

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**  
**Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel**  
**Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar**



**Tese**

**Uso de resíduos na agricultura familiar de base ecológica: efeitos na qualidade do solo e no desempenho agrônômico do feijoeiro**

**Raul Matos Araújo**

**Pelotas, 2018**

**Raul Matos Araújo**

**Uso de resíduos na agricultura familiar de base ecológica: efeitos na qualidade do solo e desempenho agrônômico do feijoeiro**

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Cláudia Rodrigues de Lima – FAEM/ UFPel

Co-orientador: Prof.Dr. Helvio Debli Casalinho – FAEM/UFPel

Co-orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo – CCA/UFPI

Pelotas, 2018

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas Catalogação na  
Publicação

A111u Araújo, Raul Matos

Uso de resíduos na agricultura familiar de base ecológica : efeitos na qualidade do solo e desempenho agrônomo do feijoeiro / Raul Matos Araújo ; Ana Cláudia Rodrigues de Lima, orientadora ; Helvio Debli Casalinho, Ademir Sérgio Ferreira de Araújo, coorientadores. — Pelotas, 2018.

128 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2018.

1. Agroecologia. 2. Adubação. 3. Solos. 4. Estado nutricional. 5. Feijão. I. Lima, Ana Cláudia Rodrigues de, orient. II. Casalinho, Helvio Debli, coorient. III. Araújo, Ademir Sérgio Ferreira de, coorient. IV. Título.

CDD : 635.652

Elaborada por Gabriela Machado Lopes CRB:10/1842

Raul Matos Araújo

Uso de resíduos na agricultura familiar de base ecológica: efeitos na qualidade do solo e desempenho agrônômico do feijoeiro

Tese aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Doutor em Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 06/04/2018

Banca examinadora:

.....  
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Cláudia Rodrigues de Lima (Presidente)  
Doutora em Qualidade do Solo pela Wageningen University/Holanda

.....  
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Tânia Beatriz Gamboa Araújo Morselli  
Doutora em Agronomia pela Universidade Federal de Pelotas

.....  
Prof. Dr. Ledemar Carlos Vahl  
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

.....  
Dr. Ernesto Alvaro Martinez  
Doutor em Agronomia pela Universidade Federal de Pelotas

.....  
Dr. José Ernani Schwengber  
Doutor em Ciências pela Universidade Federal de Pelotas

**Dedico este trabalho a Deus, a minha esposa,  
aos meus pais e a todos os agricultores  
familiares do Território Sul do Rio Grande do Sul.**

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, meu Fiel sustentador pelo seu amor e paz transmitidos em Cristo Jesus;

À Universidade Federal do Pelotas, através do Programa de Pós-Graduação Sistemas de Produção Agrícola Familiar (SPAF), pela formação acadêmica e possibilidade da realização deste trabalho;

À minha esposa, Gabriela Feistauer Araújo, pelo amor, companheirismo e fé transmitidos;

Aos meus pais, Ivan Gomes Araújo e Ana Jeane Cavalcante Matos Araújo, pelo amor, ensinamentos e educação passados durante toda minha vida;

À Profa. Dra. Ana Cláudia Rodrigues de Lima, muito mais que uma orientadora, uma grande amiga, que possui a capacidade de transmitir o conhecimento com muita dedicação e amor;

Ao Prof. Dr. Hélio Debli Casalinho, pelos ensinamentos, orientação, parceria e reflexões;

Ao Sr. Nestor Kuhn, Dona Eli Kuhn e toda família, pelos ensinamentos, amizade, parceria e por serem a família agricultora anfitriã do projeto, pois o estudo foi feito por eles e para eles.

Ao Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira Araújo pela parceria e orientação do trabalho;

À Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Vilma Maria dos Santos pelos ensinamentos, pela compreensão e orientação nas análises de laboratório e estatística;

Aos meus amigos e companheiros de laboratório Dominique Delias, Sandra Mara, Nilza Carvalho, Wesley Souza e Taiwan Carlos, pois sem ajuda deles não seria possível à realização das análises laboratoriais.

***“Não que sejamos capazes, por nós, de pensar alguma coisa, como de nós mesmos; mas a nossa capacidade vem de Deus”***

***(2 Coríntios 3:5)***

## RESUMO

ARAÚJO, Raul Matos. **Uso de resíduos na agricultura familiar de base ecológica: efeitos na qualidade do solo e no desempenho agrônômico do feijoeiro**. 2018. 128 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas – RS – Brasil

O uso de resíduos apresenta-se como uma importante ferramenta para o manejo da adubação em agroecossistemas familiares de base ecológica. No Território Sul do Rio Grande do Sul os principais resíduos utilizados são cama de frango (CF), esterco bovino (EB), cama de peru (CP), pó de rocha (PR) e cinzas de casca de arroz (CZ). Este trabalho teve por objetivo avaliar os impactos desses resíduos na qualidade do solo (QS) e, assim, selecionar indicadores estratégicos capazes de detectar as variações da QS sob sistemas de produção de base ecológica do Território Zonal Sul do Rio Grande do Sul, bem como analisar os efeitos desses resíduos no desempenho agrônômico do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.). Para tal, foi realizado um experimento em campo sob delineamento em blocos ao acaso constituído por sete tratamentos: cinco resíduos (CF, EB, CP, PR e CZ) e duas referências: uma testemunha (T) e uma área de Mata Nativa (MN), com 4 repetições. Para as análises de solo foram realizadas duas amostragens de solo (2015 e 2016) aos 120 dias após a incorporação dos resíduos na camada de 0,00-0,20 m, determinando-se os seguintes indicadores de qualidade do solo (IQS): densidade do solo (Ds), diâmetro médio ponderado (DMP), microporosidade (Mic), macroporosidade (Mac), porosidade total (Pt), pH em água (pH), acidez potencial (H+Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), nitrogênio (N), potássio (K), sódio (Na), capacidade de troca de cátions (CTC), enxofre (S), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), saturação por bases (V %), carbono orgânico total (COT), carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), fósforo da biomassa microbiana (PBM), respiração basal do solo (RB), quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>), quociente microbiano (qMic), hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA), desidrogenase (DES), arilsulfatase (ARIL), urease (URE), β-glicosidase (B-GLI) e fosfatase (FOSF). Para análise do desempenho agrônômico do feijoeiro foram realizadas três coletas em cada ano de cultivo: aos 40 dias após a emergência (DAE), período de florescimento, foram coletadas 10 plantas das 4 fileiras centrais de cada parcela para determinação dos teores dos nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe) da parte aérea, aos 70 DAE foram coletadas 10 plantas das 4 fileiras centrais de cada parcela (2 fileiras/5 plantas) para avaliar altura da planta (AP), número médio de vagens por planta (NMVP), número de grãos por vagem (NGV), massa seca da parte aérea (MSPA), massa de 100 grãos (M100), índice de área foliar (IAF), e aos 90 DAE foi realizada a colheita para análise da produtividade de grãos (PG). Os resultados indicaram que os resíduos CF, EB e CP proporcionam incremento dos nutrientes do solo (N, P, K, Ca, Mg, S, Cu e Zn), diminuição da acidez do solo, aumento da Pt e redução da Ds, incremento do COT, aumento do CBM, NBM, PBM, do qMic, da atividade da ARIL, da URE, da B-GLI e diminuição da RB, da taxa de qCO<sub>2</sub>, da atividade da DES, da FDA e da FOSF. PR proporcionou incrementos leves nos nutrientes Ca e K, aumento da Ds, diminuição da Mac, aumento do PBM, diminuição da atividade da FDA, da DES, da URE e da FOSF. CZ promoveu aumento da Pt, da Mac, do DMP e redução da Ds, aumento do pH do solo, adição de P, K, Ca, Mg ao solo, diminuição da acidez potencial (H+ Al) e do

teor de Mn no solo, aumento do CBM, do PBM, do qMic e diminuição da RB, da taxa de qCO<sub>2</sub>, da atividade da FDA, DES e FOSF. Os IQS mais sensíveis variaram de acordo com cada resíduo. CF e CP, seguido pelo EB proporcionaram o melhor estado nutricional e desempenho agrônômico do feijoeiro. O teor de N da parte aérea foi insuficiente em CZ, PR e T.

**Palavras-chave:** agroecologia; adubação; solos; indicadores estratégicos; estado nutricional; feijão.

## ABSTRACT

ARAÚJO, Raul Matos. **Use of residues in family agroecosystems of ecological basis: effects in soil quality and in agronomic performance of bean.** 2018. 128 f. Thesis (Doctorate in Agronomy). – Post-Graduation Program in Family Agricultural Production Systems. University Federal of Pelotas, Pelotas, 2018.

The use of residues presents as an important tool to fertilizer management in family agroecosystems of ecological basis. In the South Territory of Rio Grande do Sul, the main residues used are chicken litter (CF), cattle manure (EB), turkey litter (CP), rock powder (PR) and rice husk ash (CZ). The objective of this study is to assess the impacts of these residues in soil quality (QS) and, thus, select strategic indicators able to detect QS variations under production systems of ecological basis of South Territory of Rio Grande do Sul and to value the impacts of these residues in agronomic performance of bean (*Phaseolus vulgaris L.*). To such, an experiment was carried out in the field under randomly delineated blocks constituted by seven treatments: five residues (CF, EB, CP, PR, CZ) and two references: one testimony (T) and one area of Native Woods (MN) with 4 repetitions. To the soil analysis, two soil samplings were carried out (2015 e 2016) at 120 days after the residues incorporation in the layer of 0,00-0,20, determining the following soil quality indicators (IQS): soil density (Ds), weighted average diameter (DMP), microporosity (Mic), macroporosity (Mac), total porosity (Pt), soil pH (pH), potential acidity (H+Al), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), phosphorus (P), nitrogen (N), potassium (K), sodium (Na), cation exchange capacity (CTC), sulfur (S), copper (Cu), zinc (Zn), manganese (Mn), base saturation (V %), total organic carbon (COT), microbial biomass carbon (CBM), microbial biomass nitrogen (NBM), phosphorus biomass carbon, basal soil breathing (RB), metabolic quotient (qCO<sub>2</sub>), microbial quotient (qMic), hydrolysis of fluorescein diacetate (FDA), dehydrogenase (DES), arylsulfatase (ARIL), urease (URE), β-glucosidase (B-GLI) e phosphatase (FOSF). To the agronomic performance analysis of bean, three collections were carried out in each cultivation year: at 40 days after the emergence (DAE), flowering period, 10 plants were collected of the 4 central rows of each portion to determination of nutrients contents (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe) of the aerial part, at 70 DAE were collected 10 plants of the 4 central rows of each portion (2 rows/5 plants) to value the plant height (AP), average number of pods per plant (NMVP), number of grains per pod (NGV), dry mass of the aerial part (MSPA), mass of one hundred grains (M100), leaf area index (IAF), and at 90 DAE the harvest was carried out to the grain productivity (PG) analysis. The results indicated that the residues CF, EB and CZ provided an increase of the soil nutrients (N, P, K, Ca, Mg, S, Cu e Zn), decreased soil acidity, rise of Pt and reduction of Ds, growth of COT, rise of CBM, NBM, PBM, of qMic, of ARIL, of URE, of B-GLI and reduction of RB, of qCO<sub>2</sub> rate, of DES activity, of FDA of FOSF. PR provided slight increase in the nutrients Ca and K, rise of Ds, reduction of Mac, increase of PBM, decrease of FDA activity, of DES, of URE and of FOSF. CZ promoted the increase of Pt, of Mac, of DMP and reduction of Ds, rise of the soil pH, addition of P, K, Ca, Mg to the soil, diminished the potential acidity (H + Al) and the Mn content in the soil, rise of CBM, of PBM, of qMic and reduction of RB, of qCO<sub>2</sub> rate, of FDA activity, DES and FOSF. The more sensible IQS varied according to each residue. CF and CP, followed by EB provided the best nutritional status and

agonomic performance of bean. The N content of the aerial part was beneath the adequate in CZ, Pr and T.

**Keywords:** agroecolgy; fertilization; soils; nutritional status; bean.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>16</b>
2.1 Agricultura familiar brasileira: a grande responsável pelo alimento em sua mesa .....	16
2.2 A agricultura familiar na perspectiva agroecológica e a sustentabilidade dos agroecossistemas .....	18
2.3 A trajetória da agricultura familiar de base ecológica no Território Sul do Rio Grande do Sul .....	21
2.4 Uso de resíduos na agricultura de base ecológica.....	26
2.5 Qualidade do solo .....	27
2.6 Indicadores de qualidade do solo.....	28
2.6.1 Indicadores físicos de qualidade do solo .....	29
2.6.2 Indicadores químicos de qualidade do solo .....	33
2.6.3 Indicadores biológicos de qualidade do solo .....	34
2.7 Efeito dos resíduos na qualidade do solo .....	36
2.8 O uso de resíduos na cultura do feijoeiro.....	43
<b>3. CAPÍTULO 1: USO DE RESÍDUOS EM AGROECOSSISTEMAS FAMILIARES DE BASE ECOLÓGICA E SEUS EFEITOS NA QUALIDADE DO SOLO.....</b>	<b>45</b>
3.1 Introdução .....	45
3.2 Metodologia .....	46
3.2.1 Caracterização do estudo.....	46
3.2.2 Análises físico-químicas do solo.....	50
3.2.3 Análises microbiológicas do solo .....	50
3.2.4 Análise estatística.....	53
3.3 Resultados e Discussão.....	53
3.3.1 Análise multivariada dos indicadores de QS .....	76
3.4 Conclusões .....	78
<b>4. CAPÍTULO 2: USO DE RESÍDUOS EM AGROECOSSISTEMAS FAMILIARES DE BASE ECOLÓGICA E O DESEMPENHO AGRONÔMICO DO FEIJOEIRO. ....</b>	<b>79</b>
4.1 Introdução .....	79
4.2 Metodologia .....	81
4.3 Resultados e Discussão.....	85
4.4 Conclusões .....	91
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>92</b>

<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>94</b>
<b>7. APÊNDICES .....</b>	<b>122</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A agricultura familiar de base ecológica requer não somente maior racionalização produtiva, com base no conhecimento das especificidades físicas e biofísicas dos agroecossistemas, mas também mudanças das práticas, ideias e valores dos agricultores em relação ao uso dos insumos utilizados no processo de produção agrícola (HOLT-GIMÉNEZ e ALTIERI, 2013).

Entre as principais dificuldades encontradas pelos agricultores familiares, está a disponibilidade de insumos que atendam as especificidades dos sistemas de produção de base ecológica, uma vez que busca-se fertilizantes capazes de proporcionar bons rendimentos aos cultivos e melhorias nas características químicas, físicas e biológicas do solo.

Nesse contexto, resíduos de origem agrícola ou industrial, oriundos de diversas cadeias produtivas, cujos descartes indevidos podem causar impactos negativos ao ambiente, apresentam-se como importante ferramenta para o manejo do solo, minimizando o déficit de fertilizantes em sistemas produtivos ecológicos. As práticas de manejo do solo adotadas na agricultura de base ecológica – como o uso de resíduos na adubação - provocam alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (KARLEN et al., 2001), podendo promover prejuízos e/ou ganhos à sua qualidade e à produtividade das culturas (CARNEIRO et al., 2009; NIERO et al., 2010).

No aspecto regional, a utilização de resíduos é uma alternativa amplamente adotada no manejo da adubação em agroecossistemas familiares de base ecológica no Território Sul do Rio Grande do Sul. No entanto, a compreensão e a quantificação dos impactos do uso de resíduos na qualidade do solo (QS) e seus efeitos no desempenho agrônômico das culturas agrícolas são fundamentais no processo de construção de sistemas de produção agrícola mais sustentáveis.

A qualidade do solo não pode ser mensurada diretamente, mas pode ser estimada a partir de indicadores de QS (KARLEN e STOTT, 1994; ANDREWS et al., 2004). Indicadores de QS são propriedades mensuráveis (quantitativas ou qualitativas) do solo ou da planta acerca de um processo ou atividade e que permitem caracterizar, avaliar e acompanhar as alterações ocorridas num dado ecossistema (KARLEN et al., 1997).

A seleção dos indicadores de QS é normalmente definida de acordo com o foco da pesquisa (STEFANOSKI et al., 2016). O conjunto de indicadores pode ser construído de acordo com a experiência dos cientistas (ANDREWS et al., 2004; SÁNCHEZ-NAVARRO et al., 2015), com base na periodicidades em artigos científicos (ROUSSEAU et al., 2012), ou pode ser orientado unicamente critérios estatísticos. Certamente, também pode ser obtido a partir da integração do conhecimento não acadêmico com o acadêmico (LIMA et al., 2013). Diante disso, o presente trabalho alicerçou-se na combinação dessas estratégias para seleção dos indicadores de QS e posterior mensuração dos efeitos dos diferentes resíduos na qualidade do solo e no desempenho agronômico do feijoeiro.

A cultura do feijoeiro envolve aproximadamente dois milhões de agricultores no país, com 64% da produção agrícola familiar, em estratos de áreas inferiores a 5 hectares (STONE et al., 2013), fazendo com que seja uma cultura de grande importância econômica e social. Além disso, o cultivo do feijoeiro destaca-se pelo aproveitamento de resíduos, usados especialmente por agricultores familiares de base ecológica, por sua adequação às características das pequenas propriedades (SEDIYAMA et al., 2014).

Esta pesquisa justifica-se pela escassez de estudos que abordem as reais potencialidades e limitações do uso de resíduos no solo e os efeitos desses resíduos no desempenho agronômico do feijoeiro, uma vez que diferentes resíduos são rotineiramente utilizados pelos agricultores da Associação Regional de Produtores Agroecologistas da Região Sul (ARPA-SUL).

Desta forma, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os impactos de diferentes resíduos na QS e, assim, selecionar indicadores sensíveis capazes de detectar as variações da QS sob sistemas de produção de base ecológica do Território Zonal Sul do Rio Grande do Sul e analisar os efeitos desses resíduos no desempenho agronômico do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris L.*).

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

A presente revisão de literatura abordará os aspectos socioeconômicos da agricultura familiar brasileira, enfatizando especialmente os sistemas de produção de base ecológica; alinhando o uso de resíduos por estes e seus efeitos na qualidade do solo.

### **2.1 Agricultura familiar brasileira: a grande responsável pelo alimento em sua mesa**

O uso da expressão agricultura familiar é uma caracterização atual. De acordo com Schneider (2003), o surgimento dessa expressão no Brasil ocorreu em meados da década de 1990. Abramovay (1997) salienta que, até certo tempo atrás, a agricultura familiar era designada por “pequena produção”, “agricultura de subsistência” ou “agricultura de baixa renda”, embora sua importância, no cenário econômico e para o ambiente social, não fosse reconhecida. Entretanto, tal relato é somente para elucidação da contemporaneidade do termo agricultura familiar, pois a presente tese não se atém a confluência dos debates das evoluções conceituais da agricultura familiar.

Do ponto de vista mais categórico, a agricultura familiar no Brasil passou ter amparo legal somente a partir de 1996, com a criação do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar – PRONAF (CARNEIRO, 1997), através do Decreto Federal sob nº 1.946, consolidando-se em 2006, através da Lei Federal sob nº 11.326, que estabelece as diretrizes da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Rurais (BRASIL, 2016). Em 2009, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE divulgou o Censo Agropecuário (IBGE, 2009), contemplando a agricultura familiar em capítulos específicos e relatando sua importância socioeconômica para o desenvolvimento endógeno do país. Posteriormente foi reiterado pelo Ministério do Desenvolvimento Agrário – MDA, através da divulgação do Plano Safra da Agricultura Familiar 2016/2017 (BRASIL, 2017), que a agricultura familiar é responsável pela produção de 70% dos alimentos consumidos pelos brasileiros, respondendo ainda por 38% da renda agropecuária e ocupando 77% da mão de obra no campo.

Entretanto, o mesmo censo agropecuário realizado pelo IBGE faz uma denúncia do ponto de vista da estrutura agrária brasileira. Os dados revelam que o processo de concentração da propriedade da terra permanece praticamente inalterado, uma vez que do total de estabelecimentos agropecuários do país contabilizados, 4.367.902 eram de agricultores familiares, o que representava 85% do total. Porém, em termos de área ocupada, estes estabelecimentos familiares detêm apenas 24% da área total, o que caracteriza ainda o alto grau de concentração fundiária, corroborando com a desigualdade social corrente brasileira.

No que concerne aos aspectos sociais e demográficos, a agricultura familiar contribuiu de modo decisivo para a manutenção das famílias no meio rural. As comunidades rurais em que se verifica a presença da agricultura familiar possuem vida social ativa, que, muitas vezes, reflete-se em dinâmicas locais virtuosas. A agricultura familiar também é importante para as mulheres e os jovens, pois o acesso a terra e aos ativos produtivos são recursos fundamentais para garantia de seus meios de vida nos casos em que os homens migram para trabalhar fora da agricultura (ALMEIDA et al., 2013).

Entre os fatores que têm contribuído com o reconhecimento sobre a importância da agricultura familiar, se pode destacar os logros com a redução da pobreza e a melhoria dos indicadores econômicos e sociais a partir das políticas de favorecimento aos agricultores familiares (SILVA, GÓMEZ; CASTAÑEDA, 2009).

Para comprovação desses logros na agricultura familiar brasileira, Guilhoto et al. (2007), Gavioli e Costa (2011) e Schneider (2016) compilaram informações do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA (BRASIL, 2000) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (BRASIL, 1996; BRASIL, 2006; BRASIL, 2010), e realçaram a importância da agricultura familiar em um contexto agropecuário nacional, auxiliando o entendimento quanto a sua importância estratégica. Além de seu fundamental papel social na mitigação do êxodo rural e das desigualdades sociais do campo e das cidades, este setor deve ser encarado como um forte elemento de geração de riqueza, não apenas para o setor agropecuário, mas para a própria economia do país.

Os mesmos autores também afirmaram que características intrínsecas ao segmento de produção agrícola familiar permitem aproximá-la aos princípios/estratégias dos ideais da sustentabilidade, favorecendo o surgimento de uma nova perspectiva no espaço rural. Esta busca por novas relações entre o homem e o ambiente, configuram novas dinâmicas nos âmbitos sociais, econômicos e culturais no espaço agrário; tais dinâmicas culminam na construção de estilos de agriculturas mais sustentáveis.

## **2.2 A agricultura familiar na perspectiva agroecológica e a sustentabilidade dos agroecossistemas**

Nos interstícios dos anos de 1960 e 1970, a agricultura brasileira passou por uma intensa transformação em busca da modernização e, conforme aborda Gavioli e Costa (2011), essa inovação com o apoio do Estado fomentou a incorporação de práticas agroquímicas, com o intuito de integração do setor agrícola e industrial. No entanto, esse processo de “modernização rural” foi centrado na preservação da hegemonia da grande propriedade fundiária com a finalidade de aumentar as exportações brasileiras. Segundo Caume (2003), tal processo resultou em um modelo de desenvolvimento socialmente excludente e ecologicamente predatório, representando a marginalização social, econômica e política de muitos agricultores familiares.

Entretanto, a modernização da agricultura, seja por questões ecológicas ou culturais, não aconteceu de forma homogênea. Para Borba (2002), este foi um processo “incompleto”. Nesse momento, segundo o autor, despertaram os contra movimentos, as vias “alternativas” à atual política hegemônica. Seu caráter excludente provocou reações de grupos de agricultores que não são contemplados pelos subsídios governamentais, bem como aqueles que resistem ao processo, negando-o veementemente como forma de resistência e reprodução social, com isso, buscam novos sistemas produtivos e organizacionais que primem por uma agricultura socialmente justa, economicamente viável e ecologicamente equilibrada.

Nesse contexto, emerge a Agroecologia como ciência, movimento social e prática (WEZEL et al., 2010) que identifica e sistematiza as estratégias de produção nos agroecossistemas familiares adaptando-os aos princípios de uma nova proposta de desenvolvimento, que priorize os pilares da sustentabilidade

no meio rural, assim, alicerçando os mais diversos tipos de agriculturas de base ecológica.

Tal proposta de desenvolvimento fomenta o processo de transição ecológica nos agroecossistemas familiares. Nesse processo, segundo Marques (2009) existe a característica de criar múltiplas estratégias para trabalhar, inovar e ampliar espaços de autonomia que mantenham os agricultores no campo. A autora cita que os principais motivos dos agricultores familiares aderirem ao processo de transição de um sistema convencional de produção para o sistema agroecológico estão relacionados aos aspectos de saúde, satisfação, orgulho, consciência ecológica e respeito à natureza. Brandenburg e Wanderley (1999) constata a motivação econômica, ambiental, de prevenção à saúde e ideológica como fatores explicativos mais relevantes para a opção dos agricultores familiares. Do ponto de vista regional, do Território sul do Rio Grande do Sul, Verona (2008) e Araújo (2014) atestam que os principais motivos são a saúde e melhoria de renda familiar.

Entretanto, conforme os dados do relatório no Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (2016) nos estabelecimentos brasileiros, fora constatada uma baixa utilização da agricultura orgânica pelos agricultores (não adentrando ao mérito das terminologias orgânica e agroecológica - somente para elucidação contextual - o referido documento fez menção unificada dos conceitos se utilizando exclusivamente do termo agricultura orgânica). De acordo com o referido relatório, foram identificados apenas 90.497 estabelecimentos com esse estilo de produção, correspondendo a 1,7% do total, com destaque para a Região Nordeste com 42.236 estabelecimentos de agricultura orgânica, o que corresponde a 46,6% dos estabelecimentos que fazem uso da agricultura orgânica no país; representando apenas 1,72% dos estabelecimentos agrícolas identificados na região. Em seguida, sobressai a Região Sul com 21,3% no total de produção orgânica, mas, em relação ao total de estabelecimentos na região, atinge 1,91%. Já a Região Centro-Oeste apresentou apenas 4.138 estabelecimentos que utiliza a agricultura orgânica, o que corresponde a 4,6% dos estabelecimentos nacionais que fazem uso dessa prática, entretanto, ao comparar esse dado com o total de estabelecimentos da identificados na região, esse índice cai para 1,3%.

O perfil do agricultor que se dedicava à agricultura orgânica é, na grande maioria, composta por proprietários de terras degradadas (77,3%). Quanto ao nível de instrução, 41% possuíam nível fundamental incompleto, e 22% não sabiam ler e escrever. Já em relação ao nível de organização social dos agricultores, foi revelado que 54% deles não participavam de nenhuma organização social. Dentre os que possuíam algum vínculo organizacional, 36,6% dos produtores eram vinculados a associações, sindicatos e outros, já os que eram organizados em cooperativas representavam apenas 5,9% dos agricultores dedicados à agricultura orgânica (PLANAPO, 2016). Resultados que mostram como a organização entre os agricultores é precária, dado que implica diretamente no fortalecimento e estruturação deste setor.

Estes dados são alarmantes tendo em vista a importância da agricultura familiar de base ecológica para desenvolvimento rural sustentável de um mercado crescente de consumidores com forte preocupação ambiental e interessados em produtos mais saudáveis. Para contextualização, segundo o IPEA (2012), a demanda por produtos orgânicos cresce em torno de 30% ao ano, sendo que 80% de toda a produção é derivada da agricultura familiar, e 20%, da agricultura patronal. Essa comercialização movimenta em torno de 250 milhões de dólares anualmente e esse consumo não chega a 1 % do mercado de alimentos brasileiro (ABREU et al, 2009).

Em suma, destaque-se a importância da agricultura familiar de base ecológica para o desenvolvimento socioeconômico e a necessidade de intensificação das políticas públicas e pesquisas aplicadas em contextos reais locais voltadas para a disseminação de métodos agroecológicos no cultivo, basicamente em virtude dos benefícios sociais, econômicos e ambientais gerados pelas práticas alicerçadas nos princípios da Agroecologia. Ressalta-se também, a necessidade de estudos com dados mais recentes a fim de conhecer a atual realidade desse segmento e verificar de forma mais aprofundada suas contribuições para o desenvolvimento socioeconômico nacional e regional, como por exemplo, pesquisas que analise o uso de resíduos, em nível regional, nos sistemas agrícolas familiares de base ecológica.

