar funções nas transformações dos elementos e potencializar o manejo de fertilização do solo. Alguns estudos indicam que essas mudanças nas interações bacterianas agem como elementos chave na fertilização do solo e produção de alimentos (LING et al., 2016; GU et al., 2019). Essas redes de co-ocorrência também podem ser utilizadas como bioindicadores sensíveis da funcionalidade geral de um solo, pois altos níveis de interações indicam que a comunidade é resiliente e possui estabilidade em realizar funções como sequestro de C, decomposição da matéria orgânica que aumentam conforme maior nível de complexidade da microbiota, também permitem reduzir outras funções como invasão por patógenos e lixiviação de P (VIVANT et al., 2013; WAGG et al., 2014; KARIMI et al., 2017).

Figura 10. Rede de interações microbianas baseadas nas diferenças significativas ($P < 0,001$) e por correlações fortes ($> 0,9$ ou $< -0,9$) de Spearman. Os nós representam filos bacterianos e o tamanho dos nós indicam a abundância do filo, enquanto as arestas (+ ou -) representam interações positivas ou negativas. As interações são baseadas nas comunidades dos resíduos agropecuários em função dos tratamentos (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c).

A análise escalonamento multidimensional não métrica (NMDS) mostrou a ordenação entre os resíduos agropecuários e os solos LVd e LVAd, baseada na distância de Bray-Curtis, formando diferentes grupos (*clusters*) a nível de família. A ordenação revelou que as comunidades dos solos foram semelhantes, e as comunidades dos resíduos agropecuários compostados foram próximas das comunidades do solo (Figura 11A). A ordenação de NMDS mostrou que os resíduos agropecuários possuem *clusters* únicos para cada tratamento, principalmente para CFi e EPi, enquanto os resíduos compostados foram mais semelhantes (Figura 11B). Nos solos LVd e LVAd também foi observado que os tratamentos CFi e EPi apresentaram *clusters* mais distintos entre os outros tratamentos, enquanto a CFc e EPc apresentaram uma comunidade bastante próxima do solo Ct que não recebeu influência de nutrientes externos. O tratamento TFi também apresentou uma ordenação da comunidade mais distinta do solo Ct do que o tratamento TFc (Figura 10C, D).

Aplicações contínuas (> 10 anos) de CFi apresentou grande mudanças nas comunidades bacterianas, devido principalmente ao fornecimento de P, K e Ca e pelos microrganismos introduzidos pela própria cama de frango (ASHWORTH et al., 2017; LI et al., 2017). Enquanto outros trabalhos indicam poucas mudanças a curto prazo na composição da comunidade bacteriana de solos fertilizados com esterco bovinos e de aves, porém mostram aumentos significativos na mineralização de C, N e P (FERNANDEZ et al., 2016). Algumas explicações mostram que os microrganismos presentes nos estercos são bem adaptados ao sistema digestivo dos animais e por isso apresentam menor competitividade que a microbiota indígena do solo (SUN et al., 2015; LI et al., 2017). De forma geral é bem relatado na literatura que os maiores fatores de mudanças na ordenação da comunidade microbiana são os teores de C e N do solo em experimentos de longo prazo (EILERS et al., 2010; SHI et al., 2011; PASCAULT et al., 2013).

Figura 11. Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da comunidade bacteriana dos Resíduos Agropecuários (RA) e Latossolos Vermelho distrófico – LVd e Latossolo Vermelho Amarelo distrófico – LVAd. A: ordenamento da comunidade total; B: ordenamento da comunidade em RA; C: ordenamento da comunidade em LVd; D: ordenamento da comunidade em LVAd; Ct: controle; TFi e TFc torta de filtro “in natura” e compostada; CFi e CFc cama de frango “in natura” e compostada; EPI e EPc esterco de poedeira “in natura” e compostado.

Devido as diferenças encontradas nas análises de NMDS foi realizado uma análise de redundância (RDA) para examinar as correlações entre a comunidade microbiana dos solos com as variáveis ambientais do solo. A RDA foi analisada de

forma separada para cada um dos solos com as principais variáveis responsáveis por causar mudanças na comunidade microbiana (Figura 12). Na figura 12A, o peso de massa seca das plantas (PMS) e o pH do solo contribuíram por 33,1% e 11% das variações encontradas nas comunidades bacterianas, respectivamente. De forma geral, as variáveis correspondentes pelos teores de nutrientes no solo C, N, K, Cu e Zn apresentaram correlação negativa com a maior parte dos filos bacterianos encontrados nas amostras, mas apresentaram semelhanças com os resíduos de EPc, TFi e TFc. Já a CFi apresentou uma alta correlação com o filo dos *Firmicutes* e *Dependentiae*, assim como também apresentou maior PSM e maiores teores de C e N no solo. Enquanto os tratamentos CFc e EPi apresentaram maiores correlações com *Bacteroidetes* e com os teores de M.O., P, Ca, Mg e S.

Na figura 12B, o PMS e o pH do solo foram respectivamente responsáveis por 38,9% e 10,8% das mudanças causadas nas comunidades bacterianas, apresentando valores condizentes em ambos os solos. A variável de C-total foi a maior responsável pela dominância no solo LVAd, uma vez que esse solo é extremamente dependente de C para armazenar os nutrientes e realizar suas funções. Em seguida, os teores de M.O., pH e nutrientes, com exceção do S apresentaram influência semelhantes para determinar as mudanças na comunidade microbiana do solo, principalmente para os filos *Bacteroidetes*, *Myxococcota* e *Patescibacteria*. O restante dos filos apresentou correlações negativas para as variáveis do solo, mas os filos das *Proteobacterias* apresentaram correlação com os teores de S do solo. Os tratamentos TFi e EPi foram ordenados de forma positiva com os teores de nutrientes do solo, enquanto os resíduos compostados TFc, CFc e EPc apresentaram maiores correlações com os filos *Nitrospirota*, *Gemmatimonadota* e *Cyanobacteria*.

Figura 12. Ordenação a partir da análise de redundância dos filós bacterianos (setas azuis) e as variáveis ambientais (setas vermelhas). (A) Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e (B) Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd). As amostras foram posicionadas nos gráficos a partir dos tratamentos controle (Ct) e com fertilizante mineral (Min) mais os resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeira [EP]) “in natura” (i) e compostado (c). As porcentagens em cada eixo explicam as variações do teste.

A composição taxonômica dos resíduos agropecuários diferiu bastante entre os tratamentos. A nível de filo, a TFi apresentou maior abundância de *Bacteroidota* enquanto a TFc apresentou maiores valores para *Proteobacteria* (Figura 13A). As ordens mais abundantes para a TFi foram *Burkholderiales* e *Cytophagales* e foram *Micrococcales*, *Cytophagales* para TFc (Apêndice D). Resultados de ESTRADA-BONILLA et al. (2017b) mostraram ordens de *Lactobacillales*, *Bacillales* e *Clostridiales* como as mais abundantes na TFi e TFc, segundo os autores essas predominâncias estão relacionadas com os teores de pH e relação C/N. São indicados que solos fertilizados com resíduos vegetais e ricos em celulose, como a TF, promovem o desenvolvimento de *Acidobacteria*, responsáveis por degradarem materiais com alta relação C/N e reduzem a abundância de *Bacteroidota* que são conhecidos por utilizarem fontes mais simples de C (LI et al., 2017; VIVELO; BHATNAGAR, 2019).

Os resíduos agropecuários CFi e EPi apresentaram maiores abundâncias de *Actinobacteriota* e *Firmicutes*, enquanto os resíduos CFc e EPc apresentaram maior predominância dos filos *Proteobacteria* e *Bacteroidota*, sendo *Actinobacteriota* para CFc e *Proteobacteria* para EPc (Figura 13A). O filo *Bacteroidota* geralmente é predominante na microbiota das aves, indicando o motivo para a maior presença desse grupo nos resíduos (WEIDHAAS et al., 2015; HUBER et al., 2018). Alguns trabalhos verificaram que a predominância desses filos é responsável pela mineralização da matéria orgânica e ciclagem de C, N, P e S (AWASTHI et al., 2018; MA et al., 2018). No entanto, outros autores atentam para alta concentração de genes de resistência nesses tipos de resíduos e possíveis complicações do uso na agricultura (WANG et al., 2018).

Os solos LVd e LVAd apresentaram abundâncias relativas bastante distintas, tanto em nível de filo quanto em nível de família. Os filos, mais abundantes em ambos os solos foram *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Bacteroidota* e *Firmicutes* (Figura 13A). *Actinobacterias* e *Firmicutes* são bactérias de rápido crescimento que se beneficiam pela presença de fontes recalcitrantes e mais complexas de C (VERZEAUX et al., 2016; WEI et al., 2018). O tratamento com TFi apresentou maiores abundâncias de *Actinobacteria* enquanto o tratamento com TFc teve maiores valores para *Myxococcota*. *Actinobacteria* são bastante abundantes em ambientes terrestres e são conhecidas pelo potencial biotecnológico, realizando diversas funções que vão desde a ciclagem de nutrientes, potencial de biorremediação de xenobióticos e de elementos traço (MESQUINI et al., 2015; ALVAREZ et al., 2017). Enquanto *Myxococcota* possuem um comportamento predatório e são bastante relacionadas a ciclagem do enxofre, oxidando o elemento e fornecendo para as plantas (ZHAO et al., 2017a; WAITE et al., 2020).

No solo LVd, o tratamento TFc apresentou uma maior proporção de *Actinobacteria* provavelmente sendo efeito da adição do resíduo que apresentou uma grande quantidade desse filo bacteriano. O tratamento EPi aumentou a proporção de *Bacteroidota*, enquanto a CFi levou a um aumento nítido em *Proteobacterias* (Figura 13A). Os tratamentos com resíduos compostados apresentaram um apresentaram uma melhor distribuição populacional entre os filos. Similarmente no solo LVAd, os tratamentos CFi e EPi apresentaram maiores abundâncias de *Proteobacterias* e *Bacteroidota* que os tratamentos compostados. Esses filos geralmente são abundantes em solos fertilizados com esterco animal, são grupos copiotróficos e se

beneficiam em ambientes com alta presença de C (FIERER; BRADFORD; JACKSON, 2007; SHANKS et al., 2011; LIENHARD et al., 2014). Outros trabalhos também corroboram com os resultados obtidos, mostrando que o uso de CFi em longo prazo favorece o aumento de *Bacteroidetes* em diversos tipos de solo. No entanto, é salientado sobre o grande potencial para o favorecimento de patógenos oportunistas (RIEGEL; NOE, 2000; ASHWORTH et al., 2017).

Ao nível de Família, foram encontrados altas abundâncias de *Chitinophagaceae* para os resíduos CFc e EPi, e *Acidothermaceae* para EPi (Figura 13B). A família *Chitinophagaceae* tem sido associada com maior atividade de β -glicosidase, sendo atuantes na degradação de celulose (BAILEY et al., 2013; GAUTAM et al., 2020). São predominantes em resíduos como CF e EP, e possuem capacidade de se tornarem abundantes em solos fertilizados com esses tipos de resíduos (JULEN URRÁ et al., 2019). Já as *Acidothermaceae* são identificadas por terem alta afinidade com a superfície de raízes, mas seu comportamento e ecofisiologia ainda são bastante desconhecidos (CHEN et al., 2021).