### **2.3 A trajetória da agricultura familiar de base ecológica no Território Sul do Rio Grande do Sul**

O Território Sul do Estado do Rio Grande do Sul é composto por 25 municípios: Aceguá, Amaral Ferrador, Arroio do Padre, Arroio Grande, Candiota, Canguçu, Capão do Leão, Cerrito, Chuí, Cristal, Herval, Hulha Negra, Jaguarão, Morro Redondo, Pedras Altas, Pedro Osório, Pelotas, Pinheiro Machado, Piratini, Rio Grande, Santa Vitória do Palmar, Santana da Boa Vista, São José do Norte, São Lourenço do Sul e Turuçu.

O Território Zona Sul do Estado/RS possui 871.733 habitantes, o que representa em torno de 8% da população do RS e 13% da área do Estado. Pelotas é o município com maior população (339.934) enquanto que Pedras Altas tem a menor população (2.546). A densidade demográfica é de 23 hab/km<sup>2</sup>, enquanto a do Estado é de 37,5 hab/km<sup>2</sup> (IBGE -2010). A maior densidade demográfica verifica-se em Pelotas (211,3 hab/km<sup>2</sup>) e a menor em Pedras Altas (1,85 hab/km<sup>2</sup>).

Desconsiderando os municípios de Pelotas e Rio Grande, municípios pólos do Território que concentram 60% da população total dos 25 municípios, a densidade demográfica cai para apenas 13,24 hab/km<sup>2</sup>, indicando que grande parte da área do território é pouco habitada, onde predomina a lavoura empresarial de arroz e a pecuária extensiva. A população rural do território corresponde a 16% do total da população do Rio Grande do Sul, somando 138.969 pessoas.

Em 1991 a população rural era de 22% (147.650) e em 2010 caiu para 18% (152.284). Apenas 3 municípios concentram quase 50% do total desta população: Canguçu (32.255), São Lourenço do Sul (17.195) e Pelotas (16.725). Incluindo-se mais três municípios (Piratini, Rio Grande e São José do Norte) este valor chega a 70% da população rural total do território. A presença da agricultura familiar é expressiva no Território, fruto da forma de ocupação do solo e os objetivos estratégicos da Coroa Portuguesa. Famílias açorianas numa primeira fase, e posteriormente imigrantes alemães, italianos, franceses, entre outros, receberam pequenas frações de terras para ocupar o território e diversificar a produção, principalmente com gêneros alimentícios.

O Território possui cerca de 32 mil propriedades de agricultores familiares com alto potencial produtivo; 6 mil famílias de pescadores

profissionais artesanais, o que representa entre 70 a 80% dos pescadores do RS. A partir da década de 1980, por iniciativas dos governos do Estado do RS e Federal, foram implantados assentamentos na região, principalmente nos municípios de Candiota, Hulha Negra, Herval, Pinheiro Machado, Pedras Altas, Piratini e Canguçu. O território possui um dos maiores núcleos de assentamentos do Estado, sendo 3.969 famílias distribuídas em 117 assentamentos de reforma agrária, 40% dos assentamentos do RS e mais de 40 comunidades quilombolas.

Com relação a estrutura fundiária no Território existem 41.799 estabelecimentos rurais, 36.661 possuem áreas de até 50 hectares, representando 78% do total de estabelecimentos, mas ocupando apenas 17,80% da área total. É neste espectro que se concentra a agricultura familiar, absorvendo enorme contingente da mão de obra existente no meio rural e dedicando-se a atividades diversificadas. As propriedades acima de 100 hectares, regra geral dedicam-se ao cultivo de arroz e pecuária de corte, representando o sistema de produção da lavoura empresarial. A cultura da soja vem ganhando espaço novamente na região, com as cultivares transgênicas. O sistema pastoril convencional vem perdendo força progressivamente na região, porta de entrada para os projetos de florestamento, principalmente das empresas de celulose.

Em torno de 25% dos estabelecimentos, totalizando 10.819, tem menos de 10 hectares. Este grupo de estabelecimentos pode ser caracterizado como minifúndios. Regra geral são unidades de produção insuficientes para garantir a subsistência do grupo familiar, que se obriga a complementar sua renda através de relações de parceria ou trabalhos sazonais, como colheitas. A cultura do tabaco, que ocupa em torno de 2 hectares por família, se constitui em parte alternativa econômica para estes estabelecimentos. O município de Canguçu caracteriza-se pela presença de grande número de minifúndios: possui ao todo 11.000 estabelecimentos rurais, dos quais 3.027 tem menos de 10 hectares. São José do Norte, com 1.740, e Pelotas com 1.152 estabelecimentos com menos de 10 hectares também se destacam pela presença expressiva de minifúndios. As características dos solos ocupados pelos minifúndios pouco profundos e de baixa fertilidade natural, tornam ainda mais problemática a enorme pressão de uso sobre o mesmo. Vale lembrar que

muitas áreas são cultivadas há mais de 100 anos sem descanso, muitas vezes com manejo inadequado, apresentando completo esgotamento e degradação ambiental. Lideranças da agricultura familiar apontam o empobrecimento do solo como fator preocupante em termos de futuro, reivindicam programas subsidiados para a recuperação do solo, para a viabilidade destas unidades familiares de produção.

Entretanto, certo número de propriedades com menos de 10 hectares apresentam altas produções e rendimentos econômicos. Caso típico daquelas que se dedicam à produção de hortigranjeiros, como nas localidades de Passo do Pilão (Pelotas) e Ilha dos Marinheiros, Ilha do Leonildo e Quitéria (Rio Grande), principalmente, aquelas que estão organizadas em associações, cooperativas e alicerçadas em um sistema de produção de base ecológica que têm alcançado o novo nicho de mercado dos “alimentos orgânicos”. Nos municípios de Pelotas, Morro Redondo e Canguçu muitas propriedades tem na cultura do pêssego sua principal atividade, ocupando em média 2 hectares por família.

A pluriatividade, entendida como estratégia de sobrevivência onde componentes do grupo familiar buscam complementar sua renda fora da sua propriedade, com atividades agrícolas ou não agrícolas é característica da região. De longa data uma parcela mais pobre do meio rural do Território sobrevive vendendo sua força de trabalho em certos períodos e para atividades específicas. Quilombolas do interior de Pelotas e na divisa com Canguçu – Rincão do Maias - trabalham na colheita de pêssego e nas indústrias de conservas da região. Outros trabalham para os produtores de tabaco, principalmente na colheita. Na área rural de praticamente todos os municípios existem verdadeiros bolsões de pobreza, cujas famílias sobrevivem do trabalho para terceiros, muitas vezes agricultores familiares. Moram em frações reduzidas de terra, em áreas desprezadas pelos agricultores, ou mesmo nas faixas de domínio das estradas vicinais, como é o caso de Pelotas (Cerrito Alegre, Alto do Caixão, Algodão). Seus antepassados trabalharam em granjas de arroz até por volta dos anos 60, principalmente no corte manual, antes da mecanização completa da colheita. Centenas de famílias de Canguçu, São Lourenço do Sul e Piratini se deslocavam por até 3 meses para as granjas de

Santa Vitória do Palmar, vivendo precariamente em bolantas, habitações improvisadas sobre rodas.

Neste contexto, diversas instituições foram criadas com o intuito de ampliar a produção agroecológica de alimentos no Território Sul do Rio Grande do Sul. A Pastoral Rural, ligada à Diocese da Igreja Católica, instituição que ainda nos anos 1980 iniciou o trabalho de incentivo à agroecologia em conjunto com os produtores familiares, por meio de cursos de formação e visitas a instituições ligadas a essa forma de agricultura, como é o caso do Centro Ecológico (ESCOSTEGUY et al.,2015).

A Pastoral Rural firmou um convênio com o Centro de Apoio e Promoção da Agroecologia (CAPA), com o objetivo de oferecer assistência técnica, na área da agroecologia, aos produtores familiares do Território Sul do Rio Grande do Sul ( ESCOSTEGUY et al.,2015). Destaca-se a importância do CAPA como responsável pelo apoio à produção e atividades de extensão rural junto aos agricultores. O referido centro foi fundado em 1978 pela Igreja Evangélica de Confissão Luterana no Brasil (IECLB), e suas atividades começaram em 1979 (BUCHWEITZ; MENEZES, 2003).

O CAPA desenvolve ações diretas em conjunto com os agricultores familiares, as quais norteiam-se por aspectos técnicos, por meio do fomento à produção orgânica, mas também por aspectos sociais, buscando a autonomia dos agricultores e promovendo sua formação política. Os princípios do CAPA estão diretamente vinculados aos ideais da sustentabilidade, sendo que a instituição percebeu o potencial altamente favorável da agricultura familiar para enfrentar a transição dos agroecossistemas convencionais para agroecossistemas de base agroecológica (ESCOSTEGUY et al., 2015). O Centro sistematiza suas ações no desenvolvimento de estratégias que consolidem uma estrutura de produção e comercialização dos produtos orgânicos e utiliza metodologias participativas, fazendo com que os agricultores sejam protagonistas frente aos processos decisórios. Mesmo tendo sido criado pela Igreja Evangélica de Confissão Luterana no Brasil (IECLB), o CAPA "trabalha com agricultores familiares de todos os credos e raças, sem distinção político-ideológico" (BUCHWEITZ; MENEZES, 2003, p. 192).

Nesse contexto, no ano de 1995, nasce a Associação Regional de Produtores Agroecológicos da Região Sul (ARPASUL). Atualmente, esta

instituição é constituída por 48 famílias, plenamente identificadas com o processo de produção e de comercialização de produtos agroecológicos.

Segundo Casalinho (2007), os motivos para a mudança de paradigma de produção nas propriedades dos agricultores integradas à ARPASUL são de caráter econômico, social e ambiental. Os motivos de ordem econômica englobam: o rearranjo local de produção através da comercialização direta, o resgate de tecnologias localmente desenvolvidas através do uso da mão de obra familiar. De ordem social, por meio da valorização da vida, ênfase na saúde familiar e do consumidor, buscando o fortalecimento do tecido social por meio do trabalho coletivo e pela socialização do conhecimento. De ordem ambiental, consta a compreensão da necessidade de equilíbrio entre homem-natureza. Suas expectativas e preocupações com a dimensão ecológica forjaram uma trajetória em direção a um modelo de agricultura, cuja concepção valoriza, antes de tudo, o saber popular e a preservação do meio ambiente.

É importante destacar também a atuação da Cooperativa Sul - Ecológica que, desde sua fundação em dezembro de 2001, trabalha com a produção de base agroecológica no município e região. Essa cooperativa surge a partir das demandas de agricultores familiares da região sul do Rio Grande do Sul, especialmente pelo reconhecimento da necessidade de enfrentamento ao modelo de modernização da agricultura que se impôs no meio rural (FINATTO e SALAMONI, 2008), a partir da segunda metade dos anos 1960.

O acesso a alimentos seguros e limpos, sem a presença de resíduos tóxicos de origem química e biológica tem sido apontado como uma das preocupações crescentes da cidadania. O mesmo há que ser dito em relação ao despertar de uma consciência ambiental. Cada vez mais o consumo e a alimentação são vistos como um ato político, capaz de apoiar a transição para uma forma de consumir que leve em conta a sustentabilidade socioambiental, o controle social e respeito à dignidade humana e à soberania alimentar. Garantir o direito à alimentação saudável passa essencialmente por um novo modelo de agricultura que saiba assegurar uma oferta regular de produtos *in natura* e processados de qualidade, cujo consumo não se traduza em riscos para quem deles se alimenta ou para aqueles implicados nos processos produtivos (ESCOSTEGUY et al., 2015).

## **2.4 Uso de resíduos na agricultura de base ecológica**

Entre as unidades de produção familiar, a agricultura de base ecológica, vem ampliando-se junto aos agricultores, como prática de manejo do sistema solo-água-plantas. Vários fatores têm contribuído nessa transformação para agroecossistemas de base ecológica, como a preocupação com a saúde, a degradação dos solos e do meio ambiente, a manutenção da biodiversidade e a possibilidade de aumentar a renda das famílias (OLIVEIRA et al., 2011).

Entretanto, a agricultura de base ecológica requer não somente maior racionalização produtiva, com base no conhecimento das especificidades físicas e biofísicas dos agroecossistemas, mas também nas mudanças das práticas, ideias e valores dos agricultores em relação ao uso dos insumos utilizados no processo de produção agrícola. Nesse contexto, uma das principais dificuldades encontradas pelos agricultores é a disponibilidade de insumos que se enquadrem nas especificidades destes sistemas de produção, dentre eles, fertilizantes capazes de proporcionar bons rendimentos aos cultivos e, ao mesmo tempo, melhorias nas características químicas, físicas e biológicas do solo.

Diante disso, a reciclagem de resíduos, seja de origem agrícola ou industrial, oriundos das mais diversas cadeias produtivas, cujos descartes indevidos podem causar impactos negativos ao ambiente, apresenta-se como uma importante ferramenta para minimizar o déficit de fertilizantes para sistemas produtivos ecológicos. Resíduos, de forma geral, são quaisquer materiais oriundos das atividades industrial ou humana que não seja aproveitado podendo ser sólido ou líquido (WOLSKI e GLINSKI, 1986; WESTERMAN e BICUDO, 2005; DA ROCHA, 2014).

De acordo com a instrução normativa N°17 de 18 de junho de 2014 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, diversas substâncias e produtos são autorizados para uso como fertilizantes e corretivos em sistemas orgânicos de produção. Dentre essas substâncias/produtos que são permitidos pela normativa, podemos citar resíduos de animais (esterco de bovinos, aves, suínos, equinos, digestão bovina, resíduo de frigorífico), resíduos agroindustriais (resíduos do processamento de alimentos, vinhaça, fibras), lodo de estações de tratamento de águas, rejeito de pedreiras, fosfogesso, escória de siderurgia dentre outros (ALVIM et al., 1991; MEDINA e BRINHOLI, 1998;

RAMALHO e SOBRINHO, 2001; COELHO et al., 2005; JONSSON e MAIA, 2008; COSTA et al., 2009; EDVAN et al., 2010; SOBRAL et al., 2011), sendo que a ineficiência dos processos produtivos é um dos principais elementos que contribuem para o aumento da quantidade de resíduos (FREIRE et al., 2000).

A importância dos resíduos para a agricultura de base ecológica está na possibilidade de utilização destes com duplo propósito: a melhoria da qualidade do solo e a redução dos impactos ecológicos provocados por sua acumulação no ambiente, sanando, além do problema de descarte destes materiais, um importante ponto de estrangulamento na produção de base ecológica, que se alicerça na reduzida disponibilidade de fertilizantes adequados a esses sistemas de produção mais sustentáveis.

Embora se observe muita literatura a respeito desses resíduos, é imperativo o monitoramento e a avaliação das reais potencialidades e limitações do uso de resíduos no solo através da integralização de diferentes propriedades de qualidade do solo.

## **2.5 Qualidade do solo**

O solo é a base fundamental dos sistemas agrícolas e a degradação das suas propriedades, ocasiona a redução da capacidade de sustentação da produção vegetal e geram riscos ambientais, resultando em impactos negativos relevantes para as populações rurais e urbanas (PRIMAVESI, 2002).

O número alarmante de áreas degradadas física, química e biologicamente e as perspectivas catastróficas tornaram Lal e Pierce (1991) os precursores dos estudos sobre a relação do manejo do solo e a sustentabilidade da agricultura, instigando a comunidade científica a discutir sobre a Qualidade do Solo (QS). A ênfase do trabalho desses autores não estava em maximização da produção, mas em otimizar o uso do recurso e sustentar produtividade por um longo período.

A Qualidade do solo é mais do que um recurso de retórica usado como estratégia de propaganda para alardear avanços tecnológicos ou, simplesmente, para modernização do discurso dentro da ciência do solo (REICHERT, REINERT e BRAIDA, 2003). Doran e Parkin (1994) propuseram o seguinte conceito à QS, que mais tarde foi reformulado por Doran (1997), sendo ainda utilizado nos dias atuais: “Qualidade do solo é a capacidade de um

solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens”.

A concepção de QS foi conceituada por Doran e Parkin (1994) como a capacidade do solo em exercer várias funções, dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e humana, operacionalizada. Em outras palavras, a qualidade do solo é a capacidade do solo exercer suas funções na natureza, que são: funcionar como meio para o crescimento das plantas; regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente; estocar e promover a ciclagem de elementos na biosfera; e servir como tampão ambiental na formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente (LARSON e PIERCE, 1994; DORAN, 1997; KARLEN et al., 1997). Portanto, QS está relacionada com as funções que capacitam o solo a aceitar, estocar e reciclar água, nutrientes e energia (CARTER, 2001). Nesse contexto, QS é a integração das propriedades biológicas, físicas e químicas do solo, que o habilita a exercer suas funções na plenitude, significando historicamente as potencialidades e limitações para determinado uso (VEZZANI e MIELNICZUK, 2009).

## **2.6 Indicadores de qualidade do solo**

A qualidade do solo não pode ser mensurada diretamente, mas pode ser estimada a partir de indicadores de QS (KARLEN e STOTT, 1994; ANDREWS et al., 2004). Indicadores de QS são propriedades mensuráveis (quantitativas ou qualitativas) do solo ou da planta acerca de um processo ou atividade e que permitem caracterizar, avaliar e acompanhar as alterações ocorridas num dado ecossistema (KARLEN et al., 1997).

Propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (KARLEN et al., 2001) têm sido historicamente usadas como indicadores de QS (ANDREWS et al., 2004). As práticas de manejo do solo adotadas na agricultura, provocam alterações nesses indicadores, podendo promover prejuízos à sua qualidade e à produtividade das culturas, afetando a sustentabilidade ambiental e econômica da atividade agrícola (CARNEIRO et al., 2009; NIERO et al., 2010).

Sendo assim, a compreensão e a quantificação do impacto do uso e manejo do solo na sua qualidade são fundamentais no desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis (BAVOSO et al., 2010).

Para nortear a escolha de indicadores da QS, DORAN e PARKIN (1996) sugerem alguns critérios, quais sejam: a) correlacionar-se com os processos naturais do ecossistema (aspecto de funcionalidade); b) ser relativamente de fácil utilização em campo, de modo que tanto especialistas como produtores possam usá-los para avaliar a QS (aspecto de praticidade e facilidade nos processos de difusão de tecnologia e extensão rural); c) ser suscetível às variações climáticas e de manejo (devem ter um caráter dinâmico); d) ser componente, quando possível, de uma base de dados.

A seleção dos indicadores de QS são normalmente definidos de acordo com o foco da pesquisa (STEFANOSKI et al., 2016). O conjunto de indicadores pode ser construído de acordo com a experiência dos cientistas (ANDREWS et al., 2004; SÁNCHEZ-NAVARRO et al., 2015), com base na periodicidades em artigos científicos (ROUSSEAU et al., 2012), ou pode ser orientado unicamente critérios estatísticos. Certamente, também podem ser obtido a partir do conhecimento não acadêmico e consistir na combinação de todas essas estratégias (LIMA et al., 2013). Diante disso, o presente trabalho alicerçou-se na combinação dessas estratégias para seleção dos indicadores de QS para posterior mensuração dos efeitos dos diferentes resíduos - utilizados pelos agricultores familiares de base ecológica no sul do Rio Grande do Sul – na qualidade do solo.

### **2.6.1 Indicadores físicos de qualidade do solo**

A condição física do solo engloba o conhecimento de propriedades e processos relativos à habilidade física do solo em manter efetivamente os serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos essenciais à saúde do agroecossistema (MEA, 2005). Devido essas propriedades físicas e processos do solo estar envolvidas no suporte ao crescimento radicular; armazenagem e suprimento de água e nutrientes, trocas gasosas e atividade biológica (ARSHAD e MARTIN, 2002) a física do solo se torna um elemento de sustentabilidade e uma área de estudo em contínua expansão (LAL, 2000; REYNOLDS et al., 2002).

Diante disso, a avaliação da física do solo nos sistemas agropecuários é realizada através de indicadores que reflitam o comportamento do solo nas escalas tempo e espaço (PEREIRA et al., 2011). Os indicadores que têm sido utilizados e recomendados para análise da condição física do solo integram propriedades do solo como: textura; profundidade efetiva de enraizamento; espessura (horizonte A; solum); porosidade total; macro e microporosidade; distribuição do tamanho das partículas; densidade do solo; resistência do solo à penetração das raízes; intervalo hídrico ótimo; condutividade hidráulica; capacidade de retenção d'água; índice de compressão e estabilidade dos agregados (SILVA et al, 1994 ; DORAN e PARKIN, 1996 ; SINGER e EWING, 2000; DEXTER, 2004; REINERT e REICHERT., 2006 ; AGUIAR, 2008; ; VEZZANI e MIELNICZUK, 2009; RAMOS et al., 2010; ARAÚJO et al., 2012; PEZARICO et al., 2013; STEFANOSKI et al., 2016).

Segundo Araújo et al (2012) a textura do solo é uma das propriedades mais estáveis, sendo modificada levemente pelo cultivo e outras práticas que ocasionam a mistura de diferentes camadas (ARSHAD et al., 2002), devido a isso é um indicador de QS que vem ficando em desuso pelos cientistas do solo. Contudo, é uma propriedade que tem estreita relação com a retenção e o transporte de água, estrutura do solo, teor de nutrientes e de matéria orgânica, além de influenciar fortemente os processos erosivos do solo (FELLER e BEARE, 1997).

A alteração da textura se verifica somente quando a erosão acelerada é o processo de degradação predominante, pois a erosão remove seletivamente a argila, deixando as frações mais grosseiras; fato este que ocorre, predominantemente, em sistemas de manejo com intenso revolvimento de solo (VEZZANI e MIELNICZUK, 2011; STEFANOSKI et al., 2016).

A espessura, principalmente do horizonte A do solo, tem sido sugerida como um dos melhores indicadores de QS, pois, nesta faixa, encontra-se maior atividade da biota, sendo, conseqüentemente, um local propício para ciclagem de matéria orgânica e nutrientes (ARAÚJO et al.,2012). Além disso, conforme SNAKIN (1996) há uma estreita relação entre a produtividade agrícola e a profundidade do solo, levando-se em consideração sua importância na armazenagem de água e suprimento de nutrientes para as plantas.

No que tange a densidade do solo é uma das propriedades mais importantes e utilizadas como indicador físico de QS, pois é interdependente em relação a outras propriedades do solo (DORAN e PARKIN, 1996) e um componente sensível às alterações causadas pelo manejo (STEFANOSKI et al., 2016). Esse indicador é dinâmico e varia em função da textura, de acordo com as condições estruturais do solo, sendo alterada pelo cultivo, pela compressão de máquinas agrícolas, por animais e condições ambientais do meio (ARSHAD et al., 2002). Sistemas de manejo intensivo do solo - sem adoção de práticas conservacionistas - desencadeiam o processo de compactação do solo, podendo alterar a estrutura do solo, aumentar a sua densidade, diminuir a porosidade total, reduzir a permeabilidade (ar e água), destruir os agregados, aumentar a resistência mecânica à penetração e alterar o padrão de crescimento radicular (BATEY e MCKENZIE, 2006; DANTAS et al. 2012; PEZARICO et al., 2013; MAZURANA et al., 2013), ocasionando prejuízo ou comprometendo a QS.

Beutler et al. (2004) observaram correlações negativas da densidade do solo com a porosidade total e macroporosidade, e positiva com a microporosidade. Tal fato se justifica em decorrência da aproximação das partículas com o incremento da pressão mecânica exercida sobre o solo, reduzindo a proporção dos poros de maior diâmetro e incrementando ligeiramente os de menor diâmetro.

Cavenage et al. (1999) e Mazurana et al (2011) observaram que ocorreu aumento da densidade do solo ( $D_s$ ) com o cultivo do solo, sendo que o aumento da  $D_s$  nas áreas cultivadas pode estar associado à compactação pelo tráfego de máquinas e implementos e à menor estabilidade da estrutura do solo. O aumento da  $D_s$  poderá influenciar negativamente no desenvolvimento de raízes finas nas camadas superficiais e subsuperficiais resultando em prováveis perdas na produtividade das culturas (FREDDI et al., 2007).

Operacionalmente, para a avaliação do efeito de diferentes sistemas de manejo na QS, a porosidade total do solo costuma ser subdividida de acordo com as classes de tamanho dos poros, ou seja, macroporos e microporos (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003), ou em poros interagregados e intra-agregados, correspondentes à porosidade estrutural e textural, respectivamente (DEXTER et al., 2008). Os poros estruturais (macroporos) são

responsáveis pelo abrigo de organismos vivos, sendo essenciais para a decomposição e ciclagem do material orgânico do solo, tendo ainda como função melhorar a aeração das raízes, condução e drenagem da água no solo. Já os poros texturais (microporos) são associados a maior retenção e disponibilidade de água às plantas (DEXTER et al., 2008).

Outro indicador que pode analisar a física do solo é a estabilidade de agregados, pois este parâmetro está relacionado à resistência que os agregados apresentam à influência da água, do vento e de forças mecânicas (KIEHL, 1979). Agregados maiores e mais estáveis conferem maior resistência à erosão e maior infiltração de água. Entretanto, agregados menores e menos estáveis tendem a desaparecer e se dispersarem (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008), causando a redução da taxa de infiltração da água, aumento do encrostamento e do escoamento superficial, podendo afetar o crescimento das plantas (PICCOLO, 2002)

Além disso, os agregados do solo e o teor de matéria orgânica estão relacionadas com a fração mineral, a fauna do solo, microrganismos, presença de raízes, agentes inorgânicos e variáveis ambientais como os principais fatores envolvidos na formação e estabilidade de agregados do solo (SALTON et al., 2008).

A ação das plantas na formação e estabilização de agregados tem sido amplamente ressaltada por pesquisadores (HARRIS et al., 1966; TISDALL e OADES, 1982; ABIVEN et al., 2009), exercendo as raízes papel importante na formação de macroagregados. Neste processo de estabilização as raízes podem produzir agregados estáveis pelo suprimento de resíduos orgânicos pela decomposição, exsudações de substâncias orgânicas e envolvimento físico de microagregados do solo (POHL et al., 2009).

Diante disso, Dantas et al ( 2012) observaram em áreas sob mata nativa, maior proporção de agregados entre 2,00 e 4,00 mm, tendendo a mata nativa apresentar maior estabilidade estrutural que os solos cultivados, fato que indica efeito positivo da vegetação sobre a estrutura do solo, e aponta para a necessidade de se buscar alternativas de uso da terra que mantenham ao máximo as características do sistema natural, pois a redução da proporção de agregados maiores que 2 mm está relacionada principalmente à ação de

revolvimento do solo, o qual propicia quebra dos macroagregados do solo, em especial na camada superficial (TISDALL e OADES, 1982).

### 2.6.2 Indicadores químicos de qualidade do solo

Os indicadores químicos são, normalmente, agrupados em variáveis relacionadas com a acidez do solo; a disponibilidade de nutrientes como cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), nitrogênio (N), potássio (K) e micronutrientes; as relações dos nutrientes; elementos fitotóxicos ( $Al^{3+}$ , por exemplo) e determinadas relações como a saturação de bases (V%) e de alumínio (m) (ARAÚJO et al., 2012), pois estes são sensíveis as mudanças dos sistemas de manejo do solo.

A capacidade de troca de cátions (CTC) do solo é um indicador químico bastante em uso nos trabalhos acadêmicos, pois representa a quantidade total de cátions retidos no solo em condição permutável ( $Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+ + H^+ + Al^{3+}$ ). Esse potencial de troca iônica dos solos representa, portanto, a graduação da capacidade de liberação de vários nutrientes, favorecendo a manutenção da fertilidade por um prolongado período e reduzindo ou evitando a ocorrência de efeitos tóxicos ao solo através da aplicação de fertilizantes, corretivos e resíduos (RONQUIM, 2010).

Segundo Ronquim (2010) a soma de bases trocáveis (SB) de um solo é frequentemente adotada nos processos de avaliação da QS, pois representa a soma dos teores de cátions trocáveis, exceto  $H^+$  e  $Al^{3+}$  ( $SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$ ). A relação percentual da SB com a CTC resulta na V%, a qual também poderá ser usada como indicador químico.

Outro indicador bastante utilizados nos trabalhos acadêmicos é o pH (potencial hidrogeniônico), pois indica a quantidade de íons hidrogênio ( $H^+$ ) que existe no solo. Logo, conclui-se que um solo é ácido quando possui muitos íons  $H^+$  e poucos íons cálcio ( $Ca^{2+}$ ), magnésio ( $Mg^{2+}$ ) e potássio ( $K^+$ ) adsorvidos em seu complexo coloidal de troca (LOPES e GUILHERME et al., 2007).

O pH fornece indícios das condições químicas gerais do solo. Solos com acidez elevada (baixos valores de pH) geralmente apresentam: pobreza em bases (cálcio e magnésio principalmente); elevado teor de alumínio tóxico; excesso de manganês; alta fixação de fósforo nos colóides do solo e deficiência de alguns micronutrientes (LOPES e GUILHERME. 2007)

Altas concentrações de Al no solo é uma das principais limitações químicas ao uso agrícola em ecossistemas tropicais (MARSCHNER, 1995). Embora isso não ocorra em solos com pH acima de 5,5, é comum mediante a ocorrência de valores mais baixos de pH, particularmente abaixo de 5, faixa em que a solubilidade de alumínio aumenta e mais da metade do complexo de troca pode ser ocupado por ele (FOY, 1974), podendo ser usada como indicador químico de QS (PRIMAVESI, 2006).

### **2.6.3 Indicadores biológicos de qualidade do solo**

Os indicadores biológicos, como a biomassa microbiana do solo, o nitrogênio mineralizável, a respiração basal do solo, a atividade enzimática, o quociente microbiano e o quociente metabólico, são importantes tanto no que se refere à ciclagem dos nutrientes, como também na estimativa da capacidade do solo sustentar o crescimento vegetal (ARAÚJO et al., 2012). Em decorrência desses indicadores estarem direta ou indiretamente ligados a matéria orgânica do solo e esta exercer elevada influência nas propriedades biológicas do solo e nos processos de funcionamento do ecossistema (STEVENSON, 1994; BALDOCK e NELSON, 2000), será tratada como indicador biológico de qualidade do solo.

A matéria orgânica do solo (MOS) refere-se a todo material orgânico contido no solo, incluindo a liteira, as frações leves, a biomassa microbiana, substâncias orgânicas solúveis em água e a matéria orgânica estabilizada, comumente denominada húmus (STEVENSON, 1994). A MOS é referida como indicadora da QS em virtude de sua suscetibilidade a alteração em relação às práticas de manejo e por correlacionar-se com a maioria das propriedades do solo (MIELNICKZUK, 1999).

A decomposição dos resíduos orgânicos e, por conseguinte, o conteúdo da MOS são regulados pelo sistema de manejo adotado e pelas características da comunidade microbiana decompositora, do material orgânico e do ambiente onde o processo ocorre, incluindo, nesse caso, as condições edafometeorológicas (STEVENSON, 1994; BALDOCK e NELSON, 2000).

A biomassa microbiana é definida como o componente vivo da matéria orgânica do solo (VANCE et al., 1987) excluindo-se a macrofauna e as raízes

das plantas. A proporção de células microbianas vivas contendo carbono (C-microbiano, em  $\text{mg kg}^{-1}$  de solo) geralmente compreende de 1 a 5 % do carbono orgânico total (COT) enquanto que para o nitrogênio (N-microbiano, em  $\text{mg kg}^{-1}$  de solo) compreende de 1 a 6 % do nitrogênio total (NT) (ARAÚJO et al., 2012).

A biomassa microbiana controla funções-chaves no solo, como a decomposição e o acúmulo de matéria orgânica, ou transformações envolvendo os nutrientes minerais. Representa, ainda, uma reserva considerável de nutrientes, os quais são continuamente assimilados durante os ciclos de crescimento dos diferentes organismos que compõem o ecossistema (ARAÚJO e MONTEIRO, 2007). Conseqüentemente, os solos que mantêm alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes não somente de estocar, mas também de ciclar nutrientes de forma mais eficiente (GREGORICH et al., 1994).

A respiração microbiana reflete a atividade biológica do solo, sendo definida como a oxidação biológica da matéria orgânica a  $\text{CO}_2$  pelos microrganismos aeróbios, ocupa uma posição-chave no ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres (ARAÚJO e MONTEIRO, 2007). A avaliação da respiração do solo é a técnica mais frequentemente utilizada para quantificar a atividade microbiana, sendo positivamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica e com a biomassa microbiana (ALEF e NANNIPIERI, 1995).

O quociente microbiano ( $q_{\text{MIC}}$ ), que corresponde à relação entre o carbono da biomassa microbiana (CBM) e o carbono orgânico total (COT), reflete processos importantes relacionados às adições e transformações da matéria orgânica, assim como a eficiência de conversão desta em C-microbiano (SPARLING, 1992). Em circunstâncias de desequilíbrio ambiental ou em situação em que a biomassa é submetida a algum fator de estresse (deficiência de nutrientes, acidez, déficit hídrico, etc.), a capacidade de utilização de C é diminuída e, neste caso, o  $q_{\text{MIC}}$  tende a diminuir (WARDLE, 1992).

Por outro lado, em ecossistemas estáveis, onde predominam condições favoráveis, há tendência de aumento da biomassa microbiana e, em consequência, o  $q_{\text{MIC}}$  tende a aumentar (POWLSON et al., 1987). Desse modo em ambientes preservados, em estado de equilíbrio, o valor desta relação pode

ser usado como padrão para avaliar quanto um solo se encontra degradado (ARAÚJO et al., 2012).

A razão entre as medidas da biomassa microbiana e respiração do solo fornece uma estimativa da quantidade de CO<sub>2</sub> evoluída por unidade de biomassa, denominada quociente metabólico ou respiratório ( $qCO_2$ ). O  $qCO_2$  indica a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono disponível para biossíntese, (SAVIOZZI et al., 2002). O uso do  $qCO_2$  como uma medida de mudanças na QS está baseado na teoria da bioenergética dos ecossistemas descrita por ODUM (1985). Segundo Araújo e Monteiro (2007) esta teoria descreve que durante um estresse na biomassa microbiana, haverá direcionamento de mais energia para a manutenção celular, em lugar do crescimento, de forma que uma proporção de carbono da biomassa será perdida como CO<sub>2</sub>.

As enzimas são mediadoras do catabolismo biológico dos componentes orgânico e mineral do solo (ARAÚJO e MONTEIRO, 2007). A atividade enzimática do solo apresenta relações com a matéria orgânica, com as propriedades físicas e com a atividade e biomassa microbiana; além de ser um indicador de mudanças na QS (DICK, 1997).

A atividade enzimática pode ser utilizada como medida de atividade microbiana, produtividade e efeito de poluentes no solo. Taylor et al. (2002) sugerem duas razões para avaliar as enzimas do solo. A primeira, como informativo do potencial bioquímico e de manipulação do solo, e a segunda, como indicador de qualidade devido a sensibilidade para prover informações sobre mudanças nas funções-chave do solo. As principais enzimas utilizadas para a avaliação da qualidade do solo são: urease, fosfatase, *B*-glicosidase, desidrogenase, celulase, FDA, amidase e arissulfatase (ALEF e NANNIPIERI, 1995).

## **2.7 Efeito dos resíduos na qualidade do solo**

Segundo Konzen (2003), o resíduo de um sistema pode constituir-se em insumo para outro sistema produtivo, para tanto, faz-se necessário a associação de diversos componentes da cadeia produtiva em sistemas integrados, sustentáveis social e economicamente, e que preservem o meio ambiente. Esse fato, aliado ao aumento do custo dos fertilizantes minerais gera

aumento na demanda por pesquisas para avaliar a viabilidade técnica da utilização de resíduos (MELO et al., 2008). Além disso, em muitas regiões existe a possibilidade destes os quais constituem opção interessante, quando bem utilizados, nos sistemas de produção de base ecológica (HOLT-GIMÉNEZ e ALTIERI, 2013).

Dentre os resíduos orgânicos que auxiliam na produção agroecológica, a cama de frango se destaca principalmente pelo fator econômico (baixo valor na aquisição) além da sua disponibilidade nas diversas regiões do país. Este material é oriundo de instalações avícolas, na qual os excrementos, restos de ração e penas são acumulados durante o crescimento das aves, desta forma, este material torna-se rico em diversos nutrientes. Segundo Vogel et al. (2014), a sua reutilização é uma alternativa viável para reduzir o acúmulo deste resíduo nas instalações, o que torna este material uma promissora fonte de adubação. Avaliando o uso deste resíduo como adubo orgânico, Moura et al. (2012) comparando a utilização de cama de frango e de adubação mineral sob uma pastagem degradada de *Brachiaria decumbens*, obtiveram resultados semelhantes em massa seca entre as duas fontes de adubação, justificando que a cama de frango pode ser usada como fertilizante. Os mesmos autores avaliando o fator econômico da utilização de cama de frango encontraram resultados que evidenciaram a aplicação de 1200 kg ha<sup>-1</sup> de cama de frango como a dose com menor custo de produção. Outros benefícios podem ser notados com a utilização deste adubo, onde há incremento nos teores de fósforo (P) e potássio (K) no solo, além de incremento na produtividade de massa seca, nos teores de P foliar e na proteína bruta (SILVA et al., 2012).

Valadão et al. (2011) cita que a cama de frango não compostada proporciona elevação nos teores de nitrogênio (N) total no solo, enquanto a cama compostada proporciona ao solo teores de carbono total e atributos físicos: densidade, porosidade total e estabilidade de agregados, semelhantes as condições de um ambiente de vegetação nativa.

Silva et al. (2011) relatam que a aplicação de doses crescentes de cama de frango auxiliou no aumento da absorção de cobre (Cu) e na redução de manganês (Mn), além de elevar os teores de ferro (Fe) na planta. A cama de frango auxiliou não somente no fator econômico e na produção, como na qualidade física do solo. Segundo Costa et al. (2009) as diferentes doses de

cama de frango aplicadas promoveram uma redução nos valores na densidade do solo, elevação da porosidade total, independentemente da profundidade do solo e da época em que foi coletada. A adição de doses de cama de frango promoveu incremento na altura, diâmetro, produção de massa seca da parte aérea e no volume de raízes na cultura do milho (MATTEI et al., 2014) e favorece relação carbono microbiano/carbono orgânico total, demonstrando maior eficiência na utilização do carbono, e, conseqüentemente, maior aproveitamento da matéria orgânica do solo (COSTA et al., 2013).

Moura et al. (2012) abordam que aplicações de cama de frango não influenciaram no grau de resistência à penetração do solo. Esta resistência elevada tende a ocasionar redução nos teores de proteína bruta e na matéria seca devido a diminuição da absorção radicular nas pastagens (SILVA, 2009; CAVALLINI, 2010). Por outro lado, ressaltam a necessidade de mais estudos sobre a influência deste adubo orgânico no sistema em longo prazo.

Silva et al (2015) observaram a redução da densidade do solo em um Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico após aplicação de dois anos consecutivos de compostos orgânicos a base de cama de frango na produção do café conilon.

O uso de cama de frango na adubação, além de proporcionar a ciclagem de nutrientes no solo, tem realizado notável aumento na qualidade física do solo, visto que permite a formação de agregados estáveis, melhorias na estrutura do solo, diminuição da densidade, maior aeração, porosidade, retenção de água (CORREA e MIELE, 2011).

Fernandes et al (2012) relatam que a aplicação de doses crescentes de cama de frango em Latossolo Vermelho distrófico acarretou no aumento da capacidade de troca de cátions (CTC), nos níveis do Ca, P, B, K, Zn, Mn e redução dos níveis de Cu. Entretanto, Carvalho et al (2011) com aplicação de cama de frango em Cambissolo constatou aumento somente nos teores de k e S. Costa et al (2013) constatou que a aplicação de cama de frango aumentou a relação carbono da biomassa microbiana (CBM) e carbono orgânico total (COT), relação esta que demonstra maior eficiência na utilização do carbono favorecendo o aproveitamento da matéria orgânica do solo.

Dentre os insumos orgânicos, o esterco bovino é uma das fontes mais utilizada, especialmente em solos pobres em matéria orgânica (FILGUEIRA,

2008). Isso porque ele atua como poderoso agente beneficiador do solo, capaz de melhorar substancialmente muitas de suas características físicas e químicas, através da redução da densidade do solo, melhorando a permeabilidade, infiltração e retenção de água, minimizando o fendilhamento de solos argilosos e a variação de temperatura dos solos, proporcionando acúmulo de nitrogênio orgânico, auxiliando no aumento do seu potencial de mineralização e disponibilidade de nutriente para as plantas, reduzindo o uso de fertilizantes (TEJADA et al., 2008).

Quando adicionado o esterco bovino ao solo, em quantidades adequadas, a matéria orgânica presente, de acordo com o grau de sua decomposição promovida pela biomassa microbiana do solo que faz com que ocorra a mineralização, pode ter efeito imediato ou residual, por meio de um processo mais lento de decomposição (RODRIGUES et al., 2008). Galvão et al. (2008) observaram o efeito residual de esterco bovino em um Neossolo e constataram acumulações médias ao redor de 20 Mg ha<sup>-1</sup> de C, 2 Mg ha<sup>-1</sup> de N total e Ca, e de 0,5 a 1 Mg ha<sup>-1</sup> de P total, K e Mg, evidenciando, assim, o potencial desse resíduo como fonte de nutrientes para as culturas e melhoria da química do solo, além de melhorias físicas e biológicas do solo, criando um ambiente mais adequado ao desenvolvimento das raízes e da planta como um todo (MALAVOLTA, 1989).

Aoyama et al. (1999) analisaram a aplicação de esterco bovino por dezoito anos em um Gleissolo e verificaram que a aplicação de esterco bovino a longo prazo resultou num aumento tanto da matéria orgânica particulada como da associada aos minerais do solo dentro de agregados estáveis em água com diâmetro > 53 milímetros. Ao mesmo tempo, a aplicação do dejetos melhorou a formação de macroagregados estáveis em água e a matéria orgânica derivada de esterco acumulado, preferencialmente nestes macroagregados, especialmente nos entre 250-1000 mm.

Jiao et al. (2006) encontraram efeito benéfico da adição de esterco bovino na agregação do solo, concluindo que a aplicação de 30 Mg ha<sup>-1</sup> ano desse resíduo, em solo franco arenoso, aumentou a proporção de agregados estáveis em água (>2mm) no período de quatro anos. Avaliando o mesmo resíduo, Hurisso et al. (2013) também obtiveram efeito significativo na agregação do solo na profundidade de 5-15cm, observando uma proporção

mais elevada de macroagregados (>250  $\mu\text{m}$ ) e valores de DMP para as maiores doses.

Bandyopadhyay et al. (2010) estudaram o efeito de esterco bovino na física do solo de um Vertissolo na Índia Central e observaram um melhoramento significativo dos atributos físicos avaliados: diminuição da densidade do solo, aumento da condutividade hidráulica e da porcentagem de macroagregados estáveis em água (>250  $\mu\text{m}$ ) e diminuição dos microagregados (<250  $\mu\text{m}$ ). Bhattacharyya et al. (2007) avaliaram o efeito da adição de esterco bovino no solo e encontraram menor densidade do solo, aumento da porcentagem de macroagregados, diminuição dos microagregados, aumento do DMP em todas as profundidades e aumento da taxa de infiltração de água.

Pelá (2005) ao avaliar o efeito de compostos orgânicos provenientes de dejetos de bovino em um Latossolo Vermelho Distrófico com textura média observou que sua aplicação aumentou o diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados em todas as camadas, somente na primeira safra; aumentou a argila dispersa em água (ADA) na camada de 0,0-0,10m na primeira safra, e na de 0,20-0,30 m na segunda; apresentou melhores valores de porosidade total e microporosidade na primeira safra, na camada de 0,10-0,20m, e a macroporosidade nesta mesma camada, na segunda safra. Da mesma forma Mellek (2009) encontrou melhorias na qualidade estrutural do solo, através da alteração de atributos físicos como densidade do solo, macroporosidade e DMP com a aplicação de dejetos líquidos bovinos por dois anos. Já Gomes et al. (2005) não encontraram modificação da densidade do solo e de partículas e na porosidade total do solo com a utilização do dejetos bovinos.

Araújo et al. (2011) constataram que na aplicação de doses crescente de esterco bovino em Neossolo Quartzarênico promoveu adição de Ca e P nas duas profundidades do solo, com (0-0,10 e 0,10-0,20m). Galvão et al. (2008) verificaram incrementos de Ca, Mg e  $\text{K}^+$  quando utilizaram esterco bovino em Neossolo Quartzarênico.

Magalhães (2017) observou que a aplicação de esterco bovino proporcionou, em um Latossolo Vermelho eutrófico, o aumento da porosidade total, da macroporosidade e do índice de estabilidade de agregados

do solo em água, e a redução da densidade do solo e da resistência do solo à penetração, entretanto, não influenciado na microporosidade do solo.

Outro resíduo que passou a ser muito utilizado na última década pelos agricultores agroecológicos da Região Sul do Brasil é a cama de peru. Sua aplicação tem sido associada às melhorias nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo (COSTA et al. 2008), elevando, muitas vezes, o pH e aumentando a fertilidade do solo (WHALEN et al. 2000, SCHERER et al. 2010). Scherer et al. (2010) evidenciaram aumento na disponibilidade de nutrientes às plantas; melhoria na qualidade física do solo, devido à redução da erosão e aumento na retenção de água; e melhoria na qualidade biológica do solo, devido ao aumento nos teores de carbono e nitrogênio (BAYER et al. 1997).

Pesquisando o uso de cama de peru Costa et al. (2004) observaram que este resíduo promoveu maior agregação das partículas, diminuição no teor de ADA e aumento no grau de floculação das argilas em relação à testemunha sem aplicação do resíduo. Já Costa et al. (2008) não verificaram efeito das doses do mesmo resíduo na agregação de um Latossolo Vermelho Distrófico típico e nem nos teores de matéria orgânica do solo.

Pinto et al. (2012) observaram que aplicações sequenciais, por dois anos, de cama de peru promovem melhorias na fertilidade do solo, com aumento de pH, P, K, saturação por bases e estoque de carbono orgânico, nitrogênio total e particulado e diminuição na saturação por alumínio. Além disso, promovem aumento da atividade microbiana do solo e mineralização da fração particulada da matéria orgânica. Costa et al. (2008) também verificaram aumento dos estoques de carbono, com o aumento da dose de cama de peru aplicada ao solo.

Pinto et al (2012) observaram que a aplicação de cama de peru favoreceu o aumento dos teores de carbono orgânico do solo, entretanto, a estabilidade dos agregados foi pouco influenciada pela adição de cama de peru ao solo sob pastagem de *Urochloa decumbens* em Latossolo Vermelho distroférico

Por sua vez, Costa et al. (2009) e Troleis et al. (2017) não detectaram efeitos significativos da aplicação de cama de peru na estabilidade dos agregados do solo, concluindo, que a estabilidade dos agregados depende do

tipo de uso e manejo do solo, sendo principalmente afetada pela textura, mineralogia, quantidade e tipo de matéria orgânica do solo.

A cinza de casca de arroz gerada pela queima dessa biomassa na produção de energia elétrica, pode possuir de 80 % a 90 % de sílica amorfa, 5 a 8 % de C, 5 % de  $K_2O$ , 4 % de  $P_2O_5$  e 1 a 2 % de  $CaO$ , pequenas quantidades de Mg, Fe e Na, além de ser isenta de toxidez e patogenicidade (ARMESTO,2002). Alguns desses elementos são essenciais para o desenvolvimento das culturas, enquanto que outros auxiliam a suportar o estresse hídrico e aumentam a resistência das plantas ao ataque de insetos e fungos. Segundo Neto (2007, p.5), uma das principais utilidades da cinzas de casca de arroz é seu uso na agricultura:

“O silício encontrado em grandes proporções na cinzas de casca de arroz não é considerado elemento essencial para o desenvolvimento das plantas. No entanto, a produtividade de muitas gramíneas como a cana-de-açúcar, sorgo, milheto, milho, trigo, aveia e algumas espécies de não gramíneas como a alfafa, feijão, tomate, alface, repolho, apresentaram aumentos de produtividade com a aplicação de cinzas de casca de arroz no solo”.

Além do aumento de produtividade, a utilização de cinzas de casca de arroz em cultivos agrícolas pode ter outras vantagens, como os autores Ferreira, Schwarz e Streck (2000, p.36) afirmam:

“A incorporação de cinzas de casca de arroz ao solo pode ser considerada como um substituto ao calcário na redução do Al tóxico do solo, bem como contribuir para a elevação do pH. O uso dessa alternativa na agricultura familiar poderá ser viável, devendo-se atentar para alguns questões relevantes, tais como: a disponibilidade do resíduo, qualidade do material (realizar análise química), a distância da fonte a propriedade (frete) e o custo de distribuição e incorporação”.

Sabendo que as propriedades físicas do solo são interdependentes, Islabão et al. (2016) aplicaram diferentes doses de cinzas de casca de arroz em um Argissolo Vermelho Amarelo incorporando-as na camada de 0-0,10 m, detectaram que com o aumento da dose de cinza de casca de arroz diminui a densidade do solo, aumenta a porosidade total, aumenta macroporosidade e não afeta na microporosidade.

Outra possibilidade de melhorar as condições do solo é por meio da rochagem, que pode devolver ao solo uma fração de minerais intemperizáveis, para atuar como se fosse a fração silte de um solo jovem, isto é, como uma reserva de nutrientes minerais (AMPARO, 2003). Segundo Silva et al. (2008), o basalto tem sido uma alternativa positiva para restituir os nutrientes perdidos

pelos processos de intemperismo e lixiviação no solo, que levam a perdas irreparáveis de K, Na, Ca e Mg, transformando argilas reativas (alta CTC) em grupos cada vez menos reativos (baixa CTC).

Knapik e Angelo (2007), observaram o aumento em mais de 100 % densidade do solo e a redução de 4 % da porosidade total a aplicação de pó de rocha (basalto) na dosagem de 300 t ha<sup>-1</sup> em casa de vegetação. No entanto, Carvalho (2012) utilizando o pó de rocha (gnaisse) na dosagem de 5 t ha<sup>-1</sup> em um Latossolo Vermelho-Amarelo não observou indícios de alterações em características físicas do solo, fato este que pode ser relacionado ao tipo de rocha, tipo de solo e a dosagem adotada.

## **2.8 O uso de resíduos na cultura do feijoeiro**

O feijão é um dos alimentos mais consumidos pela população brasileira, caracterizado como fonte de proteína acessível para a população de baixo poderio econômico (FAO, 2016; SOUZA et al., 2011). Entretanto, a produtividade média de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) é muito incipiente frente sua importância local, sendo de aproximadamente 1,1 MG ha<sup>-1</sup> (CONAB, 2017). A baixa fertilidade dos solos é uma das maiores causas que limitam a produtividade do feijoeiro, principalmente, em matrizes com baixos teores de nitrogênio e micronutrientes (MALAVOLTA, 1980).

A elevação do custo dos fertilizantes químicos, o aumento da poluição ambiental tornou o uso de resíduos na agricultura uma opção atrativa, do ponto de vista econômico, em razão da ciclagem de nutrientes (SANTOS et al., 2011). O uso agrícola de resíduos, na cultura do feijoeiro é uma prática relativamente antiga no Brasil, especialmente nos estados do Sul do Brasil.

Magalhães et al.(2017) com a aplicação de cama de frango na dose 40 MG ha<sup>-1</sup> constataram maiores teores de P e Mg nas folhas com aplicação da dose de 40 t ha<sup>-1</sup>, incrementos no comprimento da vagem, número de vagens por planta e produtividade de vagens foram observados na maior dose de esterco aplicada.

Alguns trabalhos sugerem que a aplicação de cama de frango eleva o rendimento do cultivo de feijão-vagem. Santos et al. (2001) aplicaram cama de frango na dose de 13 t ha<sup>-1</sup> e obtiveram a produtividade máxima de 26,3 t ha<sup>-1</sup> de vagens com o cultivar Macarrão Favorito, tipo trepador. Em outro trabalho, a

aplicação de 26 t ha<sup>-1</sup> de cama de frango com 16,3% de umidade proporcionou produtividade máxima de 20 t ha<sup>-1</sup> de vagens, com o cv. Alessa (OLIVEIRA et al., 2006). Para Lourenço et al. (2013) o valor agronômico da cama de frango e peru está diretamente associado à quantidade de nutrientes presentes, principalmente N, P e K, e à taxa de liberação deles para as plantas.

O uso do esterco bovino na fertilização do solo pode proporcionar regularização na disponibilidade dos nutrientes e favorecer maior produtividade das culturas, além de ser amplamente utilizado em propriedades agrícolas familiares (MELO et al., 2011; SILVA et al., 2011). Malta et al. (2017) constaram que o esterco bovino influenciou positivamente na altura das plantas, diâmetro do caule, largura e comprimento das folhas, número de nódulos por planta, massa da matéria fresca e seca da parte aérea do feijoeiro. Cancellier et al. (2011), estudando doses de esterco bovino e de N, observaram que a aplicação de 50 t ha<sup>-1</sup> de esterco no cultivo do feijoeiro mostrou produtividade equivalente à adubação química.

Apesar do aumento da utilização de rochas naturais moídas na agricultura, ainda não se possuem estudos com base científica que avaliaram o efeito destas no desenvolvimento do feijoeiro. Entretanto, alguns estudos demonstram o uso de pó de rochas no desenvolvimento de outras espécies graníferas como, Motta et al. (1992) trabalharam em um Latossolo Roxo com doses variando de 0 a 50 MG ha<sup>-1</sup>, observaram tendência de decréscimo na produção de matéria seca de aveia com o aumento da dose de basalto. Kudla et al. (1996) estudaram o efeito do pó de basalto aplicado em um Cambissolo Álico sobre o solo e o crescimento de trigo, com doses variando de 0 a 225 MG ha<sup>-1</sup>, obtiveram efeito positivo desse material sobre a produção de grãos, porém com tendência a decrescer com o aumento da dose utilizada.

Knapik et al. (2007), realizando testes com pó de basalto na cultura da soja com doses de 0,5 e 2,0 kg m<sup>-2</sup>, observaram maiores valores de peso de 100 sementes quando foi aplicada a maior dose do produto, sendo que a adubação convencional com NPK apresentou o pior resultado.

### **3. CAPÍTULO 1: USO DE RESÍDUOS EM AGROECOSSISTEMAS FAMILIARES DE BASE ECOLÓGICA E SEUS EFEITOS QUALIDADE DO SOLO.**

#### **3.1 Introdução**

Ao buscar restabelecer a racionalidade ecológica na produção agrícola, cientistas e outros interessados no assunto têm ignorado um aspecto essencial do desenvolvimento de uma agricultura autossuficiente e sustentável: o entendimento mais profundo da natureza dos agroecossistemas e dos princípios por meio dos quais eles funcionam.

O entendimento dos agroecossistemas de base ecológica requer não somente maior racionalização produtiva, com base no conhecimento das especificidades físicas e bio-físicas dos agroecossistemas, mas também nas mudanças das práticas, ideias e valores dos agricultores.

Diante dessas especificidades e mudanças uma das principais dificuldades encontradas pelos agricultores agroecológicos é o uso e disponibilidade dos insumos utilizados no processo de produção agrícola que se enquadrem nas especificidades dos seus sistemas de produção. Dentre eles, fertilizantes capazes de proporcionar bons rendimentos aos cultivos e, ao mesmo tempo, melhorias nas características químicas, físicas, biológicas e microbiológicas do solo.

Diante da escassez desses insumos, a reciclagem de resíduos, seja de origem agrícola ou industrial, oriundos das mais diversas cadeias produtivas, cujos descartes indevidos podem causar impactos negativos ao ambiente, apresenta-se como uma importante ferramenta para minimizar o déficit de fertilizantes nos sistemas produtivos ecológicos. A importância dos resíduos para a agricultura de base ecológica está na possibilidade de sua utilização com duplo propósito: a melhoria da qualidade do solo e a redução dos impactos ecológicos provocados por sua acumulação no ambiente.