Figura 13. Abundância relativa da comunidade bacteriana dos resíduos agropecuários e Latossolos Vermelho Distrófico – LVd e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico – LVAd. A: abundância relativa ao nível taxonômico de filo, B: abundância relativa ao nível taxonômico de família. Ct: controle; TFi e TFc torta de filtro “in natura” e compostada; CFi e CFc cama de frango “in natura” e compostada; EPI e EPc esterco de poedeira “in natura” e compostado.

Grupos classificados como oligotróficos (estrategistas R) como as *Acidobacterias* possuem baixa taxa de crescimento e são beneficiadas pela presença de formas mais recalcitrantes de C, porém decrescem com a presença de grandes quantidades de N (FIERER; BRADFORD; JACKSON, 2007; TRIVEDI; ANDERSON; SINGH, 2013; HERZOG et al., 2015). Muitas dessas bactérias são classificadas como promotoras do crescimento de plantas, uma vez que facilitam a aquisição de nutrientes, promovendo proteção contra doenças e são bons indicativos de solos saudáveis (LUGTENBERG; KAMILOVA, 2009; RAIGER IUSTMAN; ALMASQUÉ; VULLO, 2021). Alguns gêneros de bactérias descritas como promotoras de crescimento de plantas foram encontrados no trabalho em alta abundância (Apêndice E) como *Acidibacter*, *Burkholderia*, *Chryseolinea*, *Flavisolibacter*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas*, *Bradyrhizobium*, *Sphingomonas* (LÓPEZ-GÓMEZ et al., 2016; LI; JIANG, 2017; MEENA et al., 2017).

Apesar das diferenças entre as comunidades em diferentes solos, é relatado de forma geral que os solos agrícolas tendem a se tornar mais similares sob mesmo tipo de manejo (FIGUEROLA et al., 2015; TRIVEDI et al., 2016). Esses efeitos positivos ou negativos na diversidade microbiana podem ser resultantes do tipo, quantidade e da qualidade dos resíduos agropecuários aplicados ao solo levando a diferenças na estrutura e composição da comunidade microbiana, (MOSSA et al., 2017). Por isso, os resíduos de baixa qualidade (alto C/N) estimulam o crescimento de fungos, enquanto resíduos de alta qualidade (baixo C/N) estimulam a reprodução de bactérias benéficas (ROUSK; BÅÅTH, 2007; WANG et al., 2020).

6. CONCLUSÕES

A compostagem não alterou a seguridade ambiental dos resíduos agropecuários, uma vez que os teores de elementos traço se encontraram sempre dentro dos níveis exigidos pela lei.

A aplicação de resíduos orgânicos associada à fertilização mineral apresentou vantagens ao sistema de produção agrícola, tanto em termos de acúmulo de nutrientes no solo como na planta, resultando em maior desenvolvimento vegetativo. Por um lado, os resíduos compostados, apresentaram maior eficácia no acúmulo de C e N nos solos, além de maior diversidade bacteriana e melhor estruturação da comunidade. Por outro, os resíduos “in natura”, principalmente os de origem animal, apresentaram maiores teores de macro e micronutrientes, o que resultou em maior acúmulo destes nutrientes nas plantas e melhor desenvolvimento do milho.

As necessidades do produtor, por um material orgânico mais recalcitrante e com maior riqueza microbiana (compostado) ou por outro mais rico em nutrientes (“in natura”), além dos custos, irão ditar a escolha do material a ser utilizado. No entanto, experimentos em condições de campo precisam ser desenvolvidos para confirmar nossos resultados em condições mais realísticas.

REFERÊNCIAS

- ABPA. Annual Report of the Brazilian Association of Animal Protein. **Associação Brasileira de Proteína Animal**, p. 160, 2020. Disponível em: <<http://abpa-br.org/relatorios/>>.
- ADEKIYA, A. O. et al. Different organic manure sources and NPK fertilizer on soil chemical properties, growth, yield and quality of okra. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 1 dez. 2020. . Acesso em: 30 mar. 2021.
- ADELI, A. et al. Organic amendments and nutrient leaching in soil columns. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 4, p. 1294–1302, 2017.
- AGUIAR, A. T. da E. et al. **Boletim 200 - IAC**. 7. ed. Campinas: Instituto Agronômico, 2014.
- AHMAD, M. et al. Aging Effects of Organic and Inorganic Fertilizers on Phosphorus Fractionation in a Calcareous Sandy Loam Soil. **Pedosphere**, v. 28, n. 6, p. 873–883, 1 dez. 2018. . Acesso em: 12 maio. 2021.
- AI, C. et al. Distinct responses of soil bacterial and fungal communities to changes in fertilization regime and crop rotation. **Geoderma**, v. 319, p. 156–166, 1 jun. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.010>>. Acesso em: 17 abr. 2021.
- ALVAREZ, A. et al. **Actinobacteria: Current research and perspectives for bioremediation of pesticides and heavy metals**ChemosphereElsevier Ltd, , 1 jan. 2017. . . Acesso em: 20 maio. 2021.
- AMOA-ANTWI, C. et al. **Restoration of soil quality using biochar and brown coal waste: A review**Science of the Total EnvironmentElsevier B.V., , 20 jun. 2020. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137852>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- ANACLETO, L. R.; ROBERTO, M. M.; MARIN-MORALES, M. A. Toxicological effects of the waste of the sugarcane industry, used as agricultural fertilizer, on the test system Allium cepa. **Chemosphere**, v. 173, p. 31–42, 1 abr. 2017. . Acesso em: 19 maio. 2021.
- ARIF, M. et al. Enhancing phosphorus availability, soil organic carbon, maize productivity and farm profitability through biochar and organic–inorganic fertilizers in an irrigated maize agroecosystem under semi-arid climate. **Soil Use**

- and Management**, v. 37, n. 1, p. 104–119, 1 jan. 2021. . Acesso em: 28 mar. 2021.
- ARIF, M. S. et al. Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land. **Science of the Total Environment**, v. 619–620, p. 517–527, 1 abr. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.143>>. Acesso em: 4 abr. 2021.
- ARORA, P. et al. Modeling effectiveness of broiler litter application method for reducing phosphorus and nitrogen losses. **Hydrology Research**, v. 50, n. 4, p. 1047–1061, 1 ago. 2019. Acesso em: 30 mar. 2021.
- ARRUDA, B. et al. The impact of sugarcane filter cake on the availability of P in the rhizosphere and associated microbial community structure. **Soil Use and Management**, v. 35, n. 2, p. 334–345, 1 jun. 2019. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- ASHWORTH, A. J. et al. Microbial community structure is affected by cropping sequences and poultry litter under long-term no-tillage. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 114, p. 210–219, 1 nov. 2017. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- AVERILL, C.; DIETZE, M. C.; BHATNAGAR, J. M. Continental-scale nitrogen pollution is shifting forest mycorrhizal associations and soil carbon stocks. **Global Change Biology**, v. 24, n. 10, p. 4544–4553, 1 out. 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.14368>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- AVERILL, C.; WARING, B. **Nitrogen limitation of decomposition and decay: How can it occur?** **Global Change Biology** Blackwell Publishing Ltd, , 1 abr. 2018. . Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.13980>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- AWASTHI, M. K. et al. Succession of bacteria diversity in the poultry manure composted mixed with clay: Studies upon its dynamics and associations with physicochemical and gaseous parameters. **Bioresource Technology**, v. 267, p. 618–625, 1 nov. 2018. Acesso em: 20 maio. 2021.
- BAHADUR, I. et al. Towards the soil sustainability and potassium-solubilizing microorganisms. In: **Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture**. [s.l.] Springer India, 2016. p. 255–266.

- BAHRAM, M. et al. Structure and function of the global topsoil microbiome. **Nature**, v. 560, n. 7717, p. 233–237, 9 ago. 2018. . Acesso em: 15 maio. 2021.
- BAILEY, V. L. et al. Linking microbial community structure to β -glucosidic function in soil aggregates. **ISME Journal**, v. 7, n. 10, p. 2044–2053, 30 out. 2013. Disponível em: <www.nature.com/ismej>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- BANWART, S. A. et al. **Soil functions: Connecting earth's critical zone** **Annual Review of Earth and Planetary Sciences** Annual Reviews Inc., 30 maio 2019. . Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-earth-063016-020544>. Acesso em: 13 maio. 2021.
- BARDGETT, R. D. et al. **A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology** **Trends in Ecology and Evolution** Elsevier Current Trends, , 1 nov. 2005. . . Acesso em: 13 maio. 2021.
- BEESLEY, L.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; GOMEZ-EYLES, J. L. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 6, p. 2282–2287, 1 jun. 2010. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5444–5453, 2009.
- BHAT, N. A. et al. Soil biological activity contributing to phosphorus availability in vertisols under long-term organic and conventional agricultural management. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1523, 4 set. 2017. Disponível em: <www.frontiersin.org>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- BI, Q. F. et al. Partial replacement of inorganic phosphorus (P) by organic manure reshapes phosphate mobilizing bacterial community and promotes P bioavailability in a paddy soil. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 134977, 10 fev. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134977>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- BILLAH, M. M.; AHMAD, W.; ALI, M. Biochar particle size and Rhizobia strains effect on the uptake and efficiency of nitrogen in lentils. **Journal of Plant Nutrition**, v. 42, n. 15, p. 1709–1725, 2019. Disponível em:

<<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01904167.2019.1628984>>.

Acesso em: 16 maio. 2021.

BINDRABAN, P. S.; DIMKPA, C. O.; PANDEY, R. **Exploring phosphorus fertilizers and fertilization strategies for improved human and environmental health***Biology and Fertility of Soils* Springer, , 1 abr. 2020. . . Acesso em: 28 mar. 2021.

BOLAN, N. S. et al. **Uses and management of poultry litter***World's Poultry Science Journal* Taylor & Francis, , dez. 2010. . Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1017/S0043933910000656>>. Acesso em: 20 maio. 2021.

BONANOMI, G. et al. Predicting nitrogen mineralization from organic amendments: beyond C/N ratio by ¹³C-CPMAS NMR approach. **Plant and Soil**, v. 441, n. 1–2, p. 129–146, 1 ago. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11104-019-04099-6>>. Acesso em: 20 maio. 2021.

BONANOMI, G. et al. Repeated applications of organic amendments promote beneficial microbiota, improve soil fertility and increase crop yield. **Applied Soil Ecology**, v. 156, n. January, p. 103714, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103714>>.

BORGES, B. M. M. N. et al. Organomineral phosphate fertilizer from sugarcane byproduct and its effects on soil phosphorus availability and sugarcane yield. **Geoderma**, v. 339, p. 20–30, 1 abr. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.036>>. Acesso em: 20 abr. 2021.

BOUYOUCOS, G. J. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. **Agronomy Journal**, v. 54, n. 5, p. 464–465, 1962.

BRASIL, M. da A. P. e A. **Manual De Métodos Analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. [s.l.: s.n.]

BRODOWSKI, S. et al. Aggregate-occluded black carbon in soil. **European Journal of Soil Science**, v. 57, n. 4, p. 539–546, 1 ago. 2006. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2389.2006.00807.x>>. Acesso em: 20 maio. 2021.