Assim, do ponto de vista regional, os agricultores integrantes da Associação Regional dos Produtores Agroecologistas da Região Sul (ARPA-SUL) vêm utilizando diversos resíduos, com o intuito de minimizar o déficit de fertilizantes adequados aos sistemas de produção de base ecológica.

Entretanto, não se pode esquecer que, geralmente: (i) os nutrientes presentes nos resíduos estão em proporções desbalanceadas para a nutrição vegetal, (ii) não se conhece a eficiência do resíduo no fornecimento desses nutrientes, (iii) não se conhece qual a composição e quais as características químicas, físicas, biológicas e microbiológica desses resíduos individualmente, (iv) os agricultores utilizam diversos resíduos disponíveis na região, utilizando, comumente, mais de um na mesma área, (v) os resíduos podem influenciar na QS alterando a atividade e diversidade microbiana (BALOTA et al., 2004), bem como as condições físicas (OLIVEIRA, 1995) e químicas (BAYER e MIELNICZUK, 1997) do solo. Além disso, existe, ainda, a possibilidade de elementos e/ou substâncias potencialmente tóxicas orgânicas ou inorgânicas, estarem presentes nos resíduos.

Diante disto, torna-se necessário avaliar os impactos de diferentes resíduos, na qualidade do solo (QS) e, assim, selecionar indicadores sensíveis capazes de detectar as variações da QS sob sistemas de produção de base ecológica do Território Zonal Sul do Rio Grande do Sul.

## **3.2 Metodologia**

### **3.2.1 Caracterização do estudo**

A pesquisa foi realizada em condições de campo, em um agroecossistema familiar de base ecológica, localizado no município de Morro Redondo – RS (Figura 1). O agroecossistema foi selecionado em decorrência de possuir uma área que estava em pousio há 13 anos. Diante disso, se selecionou uma área experimental localizada geograficamente nas coordenadas correspondentes a uma latitude 31°35' sul e a uma longitude 52°37' oeste, estando a uma altitude de 245 metros.



**Figura 1.** Localização geográfica do município de Morro Redondo- RS

A classificação do clima da região, conforme W. Köppen, é do tipo “cfa” – clima temperado, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano e verões quentes. Os solos ocorrentes na área se constituem na associação ARGISSOLO e NEOSSOLO com afloramentos de rochas (EMBRAPA, 2013). O solo da área, antes da instalação do experimento (0-20 cm), é caracterizado quanto a textura e características químicas de acordo com as tabelas 1 e 2, respectivamente.

**Tabela 1.** Proporção relativa das frações granulométricas e respectiva classe textural do solo na área do experimento.

Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classificação Textural
68,72	11,65	19,63	Franco Arenosa

**Tabela 2.** Caracterização química do solo na área do experimento

P	K	Na	Cu	Zn	Mn
15,2	190	12	0,4	1,4	46
	Ca	Mg	CTC <sub>pH7,0</sub>	Al	MO (%)
	2,3	0,6	8,9	0,9	2,0
V(%)	pH <sub>(H2O)</sub>	Ca/Mg	Ca/K	Mg/k	Fe (%)
39	4,8	3,83	4,69	1,22	0,07

Foram selecionados cinco resíduos mais utilizados pelos agricultores familiares agroecológicos do Território Zona Sul do Rio Grande do Sul. A seleção destes foi por intermédio de entrevista semi-estruturada com treze famílias de agricultores pertencentes à Associação Regional de Produtores Agroecologistas da Região Sul (ARPASUL). Para operacionalizar esta etapa se utilizou dos procedimentos estabelecidos por Borgdan e Biklen (1994), abordando a seguinte questão aberta: Quais os adubos que o senhor(a) utilizam em seu sistema de produção de base ecológica? As entrevistas foram gravadas, com o devido consentimento dos agricultores, posteriormente sistematizadas e analisadas para a identificação dos resíduos. Foram, assim, definidos os seguintes: cama de frango, esterco bovino, cama de peru, cinzas de casca de arroz e pó de rocha. Em relação à origem dos resíduos, a cama de frango e cama de peru são provenientes do município de Erechim-RS. O esterco bovino é oriundo da propriedade. A cinzas de casca de arroz foi doada pela empresa Irgovel – Pelotas/RS. O pó de rocha é comprado da pedreira J A Silveira, localizada no município de Pelotas-RS.

O delineamento experimental foi construído em blocos ao acaso, com seis tratamentos (resíduos) e quatro repetições, perfazendo um total de 24 parcelas (Vide Apêndice A). Os tratamentos foram: (1) Cama de Frango; (2) Esterco Bovino; (3) Cama de Peru; (4) Pó de Rocha; (5) Cinzas de Casca de Arroz; (6) Testemunha, além da Mata Nativa adjacente a área experimental. As parcelas foram subdivididas no tempo (split plot in time), permitindo a análise do fator resíduo e do fator tempo. A espécie implantada, na área experimental, foi o feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*), devido ser a cultura agrícola de interesse da família agricultora anfitriã do projeto. As parcelas de 32 m<sup>2</sup> (4x8m) foram constituídas de seis fileiras, com 10 sementes de feijão por metro linear, espaçadas entre si de 0,66m. O feijão (*Phaseolus vulgaris*) foi semeado por dois anos consecutivos, no mês de outubro de 2014 e 2015, obedecendo ao mesmo delineamento experimental, com o intuito de analisar o efeito acumulativo dos resíduos no solo, os quais foram incorporados vinte dias antes da semeadura.

Antes da implantação do experimento, na área foi realizada a calagem com a quantidade de calcário recomendada pela Comissão Química de Fertilidade do Solo RS/SC (2016). Utilizou-se como critério para a realização da

calagem o índice SMP para o solo da área experimental cujo valor era 5,8 e o PRNT do calcário disponível na região de 75%. Assim sendo, foram incorporados a uma profundidade de 0-0,20 m a dosagem de 5,6 Mg.ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico através de uma aração e uma gradagem. Em virtude do solo da área experimental apresentar conteúdo médio de fósforo (P): 15,2 mg/dm<sup>3</sup>, alto conteúdo de potássio (K): 190 mg/dm<sup>3</sup>, baixo teor de matéria orgânica: 2,07 % e como o nutriente mais requerido pelo feijoeiro é o N, adotou-se o nitrogênio (N) como nutriente base para cálculo das doses.

Todavia, os resíduos cinzas de casca de arroz e pó de rocha possuem concentrações de N em baixa expressividade sendo 1,39 g/kg e 0,36 g/kg, respectivamente. Em razão disso, a dose desses tratamentos se balizou em uma média daquelas que foram adotadas para os resíduos orgânicos: cama de frango, cama de peru e esterco bovino. Essa estratégia se tornou necessária em virtude de: a) dificuldade de acerto das doses que contemplasse, com exatidão, a necessidade nutricional da cultura; b) variabilidade da composição química dos insumos utilizados em função da origem e da época de obtenção do resíduo; c) do pioneirismo e natureza da pesquisa.

Para o cálculo da dose de cada resíduo foi considerada a recomendação para adubação orgânica da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul (2016), para a cultura do feijão. Assim, foram aplicadas no primeiro ano de experimento as seguintes doses: esterco bovino 13,28 MG ha<sup>-1</sup>; cama de frango – 13,70 MG ha<sup>-1</sup>; cama de peru 7,21 MG ha<sup>-1</sup>; pó de rocha e cinzas de casca de arroz 11,40 MG ha<sup>-1</sup>. No segundo ano de experimento: esterco bovino 4,43 MG ha<sup>-1</sup>; cama de frango – 8,20 MG ha<sup>-1</sup>; cama de peru 4,21 MG ha<sup>-1</sup>; pó de rocha e cinzas de casca de arroz 5,62 MG ha<sup>-1</sup>.

Em cada uma das parcelas, nos dois anos consecutivos, foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo na profundidade 0,20 m. As coletas foram realizadas durante o mês de janeiro, período este da maturação fisiológica do feijão e totalizando um período de 120 dias de incorporação dos resíduos. Uma amostra indeformada, em cada parcela, foi coletada com anel volumétrico de 50 cm<sup>3</sup> para a determinação da densidade e porosidade do solo, conforme Embrapa (2011). Foram coletadas nove amostras deformadas simples, por parcela, para compor três amostras compostas, sendo uma para avaliação microbiológica, uma para química, uma para física do solo. A referida

coleta foi realizada com pá de corte, e cujas amostras foram acondicionadas, e identificadas, em sacos plásticos.

As amostras para física e química foram posteriormente espalhadas em bandejas e secas à sombra até atingirem a umidade correspondente ao ponto de friabilidade, sendo, em seguida, destorroadas manualmente de forma suave para não provocar compactação ou ruptura dos agregados.

### **3.2.2 Análises físico-químicas do solo**

Para as análises físicas, as amostras indeformadas foram saturadas em água por capilaridade durante 24 h e, em seguida, colocada em uma mesa de tensão, onde o conteúdo de água ( $\theta$ ) foi determinado a uma tensão de 6 kPa. As amostras foram ressaturadas sequencialmente nas tensões de 10, 33, 102 e 1530 kPa em câmara de pressão de Richards (KLUTE, 1986), e em seguida foram secas em estufa a 105 °C até peso constante, determinando-se o  $\theta$  em cada tensão. De posse dos dados de  $\theta$ , foram calculados os valores de macroporosidade (tensão de 6 kPa), microporosidade, densidade do solo (DS).

Para a determinação do diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados estáveis em água foram utilizadas amostras passadas na peneira de malha de 9,52 mm, com base no peneiramento úmido, seguindo o princípio do método descrito por Kemper, Rosenau e Klute (1986) e adaptado por Palmeira et al. (1999), que utiliza o aparelho de oscilação vertical de Yoder (1936).

Para as análises químicas, as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneiras com abertura de malha de 2 mm. O pH do solo foi determinado em solução de solo: água (1:2,5 v/v) (EMBRAPA, 2011). A acidez potencial (H+Al) foi mensurada após extração com acetato de cálcio (EMBRAPA, 2011). P e K foram extraídos com solução Mehlich I, sendo o P quantificado por espectrofotometria e K por fotometria de chama (SILVA, 2009). Al, Ca e Mg foram extraídos com cloreto de potássio (KCl 1N) e quantificados por titulometria (SILVA, 2009). O N total do solo foi determinado pelo método da destilação com arraste a vapor (BREMNER, 1996).

### **3.2.3 Análises microbiológicas do solo**

O carbono orgânico total (COT) foi determinado por oxidação com dicromato de potássio (WALKLEY-BLACK), conforme Tedesco; Volkweiss;

Bonhen (1995). O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi estimado pelo método da irradiação e extração (FERREIRA; CAMARGO; VIDOR, 1999). O C foi extraído das amostras irradiadas e não irradiadas com  $K_2SO_4$  (0,5M) na proporção 1:4 (solo: solução). As amostras foram agitadas por 30 minutos, procedendo-se a filtração e oxidação com dicromato de potássio (0,66 mM). A quantificação do carbono foi realizada pela titulação com sulfato ferroso amoniacal (0,033 N), usando o ferroin como indicador. O carbono extraído foi convertido em carbono microbiano usando fator de correção  $K_c = 0,213$  (ISLAM e WEIL, 1998). O quociente microbiano ( $q_{Mic}$ ) foi determinado pela razão dos valores obtidos do CBM e do COT (ANDERSON e DOMSH, 1993).

A extração do nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foi realizada semelhantemente à extração do CBM. A partir dos extratos obtidos de amostras irradiadas e não irradiadas determinou-se a quantidade de NBM estimada pelo método proposto por BROOKES et al.(1985), adaptado por DE-POLLI et al.(1999) . O NBM foi obtido pela diferença entre as amostras irradiadas e não irradiadas.

O fósforo da biomassa microbiana (PBM) foi determinado em amostras irradiadas e não irradiadas utilizando  $NaHCO_3$  (0,5 mol  $L^{-1}$ , pH 8,5) como solução extratora. As amostras foram agitadas por 1h e em seguida os extratos foram centrifugados por 10 minutos. Após a centrifugação, os extratos foram clarificados com HCl (4,5M) e a quantidade de PBM determinada em espectrofotômetro a 882 nm (BROOKES et al., 1982).

A respiração basal foi estimada pela quantificação do  $CO_2$  liberado durante sete dias de incubação do solo em sistema fechado. O  $CO_2$  produzido foi capturado em solução de NaOH e posteriormente titulado com HCL (0,05 mol  $L^{-1}$ ) usando fenolftaleína 1 % como indicador (ALEF, 1995). O quociente metabólico ( $q_{CO_2}$ ) foi determinado pela razão entre o C- $CO_2$  liberado pela respiração e o CBM; e o  $q_{Mic}$  foi determinado pela razão CBM e o COT (ANDERSON e DOMSCH, 1985).

A hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) foi determinada pelo método proposto por Swisher e Carroll, 1980. Subamostras de solo (5g) foram incubadas com 20 ml de tampão fosfato de potássio (66 mM; pH 7,6) e 200  $\mu L$  de solução de diacetato de fluoresceína (0,02 g  $10 mL^{-1}$  acetona) por 30 min. Após este período, a reação foi interrompida pela adição de 20 ml de acetona e

as leituras realizadas em espectrofotômetro (490 nm). Os valores de atividade foram expressos em  $\mu\text{g FDA g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$ .

A atividade da desidrogenase foi mensurada como a taxa de redução do cloreto de trifeniltetrazólio (TTC) para trifenilformazan (TFF) (CASIDA; KLEIN; SANTORO, 1964). Foram incubados 2g de solo com 2 mL de solução de TTC 3% por 24 horas a 37 °C. O TFF formado pela ação da desidrogenase pela redução do TTC foi extraído com 5 mL de metanol e medido em espectrofotômetro a 485 nm. Os valores de atividade dessa enzima foram expressos em  $\mu\text{g TFF g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ .

Para a atividade da  $\beta$ -glicosidase, utilizou-se o método proposto por Eivazi e Tabatabai, 1988. Pesou-se 0,5 g de solo e em seguida foram adicionados 2 mL tampão MUB (pH 6,5) e 0,5 mL de solução de *p*-nitrofenol- $\beta$ -D-glicopiranosídeo (25 mM). As amostras foram incubadas por 1 h a 37 °C. Após esse período, adicionaram-se 0,5 mL de  $\text{CaCl}_2$  (0,5 M) e 2 mL do tampão tris ph 12,0. As amostras foram filtradas e as leituras realizadas em espectrofotômetro a 410 nm. Os valores de atividade foram expressos em  $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol glicosídeo g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ .

A atividade da fosfatase ácida foi realizada de acordo com Tabatabai e Bremner, 1969. Amostras de 0,5 g de solo foram incubadas com 2 mL tampão MUB (pH 6,5) e 0,5 mL de solução de *p*-nitrofenil fosfato (0,115 M) por 1h a 37°C. Em seguida foram adicionados 0,5 mL de  $\text{CaCl}_2$  (0,5 M) e 2 mL de NaOH (0,5 M). A intensidade da coloração foi mensurada em espectrofotômetro a 410 nm. Os valores de atividade foram expressos em  $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol fosfato g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ .

A atividade da arilsulfatase foi avaliada seguindo a metodologia proposta por Tabatabai e Bremner, 1970. Amostras de 0,5 g de solo foram incubadas com 2 mL de tampão acetato (0,5 mol L<sup>-1</sup>) pH 5,8 e 0,5 mL de *p*-nitrofenil sulfato (PNS) durante 1 h a 37°C. Após esta reação, adicionaram-se 0,5 mL de  $\text{CaCl}_2$  (0,5 M) e 2 mL de NaOH (0,5 M). As amostras foram filtradas e as leituras realizadas em espectrofotômetro a 400 nm. Os valores de atividade foram expressos em  $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol sulfato g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ .

A atividade da urease foi mensurada por determinação da amônia liberada após a incubação do solo (2,5g) com solução de uréia por 2 h a 37°C (KANDELER e GERBER, 1988). A intensidade da coloração (formação de um

complexo de coloração verde) foi mensurada em espectrofotômetro a 690 nm. Os valores de atividade foram expressos em  $\text{N-NH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$ . Todas as amostras foram analisadas em duplicatas a partir de subamostras mantidas sob refrigeração (aproximadamente 4°C).

#### **3.2.4 Análise estatística**

Os resultados obtidos com o desempenho de cada indicador de QS foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as diferenças estatísticas entre as médias foram acessadas pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade, utilizando-se o programa ASSISTAT versão 7.7 (2014). Os dados foram submetidos a análise multivariada através da técnica de ordenação de escalonamento multidimensional (NMS). Diferenças estatísticas entre os tratamentos foram analisadas usando o procedimento de permutação multi-resposta (MRPP), baseado na distância de Sorensen. Grupos de amostras similares foram circulados na ordenação NMS com base no MRPP ( $p < 0,05$ ). O NMS e o MRPP foram realizados utilizando o software estatístico PC-ORD 6.0 (MCCUNE e MEFFORD, 2011).

### **3.3 Resultados e Discussão**

São apresentadas e discutidas três tabelas e dois gráficos de análise de multivariada dos resultados encontrados para os indicadores de QS do presente estudo. A Tabela 3, a seguir, apresenta os resultados dos indicadores físicos de QS sob os tratamentos CF, EB, CP, PR, CZ, T e MN nos anos de 2015 e 2016.

**Tabela 03.** Resultados dos indicadores físicos de qualidade do solo nos diferentes tratamentos em dois anos consecutivos (2015 e 2016).

Trat	Ds (g cm <sup>-3</sup> )		DMP (mm)		Mic (%)		Mac (%)		Pt (%)	
	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano
<b>CF</b>	1,59 c A	1,54 d B	1,88 b B	2,01 a A	24,46 d A	24,11 e A	17,21 b B	28,04 a A	41,67 b B	52,15 b A
<b>EB</b>	1,58 c A	1,54 d B	1,88 b B	2,00 a A	24,82 d A	24,25 e A	18,01 b B	29,03 a A	42,83 b B	53,34 b A
<b>CP</b>	1,59 c A	1,52 d B	1,90 b B	2,01 a A	24,03 d A	23,96 e A	17,62 b B	29,09 a A	41,65 b B	53,05 b A
<b>PR</b>	1,64 a B	1,84 a A	1,01 d A	0,96 c B	27,47 b B	30,81 a A	14,44 d A	11,81 d B	41,91 b A	42,62 d A
<b>CZ</b>	1,61 b A	1,53 c B	1,48 c A	1,36 b B	25,95 c A	25,86 d A	16,30 c B	23,89 b A	42,25 b B	49,75 c A
<b>T</b>	1,65 a B	1,71 b A	0,99 d A	0,94 c B	27,67 b B	29,17 b A	15,06 d A	14,08 c B	42,73 b A	43,25 d A
<b>MN</b>	1,22 d A	1,21 e A	2,01 a A	2,03 a A	28,43 a A	28,22 c A	27,14 a A	27,91 a A	55,57 a A	56,13 a A
<b>CV (%)</b>	r= 1,00	t= 0,94	r= 2,21	t=2,23	r= 4,31	t= 3,24	r= 5,12	t = 2,93	r = 6,87	t= 4,56

\*As médias seguidas pela mesma letra minúscula, na coluna, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

\*\* As médias seguidas pela mesma letra maiúscula, na linha, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

CV (%) – r = Coeficiente de variação em porcentagem do resíduo aplicado.

CV (%) – t = Coeficiente de variação em porcentagem do tempo.

Trat = Tratamentos. CF = Cama de Frango; EB = Esterco Bovino; CP = Cama de Peru; PR = Pó de Rocha; CZ = Cinzas de Casca de Arroz, T = Testemunha; MN = Mata Nativa.

Ds = Densidade do solo; DMP = Diâmetro médio ponderado; Mic = Microporosidade; Mac = Macroporosidade; Pt = Porosidade total.

Em relação ao indicador Ds, observa-se (Tabela 03) que ocorreu diferença significativa no fator resíduo e tempo. A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveram diminuição na Ds e aplicação de PR e T promoveram incrementos na Ds no segundo ano de avaliação.

Sabendo que as propriedades físicas do solo são interdependentes, a adição de resíduos orgânicos tende a aumentar o COT (ARAÚJO et al., 2015), incrementando os valores da Pt, proporcionado pelo aumento dos valores da Mac (MAGALHÃES et al., 2017); promovendo a redução da Ds, justificando os resultados encontrados para os tratamentos CF, EB e CP. Em relação a CZ, conforme Islabão et al (2016), é um resíduo de baixa densidade ( $0,184 \text{ Mg m}^{-3}$ ); portanto, com sua adição ao solo aumenta a porosidade e diminui a Ds. Tais resultados se assemelham aos de Salé et al. (1997), Ramesh et al. (2008), Masulili et al. (2010) e Islabão et al. (2016). Acredita-se que o aumento da Ds ocasionado em PR seja possivelmente devido a elevada densidade e textura grosseira dos pós de rocha (THEODORO, 2016); conforme observaram Knapik e Ângelo (2007), uma aplicação de uma dose de  $26 \text{ MG há}^{-1}$  em um Argissolo Amarelo ocasionou um aumento em mais de 100 % densidade do solo.

Com relação a T, a elevação da Ds credita-se ao manejo convencional de uma aração e duas gradagens adotadas para o preparo da área e incorporação dos resíduos, ocasionando a aproximação das partículas com o incremento da pressão mecânica exercida pelo tráfego da máquina e seus implementos (BEUTLER et al., 2004).

Em relação ao indicador DMP, observa-se (Tabela 03) que ocorreu diferença significativa no fator resíduo e tempo. A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveram incremento no DMP, entretanto, PR e a T promoveram diminuição no DMP, nos dois anos.

Como observado (Tabela 3) a aplicação de CF, EB, CP e CZ ao solo aumentou a Pt e o DMP, mas diminuiu a Ds, ou seja, o aumento do DMP do solo aumenta a Pt e diminui a Ds. Os cátions trocáveis do solo influenciam a agregação devido ao seu papel na união entre a fração mineral e orgânica do solo, sendo estas frações importantes na estabilização dos agregados (ISLABÃO, 2016). Nesta pesquisa também houve incremento nos cátions trocáveis Ca, Mg e K com aplicação destes mesmos tratamentos (Tabela 4),

corroborando com o trabalho de Albuquerque et al. (2003) que observaram correlações positivas do DMP com os teores de Ca e Mg do solo.

O teor de matéria orgânica e o DMP são indicadores de QS que possuem correlação positiva (SALTON et al., 2008), pois a adição de resíduos orgânicos ao solo, produzem substâncias orgânicas no processo decomposição; essas atuam como agentes cimentantes acarretando incremento na agregação do solo (POHL et al., 2009), possivelmente justificando maiores valores de DMP encontrados em CF, EB e CP, estes não diferindo estatisticamente da MN, no segundo ano. É possível que o aumento do DMP no tratamento CZ seja devido ao aumento do teor de Si no solo, pois conforme Hernández et al. (2011) e Kath et (2017) a aplicação da CZ aumenta o teor Si, e este restaura a estrutura do solo através da formação de agregados.

A redução do DMP do PR e T se encontram relacionada principalmente à ação de revolvimento do solo, o qual propicia quebra dos macroagregados do solo, em especial na camada superficial (TISDALL e OADES, 1982).

Estes resultados se assemelham aos encontrados por Aoyama et al. (1999); Costa et al. (2004) Pelá (2005); Jiao et al. (2006); Bhattacharyya et al. (2007); Mellek (2009); Bandyopadhyay et al. (2010); Correa e Miele, 2011; Valadão et al. (2011); Hurisso et al. (2013); Islabão et al. (2014); Islabão et al. (2016); Kath et al. (2017) e Magalhães (2017). Divergindo dos resultados de Costa et al. (2008); Costa et al. (2009) Pinto et al (2012) e Troleis et al. (2017), os quais não detectaram efeitos significativos da aplicação de diferentes resíduos de origem animal na estabilidade dos agregados do solo e concluíram em seus trabalhos que a estabilidade dos agregados dependia do tipo de uso e manejo do solo, sendo principalmente afetada pela textura, mineralogia, quantidade e tipo de matéria orgânica do solo.

No que se refere a Mic, Mac e Pt observa-se (Tabela 03) que ocorreu diferença significativa no fator resíduo e tempo. A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveu aumento da Pt, em virtude do aumento da Mac, pois não houve influencia desses tratamentos na Mic. A aplicação de PR ao solo e a T promoveram decréscimos na Pt em decorrência da diminuição da Mac, entretanto, ocorreu incrementos na Mic.

Observam-se neste trabalho, correlações negativas da Ds com a Pt e Mac, e positiva com a Mic (Tabela 3). Tal fato se justifica em decorrência da aproximação das partículas com o incremento da Ds, reduzindo a proporção dos poros de maior diâmetro e incrementando ligeiramente os de menor diâmetro (BEUTLER et al., 2004)

Devido as interdependências dos indicadores físicos do solo analisados (DORAN e PARKIN, 1996) observou-se que a aplicação de CF, EB, CP e CZ proporcionaram: o aumento da Pt, da Mac e do DMP, e a redução da Ds , entretanto, não influenciando na Mic do solo; e a aplicação de PR proporcionaram: aumento da Ds e diminuição da Mac.

A Tabela 4, a seguir, apresenta os resultados dos indicadores químicos de QS sob os tratamentos CF, EB, CP, PR, CZ, T e MN nos anos de 2015 e 2016.

**Tabela 04.** Resultados dos indicadores químicos de qualidade do solo nos diferentes tratamentos em dois anos consecutivos (2015 e 2016).

Trat	pH (H <sub>2</sub> O)		H+Al (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )		Ca (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )		Mg (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )		K (mg.dm <sup>-3</sup> )		Na (mg.dm <sup>-3</sup> )		CTC (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	
	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °ano	2 °ano	1° ano	2° ano	1 °ano	2 °ano
<b>CF</b>	5,5 b A	5,5 b A	3,33 e A	3,32 e A	2,97 b A	3,05 b A	1,25 a A	1,25 a A	189,75 aA	192,25 a A	9,00 a A	8,00 a A	8,08 b A	8,16 b A
<b>EB</b>	5,4 b A	5,4 b A	4,20 d A	4,20 d A	2,43 c A	2,40 c A	1,20 a A	1,17 a A	114,75 cB	124,00 c A	9,00 a A	8,00 a A	8,16 b A	8,12 b A
<b>CP</b>	5,5 b A	5,5 b A	3,33 e A	3,31 e A	3,50 a A	3,65 a A	1,27 a A	1,20 a A	137,00 bA	143,75 b A	9,00 a A	9,00 a A	8,50 b A	8,57 b A
<b>PR</b>	5,1 c A	4,9 c A	4,40 b A	4,37 b B	2,05 c A	2,05 c A	1,00 b A	1,02 b A	96,75 eB	112,50 d A	8,00 a A	9,00 a A	7,71 c A	7,74 c A
<b>CZ</b>	5,7 a A	5,8 a A	3,30 e A	3,28 e A	3,70 a A	3,75 a A	1,15 a A	1,12 a A	102,75 dB	116,5 d A	9,00 a A	8,00 a A	8,46 b A	8,48 b A
<b>T</b>	4,9 c A	4,9 c A	5,01 a A	5,04 a A	1,60 d A	1,60 d A	0,92 b A	0,92 b A	89,50 eA	65,5 f B	9,00 a A	9,00 a A	7,80 c A	7,77 c A
<b>MN</b>	4,4 d A	4,5 d A	4,90 c A	4,82 c A	3,1 b A	3,07 b A	0,90 b A	0,96 b A	90,00 eA	90,00 e A	8,00 a A	9,00 a A	9,17 a A	9,12 a A
<b>CV (%)</b>	r= 4,5	t= 3,5	r= 4,45	t= 2,57	r= 9,21	T= 3,91	r= 9,96	t= 7,98	r= 8,62	t= 3,58	r=4,1	t=2,9	r= 9,76	t= 6,81
Trat	S (mg.dm <sup>-3</sup> )		Cu (mg.dm <sup>-3</sup> )		Zn (mg.dm <sup>-3</sup> )		Mn (mg.dm <sup>-3</sup> )		P (mg.dm <sup>-3</sup> )		N (g.kg <sup>-1</sup> )		V %	
	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano
<b>CF</b>	9,05 b B	10,22bA	1,92 a B	2,15 a A	7,57 a B	7,7 a A	11,75 cA	11,00 c A	128,59 a B	143,59 a A	1,87 a B	2,01 a A	58,81 a A	59,32 a A
<b>EB</b>	9,62 b A	9,00 c A	0,55 b B	0,79 b A	2,05 b B	2,45 b A	11,50 cA	11,75 c A	23,80 c B	29,82 c A	1,80 a B	1,98 a A	48,42 b A	48,32 b A
<b>CP</b>	9,15 b B	10,32bA	1,77 a B	2,07 a A	7,25 a B	7,63 a A	11,00 cA	11,10 c A	85,64 b B	108,14 b A	1,94 a B	2,04 a A	60,82 a A	61,41 a A
<b>PR</b>	8,42 c A	7,32 d B	0,37 c A	0,37 c A	1,30 c A	1,27 c A	21,50 bA	21,75 b A	13,20 e A	13,20 e A	1,26 b A	1,21 b A	43,19 c A	43,28 c A
<b>CZ</b>	8,3 c A	7,30 d B	0,37 c A	0,36 c A	1,37 c B	1,65 c A	12,75 dA	15,00 d A	18,85 d B	20,83 d A	1,23 b A	1,26 b A	61,00 a A	61,35 a A
<b>T</b>	8,15 c A	7,05 d B	0,35 c A	0,35 c A	1,37 c A	1,30 c A	21,00 bA	22,00 b A	12,33 e A	12,37 e A	1,28 b A	1,21 b A	35,64 d A	34,19 d A
<b>MN</b>	12,20 aA	12,40aA	0,30 c A	0,32 c A	1,40 c A	1,40 c A	82,00 aA	83,00 a A	10,20 e A	10,22 e A	1,80 a A	1,90 a A	46,56 b A	47,15 b A
<b>CV (%)</b>	r= 8,76	t= 4,81	r= 3,31	t= 2,73	r= 9,76	t= 1,88	r= 8,64	t= 2,13	r= 5,94	t= 1,57	r= 4,15	t= 3,60	r= 3,65	t= 2,68

\*As médias seguidas pela mesma letra minúscula, na coluna, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

\*\* As médias seguidas pela mesma letra maiúscula, na linha, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

CV (%) – r = Coeficiente de variação em porcentagem do resíduo aplicado.

CV (%) – t = Coeficiente de variação em porcentagem do tempo.

Trat = Tratamentos. CF = Cama de Frango; EB = Esterco Bovino; CP = Cama de Peru; PR = Pó de Rocha; CZ = Cinzas de Casca de Arroz, T = Testemunha; MN = Mata Nativa.

pH= Potencial hidrogeniônico; H + Al = somatório dos teores de hidrogênio e alumínio; Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; K = Potássio; Na = Sódio; CTC = capacidade de troca catiônica; S = Enxofre; Cu = Cobre; Zn = Zinco; Mn = Manganês; P = Fósforo; N = Nitrogênio; V% = Saturação por bases.

No que tange ao indicador pH do solo, observa-se (Tabela 04) que ocorreu diferença significativa no fator resíduo, sendo que os tratamentos que obtiveram maiores resultados foram CZ e os resíduos de origem animal: CF, EB e CP; não diferindo estatisticamente na escala tempo dentro de cada tratamento.

A CZ aumentou o pH do solo corroborando com os resultados obtidos por Silva et al. (2008); Pinto et al. (2009); Sandrini (2010); Islabão et al. (2014). A magnitude desse aumento do pH depende das características da própria CZ e do solo, da dosagem da CZ e da interação entre o solo e a CZ (ISLABÃO et al., 2016)

A adição de matéria orgânica tem apresentado efeitos muitas vezes contraditórios sobre o pH do solo. De acordo com Bouwer (2000), solos que recebem adubos orgânicos pode haver diminuição no valor de pH em virtude da degradação dos resíduos biodegradáveis que propicia a produção de CO<sub>2</sub> e ácidos orgânicos. Queiroz et al. (2004) notaram redução do pH nas parcelas de solo que receberam dejetos animais. Por outro lado, tem-se observado em diversos trabalhos incrementos no valor de pH do solo quando adicionado adubos orgânicos (QUIN e WOODS, 1978; CROMER et al., 1984; SILVA et al., 2008; VALADÃO et al; 2011, PINTO et al., 2012). O aumento do pH é proporcionado pela adsorção de íons H<sup>+</sup> por ânions dos compostos orgânicos (MANTOVANI et al., 2005). Acredita-se que, no presente trabalho, este aumento observado no pH do solo nos tratamento citados foram devido: (i) pH básico dos resíduos (STEWART et al., 1990) verificado na caracterização química dos resíduos presentes (Capítulo 2 – Tabela 2); (ii) adição de cátions trocáveis e ânions pelo resíduo, sobretudo das bases trocáveis, como Ca, Mg e K (KIEHL, 1985; FALKINER e SMITH, 1997) e (iii) adição de resíduos orgânicos que promove a descarboxilação e desaminação, processos consumidores de prótons (YAN et al., 1996).

Corroborando com os resultados observados para o pH do solo notou-se que, de forma geral, o comportamento da acidez potencial (H+Al) foi inversamente proporcional ao comportamento do pH. Isto ocorre em razão da acidez ser a troca de cátions básicos do complexo de troca catiônica por Al trocável e H não dissociado (RAIJ, 2011). Esse efeito se reflete em solos com pH a partir de 5,5; no qual ocorrem reações de hidrólise, aumentando as

formas de alumínio com carga nula e promovendo a precipitação de Al, portanto, não trocável (RAIJ, 2011). Além disto, a matéria orgânica mais humificada presente nos tratamentos CF, EB e CP, possuem potencial de complexação do Al presente na solução do solo, reduzindo a concentração deste elemento (SALET, 1998). Whalen et al. (2000) também observaram aumento do pH e redução do Al tóxico, com a aplicação de resíduos ao solo. Nesta linha, Miyazawa et al. (1992) constataram que ocorre redução do Al e da sua toxidez, devido à decomposição dos resíduos que liberam ácidos orgânicos de baixo peso molecular (cítrico, oxálico, málico, etc.), os quais formam complexos que reduzem a atividade do Al no solo. Estes efeitos ocorrem de maneira semelhante à aplicação de corretivos ao solo e podem ter efeito prolongado, por diversos anos, mesmo em camadas abaixo da superficial.

A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveram adição de Ca ao solo com maior teor deste elemento no tratamento CZ nos dois anos, o que representou acréscimo de 131,25 e 134,37% do teor de Ca na camada 0-0,20 m, no 1º ano e 2º ano, respectivamente (Tabela 4), em relação a T. Apesar do baixo teor de Ca do resíduo CZ, cerca de 2,18 g Kg<sup>-1</sup>, tal fato se justifica pela alta velocidade de solubilização do Ca presente neste resíduo (PINTO et al.; 2009), corroborando com os trabalhos de Donega et al. (2007); Silva et al. (2008); Nolla et al. (2010) e Palma et al. (2011) divergindo de Islabão et al (2014). Nos tratamentos constituídos por resíduos orgânicos: CF, EB e CP (Tabela 4) o principal fator de incremento do Ca no solo foi o elevado teor nos resíduos; 78,74 g Kg<sup>-1</sup>, 11,05 g Kg<sup>-1</sup>, 88,20 g Kg<sup>-1</sup>, respectivamente; conforme observado o teor de Ca no solo seguiu a proporcionalidade do resíduo, corroborando com o resultados obtidos por Menezes e Silva et al. (2008); Galvão et al. (2008); Araújo et al. (2011); Fernandes et al. (2012); Mantovani et al. (2015) e divergindo de Carvalho et al. (2011) e Pinto et al. (2012). Entretanto, não ocorreu diferença significativa no fator tempo dentro de cada tratamento.

A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveram adição de Mg ao solo (Tabela 4), diferindo estatisticamente da T, corroborando com os resultados de Santin e Vahl (1985); Gaviolli et al. (2007); Donega et al. (2007); Menezes e Silva (2008); Oliveira et al. (2008); Galvão et al. (2008); Silva et al. (2008); Pinto et al. (2009); Dim et al. (2010); Nolla et al. (2010); Sandrini (2010); Araújo et al. (2011); Islabão et al. (2014) e Guimarães et al (2016) e divergindo dos

resultados de Fernandes et al. (2012); Pinto et al. (2012) e Silva et al. (2012) . Além disso, não ocorreu diferença significativa no fator tempo dentro de cada tratamento.

A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveram adição de K ao solo, diferindo estaticamente entre si, com maior teor deste elemento no tratamento CF nos dois anos, o que representou acréscimo de 112,01 e 193,51 % do teor de K na camada 0-0,20 m, no 1 ° ano e 2 ° ano, respectivamente (Tabela 4), em relação a T. Observa-se que ocorreu diferença significativa no fator tempo nos tratamentos EB, PR , CZ e T, sendo os três primeiros incrementos, em virtude da liberação gradual do nutriente no solo (NOVAIS et al.,2007) e diminuição na T, este decréscimo observado na concentração de K<sup>+</sup> do solo no tratamento citado foram possivelmente devido: (i) ocorrência de uma precipitação pluviométrica de cerca de 50,3 mm ocorrida uma semana antes da coleta do solo ocasionando a lixiviação do elemento; (ii) extração de dois anos consecutivos de K pela cultura agrícola, sem reposição de adubação do solo.

Além disso, o K, ao contrário do N e P, não é muito afetado pela taxa de mineralização, ficando todo disponível no solo, por não integrar estruturas químicas orgânicas que necessitem da mineralização microbiana (MEURER; INDA JUNIOR, 2004), sendo sua liberação mais rápida em comparação ao N e P (LEITE et al., 2010). Considerando as classes de interpretação para estabelecidas pela CQFS (2016), os teores de K no solo dos tratamentos CF, EB e CP é muito alto, tal resultado se justifica, pois em solos que recebem doses elevadas e/ou aplicações sucessivas de esterco é comum a presença de teores muito altos deste nutriente no solo (GALVÃO et al., 2008). No entanto, teores muito altos de K no solo podem prejudicar a absorção de Ca e Mg pelas plantas, além disso, o K em concentrações elevadas no solo pode deslocar o Mg do complexo de troca e acentuar as perdas desse nutriente por lixiviação (DAMATTO JÚNIOR et al., 2006). Os resultados encontrados nesse trabalho para o comportamento do K no solo corroboram com os de Andreola et al. (2000); Moreti et al. (2007); Galvão et al. (2008); Dim et al. (2010); Carvalho et al. (2011); Valadão et al. (2011); Pinto et al. (2012); Silva et al. (2012); Fernandes et al. (2012); Mantivani et al. (2015); Guimarães et al. (2016) e divergem de Araújo et al (2011).

Quanto a análise do teor de Na não ocorreu diferenças significativas entre os tratamentos.

Na CTC do solo, obtida pela equação:  $Ca + Mg + Na + K + (H+Al)$ , observa-se que houve diferença significativa no fator resíduo (Tabela 4), sendo que os maiores resultados para esse indicador foram nos tratamentos CF, EB, CP e CZ nos dois anos, no entanto, não ocorreu diferença estatística no fator tempo em nenhum tratamento. Tal resultado se justifica devido ao incremento da soma de bases que corresponde ao somatório de Ca, Mg, Na e K apresentaram ganhos positivos quando se utilizou a CZ e os resíduos de origem animal: CF, EB e CP. Tais resultados corroboram com os trabalhos de Dim et al. (2010); Carvalho et al. (2011); Valadão et al. (2011); Pinto et al. (2012); Silva et al. (2012); Fernandes et al. (2012); Mantovani et al. (2015); Guimarães et al. (2016); os quais verificaram aumento da CTC do solo com CF, EB e CP.

A aplicação de CF, EB e CP promoveram adição de S ao solo, havendo diferença significativa em relação a T no fator resíduos. Observa-se que ocorreu diferença significativa no fator tempo em todos os tratamentos, exceto na MN. Segundo Mantovani et al. (2015) a adição de dejetos de animais disponibilizam íons sulfato ao solo, incrementando o teor de S no solo, explicando os maiores resultados encontrados para os tratamentos CF, EB e CP. Tais resultados se assemelham aos encontrados por Carvalho et al. (2011) e divergem dos resultados de Galvão et al. (2008); Araújo et al. (2011); Fernandes et al. (2012) e Guimarães et al (2016).

Quanto aos micronutrientes Cu, Zn e Mn, se observa que houve diferença significativa no fator resíduo nos três elementos (Tabela 4), sendo que os maiores teores para Cu e Zn foram nos tratamentos CF e CP, seguido pelo EB e os menores teores para Mn (elemento tóxico em altas concentrações) nos tratamentos CF, EB e CP, seguido pela CZ, nos dois anos consecutivos. Ocorreu diferença significativa no fator tempo, dentro de cada tratamento, somente para os micronutrientes Cu e Zn, nos tratamentos CF, EB, CP e nos tratamentos CF, EB, CP e CZ; respectivamente.

Com relação ao Cu e Zn, tais resultados se justificam, pois a adição de resíduos de origem animal, particularmente, camas avícolas tendem a incrementar os teores desses micronutrientes no solo, em virtude da alta

concentração desses micronutrientes em sua composição química e seu potencial residual no solo (FERNANDES et al., 2012 e VOGEL et al., 2014). Observa-se que a concentração de Cu e Zn da CF utilizada neste trabalho, possuíam 236,73 mg kg<sup>-1</sup> e 499,64 mg Kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Já para CP as concentrações do mesmos micronutrientes eram 228,57 mg kg<sup>-1</sup> e 647,64 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. No entanto, a obtenção de incrementos nos micronutrientes do solo, ao se utilizar adubos orgânicos, depende de alguns fatores: (i) os resíduos possuem velocidade diferentes de reação com o solo, devido à sua composição química, principalmente relação C/N; (ii) a dose aplicada, (iii) concentração do elemento no solo e (iv) poder tampão do solo (RICCI et al., 2005; NOVAIS et al., 2007).

Paralelamente aos efeitos já mencionados nos micronutrientes, evidencia-se a complexação do Mn com os ácidos orgânicos ou substâncias húmicas oriundas da mineralização da matéria orgânica presentes nos tratamentos CF, EB, CP (STOL; VAN HELDEN; BRUYN, 1976; STEVENSON; VANCE, 1989) e elevação do pH do solo no tratamento CZ, promovendo desta forma redução em sua disponibilidade (NOVAIS et al., 2007). Segundo Tsutiya et al. (2001), a adsorção de Mn da fase sólida pela matéria orgânica é um mecanismo muito importante do ponto de vista ambiental, pois, diminui a fitodisponibilidade e sua mobilidade no perfil do solo.

A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveram adição de P ao solo, diferindo estatisticamente entre si no fator resíduo e tempo, resultando em incrementos de 942,90 e 1060,79 % do teor do elemento para CF; 594,56 e 774,21 % para CP; 93,02 e 141,06 % para EB; 52,88 e 68,39 % para CZ, no 1 ° ano e 2 ° ano, respectivamente; na camada de 0 – 0,20 m.

A adição de resíduos orgânicos ao solo aumenta a densidade de cargas negativas na superfície dos óxidos de Fe e Al (CAIONE et al., 2013) e diminui a adsorção de P (HAYNES e MOKOLOBATE, 2001). Com o passar do tempo, os ácidos orgânicos resultantes da decomposição do resíduo solubilizam os fosfatos naturais (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006) elevando, então, a disponibilidade e o poder residual do P no solo, justificando os resultados encontrados neste trabalho para os tratamentos CF, EB e CP, além disso, principalmente, os resíduos CF e CP são ricos neste elemento. Os resultados deste trabalho para o elemento P se assemelham aos de Gianello e Ernani

(1983); Moretti et al. (2007); Mattiello et al.(2010); Silva et al. (2012); Araújo et al. (2011); Fernandes et al. (2012), Pinto et al. (2012) e Mantovani et al.(2015), divergindo dos resultados de Galvão et al. (2008) e Carvalho et al (2011). Com relação ao tratamento CZ, seu efeito corretivo e condicionador no solo, aumenta o pH do solo (ISLABÃO et al., 2014) incrementando a disponibilidade de P extraível no solo (KATH et al.,2017).

A adição de CF, EB e CP promoveram elevação do N total do solo, diferindo estatisticamente entre si no fator resíduo dos demais tratamentos e no fator tempo dentro de cada tratamento, resultando em incrementos de 46,09 e 66,11 % do teor do elemento para CF; 51,56 e 66,11 % para CP; 40,62 e 63,63 % para EB, no 1 ° ano e 2 ° ano, respectivamente; na camada de 0 – 0,20 m, se assemelhando aos resultados da MN. A adição de dejetos de animais no solo tende a incrementar o nitrogênio orgânico do solo (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006) fornecendo o N de forma lenta e gradual às plantas e aumentando o N total do solo (LEITE et al., 2010). Os resultados encontrados neste trabalho para o N se assemelham aos de Valadão et al. (2011) e Pinto et al. (2012).

Verifica-se que ocorreu diferença significativa da saturação de bases (V%) no fator resíduo, acompanhando o pH do solo (Tabela 4), sendo os menores valores, notadamente, nos tratamentos PR e T. Entretanto, ocorrendo incremento de V% de 97,94 e 103,01 % para CF; 62,97 e 65,36 % para EB; 104,71 e 110,16 % para CP; 32,14 e 39,76 % para PR; 105,71 e 109,85 %, no 1 ° ano e 2 ° ano, respectivamente, em relação ao T. Os tratamentos CF, CP e CZ obtiveram V% superior a 50% nos dois anos, indicando solos eutróficos, de boa fertilidade.

A Tabela 5, a seguir, apresenta os resultados dos indicadores microbiológicos de QS sob os tratamentos CF, EB, CP, PR, CZ, T e MN nos anos de 2015 e 2016.

**Tabela 05.** Resultados dos indicadores microbiológicos de qualidade do solo nos diferentes tratamentos em dois anos consecutivos (2015 e 2016)

Trat	COT g Kg <sup>-1</sup>		CBM (mg C g <sup>-1</sup> solo)		NBM dag Kg <sup>-1</sup>		PBM (mg P g <sup>-1</sup> solo)		RB (mg C- CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> solo)		qCO <sub>2</sub> (mg C-CO <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> dia <sup>-1</sup> )		qMic (%)	
	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °Ano	2 °Ano	1 °ano	2 °ano	1° ano	2° ano	1 °ano	2 °ano
<b>CF</b>	15,42 c B	16,61 b A	223,43 c B	249,35 c A	53 b B	61 a A	122,00 a A	126,90 aA	26,86 d B	31,22 d A	0,12 c A	0,13 c A	1,45 c A	1,5 c A
<b>EB</b>	16,09 b B	16,71 b A	285,33 b B	298,01 b A	53 b B	60 a A	42,51 c A	42,60 c A	26,59 d B	32,12 d A	0,10 c A	0,11 c A	1,77 b A	1,78 b A
<b>CP</b>	15,26 c B	16,48 b A	215,89 c B	245,12 c A	53 b B	61 a A	66,60 b A	68,20 b A	26,77 d B	31,46 d A	0,12 c A	0,13 c A	1,41 c A	1,49 c A
<b>PR</b>	12,73 d A	11,52 c B	152,11 d A	123,43 d B	23 c A	19 b B	25,38 e A	25,48 e A	36,33 b B	46,89 b A	0,24 a B	0,38 a A	1,19 e A	1,07 e A
<b>CZ</b>	13,09 d A	11,80 c B	169,23 d A	167,07 d A	23 c A	20 b B	34,21 d A	31,39 d A	34,58 c B	40,32 c A	0,20 b B	0,24 b A	1,29 d A	1,39 d A
<b>T</b>	13,00 d A	11,41 c B	151,42 d A	122,13 d B	22 c A	20 b B	18,68 f A	16,37 f A	36,79 b B	47,51 b A	0,24 a B	0,39 a A	1,16 e A	1,07 e A
<b>MN</b>	17,28 a A	17,32 a A	336,9 a A	339,32 a A	58 a A	59 a A	43,58 c A	41,15 c A	49,64 a A	50,05 a A	0,14 c A	0,15 c A	2,01 a A	1,96 a A
<b>CV (%)</b>	r = 3,25	t = 1,54	r = 6,86	t = 1,89	r = 4,71	t = 3,05			r = 4,76	t = 2,86	r = 4,12	t = 2,93	r = 5,03	t = 1,92

Trat	FDA (µg FDA g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )		Desidrogenase (µg TTF g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )		Ariulfatase (µg-NPS g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )		Urease (µg-N-NH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )		B- glicosidase (µg-NPP g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )		Fosfatase (µg-NPP g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )	
	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	1 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano	1 °ano	2 °ano
<b>CF</b>	236,70 c A	151,20 cB	32,25 b A	32,16 b A	130,05 b B	180,58 a A	24,28 a B	28,93 a A	139,10 b B	178,19 a A	205,82 d A	107,20 f B
<b>EB</b>	230,19 c A	156,87 c B	28,69 b A	29,57 b A	126,33 b A	122,14 b A	25,20 a B	30,45 a A	87,68 c B	113,32 b A	210,17 d A	160,14 e B
<b>CP</b>	228,13 c A	155,42 c B	29,13 b A	30,43 b A	126,70 b B	176,92 a A	24,05 a B	28,87 a A	91,92 c B	113,30 b A	206,84 d A	102,16 f B
<b>PR</b>	240,45 c A	151,76 c B	18,51 c A	17,53 c A	108,06 c A	83,42 c B	8,82 c A	6,15 d B	53,65 d A	61,30 c A	256,10 b B	282,62 b A
<b>CZ</b>	244,44 c A	160,05 c B	29,80 b A	30,59 b A	107,66 c A	87,31 c B	16,36 b A	15,97 b A	48,76 d A	61,82 c A	252,65 b A	256,94 c A
<b>T</b>	293,92 a A	299,67 a A	39,17 a A	46,18 a A	106,50 c A	82,24 c B	13,64 b A	11,15 c B	54,56 d A	55,37 d A	277,26 a B	346,16 a A
<b>MN</b>	257,69 b A	257,15 b A	29,99 b A	32,06 b A	170,76 a	179,00 a A	24,01 a A	26,18 a A	181,76 a A	184,32 a A	226,15 c A	225,83 d A
<b>CV (%)</b>	r = 9,73	T = 8,71	r = 7,15	t = 2,76	r = 6,54	t = 3,92	r = 9,71	t = 5,16	r = 8,99	t = 6,34	r = 9,23	t = 6,87

\*As médias seguidas pela mesma letra minúscula, na coluna, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

\*\* As médias seguidas pela mesma letra maiúscula, na linha, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

CV (%) – r = Coeficiente de variação em porcentagem do resíduo aplicado.

CV (%) – t = Coeficiente de variação em porcentagem do tempo.

Trat = Tratamentos. CF = Cama de Frango; EB = Esterco Bovino; CP = Cama de Peru; PR = Pó de Rocha; CZ = Cinzas de Casca de Arroz, T = Testemunha; MN = Mata Nativa.

COT = Carbono orgânico total; CBM = Carbono da biomassa microbiana; PBM = Fósforo da biomassa microbiana; RB = Respiração basal do solo; qCO<sub>2</sub>= quociente metabólico; qMic= quociente microbiano.

Em relação ao COT (Tabela 5) pode-se observar que o solo sob MN proporcionou valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos. A aplicação de EB, dentre os resíduos, obteve os maiores incrementos no teor de COT no solo, no primeiro ano. Todavia, os resíduos CF e CP promoveram acréscimo de COT no solo, não diferindo significativamente entre si, no primeiro ano. No entanto, os tratamentos PR, CZ e T foram os que tiveram o menor teor de COT no solo, no primeiro ano. Além disso, se observa diferença significativa no fator tempo em todos os tratamentos, exceto MN. Os tratamentos CF, EB e CP obtiveram acréscimos no fator tempo, estes não diferindo estatisticamente entre si, e PR, CZ e T obtiveram decréscimos, estes não diferindo estatisticamente entre si, no segundo ano.

A adição de resíduos orgânicos ao solo contribuem para o incremento do COT no solo (ALVES et al., 2011), assim, se explica o maior teor de COT nos tratamentos CF, EB e CP. Além disso, conforme será observado no capítulo 2 deste trabalho, estes foram os tratamentos com melhor desempenho nutricional e produtivo do feijoeiro, por consequência maior produção de resíduos de parte aérea, estimulando a atividade da microbiota do solo e o aumento da concentração de COT no solo (GUO; GIFFORD, 2002). Tais resultados encontrados se assemelham aos de Aoyama et al. (1999); Scherer et al. (2007); Costa et al. (2008), Pinto et al. (2012) e Costa et al. (2013)

Com relação ao COT dos tratamentos PR, CZ e T, um dos fatores que mais contribuem para a redução do COT é a aceleração do processo de mineralização causado pelo revolvimento do solo, que acarreta na quebra dos macroagregados e expõe a matéria orgânica ao ataque de microrganismos, de forma desequilibrada (SIX et al., 2004; CARVALHO et al., 2010 e LEITE et al., 2010), isto foi evidenciado nos resultados de DMP (Tabela 3), em virtude do manejo de preparo convencional de solo adotado. Ademais, os tratamentos PR e CZ possuem baixo teor de carbono orgânico em sua composição química (Capítulo 2 – Tabela 2). Por sua vez, conforme Leite et al. (2010), o COT possui correlação positiva com o DMP, sendo, possível de observar que os menores valores de DMP (Tabela 3) ocorreram nos mesmos tratamentos de menores valores de COT, corroborando com Carvalho et al. (2010) e Leite et al. (2010).

No que tange ao CBM (Tabela 5) pode-se observar que o solo sob MN proporcionou valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos. A aplicação de EB, dentre os resíduos, obteve os maiores incrementos no teor de CBM no solo, nos dois anos. Todavia, os resíduos CF, CP e CZ promoveram acréscimo de CBM no solo, não diferindo estatisticamente entre si, CF e CP, nos dois anos. No entanto, os tratamentos PR e T foram os que tiveram a menor teor de CBM no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. Ademais, se observa diferença significativa, no fator tempo, em todos os tratamentos, exceto MN e CZ; os tratamentos CF, EB e CP obtiveram acréscimos, no entanto, PR e T decréscimos.

Em geral, a adição de resíduos orgânicos ao solo induz um aumento transiente da biomassa microbiana do solo, medida pela quantidade de CBM do solo (ARAÚJO, 2011) e possui correlação positiva com o COT e DMP, pois os agregados protegem a matéria orgânica, por consequência, proporcionando melhores condições para o crescimento microbiano (SIX et al., 2000), isto se evidencia nos resultados encontrados para CBM (Tabela 5) para os tratamentos CF, EB, CP e CZ. Com base nesses autores, acredita-se que os menores valores de CBM encontrados para PR e T, e o devido decréscimo no fator tempo, possuam correlação com o decréscimo do DMP dos referidos tratamentos (Tabela 3), oriundo do revolvimento do solo nos dois anos consecutivos.

Em relação ao NBM (Tabela 5) pode-se observar que o solo sob MN proporcionou valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos, no primeiro ano. A aplicação de CF, EB e CP, dentre os resíduos, obteve os maiores valores no teor de NBM no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. No entanto, os tratamentos PR, CZ e T foram os que tiveram a menor teor de NBM no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. Ademais, se observa diferença significativa, no fator tempo, em todos os tratamentos, exceto MN; os tratamentos CF, EB e CP obtiveram incrementos, não diferindo estatisticamente da MN no segundo ano; e ocorreu redução do NBM em CZ, PR e T.