- BRUSSAARD, L.; DE RUITER, P. C.; BROWN, G. G. Soil biodiversity for agricultural sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 121, n. 3, p. 233–244, 1 jul. 2007. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- BURNS, R. G. et al. **Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions***Soil Biology and Biochemistry*Pergamon, , 1 mar. 2013. . . Acesso em: 19 maio. 2021.
- BUTTIGIEG, P. L.; RAMETTE, A. A guide to statistical analysis in microbial ecology: A community-focused, living review of multivariate data analyses. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 90, n. 3, p. 543–550, 2014.
- CÁCERES, R.; MALÍŃSKA, K.; MARFÀ, O. **Nitrification within composting: A review***Waste Management*Elsevier Ltd, , 1 fev. 2018. . . Acesso em: 11 maio. 2021.
- CALLAHAN, B. J. et al. Bioconductor workflow for microbiome data analysis: From raw reads to community analyses [version 1; referees: 3 approved]. **F1000Research**, v. 5, n. 3, p. 1–48, 2016.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.
- CAMPITELLI, P.; CEPPI, S. Effects of composting technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. **Geoderma**, v. 144, n. 1–2, p. 325–333, 15 mar. 2008. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- CAPORASO, J. G. et al. Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. Supplement 1, p. 4516 LP – 4522, 15 mar. 2011. Disponível em: <http://www.pnas.org/content/108/Supplement_1/4516.abstract>.
- CASSMAN, K. G. et al. Long-term comparison of the agronomic efficiency and residual benefits of organic and inorganic nitrogen sources for tropical lowland rice. **Experimental Agriculture**, v. 32, n. 4, p. 427–444, 1996.
- CASTÁN, E. et al. Managing the value of composts as organic amendments and fertilizers in sandy soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 224, p. 29–38, 15 maio 2016. . Acesso em: 12 maio. 2021.

- CHA, J. Y. et al. Humic acid enhances heat stress tolerance via transcriptional activation of Heat-Shock Proteins in Arabidopsis. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 1 dez. 2020. . Acesso em: 28 mar. 2021.
- CHANG, R. et al. Comparing the effects of three in situ methods on nitrogen loss control, temperature dynamics and maturity during composting of agricultural wastes with a stage of temperatures over 70 °C. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 119–127, 15 jan. 2019. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/jenvman>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- CHAPARRO, J. et al. Manipulating the soil microbiome to increase soil health and plant fertility. **Biol Fertil Soils**, v. 48, p. 489–499, jan. 2012.
- CHEN, C. et al. Microbial communities of an arable soil treated for 8 years with organic and inorganic fertilizers. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, n. 4, p. 455–467, 2016a.
- CHEN, C. et al. Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 2019a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41467-019-09258-y>>.
- CHEN, Q. et al. Dynamic change of mineral nutrient content in different plant organs during the grain filling stage in maize grown under contrasting nitrogen supply. **European Journal of Agronomy**, v. 80, p. 137–153, 2016b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2016.08.002>>.
- CHEN, Q. L. et al. Rare microbial taxa as the major drivers of ecosystem multifunctionality in long-term fertilized soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 141, 1 fev. 2020. . Acesso em: 10 abr. 2021.
- CHEN, S. et al. Root-associated microbiomes of wheat under the combined effect of plant development and nitrogen fertilization. **Microbiome**, v. 7, n. 1, p. 1–13, 22 out. 2019b. Disponível em: <<https://link.springer.com/articles/10.1186/s40168-019-0750-2>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- CHEN, W. C. et al. Metabolic potential and community structure of bacteria in an organic tea plantation. **Applied Soil Ecology**, v. 157, p. 103762, 1 jan. 2021. . Acesso em: 21 maio. 2021.
- CH'NG, H. Y. et al. Improving soil phosphorus availability and yield of zea mays l. Using biochar and compost derived from agro-industrial wastes. **Italian Journal of**

- Agronomy**, v. 14, n. 1, p. 34–42, 20 fev. 2019. Disponível em: <<https://www.agronomy.it/index.php/agro/article/view/1107>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- CHOJNACKA, K.; MOUSTAKAS, K.; WITEK-KROWIAK, A. **Bio-based fertilizers: A practical approach towards circular economy Bioresource Technology** Elsevier Ltd, , 1 jan. 2020. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122223>>. Acesso em: 17 abr. 2021.
- CHRISTODOULOU, E. et al. The effects of different soil nutrient management schemes in nitrogen cycling. **Journal of Environmental Management**, v. 243, p. 168–176, 1 ago. 2019. . Acesso em: 14 abr. 2021.
- COLMAN, B. P.; SCHIMEL, J. P. Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 65–76, 1 maio 2013. . Acesso em: 16 maio. 2021.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Monitoramento Agrícola - Cana-de-açúcar. v. V.7-Safr, p. 111, 2020.
- COTRUFO, M. F. et al. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988–995, 1 abr. 2013. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.12113>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- COTRUFO, M. F. et al. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 12, p. 989–994, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>>.
- CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. dos S.; FIGUEIREDO, V. S. Organo-mineral Fertilizers From Agribusiness Waste: Evaluation of Brazilian Economic Potential. **BNDES Setorial**, v. 1, n. 45, p. 137–187, 2017. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/11814/1/BS_45_Fertilizantes_organominerais_de_residuos_%5B...%5D_P_BD.pdf>.
- CYCON, M.; MROZIK, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z. **Antibiotics in the soil environment—degradation and their impact on microbial activity and**

diversityFrontiers in MicrobiologyFrontiers Media S.A., , 8 mar. 2019. .
Disponível em: <www.frontiersin.org>. Acesso em: 20 maio. 2021.

DARCH, T. et al. Assessment of bioavailable organic phosphorus in tropical forest soils by organic acid extraction and phosphatase hydrolysis. **Geoderma**, v. 284, p. 93–102, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.018>>.

DAVIS, B. W. et al. Nitrous oxide emissions increase exponentially with organic N rate from cover crops and applied poultry litter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 272, n. September 2018, p. 165–174, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.023>>.

DE CORATO, U. **Disease-suppressive compost enhances natural soil suppressiveness against soil-borne plant pathogens: A critical review****Rhizosphere**Elsevier B.V., , 1 mar. 2020. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2020.100192>>. Acesso em: 28 mar. 2021.

DE LEIJSTER, V. et al. Agroecological management improves ecosystem services in almond orchards within one year. **Ecosystem Services**, v. 38, 1 ago. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100948>>. Acesso em: 14 abr. 2021.

DE SOUZA, C. da C. B. et al. Relation between changes in organic matter structure of poultry litter and heavy metals solubility during composting. **Journal of Environmental Management**, v. 247, p. 291–298, 1 out. 2019. . Acesso em: 12 maio. 2021.

DINI-ANDREOTE, F. **Endophytes: The Second Layer of Plant Defense****Trends in Plant Science**Elsevier Ltd, , 1 abr. 2020. . . Acesso em: 16 maio. 2021.

DU, Y. et al. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis. **Catena**, v. 193, p. 104617, 2020.

EILERS, K. G. et al. Shifts in bacterial community structure associated with inputs of low molecular weight carbon compounds to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 6, p. 896–903, 1 jun. 2010. . Acesso em: 20 maio. 2021.

EL MUJTAR, V. et al. **Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand?****Global Food Security**Elsevier B.V., , 1 mar.

2019. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.01.007>>. Acesso em: 15 abr. 2021.

ENDALE, D. M. et al. Runoff and nutrient losses from conventional and conservation tillage systems during fixed and variable rate rainfall simulation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 74, n. 6, p. 594–612, 2019. Disponível em: <www.swcs.org>. Acesso em: 30 mar. 2021.

ESCANHOELA, A. S. B. et al. Organic management increases soil nitrogen but not carbon content in a tropical citrus orchard with pronounced N₂O emissions. **Journal of Environmental Management**, v. 234, p. 326–335, 15 mar. 2019. . Acesso em: 13 maio. 2021.

ESTRADA-BONILLA, G. A. et al. Effect of phosphate-solubilizing bacteria on phosphorus dynamics and the bacterial community during composting of sugarcane industry waste. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 40, n. 5, p. 308–313, 2017a.

ESTRADA-BONILLA, G. A. et al. Effect of phosphate-solubilizing bacteria on phosphorus dynamics and the bacterial community during composting of sugarcane industry waste. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 40, n. 5, p. 308–313, 1 jul. 2017b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.syapm.2017.05.003>>. Acesso em: 29 mar. 2021.

FAGERIA, N. K. Yield and Yield Components and Phosphorus Use Efficiency of Lowland Rice Genotypes. **Journal of Plant Nutrition**, v. 37, n. 7, p. 979–989, 2014. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=ipla20>>. Acesso em: 14 maio. 2021.

FAISSAL, A. et al. Impact of fertilization by natural manure on the microbial quality of soil: Molecular approach. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 24, n. 6, p. 1437–1443, 1 set. 2017. . Acesso em: 20 maio. 2021.

FAN, H. et al. Effects of compost characteristics on nutrient retention and simultaneous pollutant immobilization and degradation during co-composting process. **Bioresource Technology**, v. 275, p. 61–69, 1 mar. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.049>>. Acesso em: 8 abr. 2021.

- FAN, J. et al. Effect of application of dairy manure, effluent and inorganic fertilizer on nitrogen leaching in clayey fluvo-aquic soil: A lysimeter study. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 206–214, 15 ago. 2017. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- FANG, Y. et al. Nutrient stoichiometry and labile carbon content of organic amendments control microbial biomass and carbon-use efficiency in a poorly structured sodic-subsoil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 56, n. 2, p. 219–233, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00374-019-01413-3>>.
- FERNANDEZ, A. L. et al. Associations between soil bacterial community structure and nutrient cycling functions in long-term organic farm soils following cover crop and organic fertilizer amendment. **Science of the Total Environment**, v. 566–567, p. 949–959, 1 out. 2016. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- FERREIRA, C. dos R. et al. Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. **Soil and Tillage Research**, v. 198, 1 abr. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104533>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- FERRIS, H.; TUOMISTO, H. **Unearthing the role of biological diversity in soil health****Soil Biology and Biochemistry**Elsevier Ltd, , 1 jun. 2015. . . Acesso em: 21 maio. 2021.
- FIERER, N.; BRADFORD, M. A.; JACKSON, R. B. Toward an ecological classification of soil bacteria. **Ecology**, v. 88, n. 6, p. 1354–1364, 1 jun. 2007. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/05-1839>>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- FIGUEROLA, E. L. M. et al. Crop monoculture rather than agriculture reduces the spatial turnover of soil bacterial communities at a regional scale. **Environmental Microbiology**, v. 17, n. 3, p. 678–688, 1 mar. 2015. Disponível em: <www.aapresid.org.ar>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- FRANCIOLI, D. et al. Mineral vs. organic amendments: Microbial community structure, activity and abundance of agriculturally relevant microbes are driven by long-term fertilization strategies. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, n. SEP, 2016. Disponível em: <www.frontiersin.org>.