A adição de dejetos de animais no solo tende a incrementar o N orgânico do solo ( MOREIRA e SIQUEIRA, 2006) fornecendo o N de forma lenta e gradual às plantas e incrementando o N total do solo, (LEITE et al., 2010; SILVA et al.,2015), isto aumenta a atividade de hifas fúngicas, as quais promovem a proteção do habitat microbiano, aumentando o teor de umidade do solo e melhoria nas condições de temperatura, acarretando no maior desenvolvimento da microbiota do solo, por consequência, uma maior quantidade de N na forma imobilizada (RHOTON, 2000). Assim, se justifica os maiores valores de NBM para os tratamentos CF, EB e CP, tais resultados se assemelham ao obtidos por Valadão et al. (2011). No entanto, para os tratamentos CZ, PR e T, acredita-se que os menores valores encontrados para NBM, se deve possivelmente a quatro fatores: (i) baixo teor de N na composição de PR e CZ (Capítulo 2 – Tabela 2); (ii) revolvimento do solo em dois anos consecutivos promovendo a perda de N por volatilização; (iii) diminuição do teor de N total do solo pela extração do feijoeiro e (iv) baixo teor de N total do nestes tratamentos.

Os resultados do fósforo da biomassa microbiano (PBM) seguiram a proporcionalidade dos resultados para o P do solo (tabela 4). Os resultados diferiram estatisticamente entre si no fator resíduo e não ocorreram diferenças significativas no fator tempo dentro de cada tratamento. Segundo Araújo et al. (2015) o PBM tende a aumentar com a maior disponibilidade de P no solo, assim, explicando que os resultados obtidos nesse trabalho, pois, CF e CP que obtiveram maiores valores para o PBM.

No que tange a RB (Tabela 5) pode-se observar que o solo sob MN proporcionou valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos, nos dois anos, no fator resíduo. A aplicação de CF, EB e CP, dentre os resíduos, proporcionou os menores valores na taxa de RB no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. No entanto, os tratamentos PR e T foram os que tiveram os maiores valores na taxa de RB no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. O tratamento CZ, diferiu estatisticamente dos demais tratamentos, obteve valores superiores aos de CF, EB, CF e inferiores aos de PR, T e MN. Ademais, se observa diferença significativa de incremento na taxa de RB, no fator tempo, em todos os tratamentos, exceto MN, que permaneceu inalterada.

Diferentes taxas de respiração basal são provenientes de uma maior ou menor atividade da microbiota do solo, em função das variações ambientais e da disponibilidade de nutrientes. De modo geral, a quantidade do CO<sub>2</sub> emitido pela respiração está relacionada à capacidade de degradação da matéria orgânica pela microbiota heterotrófica, o que constitui uma fase fundamental no ciclo do carbono (DE-POLLI e PIMENTEL, 2005). A respiração basal, assim como outras atividades metabólicas, depende do estado fisiológico das células, sendo influenciada por diversos fatores ambientais como umidade do solo, temperatura, disponibilidade de nutrientes, quantidade de COT, pluviosidade e qualidade da matéria orgânica (SILVA et al., 2010a ALVES et al., 2011; ARAÚJO et al., 2013).

Elevada taxa respiratória pode ser considerada uma característica desejável, uma vez que pode significar alta atividade biológica e estar associada à rápida transformação de resíduos orgânicos em nutrientes disponíveis para as plantas (SOUSA et al., 2017). Por outro lado, o incremento na atividade respiratória pode ser desencadeado pelo estresse advindo de distúrbios ambientais (SOUSA et al., 2017), podendo ser resultado tanto de um grande “pool” de substratos de C lábeis, onde a decomposição da matéria orgânica é intensa, como da rápida oxidação de um pequeno “pool” decorrente, por exemplo, da quebra de agregados do solo (TÓTOLA e CHAER, 2002), justificando os maiores valores encontrados em PR e T, corroborados através dos menores valores de DMP (Tabela 3).

Neste contexto, a interpretação dos dados de respiração deve ser cautelosa, pois o indicador que afere as perdas de C oriundos da biomassa microbiana do solo será o qCO<sub>2</sub>.

A aplicação de CF, EB e CP, dentre os resíduos, obteve os menores valores na taxa de qCO<sub>2</sub> no solo, não diferindo estatisticamente entre si e da MN, nos dois anos. No entanto, os tratamentos PR e T foram os que tiveram os maiores valores na taxa de qCO<sub>2</sub>, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. O tratamento CZ, diferiu estatisticamente dos demais tratamentos, obteve valores superiores aos de CF, EB, CP, MN e inferiores aos de PR e T. Ademais, se observa diferença significativa de incremento na taxa de qCO<sub>2</sub>, no fator tempo, para os tratamentos PR, CZ e T; permanecendo inalterada nos tratamentos CF, EB, CP e MN.

Os resultados do  $qCO_2$  encontrados nos tratamentos PR e T especialmente no segundo, mostram que maior respiração basal foi acompanhada de redução na biomassa microbiana, indicando perdas de C microbiano na forma de  $CO_2$ . Baixos teores de matéria orgânica e nutrientes, bem como as condições temporais adversas podem ser responsáveis pelo aumento do  $qCO_2$  (SOUSA et al., 2017). Tal comportamento observado nesses tratamentos demonstram a baixa eficiência de incorporação de C no solo, resultando em aumento das emissões de  $CO_2$ , perda de carbono orgânico do solo e degradação física do solo (SARMIENTO; BOTTFNER, 2002, DILLY et al., 2018).

Por outro lado, os menores valores de  $qCO_2$  observado nos tratamentos CF, EB, CP e MN sugerem condições favoráveis para a comunidade microbiana (PRAGANA et al., 2012). Valores elevados de  $qCO_2$ , geralmente, estão associados a ecossistemas, submetidos a alguma condição de estresse, enquanto que menores valores refletem sistemas maduros e/ou estáveis (ANDERSON e DOMSCH, 1993), o que indica que neste sistema de manejo e uso do solo houve menores perdas de C, sendo o sistema mais eficiente na utilização do carbono, e que a longo prazo resultará em maiores incrementos no solo (FRANCHINI et al., 2007). Sousa et al. (2017) afirmam que ocorre uma relação inversa entre o CBM e o  $qCO_2$ , sugerindo que em maiores quantidade de COT pode ocorrer aumento do CBM e diminuição da atividade metabólica, fato verificado neste trabalho.

Em relação o  $qMic$  (Tabela 5) pode-se observar que o solo sob MN proporcionou valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos, nos dois anos. A aplicação de EB, dentre os resíduos, obteve os maiores incrementos na taxa de  $qMic$  no solo, nos dois anos. Todavia, os resíduos CF, CP e CZ promoveram acréscimo do  $qMic$  no solo, não diferindo estatisticamente entre si CF e CP, nos dois anos. No entanto, os tratamentos PR e T foram os que tiveram a menor teor de  $qMic$  no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. Ademais, não se observa diferença significativa, no fator tempo, em todos os tratamentos.

O  $qMic$  que corresponde à relação entre o CBM e o COT, refletindo a qualidade da matéria orgânica, e a quantidade de carbono imobilizado na biomassa microbiana (CARDOSO et al., 2009). Baixos valores da relação

CBM/COT podem ser ocasionados por circunstâncias em que a microbiota se encontra sob algum fator de estresse ou devido à baixa qualidade nutricional da matéria orgânica, fazendo com que a biomassa microbiana torne-se incapaz de utilizar totalmente o C orgânico (GAMA-RODRIGUES e GAMA-RODRIGUES, 2008). Em circunstâncias de desequilíbrio ambiental ou em situações em que a biomassa microbiana é submetida a algum fator de estresse (deficiência de nutrientes, acidez, déficit hídrico), a capacidade de utilização de C é reduzida, e o  $q_{Mic}$  tende a ser menor (MERCANTE et al., 2008), fatos estes verificados nos tratamentos PR e T.

Por outro lado, em locais sob condições favoráveis há tendência de aumento da biomassa microbiana e, em consequência, o  $q_{Mic}$  tende a aumentar (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). A adição de matéria orgânica de qualidade, ou a mudança de um fator limitante para uma condição favorável, podem contribuir para o aumento dos valores do  $q_{MIC}$  (CARDOSO et al., 2009), refletindo a eficiência na imobilização do C pelos microrganismos do solo (LEITE et al., 2003; FERNANDES et al., 2012), justificando os resultados para MN, CF, EB e CP.

No que tange a FDA observa-se que os maiores valores encontrados nos dois anos foi no tratamento T. Todos os demais resíduos não diferiram estatisticamente entre si. Segundo Araújo et al. (2015) e Souza et al (2017), possivelmente, esse tratamento devido a sua elevada RB desencadeou um aumento na atividade enzimática FDA em decorrência de estresse advindo de distúrbios ambientais.

Em relação a atividade da desidrogenase (Des) pode-se observar (Tabela 5) que o tratamento T obteve valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos, nos dois anos. A aplicação de CF, EB, CP e CZ obteve as maiores taxas de desidrogenase no solo, não diferindo estatisticamente entre si e nem do solo sob MN, nos dois anos. No entanto, o tratamento PR obteve a menor taxa desidrogenase no solo, nos dois anos. Além disso, não se observa diferença significativa no fator tempo em todos os tratamentos.

A desidrogenase reflete a atividade oxidativa total da microbiota do solo, sendo considerada bom indicador da atividade microbiana (BUZINARO; BARBOSA; NAHAS, 2009; YADA et al., 2015). A desidrogenase é uma enzima

que promove a oxidação de um substrato específico pela subtração do hidrogênio; segundo Cerri et al. (1992), parece estar condicionada à quantidade de matéria orgânica decomponível e intimamente relacionada à biomassa quando fontes externas de C são adicionadas ao solo (TABATABAI, 1994), justificando os resultados encontrados para CF, EB, CP e CZ.

As desidrogenases são enzimas ligadas às células e não enzimas extracelulares. Os íons nitrato, nitrito e  $Fe^{+3}$  inibem a atividade de desidrogenases, enquanto P-inorgânico,  $Fe^{+2}$ , sulfato e Mn estimulam a redução do substrato utilizado para sua análise chamado trifeniltetrazólio (TTC) (BREMNER e TABATABAI, 1973), possivelmente como a concentração do MN no tratamento T (Tabela 4) foi elevada, tal fato poderá ter incrementado a taxa de desidrogenase, além disso, sua atividade estar envolvida nos processos respiratórios microbianos, ocorrendo incrementos de sua taxa com a elevação da RB do solo (DICK et al., 1994), corroborando os resultados observado de RB (Tabela 3) no tratamento T. Dick et al. (1988), relataram a correlação negativa da biomassa microbiana e atividade da desidrogenase com a Ds, justificando os resultados inferiores encontrados para esta enzima no tratamento PR, em decorrência de sua elevada Ds (tabela 4).

Em relação atividade da arilsulfatase (ARIL) pode-se observar (Tabela 5) que o solo sob MN proporcionou valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos, no primeiro ano. A aplicação de CF, EB e CP incrementaram as taxas de arilsulfatase no solo, não diferindo estatisticamente entre si os tratamentos CF e CP, possuindo os maiores valores, dentre os resíduos, nos dois anos. No entanto, os tratamentos PR, CZ e T foram os que tiveram a menor atividade da arilsulfatase no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. Ademais, se observa diferença significativa, no fator tempo, em todos os tratamentos, exceto EB e MN. Os tratamentos CF e CP obtiveram incrementos, no fator tempo, não diferindo estatisticamente entre si e da MN no segundo ano; e ocorreu redução da atividade da enzima em CZ, PR e T.

A arilsulfatase está envolvida no metabolismo do S sendo responsável pela hidrólise das ligações do tipo éster de sulfato e liberação de íons sulfato (TABATABAI, 1994; SCHINNER et al., 1996, YADA et al., 2015). A arilsulfatase foi detectada em inúmeros tipos de solos (LOPES et al., 2013; MENDES et al.,

2012a), e vem sendo usada como indicadora indireta da presença de fungos no solo, uma vez que, entre os componentes da biomassa microbiana do solo, apenas os fungos têm até 42% de seus S na forma de éster de sulfato, substrato para esta enzima, e o solo sob mata nativa possuem maior população percentual fúngica (BANDICK e DICK, 1999), possivelmente isto explique as maiores atividade desta enzima na MN.

Pinto e Nahas (2002) avaliaram a atividade e população microbiana envolvida nas transformações do S em solos com diferentes vegetações e encontraram correlação positiva entre a atividade de arilsulfatase e o teor de S-orgânico e S-total, corroborando com os resultados encontrados neste trabalho, pois os tratamentos CF e CP obtiveram maiores teores de S no solo (Tabela 4) e maior atividade desta enzima. Ademais, dentre os resíduos, CF e CP possuem as maiores concentração de S em sua constituição química (Capítulo 2 – Tabela 2).

Segundo Geng et. al. (2012) a atividade da arilsulfatase se correlaciona positivamente com o COT, corroborando com os resultados encontrados neste trabalho, pois os tratamentos PR, CZ e T obtiveram as menores taxas de COT e arilsulfatase; além disso, nesses tratamentos, se observa a redução da atividade da enzima no fator tempo, tal fato possivelmente se encontra ligado a diminuição das concentrações de S no solo (PINTO e NAHAS, 2002) constatadas no segundo ano (Tabela 4). Neste contexto, deve ser dada mais atenção à recuperação de atividade da arilsulfatase em PR, CZ e T, porque a redução dessa atividade no solo pode resultar em uma menor disponibilidade de S e, conseqüentemente, menor disponibilidade deste nutriente para plantas, levando à necessidade de aplicações adicionais de fertilizantes sulfatados no solo.

A aplicação de CF, EB e CP incrementaram as taxas de uréase (URE) no solo (Tabela 5), não diferindo estatisticamente entre si e da MN, nos dois anos. No entanto, os tratamentos CZ e T obtiveram atividade intermediária da urease no solo, não diferindo estatisticamente entre si, no primeiro ano. O tratamento PR obteve as menores atividades de urease, nos dois anos. Observa-se diferença significativa, no fator tempo, em todos os tratamentos, exceto em CZ e MN. Os tratamentos CF, EB e CP obtiveram aumento da

atividade da enzima uréase, no fator tempo, entretanto, PR e T tiveram redução.

A urease é uma enzima extracelular produzida por bactérias, actinomicetos e fungos do solo ou ainda originada de resíduos orgânicos (REYNOLDS et al., 1987; LANNA et al., 2010). A urease participa do ciclo do N, está envolvida na hidrólise de uréia em dióxido de carbono e amônia, que pode ser assimilado por microrganismos e plantas (KIZILKAYA e BAYRAKLI, 2005). A análise da atividade de urease no solo pode fornecer uma indicação do potencial do solo em converter N orgânico em mineral, dando início ao processo de mineralização do N (LANNA et al., 2010), sendo sua atividade proporcional ao aumento do COT (ROLDÁN et al., 2003) correlacionando-se positivamente com a atividade da desidrogenase, no processo de mineralização da matéria orgânica (CLAASSENS et al., 2008; SAHA et al., 2008) e negativamente com a relação C/N do resíduo (GIACOMINI et al., 2003). Tais afirmações justificam as maiores atividades da urease nos resíduos CF, EB e CP; pois estes obtiveram aumento do N total do solo (Tabela 4), incremento nos teores de COT (Tabela 5), aumento de atividade da desidrogenase (Tabela 5) e menor relação C/N (Capítulo 2 – Tabela 2), dentre os resíduos.

A menor atividade da urease nos tratamentos PR, CZ e T estar atribuída a baixos teores de N no solo (CARNEIRO et al., 2008), corroborando com os resultados do N total do solo obtidos neste trabalho (Tabela 4). Além disso, a atividade da urease correlaciona-se negativamente com a Ds (KARACA et al., 2010), fato este verificado no tratamento PR que obteve, dentre todos os tratamentos, os menores valores de atividade da urease (tabela 3) e os maiores valores de Ds (Tabela 3).

Relativo a atividade da  $\beta$ -glicosidase (B-GLI) pode-se observar (Tabela 5) que o solo sob MN proporcionou valores superiores diferindo significativamente dos demais tratamentos, nos dois anos. A aplicação de CF, EB e CP, dentre os resíduos, obteve os maiores valores da atividade desta enzima no solo, não diferindo estatisticamente entre si EB e CP, nos dois anos. No entanto, os tratamentos PR, CZ e T foram os que tiveram a menor atividade da  $\beta$ -glicosidase no solo, não diferindo estatisticamente entre si, nos dois anos. Ademais, se observa diferença significativa de incremento, no fator tempo, da

atividade da  $\beta$ -glicosidase para os tratamentos CF, EB e CP, não diferindo estatisticamente da MN o tratamento CF, no segundo ano.

A  $\beta$ -glicosidase é uma das enzimas mais importantes do solo, atua hidrolisando os oligossacarídeos e a celobiose promovendo a produção da glicose (CHUNDAWAT et al., 2011; SINGHANIA et al., 2013). Essa enzima participa do ciclo do carbono, atuando na etapa inicial da degradação de compostos orgânicos e no último passo da degradação de celulose (ADAMCZYK et al., 2014), sua atividade aumenta com a adição de material orgânico e possui correlação positiva com a biomassa microbina (EVANGELISTA et al., 2012); com isso se explica os resultados superiores encontrado, para os tratamentos CF, EB, CP e MN; pois estes tratamentos obtiveram os melhores resultados para COT, CBM, NBM e PBM.

A atividade da  $\beta$ -glucosidase diminui com deficiência de nutrientes no solo e baixa qualidade química do material do resíduo adicionado no solo (PEIXOTO et al., 2010; BITTAR; FERREIRA; CORRÊA, 2013), tais afirmações corroboram com os resultados encontrados neste trabalho para PR, CZ e T; pois foram os tratamentos que obtiveram os piores resultados para os indicadores químicos QS (Tabela 4) e são os resíduos mais pobres em sua constituição química (Capítulo 2 – Tabela 2).

O tratamento T, diferiu estatisticamente dos demais tratamentos, obteve valores superiores para atividade da fosfatase (Fosf), nos dois anos (Tabela 5). A aplicação de CF, EB e CP, dentre os resíduos, obteve os menores valores na atividade de fosfatase no solo, não diferindo estatisticamente entre si, no primeiro ano. No entanto, os tratamentos PR e CZ foram os que tiveram os maiores valores, não diferindo estatisticamente entre si, no primeiro ano. A atividade da fosfatase para MN foi superior aos tratamentos CF, EB, CP e inferior a PR, CZ e T, nos dois anos, e permaneceu inalterada no fator tempo. Observa-se diferença significativa de incremento na atividade da enzima, no fator tempo para os tratamentos PR e T, sendo a T com a maior atividade no segundo ano; e diminuição da atividade da enzima para os tratamentos CF, EB e CP, sendo CF e CP obtendo os menores valores e não diferindo estatisticamente entre si, no segundo ano.

As fosfatases catalisam a hidrólise de fósforo orgânico a fósforo inorgânico ésteres de fosfatos, disponibilizando-o assim as plantas e

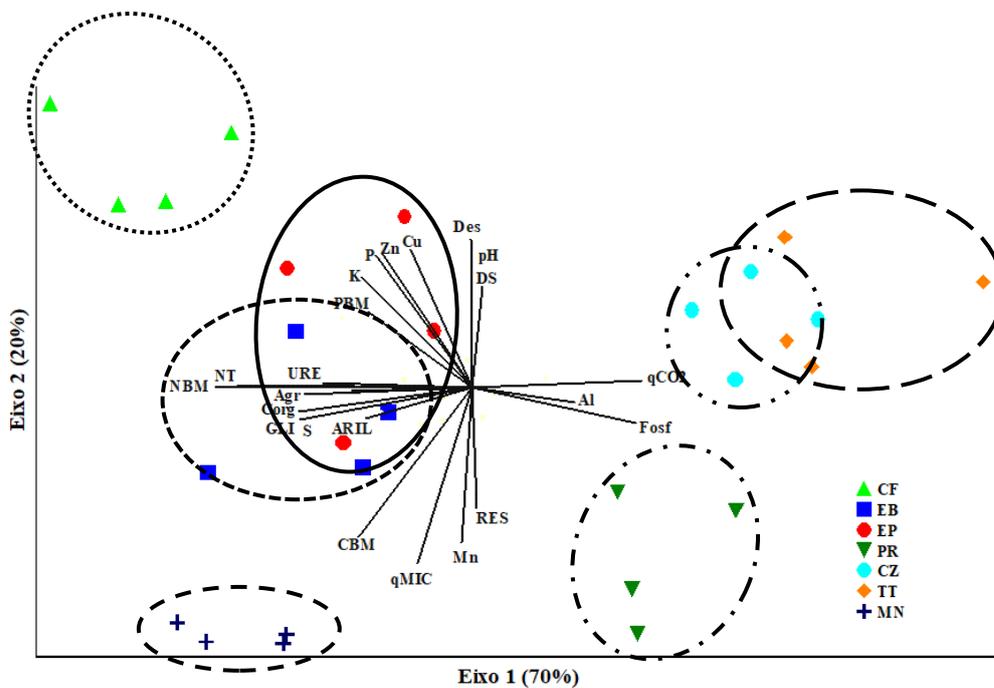
microrganismos (SUGIER; KOŁODZIEJ; BIELIŃSKA, 2013). Essas enzimas podem ter origem a partir de microrganismos, como também de animais e raízes de plantas. De acordo com seu pH ótimo de ação, podem ser classificadas como ácidas (pH 6,5) ou alcalinas (pH 11) (TABATABAI, 1994; ALEF e NANNIPIERI, 1995b; ZENG et al., 2007).

A atividade da fosfatase ácida é favorecida pela baixa disponibilidade de P às plantas e aos microrganismos e pode ser inibida por altas concentrações de fosfato inorgânico no solo (TRANNIN et al., 2007). Este fato corresponde com o observado no presente trabalho, já que, os tratamentos PR, CZ e T que apresentaram a maior atividade da fosfatase ácida foram observado os menores teor de P (Tabela 4) e os que apresentaram menor atividade, CF, EB e CP, obtiveram os maiores teor de P (Tabela 4). Além disso, a atividade da fosfatase diminui, no fator tempo, nos tratamentos CF, EB e CP, como consequência provavelmente do maior acúmulo de P verificado nesses tratamentos no segundo ano (Tabela 4).

A MN obteve níveis intermediários de atividade da fosfatase ácida, apesar do baixo teor de P no solo (Tabela 4). Segundo Matsuoka, Mendes e Loureiro (2003), esses resultados podem ser atribuídos à qualidade da matéria orgânica, e que geralmente áreas de mata apresentam grande quantidade de carbono orgânico, bem como fósforo orgânico contido na biomassa microbiana do solo e baixa disponibilidade de fósforo inorgânico, acarretando em equilíbrio na atividade da enzima (GATIBONI et al., 2008).

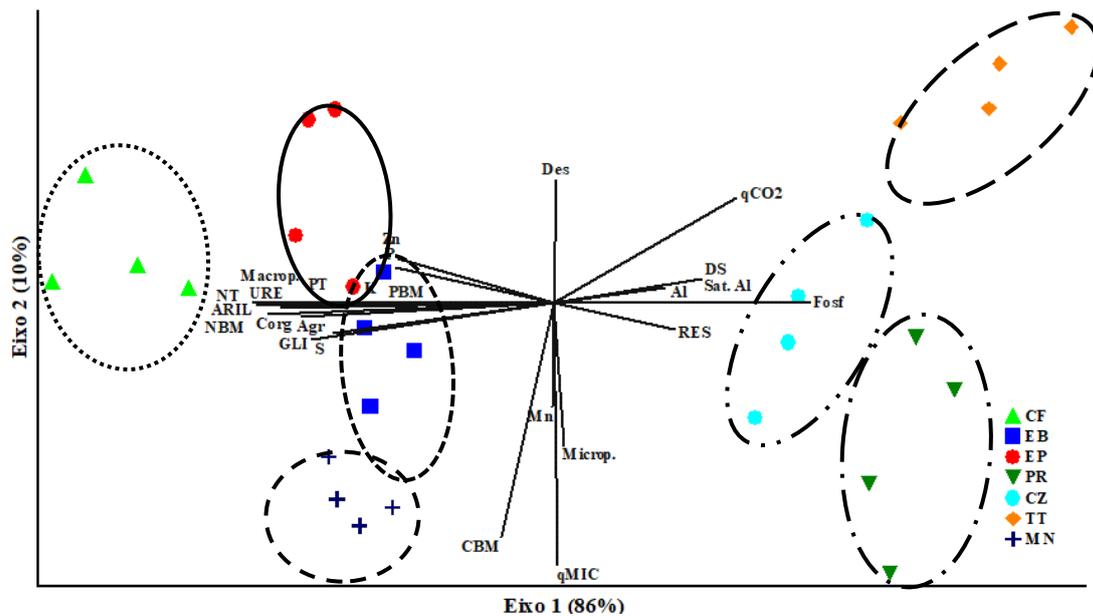
### **3.3.1 Análise multivariada dos indicadores de QS**

A seguir, se apresentam dois gráficos (Figura 2 e Figura 3) oriundos da técnica de ordenação multivariada NMS. Esses gráficos explanam características importantes de variação e correlação que podem ajudar a entender melhor a influência dos tratamentos CF, EB, EP, PR, CZ, T e MN nos indicadores de QS. Além disso, identificou e agrupou os indicadores mais sensíveis para detectar alterações na QS em cada tratamento estudado.



**Figura 2.** Escalonamento multidimensional não métrico (NMS) baseado nas propriedades químicas, físicas e biológicas de solos sob diferentes tratamentos, no primeiro ano de avaliação. Os grupos nas elipses não diferem pelo MRPP a 5% de probabilidade.

A NMS do primeiro ano explicou 90% da variação dos dados separando os tratamentos de acordo com os indicadores de QS mais sensíveis (Figura 2). No primeiro ano, os indicadores microbiológicos NBM, URE, ARIL, B-GLI e indicadores químicos COT, S e NT e indicador físico DMP foram os principais responsáveis pela separação dos tratamentos predominantemente, sob o tratamento EB; a ARIL ainda correlacionou-se com os indicadores citados no tratamento CP. Os indicadores químicos K, P, Zn, Cu foram agrupados com o indicador microbiológico PBM, predominantemente, sob os tratamentos CP e CF. Os indicadores DES, pH e Ds correlacionaram-se, tendo maior tendência de correlação no tratamento CP. Os indicadores CBM, qMic, Mn, RB correlacionaram-se positivamente, principalmente, sob o tratamento MN. Os indicadores qCO<sub>2</sub> e Fosf correlacionaram-se positivamente, tendo maior tendência de correlação nos tratamentos PR, CZ e T.



**Figura 3.** Escalonamento multidimensional não métrico (NMS) baseado nas propriedades químicas, físicas e biológicas de solos sob diferentes tratamentos, no segundo ano de avaliação. Os grupos nas elipses não diferem pelo MRPP a 5% de probabilidade.

A NMS do segundo ano demonstrada na Figura 3 explicou 96% da variação. Os indicadores microbiológicos COT, NBM, URE, ARIL e B-GLI correlacionaram-se com indicadores químicos S, N, K, Zn e indicadores físicos DMP, Pt e Mac, predominantemente, sob os tratamentos EB, CF e CP. O indicador DES tem maior tendência de crescimento sob o tratamento T. Os indicadores CBM, qMic, Mn correlacionaram-se positivamente, principalmente, sob o tratamento MN. Os indicadores qCO<sub>2</sub>, RB e Fosf correlacionaram-se positivamente, tendo maior tendência de correlação, no segundo ano, nos tratamentos PR, CZ e T.

### 3.4 Conclusões

1. Os tratamentos CF, EB e CP contribuíram com as melhores condições de qualidade do solo.
2. O tratamento CZ demonstrou potencial como condicionador de solo
3. O tratamento PR não contribuiu de forma geral para melhoria da qualidade do solo, além disso, seu uso deve ser associado a adubos orgânicos, devido ao seu efeito negativo na condição física do solo.
4. Os indicadores biológicos foram os mais sensíveis às mudanças
5. Os indicadores mais sensíveis de QS variaram de acordo com cada resíduo.

## 4. CAPÍTULO 2: USO DE RESÍDUOS EM AGROECOSSISTEMAS FAMILIARES DE BASE ECOLÓGICA E O DESEMPENHO AGRONÔMICO DO FEIJOEIRO.

### 4.1 Introdução

O Brasil é o principal produtor mundial de feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.), com produção de 3,4 milhões de toneladas e produtividade média em torno de 1,1 Mg ha<sup>-1</sup> na safra de 2016/2017, sendo seu cultivo realizado em quase todas as regiões do país (CONAB, 2017).