- GALITSKAYA, P. et al. Fungal and bacterial successions in the process of co-composting of organic wastes as revealed by 454 pyrosequencing. **PLoS ONE**, v. 12, n. 10, p. e0186051, 1 out. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186051>>. Acesso em: 13 maio. 2021.
- GAUTAM, A. et al. Responses of soil microbial community structure and enzymatic activities to long-term application of mineral fertilizer and beef manure. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 8, p. 100073, 1 dez. 2020. . Acesso em: 21 maio. 2021.
- GENG, J. et al. Improving crop yields, nitrogen use efficiencies, and profits by using mixtures of coated controlled-released and uncoated urea in a wheat-maize system. **Field Crops Research**, v. 205, p. 106–115, 1 abr. 2017. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- GENG, Y. et al. Effects of equal chemical fertilizer substitutions with organic manure on yield, dry matter, and nitrogen uptake of spring maize and soil nitrogen distribution. **PLoS ONE**, v. 14, n. 7, 2019a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219512>>.
- GENG, Y. et al. Effects of equal chemical fertilizer substitutions with organic manure on yield, dry matter, and nitrogen uptake of spring maize and soil nitrogen distribution. **PLoS ONE**, v. 14, n. 7, 1 jul. 2019b. . Acesso em: 8 abr. 2021.
- GEORGE, P. A. O. et al. Residue from sugarcane juice filtration (filter cake): Energy use at the sugar factory. **Waste and Biomass Valorization**, v. 1, n. 4, p. 407–413, 2010. Disponível em: <www.michigangreensafeproducts.com/>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- GHOSH, A. et al. Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutrient management practices of Indian Vertisols. **Applied Soil Ecology**, v. 145, 1 jan. 2020a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.007>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- GHOSH, A. et al. Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutrient management practices of Indian Vertisols. **Applied Soil Ecology**, v. 145, 1 jan. 2020b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.007>>. Acesso em: 14 abr. 2021.

- GIAGNONI, L. et al. Dolomite and compost amendments enhance Cu phytostabilization and increase microbiota of the leachates from a Cu-contaminated soil. **Agronomy**, v. 10, n. 5, p. 1–14, 2020.
- GIANNETTA, B. et al. Distribution and thermal stability of physically and chemically protected organic matter fractions in soils across different ecosystems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 54, n. 5, p. 671–681, 1 jul. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00374-018-1290-9>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- GLICK, B. R. Bacteria with ACC deaminase can promote plant growth and help to feed the world. **Microbiological Research**, v. 169, n. 1, p. 30–39, 20 jan. 2014. . Acesso em: 14 maio. 2021.
- GU, S. et al. Application of organic fertilizer improves microbial community diversity and alters microbial network structure in tea (*Camellia sinensis*) plantation soils. **Soil and Tillage Research**, v. 195, n. August, p. 104356, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104356>>.
- GULDE, S. et al. Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 3, p. 605–612, 1 maio 2008. Disponível em: <<https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2136/sssaj2007.0251>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- GUNINA, A. et al. Microbial uptake and utilization of low molecular weight organic substrates in soil depend on carbon oxidation state. **Biogeochemistry**, v. 133, n. 1, p. 89–100, 1 mar. 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-017-0313-1>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- GUO, Y. et al. Biodegradation of polyaromatic hydrocarbons and the influence of environmental factors during the co-composting of sewage sludge and green forest waste. **Bioresource Technology**, v. 297, p. 122434, 1 fev. 2020a. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- GUO, Z. et al. Effects of long-term fertilization on soil organic carbon mineralization and microbial community structure. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211163>>.

- GUO, Z. et al. Fertilization regime has a greater effect on soil microbial community structure than crop rotation and growth stage in an agroecosystem. **Applied Soil Ecology**, v. 149, 1 maio 2020b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103510>>. Acesso em: 14 abr. 2021.
- GUPTA, N.; TRIPATHI, S.; BALOMAJUMDER, C. Characterization of pressmud: A sugar industry waste. **Fuel**, v. 90, n. 1, p. 389–394, 1 jan. 2011. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- HAIT, S.; TARE, V. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 79, p. 214–224, 1 maio 2012. . Acesso em: 11 maio. 2021.
- HAN, X. M. et al. Antibiotic resistance genes and associated bacterial communities in agricultural soils amended with different sources of animal manures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 126, p. 91–102, 1 nov. 2018a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.08.018>>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- HAN, X. M. et al. Antibiotic resistance genes and associated bacterial communities in agricultural soils amended with different sources of animal manures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 126, p. 91–102, 1 nov. 2018b. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- HARTMAN, K. et al. Cropping practices manipulate abundance patterns of root and soil microbiome members paving the way to smart farming. **Microbiome**, v. 6, n. 1, 2018.
- HARTMANN, M. et al. Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. **The ISME Journal**, v. 9, p. 1177–1194, 2015. Disponível em: <www.nature.com/ismej>.
- HECK, D. W.; GHINI, R.; BETTIOL, W. Deciphering the suppressiveness of banana Fusarium wilt with organic residues. **Applied Soil Ecology**, v. 138, p. 47–60, 1 jun. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.021>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- HERMANS, S. M. et al. Using soil bacterial communities to predict physico-chemical variables and soil quality. **Microbiome**, v. 8, n. 1, 2 jun. 2020. . Acesso em: 28 mar. 2021.

- HERZOG, S. et al. Effects of fertilization and sampling time on composition and diversity of entire and active bacterial communities in German grassland soils. **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, p. e0145575, 1 dez. 2015. Disponível em: <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0145575>>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- HOFFLAND, E. et al. Eco-functionality of organic matter in soils. **Plant and Soil**, v. 455, n. 1–2, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>>.
- HOSSAIN, M. Z. et al. Effect of Different Organic Wastes on Soil Properties and Plant Growth and Yield: A Review. **Scientia Agriculturae Bohemica**, v. 48, n. 4, p. 224–237, 2017.
- HOU, Q. et al. Rhizosphere microbial diversity and community dynamics during potato cultivation. **European Journal of Soil Biology**, v. 98, p. 103176, 1 maio 2020. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- HUBBARD, L. E. et al. Poultry litter as potential source of pathogens and other contaminants in groundwater and surface water proximal to large-scale confined poultry feeding operations. **Science of the Total Environment**, v. 735, p. 139459, 15 set. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139459>>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- HUBER, D. H. et al. Metagenome sequences of a thermophilic anaerobic digester adapted to a low C/N ratio, high-ammonia feedstock (poultry litter). **Genome Announcements**, v. 6, n. 25, 1 jun. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1128/genomeA.00598-18>>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- HUSSAIN, N.; RIGONI, U.; ORIJ, R. P. Corporate Governance and Sustainability Performance: Analysis of Triple Bottom Line Performance. **Journal of Business Ethics**, v. 149, n. 2, p. 411–432, 2018.
- JACOBY, R. et al. **The Role of Soil Microorganisms in Plant Mineral Nutrition—Current Knowledge and Future Directions** *Frontiers in Plant Science*, 2017. .
- JILLING, A. et al. Minerals in the rhizosphere: overlooked mediators of soil nitrogen availability to plants and microbes. **Biogeochemistry**, v. 139, n. 2, p. 103–122, 1 jul. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10533-018-0459-5>>. Acesso em: 16 maio. 2021.

- JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, M. A. et al. Chemometric assessment of soil organic matter storage and quality from humic acid infrared spectra. **Science of the Total Environment**, v. 685, p. 1160–1168, 1 out. 2019. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- JOARDAR, J. C.; MONDAL, B.; SIKDER, S. Comparative study of poultry litter and poultry litter biochar application in the soil for plant growth. **SN Applied Sciences**, v. 2, n. 11, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s42452-020-03596-z>>.
- JONES, D. L. et al. pH and exchangeable aluminum are major regulators of microbial energy flow and carbon use efficiency in soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 138, 1 nov. 2019. . Acesso em: 15 maio. 2021.
- KARIMI, B. et al. Microbial diversity and ecological networks as indicators of environmental quality. **Environmental Chemistry Letters**, v. 15, n. 2, p. 265–281, 2017.
- KEILUWEIT, M. et al. Anaerobic microsites have an unaccounted role in soil carbon stabilization. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1–10, 1 dez. 2017. Disponível em: <www.nature.com/naturecommunications>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- KIBBLEWHITE, M. G.; RITZ, K.; SWIFT, M. J. **Soil health in agricultural systems** *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* Royal Society, 27 fev. 2008. Disponível em: <<https://royalsocietypublishing.org/doi/abs/10.1098/rstb.2007.2178>>. Acesso em: 13 maio. 2021.
- KIEHL, E. J.; LINDENBERG, R. de C. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. [s.l: s.n.]
- KOUR, D. et al. Biodiversity, current developments and potential biotechnological applications of phosphorus-solubilizing and -mobilizing microbes: A review. **Pedosphere**, v. 31, n. 1, p. 43–75, 1 fev. 2021. Acesso em: 20 abr. 2021.
- KULIKOWSKA, D. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 49, p. 196–203, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.005>>.

- KULIKOWSKA, D.; SINDREWICZ, S. Effect of barley straw and coniferous bark on humification process during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 79, p. 207–213, 1 set. 2018. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- KUMAR, U. et al. Variation of functional diversity of soil microbial community in sub-humid tropical rice-rice cropping system under long-term organic and inorganic fertilization. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 536–543, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.014>>.
- KUMPIENE, J. et al. **In situ chemical stabilization of trace element-contaminated soil – Field demonstrations and barriers to transition from laboratory to the field – A review***Applied Geochemistry*Elsevier Ltd, , 1 jan. 2019. . . Acesso em: 11 maio. 2021.
- KURAMAE, E. et al. Soil and plant factors driving the community of soil-borne microorganisms across chronosequences of secondary succession of chalk grasslands with a neutral pH. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 77, n. 2, p. 285–294, 2011. Disponível em: <<https://academic.oup.com/femsec/article/77/2/285/498850>>. Acesso em: 10 maio. 2021.
- KUYPERS, M. M. M.; MARCHANT, H. K.; KARTAL, B. **The microbial nitrogen-cycling network***Nature Reviews Microbiology*, 2018. . Disponível em: <www.nature.com/nrmicro>.
- KYAKUWAIRE, M. et al. How Safe is Chicken Litter for Land Application as an Organic Fertilizer?: A Review. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 16, p. 3521, 2019. Disponível em: <www.mdpi.com/journal/ijerph>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- LALOUCKOVA, K.; SKRIVANOVA, E. **Antibiotic Resistance in Livestock Breeding: A Review***Scientia Agriculturae Bohemica*Sciendo, , 1 mar. 2019. . . Acesso em: 29 mar. 2021.
- LANGE, M. et al. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. **Nature Communications**, v. 6, 2015.
- LAURENT, C. et al. Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 135927, 20 mar. 2020. . Acesso em: 13 maio. 2021.