O feijoeiro é uma cultura de extrema importância para a sociedade brasileira, uma vez que é uma das fontes de proteína muito utilizada pela população mais carente (PAULA JÚNIOR et al., 2008). Além disso, é um alimento que envolve aproximadamente dois milhões de agricultores no país, com 64% da produção envolvendo a agricultura familiar, em estratos de área inferiores a 5 hectares (STONE et al., 2013), fazendo com que seja uma cultura de grande importância econômica e social.

O sistema de cultivo predominante do feijoeiro é o plantio convencional aliado ao uso excessivo de agroquímicos, o que tem gerado perda na qualidade dos solos, degradação pelos processos erosivos e contaminação da água subterrânea devido aos resíduos de fertilizantes e agrotóxicos (FERREIRA et al., 2010).

Diante dessa constatação, surge a necessidade de tecnologias que tornem possível o aumento de produtividade sem provocar alterações negativas nas áreas de cultivo, em que a produção de alimentos fundamente-se na redução do uso de agrotóxicos e fertilizantes solúveis, buscando um sistema de agricultura ecologicamente sustentável e de baixo custo.

Entre as tecnologias que devem ser melhoradas na cultura do feijoeiro, merece destaque o manejo da adubação, uma vez que com o fornecimento adequado e equilibrado de nutrientes para o feijoeiro podem-se obter aumentos significativos na produtividade da cultura (ANDRADE et al., 2004; MELÉM JÚNIOR et al., 2011), que é extremamente exigente em nutrientes (SOUZA et al., 2011).

Assim, uma das estratégias, no manejo da adubação, que se destaca no cultivo do feijoeiro é o aproveitamento de resíduos, usados especialmente por agricultores familiares de base ecológica, por sua adequação às características das pequenas propriedades (SEDIYAMA et al., 2015).

No aspecto regional, a utilização de resíduos é uma alternativa amplamente adotada para o suprimento de nutrientes, em áreas de agricultura familiar de base ecológica no Território Sul do Rio Grande do Sul. Cavalcante et al. (2009) asseguram que essa prática beneficia o feijoeiro, registrando-se aumento em sua produtividade quando estercos de animais, compostos orgânicos, são incorporados ao solo. Alves et al. (2000) concluíram que o uso de estercos bovino e avícolas na adubação, proporcionou, sob o ponto de vista de rendimento do feijoeiro, produtividade acima da média nacional. Além dos resíduos orgânicos, a utilização de rochas moídas e cinzas de casca de arroz podem constituir em alternativa à adubação com fontes solúveis, por fornecer vários nutrientes simultaneamente, disponibilizá-los de forma gradual, reduzir riscos ambientais e ser menos onerosa ao agricultor (PÁDUA, 2012; KATH et al., 2017)

Sabe-se que a produtividade agrícola pode ser negativamente afetada por uma série de estresses bióticos e abióticos que alteram o crescimento e o desenvolvimento vegetal, dentre esses, destaca-se a deficiência de nutrientes (SILVA et al., 2012). O feijoeiro é exigente em nutrientes, em função do pequeno e pouco profundo sistema radicular e do ciclo curto (SOUZA et al., 2011). A absorção de nutrientes, especialmente o N, ocorre praticamente durante todo o ciclo da cultura, mas a época de maior exigência, quando a velocidade de absorção é máxima, ocorre dos 35 aos 50 dias da emergência da planta, coincidindo com a época do florescimento (ROSOLEM e MARUBAYASHI, 1994).

As pesquisas sobre produção agroecológica do feijoeiro comum são bastante incipientes, tendo em vista que não há estabelecido um sistema de produção ecológica para esta cultura (PEREIRA et al., 2013). Com o interesse cada vez maior dos agricultores no sistema de produção de base ecológica, especialmente dos produtores familiares visando o aumento da rentabilidade, além da preservação da capacidade produtiva do solo à longo prazo, faz-se necessária a realização de estudos propondo formas alternativas de adubação,

propiciando uma maior disponibilidade de nutrientes, melhor desenvolvimento e produtividade do feijoeiro neste sistema de produção (STONE et al., 2013).

Assim, objetivou-se, neste trabalho, avaliar os efeitos dos resíduos em uso nos agroecossistemas familiares de base ecológica do Território Sul do Rio Grande do Sul, no estado nutricional, no desenvolvimento e na produtividade do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.).

## 4.2 Metodologia

A pesquisa foi realizada em condições de campo, em um agroecossistema familiar de base ecológica, localizado no município de Morro Redondo – RS. A área experimental está localizada geograficamente nas coordenadas correspondentes a uma latitude 31°35'18" sul e a uma longitude 52°37'55" oeste, estando a uma altitude de 245 metros. A classificação do clima da região, conforme W. Köppen, é do tipo "cfa" – clima temperado, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano e verões quentes. Os solos ocorrentes na área se constituem na associação de ARGISSOLO e NEOSSOLO com afloramentos de rochas (EMBRAPA, 2013).

Foram selecionados cinco resíduos mais utilizados pelos agricultores familiares de base ecológica do Território Zona Sul do Rio Grande do Sul. A seleção destes foi por intermédio de entrevistas com agricultores da Associação Regional de Produtores Agroecologistas da Região Sul (ARPASUL), tendo como objetivo fundamental descobrir os principais resíduos em uso pelos agricultores, sendo definidos os seguintes: cama de frango, esterco bovino, cama de peru, cinzas de casca de arroz e pó de rocha.

O experimento foi implantado em 2014, com delineamento experimental feito em blocos ao acaso, com seis tratamentos e quatro repetições, perfazendo um total de 24 parcelas. Os tratamentos foram: (1) Cama de Frango; (2) Esterco Bovino; (3) Cama de Peru; (4) Pó de Rocha; (5) Cinzas de Casca de Arroz; (6) Testemunha. A espécie implantada na área experimental para análise nutricional foi o feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*), sendo a cultivar Expedito no ano de 2014 e cultivar Brilhante no ano de 2015. As parcelas de 32 m<sup>2</sup> (4x8m) foram constituídas de seis fileiras de plantas, com 10 sementes de feijão por metro linear, espaçadas entre si de 0,66m. O feijão (*Phaseolus vulgaris*) foi semeado no mês de outubro de 2014 e 2015, sendo os resíduos

incorporados ao solo na camada arável (0-20cm) através de uma aração e uma gradagem, vinte dias antes da semeadura.

Antes da implantação do experimento, na área foi realizada a calagem com a quantidade de calcário recomendada pela Comissão de Química de Fertilidade do Solo RS/SC (2016). Utilizou-se como critério para a realização da calagem o índice SMP para o solo da área experimental cujo valor era 5,8 e o PRNT do calcário disponível na região de 75%. Assim sendo, foram incorporados a uma profundidade de 0-0,2 m a dosagem de 5,6 Mg.ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico através de uma aração e uma gradagem. Em virtude do solo da área experimental apresentar conteúdo médio de fósforo (P): 15,2 mg/dm<sup>3</sup>, alto conteúdo de potássio (K): 190 mg/dm<sup>3</sup> e baixo teor de matéria orgânica: 2,07 % e como o nutriente mais requerido pelo feijoeiro é o N, adotou-se o nitrogênio (N) como nutriente base para cálculo das doses dos resíduos orgânicos.

Para a definição da dose de cada resíduo orgânico foi considerada a recomendação para adubação orgânica da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul para a cultura do feijão, a composição química do solo (Tabela 1) e o teor de N dos resíduos (Tabela 2) previamente realizada (CQFS, 2016). Todavia, os resíduos cinza de casca de arroz e pó de rocha possuem o N em concentrações de baixa expressividade sendo 1,39 g/kg e 0,36 g/kg respectivamente. Em razão disso, a dose de N, desses tratamentos, se balizou em duas estratégias: média das doses que foram adotadas para os resíduos orgânicos cama de frango, esterco bovino cama de peru e dose utilizada dos pelos agricultores da ARPASUL, coincidentemente, as doses relatadas pelos agricultores, para os tratamentos cinza de casca de arroz e pó de rocha eram aproximadas a média dos resíduos orgânicos. Essa estratégia se tornou necessária em virtude de: a) dificuldade de acerto das doses que contemplasse, com exatidão, a necessidade nutricional da cultura; b) variabilidade da composição química dos insumos utilizados em função da origem e da época de obtenção do resíduo; c) do pioneirismo e natureza da pesquisa.

**Tabela 1.** Características químicas do solo da área experimental antes da correção (original)

<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Na</b> (mg dm <sup>-3</sup> )	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Mn</b>
15,2	190	12	0,4	1,4	46
	<b>Ca</b>	<b>Mg</b> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	<b>CTC<sub>pH7,0</sub></b>	<b>Al</b>	
	2,3	0,6	8,9	0,9	
<b>V (%)</b>	<b>pH<sub>(H2O)</sub></b>	<b>Ca/Mg</b>	<b>Ca/K</b>	<b>Mg/k</b>	<b>Fe (%)</b>
39	4,8	3,83	4,69	1,22	0,07

**Tabela 2.** Caracterização química dos resíduos

Característica	Esterco Bovino	Esterco de Peru	Cama de Aviário	Cinzas de Casca de Arroz	Pó de Rocha
pH (H <sub>2</sub> O)	8,01	9,32	7,91	7,97	8,88
Carbono orgânico (g/kg)	420,66	347,94	338,02	113,24	9,67
N (g/kg)	61,58	18,61	20,00	1,39	0,36
P (g/kg)	4,80	22,75	24,99	2,32	1,46
K (g/kg)	3,92	29,04	28,78	4,71	12,30
Ca (g/kg)	11,05	88,20	78,74	2,18	9,71
Mg (g/kg)	2,61	7,05	6,80	0,61	5,04
S (g/kg)	0,98	2,57	2,28	0,08	0,16
B (mg/kg)	26,88	63,39	62,37	0,4	66,17
Na (mg/kg)	1,89	14,84	14,33	1,76	4,78
Cu (mg/kg)	40,82	228,57	236,73	16,33	20,41
Zn (mg/kg)	89,98	647,64	499,64	61,57	66,30
Fe (mg/kg)	1574,68	4788,63	2444,44	893,72	3173,91
Mn (mg/kg)	745,43	717,30	728,55	413,50	495,08
C:N	7:1	19:1	17:1	81:1	27:1
Umidade (%)	79,62	25,51	63,51	37,50	3,61

Foram aplicadas no primeiro ano de experimento as seguintes doses: esterco bovino 13,28 MG ha<sup>-1</sup>; cama de frango – 13,70 MG ha<sup>-1</sup>; cama de peru 7,21 MG ha<sup>-1</sup>; pó de rocha e cinzas de casca de arroz 11,40 MG ha<sup>-1</sup> e no segundo ano de experimento: esterco bovino 4,43 MG ha<sup>-1</sup>; cama de frango–

8,20 MG ha<sup>-1</sup>; cama de peru 4,21 MG ha<sup>-1</sup>; pó de rocha e cinzas de casca de arroz 5,62 MG ha<sup>-1</sup>.

Aos 40 dias após a emergência (DAE), período de florescimento, nos dois anos de cultivo, foram coletadas para análise 10 plantas das 4 fileiras centrais de cada parcela (2 fileiras/5 plantas) acondicionadas em saco de papel, foram pesadas, secas em estufa de circulação de ar forçado a 60 °C até peso constante, sendo em seguida moídas para determinação dos teores dos nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe), de acordo com a metodologia de Tedesco et al. (1995).

Para análise de desenvolvimento foram coletadas 10 plantas das 4 fileiras centrais de cada parcela (2 fileiras/5 plantas), aos 70 dias após a emergência. As plantas de feijoeiro foram cortadas rente ao solo, colocadas em sacos plásticos e encaminhadas ao Laboratório de Fisiologia Vegetal da Universidade Federal de Pelotas- UFPel, onde foram separados o limbo foliar e pecíolos + hastes. Os limbos foliares foram submetidos ao leitor de área foliar modelo LI-3000 Area Meter, cuja leitura é dada em cm<sup>2</sup>. A partir dos dados de área foliar em cm<sup>2</sup> e com o número de plantas por m<sup>2</sup>, calculou-se o índice de área foliar (IAF). Após a leitura, todas as estruturas vegetais foram submetidas à secagem em estufa a 65 °C, até massa constante, para determinação da massa seca da parte aérea (MSPA). Além disso, foram realizadas as seguintes avaliações: altura das plantas, utilizando uma régua graduada em centímetros; número médio de vagens por planta; número de grãos por vagem, contabilizando os grãos de todas vagens das plantas selecionadas e o resultado expresso em número médio; massa de 100 grãos (corrigido para 13% de umidade) obtida pela fórmula: MG (g) (100) = Peso da amostra/Número total de sementes da amostra x 100 (BRASIL, 2009).

A produtividade total em Mg ha<sup>-1</sup> foi obtida através da colheita realizada cerca de 90 DAE, pela fórmula: Produção por unidade experimental (Mg) x 10000 m<sup>2</sup>/área experimental

Os dados referentes às características avaliadas foram submetidos às análises de variância e as médias comparadas pelo teste Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ) se utilizando do software ASSISTAT, versão 7.7 beta (SILVA, 2014).

### 4.3 Resultados e Discussão

A seguir, na Tabela 3, serão apresentados os teores de nutrientes na parte aérea do feijoeiro das cultivares BRS Expedito e Guapo Brilhante.

**Tabela 3.** Médias dos teores dos nutrientes da parte área do feijoeiro da cultivar Expedito e Guapo Brilhante, analisadas aos 40 dias após a emergência.

Teores de nutrientes	Tratamentos						CV (%)
	CF	EB	CP	CZ	PR	T	
<b>Cultivar BRS Expedito (Ano 2014)</b>							
N (g kg <sup>-1</sup> )	40,01 a	31,24 b	42,16 a	21,86 c	14,51 d	15,56 d	4,11
P (g kg <sup>-1</sup> )	3,71 a	2,91 b	3,49 a	2,46 c	2,11 d	2,09 d	5,92
K (g kg <sup>-1</sup> )	43,15 a	34,98 b	44,99 a	25,21 c	25,16 c	25,6 c	4,98
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	20,07 a	18,84 b	21,18 a	15,08 c	15,31 c	15,03 c	5,68
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	1,30 a	1,28 a	1,32 a	1,21 a	1,29 a	1,24 a	7,91
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	24,86 a	23,92 a	25,08 a	25,12 a	25,91 a	24,98 a	6,16
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	34,81 a	35,20 a	35,08 a	35,27 a	35,14 a	35,18 a	5,81
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	171,24 a	38,17 b	169,40 a	31,57 c	49,94 b	172,22 a	9,83
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	992,43 a	984,52 a	983,17 a	496,85 b	485,38 b	471,17 b	9,69
<b>Cultivar Guapo Brilhante (Ano 2015)</b>							
N (g kg <sup>-1</sup> )	44,73 a	35,61 b	45,76 a	23,43 c	15,05 d	14,98 d	5,91
P (g kg <sup>-1</sup> )	4,53 a	2,95 b	4,32 a	2,53 c	2,10 d	2,11 d	2,80
K (g kg <sup>-1</sup> )	44,12 a	40,15 b	44,13 a	25,13 c	25,17 c	25,18 c	5,11
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	20,01 a	17,68 b	19,98 a	15,09 c	15,29 c	15,13 c	9,18
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	1,28 a	1,17 a	1,29 a	1,30 a	1,27 a	1,26 a	8,87
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	25,20 a	25,01 a	25,89 a	24,98 a	26,75 a	25,06 a	9,54
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	35,68 a	34,17 a	35,08 a	35,04 a	34,09 a	34,78 a	6,71
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	170,8 a	40,01 b	166,89 a	29,81 c	46,75 b	178,65 a	10,3
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	1000,3 a	895,12 a	1078,2 a	487,10 b	485,14 b	399,12 b	9,84

\*As médias seguidas pela mesma letra minúscula, na linha, dentro da mesma cultivar, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade. CV (%) = Coeficiente de variação em porcentagem. Tratamentos. CF = Cama de Frango; EB = Esterco Bovino; CP = Cama de Peru; PR = Pó de Rocha; CZ = Cinzas de Casca de Arroz, T = Testemunha

Na avaliação do estado nutricional das plantas, os resíduos CF, EB e CP influenciaram positivamente e apresentaram efeito significativo sobre os teores de N, P, K, Ca, Mn e Fe nas duas cultivares.

A adição de CF, EB e CP promoveram elevação do teor de N da parte aérea das duas cultivares. A adição de dejetos de animais no solo tende a incrementar o N orgânico do solo (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006) fornecendo o N de forma lenta e gradual às plantas (LEITE et al., 2010), justificando os resultados encontrados. Entretanto, teores N foram inferiores da faixa nos tratamentos CZ, PR e T.

A aplicação de CF, EB, CP e CZ promoveram incrementos do teor de P na parte aérea do feijoeiro das duas cultivares. A adição de resíduos orgânicos

ao solo aumenta a densidade de cargas negativas na superfície dos óxidos de Fe e Al (CAIONE et al., 2013) e diminui a adsorção de P (HAYNES e MOKOLOBATE, 2001). Com o passar do tempo, os ácidos orgânicos resultantes da decomposição do resíduo solubilizam os fosfatos naturais (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006) elevando, então, a disponibilidade do P para as plantas e o poder residual do P no solo, justificando os resultados encontrados neste trabalho para os tratamentos CF, EB e CP. Ademais, principalmente, os resíduos CF e CP são ricos neste elemento (Tabela 2). Os processos de liberação dos nutrientes do PR para a solução do solo, na forma adequada para serem absorvidos pelas plantas, podem ser lentos (THEODORO, 2016); explicando sua inferioridade em relação aos demais resíduos.

O P nos tratamentos CF e CP foram superiores aos demais, nas duas cultivares, sobretudo não ocorreu toxidez nas plantas. Resultado semelhante foi obtido por SILVA et al. (2001), em Neossolo Quartzarênico, onde, elevando as doses de  $P_2O_5$  obtiveram aumento linear do teor de P na parte aérea de feijoeiro. Esse fato pode ser explicado pela menor quantidade de nutrientes disponíveis nesse tipo de solo, o que limita sua disponibilidade às plantas. A influência de outros fatores, como o alto conteúdo de K da área experimental, deve ser considerada, pois pode modificar o resultado, como verificado por LIMA et al. (2001). Esses autores avaliaram o teor de P na parte aérea do feijoeiro e obtiveram aumentos nos teores de P apenas quando utilizaram doses maiores de K, corroborando com os resultados deste trabalho para os tratamentos CF, EB e CP que possuíram os maiores teores de K no solo (capítulo 1 – tabela 4) e na parte aérea (capítulo 2 – tabela 3)

Os teores de Mg não apresentaram diferenças significativas nos tratamentos nas duas cultivares. Segundo Asiegbu e Oikeh (1995) esse resultado é explicado pela alta disponibilidade de K no solo, fato este intrínseco da mineralogia do solo da área experimental, entretanto, são raros os casos de toxidez por K (ALVAREZ et al, 2007).

Além disso, ocorreu diferença significativa entre os tratamentos para os teores de K (Tabela 3). CF e CP proporcionaram os maiores valores, nas duas cultivares, em virtude da maior concentração desse nutriente no resíduo, conforme observado na Tabela 2. O K, ao contrário do N e P, não é muito afetado pela taxa de mineralização, ficando todo disponível no solo, por não

integrar estruturas químicas orgânicas que necessitem da mineralização microbiana (MEURER; INDA JUNIOR, 2004), sendo sua liberação mais rápida para as plantas em comparação ao N e P (LEITE et al., 2010). Considerando as classes de interpretação estabelecidas pela CQFS (2016), tal resultado se justifica, pois em áreas que recebem doses elevadas e/ou aplicações sucessivas de camas avícolas é comum à presença de teores muito altos deste nutriente no solo (GALVÃO et al., 2008). No entanto, teores muito altos de K no solo podem prejudicar a absorção de Ca e Mg pelas plantas, além disso, o K em concentrações elevadas no solo pode deslocar o Mg do complexo de troca e acentuar as perdas desse nutriente por lixiviação ocasionando deficiência nutricional (SALVADOR et al., 2017), fato este verificado nos baixos índices do Mg na parte aérea do feijoeiro.

No entanto, os teores de Ca apresentaram diferenças significativas nos tratamentos nas duas cultivares, seguindo a proporcionalidade teor do nutriente do resíduo e teor na planta, pois os que apresentaram os maiores valores foram CF, EB e CP. Além disso, a prática calagem realizada na área experimental pode ter influenciado nos resultados.

Os teores de Cu e Zn não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos, nas duas cultivares. Tal fato decorre dos teores desses micronutrientes estarem alto no solo em todos os tratamentos (tabela 2 – capítulo 4), não ocorrendo incremento nos teores do nutrientes da parte aérea com a adubação.

Além disso, os resíduos CF, EB, CP apesar de possuírem maiores teores de Zn em sua composição química; a matéria orgânica presentes nesses resíduos pode diminuir a solubilidade devido à formação de complexos orgânicos insolúveis que reduzem a sua disponibilidade as plantas (MALAVOLTA, 2006), assim, não diferindo estatisticamente com os outros tratamentos que possuem baixo conteúdo de Zn.

A aplicação de CF e CP incrementaram os teores de Mn da parte aérea das duas cultivares, isso pode ser devido as altas concentrações deste micronutriente nos respectivos resíduos (Tabela 2). Entretanto, o teor de Mn foi menor no tratamento CZ devido ao seu efeito corretivo condicionador do solo, pois aumenta o pH do solo (PAULETTO et al., 1990; PINTO et al., 2009;

SANDRINI, 2010; ISLABÃO,2014) conforme observado no Capítulo 1 (tabela 4); diminuindo a disponibilidade de Mn para as plantas (SOUZA et al.,2010).

Os teores de Fe apresentaram diferenças significativas entre si nas duas cultivares. Os tratamentos CF, EB e CP apresentaram os maiores valores e não diferem estatisticamente entre si. Tal fato pode ser explicado, pois a matéria orgânica presente nesses resíduos proporciona melhor aproveitamento de Fe pelas plantas, por causa de suas características acidificantes e redutoras, bem como a capacidade de determinadas substâncias húmicas para formar quelatos (CHIG et al, 2016).

Para analisar o desempenho agrônômico do feijoeiro, estão apresentadas a seguir (Tabela 4), variáveis de desenvolvimento e produção das cultivares Expedito e Guapo Brilhante sob diferentes resíduos e T.

**Tabela 4.** Altura da planta (AP), número médio de vagens por planta (NMVP), número de grãos por vagem (NGV), massa seca da parte aérea (MSPA), massa de 100 grãos (M100), índice de área foliar (IAF), produtividade de grãos (PG), de feijão Cv. Expedito e Cv. Guapo Brilhante, sob diferentes resíduos e testemunha

Variáveis	Tratamentos						CV (%)
	CF	EB	CP	CZ	PR	T	
Cultivar BRS Expedito (Ano 2014)							
AP (cm)	53,2 a	52,8 a	54,9 a	36,8 b	34,6 b	34,9 b	7,92
NMVP (uni)	15,31 a	11,8 b	15,90 a	8,11 c	6,78 d	6,13 d	8,18
NGV(uni)	4,73 a	3,92 b	4,99 a	2,93 c	2,80 c	2,56 c	7,28
MSPA (g)	8,34 a	6,34 b	8,59 a	4,91 c	4,29 c	4,24 c	8,93
M100(g)	25,86 a	20,72 b	25,18 a	17,12 c	14,31 d	13,98 d	6,16
IAF (%)	3,20 a	2,81 b	3,08 a	1,97 c	1,34 c	1,28 c	5,81
PG(MG.ha <sup>-1</sup> )	2,98 a	2,43 b	2,87 a	1,42 c	1,12 d	1,16 d	6,01
Cultivar Guapo Brilhante (Ano 2015)							
AP (cm)	51,4 a	55,7 a	54,1 a	32,9 b	33,6 b	33,2 b	8,12
NMVP (uni)	16,20 a	10,91 b	15,99 a	9,28 c	7,77 d	6,99 c	9,34
NGV(uni)	4,16 a	3,52 b	4,59 a	2,85 c	2,55 c	2,92 c	8,48
MSPA (g)	9,74 a	7,84 b	9,39 a	4,18 c	4,01 c	4,04 c	9,91
M100(g)	26,46 a	22,48 b	25,88 a	16,41 c	12,15 d	11,98 d	7,19
IAF(m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup> )	3,34 a	2,76 b	3,19 a	1,77 c	1,24 c	1,21 c	7,15
PG(MG.ha <sup>-1</sup> )	2,78 a	2,53 b	2,70 a	1,34 c	0,92 d	0,96 d	9,81

\*As médias seguidas pela mesma letra minúscula, na linha, dentro da mesma cultivar, não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade

CV (%) = Coeficiente de variação em porcentagem

Tratamentos: CF = Cama de Frango; EB = Esterco Bovino; CP = Cama de Peru; PR = Pó de Rocha; CZ = Cinzas de Casca de Arroz, T = Testemunha

Em relação a AP, nas duas cultivares, os resíduos CF, EB e CP obtiveram os maiores resultados, não diferindo estatisticamente entre si. Os resíduos CZ e PR não diferiram estatisticamente da T. Segundo Leite et al. (2010), compostos orgânicos de relação C/N inferior a 25, como dos resíduos

CF, EB e CP, liberam N no primeiro ano de cultivo. Provavelmente, o feijoeiro aproveitou o N, nutriente responsável em grande parte pelo crescimento vegetativo das culturas agrícolas (NOVAIS et al., 2007). Testando fontes de adubo orgânico em feijão-vagem, Santos et al. (2001) verificaram que o AP foi influenciada pelo esterco de galinha, bovino e caprino, aumentando linearmente com o fornecimento da matéria orgânica.

Os tratamentos CF, EB e CP elevaram o NMVP, com aumento aproximadamente de 145, 93 e 159 % na Cv. Expedito e 132, 56 e 129 % na Cv. Guapo Brilhante, respectivamente, em comparação a T. Segundo Davari et al. (2012), o aumento da formação de vagens em tratamentos com adubação orgânica e pode ser atribuído ao melhor desenvolvimento da planta devido à utilização eficiente dos nutrientes disponíveis no solo pela planta, sendo isto observado neste trabalho, conforme a tabela 3. Araújo (2008), avaliando cultivares, obteve 15,57 vagens por planta, para a IAC-Tunã, resultados próximos aos obtidos por esse trabalho nas cultivares Expedito e Guapo Brilhante, nos tratamentos CF e CP. Efeitos benéficos da adubação orgânica também foram observados por Oliveira et al., (2000), destacando que o esterco bovino proporcionou maior rendimento de vagens na cultura do feijão na dose de 24 MG ha<sup>-1</sup>.

Em relação ao NGV, os tratamentos CF e CP, apresentaram os melhores resultados sendo seguidos pelo EB, nas duas cultivares. Os tratamentos CZ e PR não diferiram estatisticamente da T. De acordo com Rosolem (1987), o feijoeiro tem baixa exigência em P, mas este tem apresentado respostas frequentes no desempenho agrônômico, uma dessas respostas é o incremento do NGV com a adubação fosfatada, possivelmente, justificando os maiores valores para esta variável em CF, EB e CP, em decorrência das maiores concentrações de P no solo (capítulo 1 – tabela 4) e maior teor de P na parte aérea (capítulo 2 – tabela 3). Divergindo de Binotti et al. (2009), o qual afirmar que o NGV se encontra mais relacionado com o cultivar, característica de herdabilidade genética, sofrendo pouca influência das práticas culturais utilizadas na cultura, sendo que estes valores normalmente estão por volta de 4 a 5 grãos por vagem, valores semelhantes aos encontrados tratamentos CF, EB e CP. No entanto, resultados de trabalhos de pesquisa indicam que uma melhor nutrição em N, conforme observados neste

trabalho ( capítulo 1 – tabela 4; capítulo 2 – tabela 3) pode aumentar o número de óvulos fertilizados por vagem (SORATTO et al. 2006).