- LAURICELLA, D. et al. Effectiveness of innovative organic amendments in acid soils depends on their ability to supply P and alleviate Al and Mn toxicity in plants. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 11, p. 3951–3962, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11368-020-02721-0>>.
- LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 261–273, 1 jan. 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.14859>>. Acesso em: 15 maio. 2021.
- LAZCANO, C. et al. Short-term effects of organic and inorganic fertilizers on soil microbial community structure and function: A field study with sweet corn. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, n. 6, p. 723–733, 2013.
- LECONTE, M. C. et al. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. **Waste Management**, v. 29, n. 9, p. 2446–2453, 1 set. 2009. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- LEHMANN, J.; KLEBER, M. **The contentious nature of soil organic matter** Nature Publishing Group, 3 dez. 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nature16069>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- LEMOES, C. F. et al. MANEJO DE DEJETOS SÓLIDOS DE POEDEIRAS PELO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 2, n. 1, 1 jul. 2012. Disponível em: <<https://periodicos.ufv.br/rbas/article/view/2669>>. Acesso em: 12 jul. 2021.
- LERCH, T. Z. et al. Chemical changes during composting of plant residues reduce their mineralisation in soil and cancel the priming effect. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, 1 set. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107525>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- LI, F. et al. Bacterial community structure after long-term organic and inorganic fertilization reveals important associations between soil nutrients and specific taxa involved in nutrient transformations. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. FEB, p. 187, 9 fev. 2017. Disponível em: <www.frontiersin.org>. Acesso em: 20 maio. 2021.

- LI, H. et al. Long-term organic farming manipulated rhizospheric microbiome and bacillus antagonism against pepper blight (*Phytophthora capsici*). **Frontiers in Microbiology**, v. 10, n. FEB, p. 342, 27 fev. 2019. Disponível em: <www.frontiersin.org>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- LI, H. Q.; JIANG, X. W. Inoculation with plant growth-promoting bacteria (PGPB) improves salt tolerance of maize seedling. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 64, n. 2, p. 235–241, 1 mar. 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1134/S1021443717020078>>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- LI, J. et al. Soil labile organic carbon fractions and soil organic carbon stocks as affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 281–290, 1 jan. 2018. . Acesso em: 17 abr. 2021.
- LIANG, C.; SCHIMEL, J. P.; JASTROW, J. D. **The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage** *Nature Microbiology* Nature Publishing Group, 25 jul. 2017. Disponível em: <www.nature.com/naturemicrobiology>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- LIAO, J.; LIANG, Y.; HUANG, D. Organic farming improves soil microbial abundance and diversity under greenhouse condition: A case study in Shanghai (Eastern China). **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 10, 2018.
- LIENHARD, P. et al. Pyrosequencing evidences the impact of cropping on soil bacterial and fungal diversity in Laos tropical grassland. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 2, p. 525–533, 12 jul. 2014. Disponível em: <www.dijon.inra.fr/plateforme_genosol>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- LIM, S. L. et al. The use of vermicompost in organic farming: Overview, effects on soil and economics. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 95, n. 6, p. 1143–1156, 2015.
- LIM, S. L.; LEE, L. H.; WU, T. Y. **Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: Recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis** *Journal of Cleaner Production* Elsevier Ltd, , 10 jan. 2016. . Disponível

- em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- LIN, H. et al. Effect of composting on the conjugative transmission of sulfonamide resistance and sulfonamide-resistant bacterial population. **Journal of Cleaner Production**, v. 285, p. 125483, 20 fev. 2021. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- LIN, W. et al. The Effects of Chemical and Organic Fertilizer Usage on Rhizosphere Soil in Tea Orchards. **PloS one**, v. 14, n. 5, p. e0217018–e0217018, maio 2019a.
- LIN, Y. et al. Long-term manure application increases soil organic matter and aggregation, and alters microbial community structure and keystone taxa. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 187–196, 1 jul. 2019b. Acesso em: 10 abr. 2021.
- LING, N. et al. Insight into how organic amendments can shape the soil microbiome in long-term field experiments as revealed by network analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 99, p. 137–149, 1 ago. 2016. Acesso em: 13 maio. 2021.
- LIU, T. et al. Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: Evidence from a meta-analysis of nematode communities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 232, p. 199–207, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.015>>.
- LIU, T. et al. Measurement of cow manure compost toxicity and maturity based on weed seed germination. **Journal of Cleaner Production**, v. 245, 1 fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118894>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- LIU, Z. et al. Plant biomass, soil water content and soil N:P ratio regulating soil microbial functional diversity in a temperate steppe: A regional scale study. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 3, p. 445–450, 1 mar. 2010. Acesso em: 13 maio. 2021.
- LOPES, L. D.; PEREIRA E SILVA, M. de C.; ANDREOTE, F. D. Bacterial abilities and adaptation toward the rhizosphere colonization. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, n. AUG, 2016. Disponível em: <www.frontiersin.org>.
- LÓPEZ-GÓMEZ, M. et al. 24-Epibrassinolide ameliorates salt stress effects in the symbiosis *Medicago truncatula*-*Sinorhizobium meliloti* and regulates the

nodulation in cross-talk with polyamines. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 108, p. 212–221, 1 nov. 2016. . Acesso em: 21 maio. 2021.

LOZANO, E. et al. Relationships between soil water repellency and microbial community composition under different plant species in a Mediterranean semiarid forest. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 62, n. 2, p. 101–107, 2014. . Acesso em: 21 maio. 2021.

LUAN, H. et al. Substitution of manure for chemical fertilizer affects soil microbial community diversity, structure and function in greenhouse vegetable production systems. **PLoS ONE**, v. 15, n. 2, p. e0214041, 1 fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214041.t001>>. Acesso em: 13 maio. 2021.

LUDWIG-MÜLLER, J. Bacteria and fungi controlling plant growth by manipulating auxin: Balance between development and defense. **Journal of Plant Physiology**, v. 172, p. 4?12-12, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jplph.2014.01.002>>.

LUGTENBERG, B.; KAMILOVA, F. **Plant-growth-promoting rhizobacteria** **Annual Review of Microbiology** Annual Reviews, 8 out. 2009. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.micro.62.081307.162918>>. Acesso em: 21 maio. 2021.

LUPATINI, M. et al. Soil Microbiome Is More Heterogeneous in Organic Than in Conventional Farming System. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 2064, 2016.

LUPATINI, M. et al. Long-term farming systems modulate multi-trophic responses. **Science of the Total Environment**, v. 646, p. 480–490, 1 jan. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.323>>. Acesso em: 12 abr. 2021.

MA, S. et al. Bacterial community succession during pig manure and wheat straw aerobic composting covered with a semi-permeable membrane under slight positive pressure. **Bioresource Technology**, v. 259, p. 221–227, 1 jul. 2018. . Acesso em: 20 maio. 2021.

MADEJÓN, E. et al. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. **Environmental Pollution**, v. 139, n. 1, p. 40–52, 1 jan. 2006. Acesso em: 11 maio. 2021.

- MÄDER, P. et al. Inoculation of root microorganisms for sustainable wheat-rice and wheat-black gram rotations in India. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 3, p. 609–619, 1 mar. 2011. . Acesso em: 14 maio. 2021.
- MAGALHÃES, A. G. et al. Desenvolvimento inicial do milho submetido à adubação com manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 7, p. 675–681, 2014. Disponível em: <<http://www.agriambi.com.br>>. Acesso em: 18 maio. 2021.
- MAHMOOD, A.; IGUCHI, R.; KATAOKA, R. Multifunctional food waste fertilizer having the capability of Fusarium-growth inhibition and phosphate solubility: A new horizon of food waste recycle using microorganisms. **Waste Management**, v. 94, p. 77–84, 1 jul. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.046>>. Acesso em: 20 abr. 2021.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. de. Evaluation of the nutritional state of plants: principles and applications. **Evaluation of the nutritional state of plants: principles and applications.**, 1989. Disponível em: <<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19900737313>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- MASSÉ, D. I.; SAADY, N. M. C.; GILBERT, Y. **Potential of biological processes to eliminate antibiotics in livestock manure: An overview***Animals*, 2014. . Disponível em: <www.mdpi.com/journal/animals>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- MCMURDIE, P. J.; HOLMES, S. Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, 2013.
- MEENA, V. S. et al. **Plant beneficial rhizospheric microorganism (PBRM) strategies to improve nutrients use efficiency: A review***Ecological Engineering* Elsevier B.V., , 1 out. 2017. . Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.058>>. Acesso em: 20 abr. 2021.
- MEENA, V. S.; MAURYA, B. R.; VERMA, J. P. **Does a rhizospheric microorganism enhance K⁺ availability in agricultural soils?***Microbiological Research* Urban und Fischer Verlag Jena, , 1 maio 2014. . . Acesso em: 14 maio. 2021.

- MENG, L. et al. Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw. **Bioresource Technology**, v. 226, p. 39–45, 1 fev. 2017. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- MESQUINI, J. A. et al. Detoxification of atrazine by endophytic *Streptomyces* sp. isolated from sugarcane and detection of nontoxic metabolite. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 95, n. 6, p. 803–809, 1 dez. 2015. Disponível em: <<http://rdp.cme.>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- MICHAUD, A. M. et al. Mass balance and long-term soil accumulation of trace elements in arable crop systems amended with urban composts or cattle manure during 17 years. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 5, p. 5367–5386, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-019-07166-8>>.
- MILLER, M. N. et al. Crop residue influence on denitrification, N₂O emissions and denitrifier community abundance in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 10, p. 2553–2562, 1 out. 2008. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- MINER, G. L. et al. Assessing manure and inorganic nitrogen fertilization impacts on soil health, crop productivity, and crop quality in a continuous maize agroecosystem. **JOURNAL OF SOIL AND WATER CONSERVATION**, p. 1–18, 2020. Disponível em: <www.swcs.org>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- MIRANDA, A. R. L. et al. Responses of soil bacterial community after seventh yearly applications of composted tannery sludge. **Geoderma**, v. 318, p. 1–8, 15 maio 2018. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- MOHANTY, S. et al. Impact of integrated nutrient management options on GHG emission, N loss and N use efficiency of low land rice. **Soil and Tillage Research**, v. 200, 1 jun. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104616>>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- MÖLLER, K. **Soil fertility status and nutrient input–output flows of specialised organic cropping systems: a review** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2018. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10705-018-9946-2>>.
- MOOSHAMMER, M. et al. **Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: Mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources** *Frontiers in*

- Microbiology**Frontiers Research Foundation, , 3 fev. 2014. . Disponível em: <www.frontiersin.org>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- MORAL, R. et al. Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. 2009.
- MORTIER, N.; VELGHE, F.; VERSTICHEL, S. Chapter 4 - Organic Recycling of Agricultural Waste Today: Composting and Anaerobic Digestion. In: POLTRONIERI, P.; D'URSO, O. F. B. T.-B. OF A. W. AND B.-P. (Ed.). [s.l.] Elsevier, 2016. p. 69–124.
- MOSSA, A. W. et al. The response of soil microbial diversity and abundance to long-term application of biosolids. **Environmental Pollution**, v. 224, p. 16–25, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.056>>.
- MUHAMMAD, J. et al. Application of poultry manure in agriculture fields leads to food plant contamination with potentially toxic elements and causes health risk. **Environmental Technology and Innovation**, v. 19, p. 100909, 1 ago. 2020. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- NATH, D.; MAURYA, B. R.; MEENA, V. S. Documentation of five potassium- and phosphorus-solubilizing bacteria for their K and P-solubilization ability from various minerals. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 10, p. 174–181, 1 abr. 2017. . Acesso em: 14 maio. 2021.
- NEINA, D. The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1155/2019/5794869>>.
- NIGUSSIE, A. et al. Delayed addition of nitrogen-rich substrates during composting of municipal waste: Effects on nitrogen loss, greenhouse gas emissions and compost stability. **Chemosphere**, v. 166, p. 352–362, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.123>>.
- NUNES, M. R. et al. Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis. **Geoderma**, v. 369, 15 jun. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114335>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- O'SULLIVAN, C. A. et al. Strategies to improve the productivity, product diversity and profitability of urban agriculture. **Agricultural Systems**, v. 174, n. May, p. 133–144, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.05.007>>.

- OVIEDO-OCAÑA, E. R. et al. Co-composting of Green Waste Mixed with Unprocessed and Processed Food Waste: Influence on the Composting Process and Product Quality. **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 1, p. 63–74, 15 jan. 2019. . Acesso em: 28 mar. 2021.
- PALANSOORIYA, K. N. et al. **Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review** *Environment International* Elsevier Ltd, , 1 jan. 2020. . . Acesso em: 13 maio. 2021.
- PANDIT, L. et al. Bioconversion of lignocellulosic organic wastes into nutrient rich vermicompost by *Eudrilus eugeniae*. **Bioresource Technology Reports**, v. 12, p. 100580, 1 dez. 2020. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- PANDIT, N. R. et al. Archives of Agronomy and Soil Science Nutrient effect of various composting methods with and without biochar on soil fertility and maize growth. 2019. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=gags20>> .
- PARIHAR, C. M. et al. Soil quality and carbon sequestration under conservation agriculture with balanced nutrition in intensive cereal-based system. **Soil and Tillage Research**, v. 202, p. 104653, 1 ago. 2020. . Acesso em: 28 mar. 2021.
- PASCAULT, N. et al. Stimulation of Different Functional Groups of Bacteria by Various Plant Residues as a Driver of Soil Priming Effect. **Ecosystems**, v. 16, n. 5, p. 810–822, 22 ago. 2013. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-013-9650-7>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- PATERLINI, H.; GONZÁLEZ, M. V.; PICONE, L. Comparación de técnicas para compostar cama de pollo. **Ciencia del Suelo**, v. 35, n. 2, p. 385–394, 2017.
- PAUSCH, J.; KUZYAKOV, Y. **Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale** *Global Change Biology* Blackwell Publishing Ltd, , 1 jan. 2018. . Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.13850>>. Acesso em: 16 maio. 2021.

- PÉREZ-NOVO, C. et al. Phosphorus effect on Zn adsorption-desorption kinetics in acid soils. **Chemosphere**, v. 83, n. 7, p. 1028–1034, 2011. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21353286/>>. Acesso em: 15 maio. 2021.
- PINHO, R. G. V. et al. Marcha de Absorção de Macronutrientes e Acúmulo de Matéria Seca em Milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 8, n. 2, p. 157–173, 2009. Disponível em: <<http://www.abms.org.brhttp://dx.doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v8n2p157-173>>. Acesso em: 19 maio. 2021.
- POEPLAU, C. et al. Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 125, p. 10–26, 1 out. 2018. . Acesso em: 16 maio. 2021.
- POLLARD, K. S. et al. **Package “multtest” Title Resampling-based multiple hypothesis testing Version 2.48.0.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://git.bioconductor.org/packages/multtest>>. Acesso em: 29 jun. 2021.
- POSTMA, J.; NIJHUIS, E. H. Pseudomonas chlororaphis and organic amendments controlling Pythium infection in tomato. **European Journal of Plant Pathology**, v. 154, n. 1, p. 91–107, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10658-019-01743-w>>.
- PRADO, R. D. M.; CAIONE, G.; CAMPOS, C. N. S. **Filter cake and vinasse as fertilizers contributing to conservation agriculture** *Applied and Environmental Soil Science* Hindawi Publishing Corporation, , 2013. . Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1155/2013/123456>>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- PREUSSER, S. et al. Microbial community response to changes in substrate availability and habitat conditions in a reciprocal subsoil transfer experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 105, p. 138–152, 1 fev. 2017. . Acesso em: 26 jul. 2021.
- QASWAR, M. et al. Soil nutrients and heavy metal availability under long-term combined application of swine manure and synthetic fertilizers in acidic paddy soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 4, p. 2093–2106, 1 abr. 2020. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- QIAN, X. et al. Diversity, abundance, and persistence of antibiotic resistance genes in various types of animal manure following industrial composting. **Journal of**

- Hazardous Materials**, v. 344, p. 716–722, 15 fev. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.11.020>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- QIU, W. et al. Organic Fertilization Assembles Fungal Communities of Wheat Rhizosphere Soil and Suppresses the Population Growth of *Heterodera avenae* in the Field. v. 11, 2020. Disponível em: <<http://www.usadellab.org/cms/?page=trimmomatic>>.
- QUAN, Z. et al. Formation of extractable organic nitrogen in an agricultural soil: A ¹⁵N labeling study. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 118, n. June 2017, p. 161–165, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.12.015>>.
- RADZIEMSKA, M.; VAVERKOVÁ, M. D.; MAZUR, Z. Pilot Scale Use of Compost Combined with Sorbents to Phytostabilize Ni-Contaminated Soil Using *Lolium perenne* L. **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 6, p. 1–11, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s12649-017-0166-9>>.
- RAIGER IUSTMAN, L. J.; ALMASQUÉ, F. J.; VULLO, D. L. Microbiota Diversity Change as Quality Indicator of Soils Exposed to Intensive Periurban Agriculture. **Current Microbiology**, v. 78, n. 1, p. 338–346, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00284-020-02298-4>>.
- RAIJ, B. van et al. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. [s.l: s.n.]
- RAIJ, B. van; CANTARELLA, H. A quadratic model for fertilizer recommendations based on results of soil analyses. **A quadratic model for fertilizer recommendations based on results of soil analyses.**, p. 725–740, 1997. . Acesso em: 13 jul. 2021.
- RAMETTE, A. Multivariate analyses in microbial ecology. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 62, n. 2, p. 142–160, 2007.
- RASUL, G. et al. Salinity-induced changes in the microbial use of sugarcane filter cake added to soil. **Applied Soil Ecology**, v. 31, n. 1–2, p. 1–10, 1 jan. 2006. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- RAUBER, L. P. et al. Soil physical indicators of management systems in traditional agricultural areas under manure application. **Scientia Agricola**, v. 75, n. 4, p. 354–359, 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162018000400354&lng=en&tlng=en>.

- RAWAT, J.; SANWAL, P.; SAXENA, J. Potassium and its role in sustainable agriculture. In: **Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture**. [s.l.] Springer India, 2016. p. 235–253.
- RIEGEL, C.; NOE, J. P. Chicken litter soil amendment effects on soilborne microbes and *Meloidogyne incognita* on cotton. **Plant Disease**, v. 84, n. 12, p. 1275–1281, 2000. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30831867/>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- RIVERA-MÉNDEZ, W. et al. *Trichoderma asperellum* biocontrol activity and induction of systemic defenses against *Sclerotium cepivorum* in onion plants under tropical climate conditions. **Biological Control**, v. 141, p. 104145, 1 fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.104145>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- RIZZO, P. F. et al. Temporal variation of physico-chemical, microbiological, and parasitological properties of poultry manure from two egg production systems. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 4, p. 1140–1151, 1 jul. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10163-020-01008-3>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Scientia Agricola**, v. 51, n. 3, p. 556–562, dez. 1994. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90161994000300030&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- ROS, M.; HERNANDEZ, M. T.; GARCÍA, C. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 3, p. 463–469, 1 mar. 2003. . Acesso em: 14 abr. 2021.
- ROSENDAHL, I. et al. Persistence of the Fluoroquinolone Antibiotic Difloxacin in Soil and Lacking Effects on Nitrogen Turnover. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 4, p. 1275–1283, 2012. Disponível em: <www.soils.org>.
- ROUSK, J.; BÅÅTH, E. Fungal and bacterial growth in soil with plant materials of different C/N ratios. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 62, n. 3, p. 258–267, 1 dez. 2007. Disponível em: <<https://academic.oup.com/femsec/article/62/3/258/542197>>. Acesso em: 21 maio. 2021.

- SADET-BOURGETEAU, S. et al. Lasting effect of repeated application of organic waste products on microbial communities in arable soils. **Applied Soil Ecology**, v. 125, n. February, p. 278–287, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.006>>.
- SALLES, J. S. et al. Resposta Da Rúcula À Adubação Orgânica Com Diferentes Compostos Orgânicos. **Journal of Neotropical Agriculture**, v. 4, n. 2, p. 35–40, 2018.
- SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, p. 136–153, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.012>>.
- SÁNCHEZ-MORENO, S. et al. Abundance, diversity and connectance of soil food web channels along environmental gradients in an agricultural landscape. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 12, p. 2374–2383, 1 dez. 2011. . Acesso em: 15 abr. 2021.
- SANTOS, A. et al. Composts Produced From Pig Slurry Solids: Nutrient Efficiency and N-Leaching Risks in Amended Soils. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 2, p. 29, 2018. Disponível em: <www.frontiersin.org>.
- SAYARA, T. et al. Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. **Agronomy**, v. 10, n. 11, p. 1838, 22 nov. 2020. Disponível em: <www.mdpi.com/journal/agronomy>. Acesso em: 19 maio. 2021.
- SCHNEIDER, V. E. et al. Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA**, p. 134, 2012.
- SCHRÖDER, J. J. et al. The elusive role of soil quality in nutrient cycling: a review. **Soil Use and Management**, v. 32, n. 4, p. 476–486, 2016.
- SCHÜTZ, L. et al. Improving crop yield and nutrient use efficiency via biofertilization—A global meta-analysis. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 2204, 2018. Disponível em: <www.frontiersin.org>.

- SCOTTI, R. et al. On-farm compost: A useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. **Applied Soil Ecology**, v. 107, p. 13–23, 1 nov. 2016. . Acesso em: 15 maio. 2021.
- SEFEEDPARI, P. et al. Technical, environmental and cost-benefit assessment of manure management chain: A case study of large scale dairy farming. **Journal of Cleaner Production**, v. 233, p. 857–868, 1 out. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.146>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- SELEIMAN, M. F.; SANTANEN, A.; MÄKELÄ, P. S. A. **Recycling sludge on cropland as fertilizer – Advantages and risks** *Resources, Conservation and Recycling* Elsevier B.V., , 1 abr. 2020. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104647>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- SHAH, F.; WU, W. sustainability Soil and Crop Management Strategies to Ensure Higher Crop Productivity within Sustainable Environments. 2019. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/009/a0607e/a0607e00.htm>>.
- SHAKOOR, A. et al. **Effect of animal manure, crop type, climate zone, and soil attributes on greenhouse gas emissions from agricultural soils—A global meta-analysis** *Journal of Cleaner Production* Elsevier Ltd, , 1 jan. 2021. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124019>>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- SHANKS, O. C. et al. Community structures of fecal bacteria in cattle from different animal feeding operations. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 9, p. 2992–3001, 1 maio 2011. Disponível em: <<http://aem.asm.org/>>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- SHARMA, B. et al. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management**, v. 64, p. 117–132, 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X17301125>>.
- SHARMA, P. et al. Microbial strategies for bio-transforming food waste into resources. **Bioresource Technology**, v. 299, p. 122580, 1 mar. 2020. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- SHI, S. et al. Effects of selected root exudate components on soil bacterial communities. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 77, n. 3, p. 600–610, 1 set. 2011.

Disponível em: <<https://academic.oup.com/femsec/article/77/3/600/517939>>.

Acesso em: 20 maio. 2021.

- SILVA, B. M. et al. capacidade de água disponível no solo para as plantas: Métodos de estimativa e implicações. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 38, n. 2, p. 464–475, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832014000200011&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 18 maio. 2021.
- SILVA-OLAYA, A. M. et al. Modelling SOC response to land use change and management practices in sugarcane cultivation in South-Central Brazil. **Plant and Soil**, v. 410, n. 1–2, p. 483–498, 9 jan. 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11104-016-3030-y>>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- SILVA-SÁNCHEZ, A.; SOARES, M.; ROUSK, J. Testing the dependence of microbial growth and carbon use efficiency on nitrogen availability, pH, and organic matter quality. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 25–35, 1 jul. 2019. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- SINGH, B. K. et al. Loss of microbial diversity in soils is coincident with reductions in some specialized functions. **Environmental Microbiology**, v. 16, n. 8, p. 2408–2420, 2014.
- SIQUEIRA NETO, M. et al. Direct N₂O emission factors for synthetic N-fertilizer and organic residues applied on sugarcane for bioethanol production in Central-Southern Brazil. **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 2, p. 269–280, 2016.
- SITHOLE, N. J.; MAGWAZA, L. S.; THIBAUD, G. R. Long-term impact of no-till conservation agriculture and N-fertilizer on soil aggregate stability, infiltration and distribution of C in different size fractions. **Soil and Tillage Research**, v. 190, p. 147–156, 1 jul. 2019. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- SMITH, P. et al. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **SOIL**, v. 1, n. 2, p. 665–685, 2015. . Acesso em: 16 maio. 2021.
- SOLAIMAN, Z. M. et al. Humus-Rich Compost Increases Lettuce Growth, Nutrient Uptake, Mycorrhizal Colonisation, and Soil Fertility. **Pedosphere**, v. 29, n. 2, p. 170–179, 1 abr. 2019. . Acesso em: 14 abr. 2021.

- SONG, D. et al. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. **European Journal of Soil Biology**, v. 84, n. November 2017, p. 1–10, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.11.003>>.
- SOOBHANY, N. Assessing the physicochemical properties and quality parameters during composting of different organic constituents of Municipal Solid Waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 1979–1988, 1 abr. 2018. . Acesso em: 11 maio. 2021.
- SOTO-PAZ, J. et al. Influence of mixing ratio and turning frequency on the co-composting of biowaste with sugarcane filter cake: a mixture experimental design. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, n. 6, p. 2475–2489, 1 jun. 2020. . Acesso em: 30 mar. 2021.
- SULEIMAN, A. K. A. et al. Organic amendment strengthens interkingdom associations in the soil and rhizosphere of barley (*Hordeum vulgare*). **Science of the Total Environment**, v. 695, p. 133885, 10 dez. 2019. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- SULMAN, B. N. et al. Microbe-driven turnover offsets mineral-mediated storage of soil carbon under elevated CO₂. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 12, p. 1099–1102, 1 jan. 2014. Disponível em: <www.nature.com/natureclimatechange>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- SUN, D. et al. Effects of organic amendment on soil aggregation and microbial community composition during drying-rewetting alternation. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 735–743, 1 jan. 2017. . Acesso em: 19 maio. 2021.
- SUN, R. et al. Effects of long-term application of chemical and organic fertilizers on the abundance of microbial communities involved in the nitrogen cycle. **Applied Soil Ecology**, v. 95, p. 171–178, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.010>>.
- TANG, J. et al. Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost. **Science of the Total Environment**, v. 701, 20 jan. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134751>>. Acesso em: 8 abr. 2021.

- TANG, X. et al. Phosphorus efficiency in long-term (15 years) wheat-maize cropping systems with various soil and climate conditions. **Field Crops Research**, v. 108, n. 3, p. 231–237, 2008.
- TANG, X. et al. Effects of long-term manure applications on the occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes (ARGs) in paddy soils: Evidence from four field experiments in south of China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 179–187, 1 nov. 2015. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- TAYIBI, S. et al. Coupling anaerobic digestion and pyrolysis processes for maximizing energy recovery and soil preservation according to the circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, v. 279, p. 111632, 1 fev. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111632>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- THORMAN, R. E. et al. Towards Country-Specific Nitrous Oxide Emission Factors for Manures Applied to Arable and Grassland Soils in the UK. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 4, 12 maio 2020. . Acesso em: 29 mar. 2021.
- TIAN, D.; NIU, S. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 2, p. 024019, 1 fev. 2015. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/2/024019>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- TIPPING, E.; SOMERVILLE, C. J.; LUSTER, J. The C:N:P:S stoichiometry of soil organic matter. **Biogeochemistry**, v. 130, n. 1–2, p. 117–131, 1 out. 2016. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/w8594e/w8594e0g.htm>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- TITTARELLI, F. et al. Soil fertility management in organic greenhouse: An analysis of the European context. In: Acta Horticulturae, **Anais...International Society for Horticultural Science**, 30 jun. 2017. . Acesso em: 15 maio. 2021.
- TOTSCHE, K. et al. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry; Chapter 10: Field methods Estimation of soil respiration.** [s.l: s.n.]
- TOTSCHE, K. U. et al. **Microaggregates in soils** **Journal of Plant Nutrition and Soil Science** Wiley-VCH Verlag, , 1 fev. 2018. . Disponível em: <www.plant-soil.com>. Acesso em: 16 maio. 2021.

- TRIVEDI, P. et al. Soil aggregate size mediates the impacts of cropping regimes on soil carbon and microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 91, p. 169–181, 1 dez. 2015. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- TRIVEDI, P. et al. Response of soil properties and microbial communities to agriculture: Implications for primary productivity and soil health indicators. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, n. JULY2016, p. 1–13, 2016.
- TRIVEDI, P. et al. Soil aggregation and associated microbial communities modify the impact of agricultural management on carbon content. **Environmental Microbiology**, v. 19, n. 8, p. 3070–3086, 1 ago. 2017. Disponível em: <<https://sfamjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1462-2920.13779>>. Acesso em: 13 maio. 2021.
- TRIVEDI, P.; ANDERSON, I. C.; SINGH, B. K. **Microbial modulators of soil carbon storage**: integrating genomic and metabolic knowledge for global prediction. **Trends in Microbiology** Elsevier Current Trends, 1 dez. 2013. . . Acesso em: 21 maio. 2021.
- URRA, J.; ALKORTA, I.; GARBISU, C. Potential benefits and risks for soil health derived from the use of organic amendments in agriculture. **Agronomy**, v. 9, n. 9, p. 1–23, 2019.
- US-EPA. MICROWAVE ASSISTED ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, SOILS, AND OILS SW-846. v. 846. n. 235, p. 245, 2007.
- VALENTINUZZI, F. et al. The fertilising potential of manure-based biogas fermentation residues: pelleted vs. liquid digestate. **Heliyon**, v. 6, n. 2, 1 fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03325>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- VAN DER BOM, F. et al. Long-term fertilisation form, level and duration affect the diversity, structure and functioning of soil microbial communities in the field. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 122, n. March, p. 91–103, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.003>>.
- VANDECASTEELE, B. et al. Composting for increasing the fertilizer value of chicken manure: Effects of feedstock on P availability. In: Waste and Biomass Valorization, 3, **Anais...**2014.
- VANDECASTEELE, B. et al. Feedstock Mixture Composition as Key Factor for C/P Ratio and Phosphorus Availability in Composts: Role of Biodegradation Potential,

- Biochar Amendment and Calcium Content. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, n. 8, p. 2553–2567, 1 dez. 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s12649-016-9762-3>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- VANDECASTEELE, B.; BOOGAERTS, C.; VANDAELE, E. Combining woody biomass for combustion with green waste composting: Effect of removal of woody biomass on compost quality. **Waste Management**, v. 58, p. 169–180, 1 dez. 2016. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- VANDEN NEST, T. et al. The long term use of farmyard manure and compost: Effects on P availability, orthophosphate sorption strength and P leaching. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 23–33, 15 jan. 2016. . Acesso em: 15 maio. 2021.
- VENTORINO, V. et al. Soil tillage and compost amendment promote bioremediation and biofertility of polluted area. **Journal of Cleaner Production**, v. 239, 1 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118087>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- VERZEAUX, J. et al. Cover crops prevent the deleterious effect of nitrogen fertilisation on bacterial diversity by maintaining the carbon content of ploughed soil. **Geoderma**, v. 281, p. 49–57, 1 nov. 2016. . Acesso em: 21 maio. 2021.
- VIDA, C.; DE VICENTE, A.; CAZORLA, F. M. **The role of organic amendments to soil for crop protection: Induction of suppression of soilborne pathogens** *Annals of Applied Biology* Blackwell Publishing Ltd, , 1 jan. 2020. . Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/aab.12555>>. Acesso em: 19 maio. 2021.
- VIVANT, A.-L. et al. Microbial Diversity and Structure Are Drivers of the Biological Barrier Effect against *Listeria monocytogenes* in Soil. **PLOS ONE**, v. 8, n. 10, p. e76991, 8 out. 2013. Disponível em: <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0076991>>. Acesso em: 26 jul. 2021.
- VIVELO, S.; BHATNAGAR, J. M. An evolutionary signal to fungal succession during plant litter decay. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 95, n. 10, p. 145, 1 out. 2019.

- Disponível em: <<http://orcid.org/0000-0001-6433-1771>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- VON LÜTZOW, M. et al. **Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model***Journal of Plant Nutrition and Soil Science* John Wiley & Sons, Ltd, , 1 fev. 2008. . Disponível em: <www.plant-soil.com/spatialinaccessibility/organo-mineralinteractions/poolsize/14Cage/densityfractionation/HFdemineralization/wetoxidation/activepool/intermediatepool/passivepool>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- WAGG, C. et al. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 14, p. 5266–5270, 8 abr. 2014. Disponível em: <<https://www.pnas.org/content/111/14/5266>>. Acesso em: 26 jul. 2021.
- WAGG, C. et al. Fungal-bacterial diversity and microbiome complexity predict ecosystem functioning. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 1 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-019-12798-y>>. Acesso em: 16 maio. 2021.
- WAINAINA, S. et al. **Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies***Bioresource Technology* Elsevier Ltd, , 1 abr. 2020. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122778>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- WAITE, D. W. et al. Proposal to reclassify the proteobacterial classes *deltaproteobacteria* and *oligoflexia*, and the phylum *thermodesulfobacteria* into four phyla reflecting major functional capabilities. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 70, n. 11, p. 5972–6016, 5 nov. 2020. Disponível em: <<https://www.microbiologyresearch.org/content/journal/ijsem/10.1099/ijsem.0.004213>>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- WAJID, K. et al. Effect of Organic Manure and Mineral Fertilizers on Bioaccumulation and Translocation of Trace Metals in Maize. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 104, n. 5, p. 649–657, 1 maio 2020. . Acesso em: 28 mar. 2021.

- WANG, C.; WHITE, P. J.; LI, C. Colonization and community structure of arbuscular mycorrhizal fungi in maize roots at different depths in the soil profile respond differently to phosphorus inputs on a long-term experimental site. **Mycorrhiza**, v. 27, n. 4, p. 369–381, 2017. . Acesso em: 16 maio. 2021.
- WANG, H. et al. Effects of long-term application of organic fertilizer on improving organic matter content and retarding acidity in red soil from China. **Soil and Tillage Research**, v. 195, 1 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104382>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- WANG, K. et al. Transformation of organic matters in animal wastes during composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 300, p. 745–753, 1 dez. 2015. . Acesso em: 19 maio. 2021.
- WANG, M. et al. Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 520–527, 1 nov. 2017. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- WANG, M. et al. Fate of potential indicator antimicrobial resistance genes (ARGs) and bacterial community diversity in simulated manure-soil microcosms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 817–823, 1 jan. 2018. . Acesso em: 20 maio. 2021.
- WANG, Y. et al. The diversity of microbial community and function varied in response to different agricultural residues composting. **Science of the Total Environment**, v. 715, 1 maio 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136983>>. Acesso em: 14 abr. 2021.
- WEI, H. et al. Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process. **Bioresource Technology**, v. 256, p. 333–341, 1 maio 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.050>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- WEI, X. et al. The effects of residual tetracycline on soil enzymatic activities and plant growth. **Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 44, n. 5, p. 461–471, jun. 2009. Disponível em:

- <<https://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=lesb20>>. Acesso em: 13 maio. 2021.
- WEIDHAAS, J. et al. Evidence for extraintestinal growth of Bacteroidales originating from poultry litter. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 81, n. 1, p. 196–202, 1 jan. 2015. Disponível em: <www.mbio.ncsu.edu/bioedit/bioedit.html>. Acesso em: 21 maio. 2021.
- WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York. [s.l.: s.n.]v. 35
- WIEDER, W. R.; BONAN, G. B.; ALLISON, S. D. Global soil carbon projections are improved by modelling microbial processes. **Nature Climate Change**, p. 28, 2013. Disponível em: <www.nature.com/natureclimatechange>.
- WIESMEIER, M. et al. **Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales** *Geoderma* Elsevier B.V., , 1 jan. 2019. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>>. Acesso em: 17 abr. 2021.
- WILLIAMS, E. K. et al. Distinct bioenergetic signatures in particulate versus mineral-associated soil organic matter. **Geoderma**, v. 330, p. 107–116, 15 nov. 2018. . Acesso em: 16 maio. 2021.
- WITHERS, E. et al. Use of untargeted metabolomics for assessing soil quality and microbial function. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 143, p. 107758, 1 abr. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107758>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- WU, J. et al. Humus formation driven by ammonia-oxidizing bacteria during mixed materials composting. **Bioresource Technology**, v. 311, 1 set. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123500>>. Acesso em: 20 abr. 2021.
- XIE, W. Y.; SHEN, Q.; ZHAO, F. J. **Antibiotics and antibiotic resistance from animal manures to soil: a review** *European Journal of Soil Science* Blackwell Publishing Ltd, , 1 jan. 2018. . Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ejss.12494>>. Acesso em: 13 maio. 2021.

- YADAV, B. K.; SIDHU, A. S. Dynamics of Potassium and Their Bioavailability for Plant Nutrition. In: MEENA, V. S. et al. (Ed.). **Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture**. New Delhi: Springer India, 2016. p. 187–201.
- YANG, X. et al. Heavy metal concentrations and arsenic speciation in animal manure composts in China. **Waste Management**, v. 64, p. 333–339, 1 jun. 2017. . Acesso em: 19 maio. 2021.
- YOON, H. Y. et al. Structural variation of humic-like substances and its impact on plant stimulation: Implication for structure-function relationship of soil organic matters. **Science of the Total Environment**, v. 725, p. 138409, 10 jul. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138409>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- ZALEWSKA, M. et al. Antibiotics and Antibiotic Resistance Genes in Animal Manure – Consequences of Its Application in Agriculture. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, 29 mar. 2021. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. et al. **The application of ecological stoichiometry to plant-microbial-soil organic matter transformations** *Ecological Monographs*. [s.l: s.n.].
- ZHANG, H. et al. Influence of 20-year organic and inorganic fertilization on organic carbon accumulation and microbial community structure of aggregates in an intensively cultivated sandy loam soil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 3, 2014.
- ZHANG, J. et al. Soil types influence the fate of antibiotic-resistant bacteria and antibiotic resistance genes following the land application of sludge composts. **Environment International**, v. 118, p. 34–43, 1 set. 2018a. . Acesso em: 14 mar. 2021.
- ZHANG, Q. et al. Effects of six-year biochar amendment on soil aggregation, crop growth, and nitrogen and phosphorus use efficiencies in a rice-wheat rotation. **Journal of Cleaner Production**, v. 242, 1 jan. 2020a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118435>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- ZHANG, Q. et al. Enhanced volatile fatty acids production from waste activated sludge with synchronous phosphorus fixation and pathogens inactivation by calcium hypochlorite stimulation. **Science of the Total Environment**, v. 712, p. 136500, 10 abr. 2020b. . Acesso em: 16 maio. 2021.

- ZHANG, W. M. et al. Increased abundance of nitrogen transforming bacteria by higher C/N ratio reduces the total losses of N and C in chicken manure and corn stover mix composting. **Bioresource Technology**, v. 297, 1 fev. 2020c. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122410>>. Acesso em: 20 abr. 2021.
- ZHANG, X. et al. Linking macroaggregation to soil microbial community and organic carbon accumulation under different tillage and residue managements. **Soil and Tillage Research**, v. 178, p. 99–107, 1 maio 2018b. . Acesso em: 26 jul. 2021.
- ZHANG, X. et al. Benefits and trade-offs of replacing synthetic fertilizers by animal manures in crop production in China: A meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 888–900, 1 fev. 2020d. Disponível em: <<http://apps.webof>>. Acesso em: 13 maio. 2021.
- ZHANG, Y. J. et al. Manure application did not enrich antibiotic resistance genes in root endophytic bacterial microbiota of cherry radish plants. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 86, n. 2, 1 jan. 2020e. . Acesso em: 30 mar. 2021.
- ZHAO, C. et al. Abundance and diversity of sulphur-oxidising bacteria and their role in oxidising elemental sulphur in cropping soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 53, n. 2, p. 159–169, 1 fev. 2017a. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00374-016-1162-0>>. Acesso em: 20 maio. 2021.
- ZHAO, J. et al. Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides. **Soil and Tillage Research**, v. 167, p. 73–79, 1 abr. 2017b. . Acesso em: 13 maio. 2021.
- ZHONG, W. et al. The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. **Plant Soil**, v. 326, p. 511–522, 2010. . Acesso em: 9 abr. 2021.
- ZHOU, H. et al. Transformation of organic nitrogen fractions with different molecular weights during different organic wastes composting. **Bioresource Technology**, v. 262, p. 221–228, 1 ago. 2018. . Acesso em: 11 maio. 2021.
- ZHOU, J. et al. Thirty four years of nitrogen fertilization decreases fungal diversity and alters fungal community composition in black soil in northeast China. **Soil**

Biology and Biochemistry, v. 95, p. 135–143, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.12.012>.

ZHU, L. et al. Roles of bacterial community in the transformation of organic nitrogen toward enhanced bioavailability during composting with different wastes. **Bioresource Technology**, v. 285, n. April, p. 121326, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121326>.

ZHU, L. et al. Core microorganisms promote the transformation of DOM fractions with different molecular weights to improve the stability during composting. **Bioresource Technology**, v. 299, 1 mar. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122575>. Acesso em: 19 maio. 2021.

ZIKELI, S.; DEIL, L.; MÖLLER, K. The challenge of imbalanced nutrient flows in organic farming systems: A study of organic greenhouses in Southern Germany. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 244, p. 1–13, 15 jun. 2017. . Acesso em: 15 maio. 2021.

ZVOMUYA, F. et al. Predicting Phosphorus Availability from Soil-Applied Composted and Non-Composted Cattle Feedlot Manure. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, n. 3, p. 928–937, 1 maio 2006. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2134/jeq2005.0409>. Acesso em: 13 maio. 2021.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Altura e diâmetro das plantas ao final de 90 dias em função dos tratamentos controle (Ct), fertilizante mineral (Min) e dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeiras [EP], nas formas “in natura” [i] e compostada [c]) cultivadas em Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd). Médias ($n = 4$) seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

APÊNDICE B. Tabela com o número de sequências brutas, filtradas, e após remoção de ruídos e quimeras nas amostras em função dos tratamentos controle (Ct), fertilizante mineral (Min) e dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeiras [EP], nas formas “in natura” [i] e compostada [c]).

Tratamentos	input	filtered	denoisedF	denoisedR	merged	nonchim
Resíduos agropecuários						
TFi	60.941	58.831	57.634	57.456	55.469	55.189
TFc	48.356	46.456	44.251	43.955	39.435	39.435
CFi	52.082	50.014	48.793	48.622	44.322	42.388
CFc	46.993	45.096	42.945	42.713	38.996	37.795
EPi	51.690	49.707	49.087	49.003	46.262	44.029
EPc	37.008	35.746	34.114	33.999	30.864	30.755
Latossolo Vermelho distrófico (LVd)						
Ct	58.888	54.646	51.472	50.575	41.580	41.424
TFi	51.286	48.936	46.256	45.963	39.467	39.303
TFc	65.923	63.066	59.076	58.493	48.556	48.366
CFi	62.173	59.689	57.190	56.930	51.039	50.729
CFc	45.874	43.938	40.789	40.600	33.545	33.384
EPi	42.020	40.360	38.468	38.257	34.510	34.402
EPc	47.164	45.196	41.778	41.594	34.297	34.136
Min	44.706	41.681	39.363	38.869	31.835	31.647
Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd)						
Ct	64.083	60.823	58.156	57.587	49.820	49.460
TFi	56.327	53.950	51.490	51.121	45.394	45.168
TFc	56.124	53.403	50.457	49.974	42.126	41.871
CFi	60.686	57.366	55.064	54.650	48.596	48.412
CFc	39.602	37.515	35.080	34.622	28.482	28.303
EPi	40.055	37.945	35.961	35.583	30.715	30.484
EPc	41.406	39.196	36.649	36.122	29.914	29.691
Min	52.666	49.693	47.390	47.092	40.434	40.081

APÊNDICE C. Abundância relativa ao nível taxonômico de Classe para solos e resíduos agropecuários em função dos tratamentos controle (Ct), fertilizante mineral (Min) e dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeiras [EP], nas formas “in natura” [i] e compostada [c]).

APÊNDICE D. Abundância relativa ao nível taxonômico de Ordem para solos e resíduos agropecuários em função dos tratamentos controle (Ct), fertilizante mineral (Min) e dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeiras [EP], nas formas “in natura” [i] e compostada [c]).

APÊNDICE E. Abundância relativa ao nível taxonômico de Gênero para solos e resíduos agropecuários em função dos tratamentos controle (Ct), fertilizante mineral (Min) e dos resíduos agropecuários (torta de filtro [TF], cama de frango [CF] e esterco de poedeiras [EP], nas formas “in natura” [i] e compostada [c]).