Os tratamentos CF, EB e CP incrementaram a MSPA, nas duas cultivares, sendo os maiores valores foram obtidos na aplicação de CF e CP. OS tratamentos CZ e PR não diferiram estatisticamente da T. O acréscimo e aumento da disponibilidade de nutrientes no solo (capítulo 1 – tabela 4) e conseqüentemente o incremento da absorção (capítulo 2 – tabela 3), principalmente nos tratamentos CF, EB e CP, elevaram a produção da MSPA, uma vez que o estado nutricional influencia diretamente na fotossíntese e crescimento da planta (MALAVOLTA et al.,1997). Monteiro et al. (2014), avaliando cultivares de feijão em sistema orgânico de produção, observaram para a maior MSPA de 11,01 g planta<sup>-1</sup> na cultivar IAC-Alvorada, valor próximo aos obtidos neste trabalho para as cultivares BRS Expedito e Guapo Brilhante nos tratamentos CF e CP.

Importante componente produtivo na cultura do feijão, a M100 foi influenciada positivamente pelos tratamentos CF, EB , CP e CZ , com aumento aproximadamente de 85, 48, 80 e 22 % na Cv. Expedito e 121, 88, 116 e 36 % na Cv. Guapo Brilhante, respectivamente, em comparação a T. ANTUNES et al (2007), realizando experimentos de valor de cultivo e uso (VCU), com a Cv. Expedito em Pelotas encontrou o valor da massa media de 100 grãos de 28,2g, em média 3g a mais em relação aos tratamentos de melhor desempenho, CF e CP, obtidos neste trabalho (Tabela 4). No entanto, compilar dados de massa de 100 grãos de feijão do Grupo Preto nos três estados do Sul do Brasil a Comissão técnica sul-brasileira de feijão, chegou ao valor médio de 25g, resultados semelhantes aos obtidos, neste trabalho, para CF e CP.

Os tratamentos CF, EB e CP incrementaram o IAF, nas duas cultivares, sendo os maiores valores foram obtidos na aplicação de CF e CP. O melhor estado nutricional das plantas nos tratamentos CF e CP (tabela 4), possibilitou aumento do número de folhas e expansão do limbo foliar, por conseqüência os maiores IAF, atingindo 3,20 e 3,08 m<sup>2</sup>m<sup>-2</sup> na Cv. Expedito; 3,34 e 3,19 m<sup>2</sup>m<sup>-2</sup> na Cv. Guapo Brilhante, respectivamente. Quanto maior o IAF, maior será a interceptação luminosa e a eficiência de uso na radiação fotossinteticamente ativa, aumentando o desempenho agrônômico em condições ambientais favoráveis (FAGUNDES et al., 1999)

BARILI et al.(2015) avaliou 38 cultivares de duas linhagens de feijão do do grupo comercial preto no estado de Minas Gerais, verificou uma média de produtividades entre as cultivares avaliadas de 2,3 a 3,9 Mg ha<sup>-1</sup>, resultados que corroboram com a produtividade alcançada pela Cv. BRS Exedito e Cv. Guapo Brilhante, nos tratamentos CF, EB e CP (Tabela 4).

Os benefícios dos tratamentos CF, EB e CP em relação à PG pode estar relacionado com o fato de que, fornecido em quantidades adequadas, pode ser capaz de suprir as necessidades das plantas devido à maior disponibilidade de N, P e K (OLIVEIRA et al., 2014). Além disso, melhora as propriedades químicas e físico-químicas do solo, aumentando a soma de bases, teor de N, P e K (CASTILHO et al., 2017), liberando lentamente os nutrientes de maneira a atender à necessidade nutricional da cultura por maior período de tempo (LISBOA et al., 2017), contribuindo também com efeitos benéficos na agregação, densidade do solo e porosidade (BALIN et al., 2017); fatos estes obtidos nesse trabalho (capítulo 1 – Tabela 3,4 e 5 e capítulo 2 – Tabela 3).

#### **4.4 Conclusões**

1. Os tratamentos cama de frango e cama de peru proporcionaram o melhor estado nutricional das plantas de feijão Cv. BRS Exedito e Cv. Guapo Brilhante;
2. Os tratamentos cama de frango e cama de peru, seguido pelo esterco bovino proporcionaram o melhor desempenho agrônômico do feijoeiro, Cv. BRS Exedito e Cv. Guapo Brilhante;
3. O teor de Mg não diferiu estatisticamente nos tratamentos, devido a alta concentração de K no solo;
4. O teor de N foi insuficiente para a cultura nos tratamentos: cinzas, pó de rocha e testemunha, limitando o desempenho agrônômico.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resíduos cama de frango e cama de peru foram os que proporcionaram as melhores condições de qualidade do solo, se aproximando dos resultados da mata nativa. No entanto, devido à alta concentração de P nesses resíduos, estes deverão ser usados com precaução nos solos da região que possuem alto teor de P.

O resíduo esterco bovino, após cama de frango e cama de peru, promoveu as melhores condições de qualidade do solo, tendo como vantagem o seu uso em solos com teores com alto conteúdo de P e demonstrando através do qMIC maior eficiência na imobilização do C pelos microrganismos do solo, com isso uma maior possibilidade de incremento da matéria orgânica do solo ao longo do tempo.

O uso do resíduo pó de rocha na adubação do solo deverá ser associado com resíduos orgânicos, para minimizar o efeito do aumento da densidade de solo e diminuição da macroporosidade. Este resíduo se torna promissor no fornecimento de Ca ao solo ao longo do tempo, a obtenção resultados mais conclusivos para este resíduo é dependente da continuidade do estudo.

O uso de cinzas de casca de arroz no solo promove correção da acidez do solo através do aumento do pH do solo e diminuição do teor de Mn no solo, ademais, a sua utilização para o fornecimento de macronutrientes ao solo mostrou-se eficiente, sobretudo, para Ca e P.

Os indicadores mais sensíveis ao longo do tempo variaram de acordo com cada resíduo, ademais, se constatou maior sensibilidade à mudança nos indicadores microbiológicos em detrimento aos físicos e químicos.

Os tratamentos cama de frango e cama de peru proporcionaram o melhor estado nutricional das plantas de feijão Cv. BRS Expedito e Cv. Guapo Brilhante; por consequência um melhor desempenho agrônômico.

O teor de N da parte aérea do feijoeiro nos tratamentos cinzas de casca de arroz e pó de rocha foram considerados abaixo do adequado, possivelmente, em decorrência da baixa concentração desse nutriente, especificamente, nesses resíduos.

O teor de Mg da parte aérea feijoeiro não diferiu estatisticamente devido a alta concentração de K no solo, tal fato se encontra associado as características pedogenéticas do solo da área de estudo.

As conclusões alcançadas podem servir de orientação no manejo da adubação de agroecossistemas de base ecológica, detentores de solos agrícolas semelhantes ao da área de estudo. Entretanto, pela natureza pioneira e exploratória do projeto, se torna necessário aprofundar o conhecimento sobre o uso desses resíduos ao longo dos anos em diferentes tipos de solos e o efeito do uso integrado desses resíduos na qualidade do solo e nutricional dos cultivos agrícolas.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIVEN, S; MENASSERI, S; CHENU, C. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability—A literature analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 1, p. 1-12, 2009.

ABRAMOVAY, R. Agricultura familiar e uso do solo. **São Paulo em perspectiva**, v. 11, n. 2, p. 73-78, 1997.

ABREU, L. S. et al. Trajetória e situação atual da agricultura de base ecológica no Brasil e no estado de São Paulo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 26, n. 1, p. 149-178, 2009.

ADAMCZYK, B.; KILPELÄINEN, P.; KITUNEN, V.; SMOLANDER, A. Potential activities of enzymes involved in N, C, P and S cycling in boreal forest soil under different tree species. **Pedobiologia: Journal of Soil Ecology**, v. 57, p. 97-102, 2014.

AGUIAR, Maria Ivanilda de et al. **Qualidade física do solo em sistemas agroflorestais**. 2008. 95f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

ALBUQUERQUE, J. A. et al. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. **Revista brasileira de ciencia do solo**. Campinas. Vol. 27, n. 5 (set./out. 2003), p. 799-806, 2003.

ALEF, K. Estimation of soil respiration. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (eds.). **Methods in soil microbiology and biochemistry**. New York: Academic Press, 1995. p. 464-470.

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Londres: Academic Press, 1995.

ALMEIDA, L. M. M. C. et al. Políticas públicas, redes de segurança alimentar e agricultura familiar: elementos para construção de indicadores de eficácia. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 1, 2013.

ALVAREZ, V. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

ALVES, E. U.; OLIVEIRA, A. P.; BRUNO, R. L. A.; ARAÚJO, E.; SILVA, J. A. L.; GONÇALVES, E. P.; COSTA, C. C. Produção de sementes de feijão-vagem em função de fontes e doses de matéria orgânica. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.18, n.3, p.215-221, 2000

ALVES, T.S. et al. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 33, n. 2, 2011.

- ALVIM, L. A. C.; DE PAULA JÚNIOR, D. R.; PINTO, A. R. Potencialidades de Aproveitamento de Resíduos da Bovinocultura. **ASAE Standards** [S.l.], v. 39, n. 10, 1991.
- AMPARO, A. Farinha de rocha e biomassa. **Revista Agroecologia Hoje**, v.20, n.1, p.11, 2003.
- ANDERSON, T - H.; DOMSCH, K. H. Maintenance carbon requirements of actively metabolizing microbial populations under in situ conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 17, p. 197- 203, 1985.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.
- ANDRADE, C. A. B.; PATRONI, S. M. S.; CLEMENTE, E.; SCAPIM, C. A. Produtividade e qualidade nutricional de cultivares de feijão em diferentes adubações. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.28, n.5, p.1077-1086, 2004.
- ANDREOLA, F. et al. Propriedades químicas de uma Terra Roxa Estruturada influenciadas pela cobertura vegetal de inverno e pela adubação orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 3, 2000.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; CAMBARDELLA, C. A. The soil management assessment framework. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 6, p. 1945-1962, 2004.
- ANTUNES, I. F.; SILVEIRA, E. P.; DA SILVA, H. T. BRS Expedito: Nova cultivar de feijão de grãos pretos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 135–136, 2007.
- AOYAMA, M.; ANGERS, D. A.; N'DAYEGAMIYE, A. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 79, p. 295- 302, 1999.
- ARAUJO, A. D. et al. Esterco líquido bovino e uréia no crescimento e produção de biomassa do maracujazeiro amarelo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 3, 2011.
- ARAUJO, A.S.F. et al. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 66, p. 175-181, 2013.
- ARAUJO, A. S. F.; MIRANDA, A. R. R.; OLIVEIRA, M. L. J.; SANTOS, V. M.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J. Soil microbial properties after 5 years of consecutive amendment with composted tannery sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 4153-4160, 2015.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, 2007.

ARAÚJO, E. A. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.

ARAÚJO, J. C. **Avaliação de cultivares de feijão (Phaseolus vulgaris L.) para o sistema orgânico de produção**. 2008. 83 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

ARAÚJO, Raul Matos Araújo. **Análise da sustentabilidade: o saber acadêmico e o saber local em agroecossistemas familiares de base ecológica no sul do rio grande do sul**. 2014. 204 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Produção Agrícola Familiar) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2014.

ARMESTO, L. et al. Combustion behaviour of rice husk in a bubbling fluidised bed. **Biomass and Bioenergy**, v. 23, n. 3, p. 171-179, 2002.

ARSHAD, M.A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.88, p.153-160, 2002.

ASIEGBU, J. E.; OIKEH, S. **Evaluation of chemical composition of manures from different organic wastes and their potential for supply of nutrients to tomato in a tropical Ultisol**. *Biological Agriculture Horticulture, United Kingdom*, v. 12, n. 1, p. 47-60, 1995.

BALDOCK, J.A., NELSON, P.N., **Soil organic matter**. In: Summer, M. (Ed.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 25–84, 2000.

BALIN, N. M. et al. Frações da matéria orgânica, índice de manejo do carbono e atributos físicos de um latossolo vermelho sob diferentes sistemas de uso. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 3, 2017.

BALOTA, E. L. et al. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 77, n. 2, p. 137-145, 2004.

BANDICK, A. K., DICK, R. P. Field management effects on soil enzyme activities. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, p. 1471–1479, 1999.

BANDYOPADHYAY, K. K. et al. Effect of integrated use of farmyard manure and chemical fertilizers on soil physical properties and productivity of soybean. **Soil and Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 115-125, 2010.

BARILI, L.D. et al. Genotype-environment interaction in common bean cultivars with carioca grain, recommended for cultivation in Brazil in the last 40

years. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, v. 15, n. 4, p. 244-250, 2015.

BATEY, T.; MCKENZIE, D. C. Soil compaction: identification directly in the field. **Soil Use and Management**, v. 22, n. 2, p. 123-131, 2006.

BAVOSO, Marina Araújo et al. Preparo do solo em áreas de produção de grãos, silagem e pastejo: efeito na resistência tênsil e friabilidade de agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, 2010.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 1, p. 105-112, 1997.

BERTONI, JOSÉ; LOMBARDI NETO, FRANCISCO. Conservação do Solo, 7ª Edição, Editora Ícone. **São Paulo, SP**, 2008.

BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F. Compactação do solo no desenvolvimento radicular e na produtividade da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 6, p. 581-588, 2004.

BHATTACHARYYA, T. et al. Modelled soil organic carbon stocks and changes in the Indo-Gangetic Plains, India from 1980 to 2030. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 122, n. 1, p. 84-94, 2007.

BINOTTI, F.F. da S. **Manejo do nitrogênio no feijoeiro de inverno em sucessão a milho e *Brachiaria* em sistema de plantio direto**. 2009. 178p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira.

BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. S.; CORRÊA, G. F. Influence of soil texture on microbial activity, carbon decomposition and mineralization of litter in soils of the brazilian cerrado under incubation. **Bioscience Journal**, v. 29, p. 1952-1960, 2013.

BORBA, Marcos Flávio Silva. **La marginalidad como potencial para la construcción de " otro" desarrollo. El caso de santana da boa vista, rio grande do sul, brasil**. 2002. Tese de Doutorado. Universidad de Córdoba.

BORG DAN, R.C., BIKLEN, S.K. **Investigação qualitativa em Educação**. Porto, Porto Editora, Ltda, 1994. 336p.

BOUWER, H. Integrated water management: emerging issues and challenges. **Agricultural water management**, v. 45, n. 3, p. 217-228, 2000.

BRANDENBURG, A.; WANDERLEY, M. N. B. **Agricultura familiar, ONGs e desenvolvimento sustentável**. Editora UFPR, 1999.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: MAPA/ACS, 2009. 399p.

BRASIL: Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica – Planapo: 216-2019 / Câmara Interministerial de Agroecologia e Produção Orgânica. – Brasília, DF: **Ministério do Desenvolvimento Agrário**, 2016. 89 p

BREMNER, J. M. Nitrogen Total. In: SPARKS, D. L. (Ed). **Methods of soil analysis**: Part 3. Madison: America Society of Agronomy, 1996. p. 1085-1121.

BREMNER, J. M.; TABATABAI, M. A. Effects of some inorganic substances on TTC assay of dehydrogenase activity in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 5, n. 3, p. 385-386, 1973.

BROOKES, P. C. et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil biology and biochemistry**, v. 17, n. 6, p. 837-842, 1985.

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. **Soil biology and biochemistry**, v. 14, n. 4, p. 319-329, 1982.

BUZINARO, T. N.; BARBOSA, J. C.; NAHAS, E. Atividade microbiana do solo em pomar de laranja em resposta ao cultivo de adubos verdes. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 31, p. 408-415, 2009.

CAIONE, G; FERNANDES, Francisco M.; LANGE, A. Efeito residual de fontes de fósforo nos atributos químicos do solo, nutrição e produtividade de biomassa da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, 2013.

CANCELLIER, L. L.; AFFÉRI, F. S.; ADORIAN, G. C.; RODRIGUES, H. V. M.; MELO, A. V.; PIRES, L. P. M.; CANCELLIER, E. L. Adubação orgânica na linha de semeadura no desenvolvimento e produtividade do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 32, n. 2, p. 527-540, 2011.

CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, Siu Mui; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992, 486p.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. **Pesquisa agropecuária brasileira**. v. 44, p. 631-637, 2009.

CARNEIRO, M. A. C.; ASSIS, P. C. R.; MELO, L. B. C.; PEREIRA, H. S.; PAULINO, H. B.; SILVEIRA NETO, A. N. Atributos bioquímicos em dois solos de cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, p.276-283, 2008.

CARNEIRO, M. A. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, 2009.

CARNEIRO, M.J. Política pública e agricultura familiar: uma leitura do Pronaf. **Estudos sociedade e agricultura**, v. 8, n. 4, p. 70-82, 1997.

CARTER, M.R. **Organic matter and sustainability**. In: REES, B.C.; BALL, B.C.; CAMPBELL, C.D. & WATSON, C.A., eds. Sustainable management of soil organic. Wallingford, CAB International, 2001. p.9-22.

CARVALHO, André Mundstock Xavier de. Stonemeal and their interactions in soil environment: contributions for use in agroecosystems with agroecological management. 2012. 129 f. Tese (Doutorado em Solos e nutrição de plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

CARVALHO, E.R et al. Fertilizante mineral e resíduo orgânico sobre características agronômicas da soja e nutrientes no solo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 4, 2011.

CARVALHO, J. L. et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, 2010

CASIDA, L. E.; KLEIN, D. A.; SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science**, v. 98, p. 371-376, 1964.

CASTILHO, K. B. et al. Análise multivariada da qualidade química de um Latossolo sob sistemas de manejo do solo. **Agrarian**, v. 10, n. 36, p. 162-169, 2017

CAUME, D J. Segurança alimentar, reforma agrária e agricultura familiar. **Revista UFG**, v. 5, n. 1, 2003.

CAVALCANTE, S. N.; DUTRA, K. O. G.; MEDEIROS, R.; LIMA, S. V.; SANTOS, J. G. R.; ANDRADE, R.; MESQUITA, E. F. Comportamento da produção do feijoeiro macassar (*Vigna unguiculata* L. Walp) em função de diferentes dosagens e concentrações de biofertilizante. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, supl. esp., n.1, 2009.

CAVALLINI, M. C.; ANDREOTTI, M.; OLIVEIRA, L. L.; PARIZ, C. M.; CARVALHO, M. P. Relações entre produtividade de *Brachiaria Brizantha* e atributos físicos de um latossolo do cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.34, n.4, pp. 1007-1015, 2010

CAVENAGE, A. et al. Alterações nas propriedades físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 4, 1999.

CERRI, C. C.; ANDREUX, F.; EDUARDO, B. P. O ciclo do carbono no solo. **Microbiologia do solo. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p. 73-90, 1992.

CHIG, L. A. et al. Distribuição espacial de ferro e manganês trocáveis em solos do pantanal Spatial distribution of iron and manganese exchangeable wetland soils. **AMBIÊNCIA**, v. 12, n. 1, p. 233-249, 2016.

CHUNDAWAT, S.; BECKHAM, G.; HIMMEL, M.; DALE, B.; PRAUSNITZ, J. Deconstruction of lignocellulosic biomass to fuels and chemicals. **Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering**, v. 2, p. 121-145, 2011.

CLAASSENS, S. et al. Soil microbial community function and structure in a post-mining chronosequence. **Water, air, and soil pollution**, v. 194, n. 1-4, p. 315-329, 2008.

COELHO, M. A. Z.; LEITE, S. G. F.; ROSA, M. D. F.; FURTADO, A. A. L. Aproveitamento de resíduos agroindustriais: produção de enzimas a partir da casca de coco verde. **Boletim do Centro de Pesquisa de Processamento de Alimentos [S.I.]**, v. 19, n. 1, 2005.

COMISSÃO DE QUÍMICA DE FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11<sup>a</sup>. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS) –Núcleo Regional Sul, 2016. 396 p.

CONAB. **3º Levantamento-Safra 2017/18**. Disponível em: [http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17\\_04\\_18\\_11\\_26\\_11\\_boletim\\_feijão.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17_04_18_11_26_11_boletim_feijão.pdf). Acesso em 19 de janeiro de 2018.

CORRÊA, J. C.; MIELE, M. A cama de aves e os aspectos agronômicos, ambientais e econômicos. **Embrapa Suínos e Aves-Capítulo em livro técnico-científico (ALICE)**, 2011.

COSTA, A.M.; BORGES, E.N.; SILVA, A.A.; NOLLA, A. & GUIMARÃES, E.C. Potencial de recuperação física de um Latossolo Vermelho, sob pastagem degradada, influenciado pela aplicação de cama de frango. **R. Ci. Agrotec.** 33:1991-1998, 2009.

COSTA, A. M.; RIBEIRO, B. T.; SILVA, A. A.; BORGES, E. N. Estabilidade de Agregados de um latossolo vermelho tratado com cama de peru. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 1, p. 73-79, jan./fev. 2008.

COSTA, A. M.; SILVA, A. A.; TOMÁS, J. A.; ENGEL, D. S.; BORGES, E. N. **Alterações em Propriedades Físicas de um Latossolo sob Pastagem Degradada Influenciadas Pela Aplicação de Resíduo Orgânico**. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E IV ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UNIVERSIDADE DO VALE DO PARAÍBA, 7. 2004, São José dos Campos-SP. **Anais...** São José do Campos-SP: 2004.

COSTA, E. M.; SILVA, H. F.; DE ALMEIDA RIBEIRO, P. R. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 17, p. 1842-1860, 2013.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 100-107, 2009.

CROMER, R. N. et al. Litter-fall in a *Pinus radiata* forest: the effect of irrigation and fertilizer treatments. **Journal of applied ecology**, p. 313-326, 1984.

DAMATTO JÚNIOR, E.R.; VILLAS BÔAS, R.L.; LEONEL, S.; FERNANDES, D.M. Alterações em propriedades de solo adubado com doses de composto orgânico sob cultivo de bananeira. **Revista Brasileira de Fruticultura**, 28: 546-549, 2006.

DANTAS, Joana d'Arc N. et al. Qualidade de solo sob diferentes usos e manejos no Perímetro Irrigado Jaguaribe/Apodi, CE. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 16, n. 1, 2012.

DA ROCHA, I. T. M. et al. Uso de resíduos como fonte de nutrientes na agricultura. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 47-52, 2014.

DAVARI, M.; SHARMA, S. N.; MIRZAKHANI, M. Residual influence of organic materials, crop residues, and biofertilizers on performance of succeeding mung bean in an organic rice-based cropping system. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 1, n. 1, p. 14, 2012.

DE-POLLI, H., GUERRA, J. G. M. C., SANTOS, G. D. A., CAMARGO, F. N e P na biomassa microbiana do solo. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. **Porto Alegre: Gênese**, 389-411, 1999.

DE-POLLI, H.; PIMENTEL, M. S. Indicadores de qualidade do solo. **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Brasília: Embrapa-SCT, p. 17-28, 2005.

DEXTER, A. R. et al. Complexed organic matter controls soil physical properties. **Geoderma**, v. 144, n. 3, p. 620-627, 2008.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3, p. 201-214, 2004.

DICK, R. P. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. 1997.

DICK, R.P. Soil Enzyme Activities as Indicators of Soil Quality<sup>1</sup>. **Defining soil quality for a sustainable environment**, n. definingsoilqua, p. 107-124, 1994.

DICK, R. P.; RASMUSSEN, P. E.; KERLE, E. A. Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. **Biology and Fertility of Soils**, v. 6, n. 2, p. 159-164, 1988.

DILLY, O; POMPILI, L.; BENEDETTI, Anna. Soil micro-biological indicators separated land use practices in contrast to abiotic soil properties at the 50km scale under summer warm Mediterranean climate in northern Italy. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 298-303, 2018.

DIM, V. P, et al. Fertilidade do solo e produtividade de capim mombaça adubado com resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 11, n. 2, 2010.

DONEGA, M. A.; VOLK, L. B.; NOLLA, A.; GAVIOLLI, T. O. Avaliação do uso decasca de arroz carbonizada no desenvolvimento do sistema radicular do milho (*Zea mays* L.) In: XXXI **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2007, Gramado. Anais... Viçosa: SBCS, 2007.

DORAN, John W.; PARKIN, Timothy B. Defining and assessing soil quality. **Defining soil quality for a sustainable environment**, n. definingsoilqua, p. 1-21, 1994.

DORAN, J.W. Soil quality and sustainability. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26. Rio de Janeiro, 1997. Anais. Rio de Janeiro, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 1997. CD-ROM.

DORAN, John W.; PARKIN, Timothy B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. **Methods for assessing soil quality/editors**, John W. Doran and Alice J. Jones; editorial committee, Richard P. Dick... [et al.]; editor-in-chief SSSA, Jerry M. Bigham; managing editor, David M. Kral; associate editor, Marian K. Viney, 1996.

EDVAN, R. L.; SANTOS, E. M.; VASCONCELOS, W. A.; SOUTO FILHO, L. T.; BORBUREMA, J. B.; MEDEIROS, G. R.; ANDRADE, A. P. Utilização de adubação orgânica em pastagem de capimbuffel (*Cenchrus ciliaris* CV. Molopo). **Archivos de Zootecnia**, v. 59, p. 499-508, 2010.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 20, p. 601- 606, 1988.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa, 1999a. 379 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, EMBRAPA. Centro Nacional de pesquisa de Solo. **Manual de métodos de análise de solos**. 2.ed., Rio de janeiro, 2011. 225p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

EVANGELISTA, C. R. et al. Atributos microbiológicos do solo na cultura da cana-de-açúcar sob manejo orgânico e convencional. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 4, 2013.

FAGUNDES, J. L. et al. Índice de área foliar, interceptação luminosa e acúmulo de forragem em pastagens de *Cynodon* spp. sob diferentes intensidades de pastejo. **Scientia Agricola**, v. 56, n. 4, p. 1141-1150, 1999.

FALKINER, R. A.; SMITH, C. J. Changes in soil chemistry in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis* plantations. **Soil Research**, v. 35, n. 1, p. 131-148, 1997.

FAO. The State of Food Insecurity in the World 2015. Meeting the 2015 international hunger targets: taking stock of uneven progress. **Food and Agriculture Organization Publications, Rome**, 2016.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1-4, p. 69-116, 1997.

FERNANDES GUARESCHI, R.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, 2012.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de micro-ondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 23, p. 991-996, 1999.

FERREIRA, E. P. B.; SANTOS, H. P.; COSTA, J. R.; DE-POLLI, H.; RUMJANEK, N. Microbial soil quality indicators under different crop rotations and tillage managements. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 177-183, 2010.

FERREIRA, T. N.; SCHWARZ, R. A.; STRECK, E. V. (Coord.) Solos: manejo integrado e ecológico - elementos básicos. **Porto Alegre: EMATER/RS**, 2000.

FILGUEIRA, F. A. R. **Manual de olericultura**: Agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças. Viçosa: UFV, 2008. 402p.

FOY, C. D. Effects of aluminium on plant growth. **The plant root and its environment**, p. 601-642, 1974.

FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E. & HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various tillage and crop-rotation systems in southern Brazil. **Soil Till. Res.**, 92:18-29, 2007.

FREDDI, O. S. et al. Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 627-636, 2007.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. *Química Nova*, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000.

GALVÃO, S. R.S; SALCEDO, I. H.; DE OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 99-105, 2008.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 159-170.

GAVIOLI, F. R.; COSTA, M. B. B. As múltiplas funções da agricultura familiar: um estudo no assentamento Monte Alegre, região de Araraquara (SP). **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 49, n. 2, p. 449-472, 2011.

GATIBONI, L. C. et al. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, 2008.

GENG, Yan et al. Soil respiration in Tibetan alpine grasslands: belowground biomass and soil moisture, but not soil temperature, best explain the large-scale patterns. **PloS one**, v. 7, n. 4, p. e34968, 2012.

GIACOMINI, Sandro J. et al. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 2, 2003.

GIANELLO, C.; ERNANI, P. R. Rendimento de matéria seca de milho e alterações na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frangos, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 1983.

GIMÉNEZ, E. H; ALTIERI, M. Agroecology, food sovereignty, and the new green revolution. **Agroecology and sustainable Food systems**, v. 37, n. 1, p. 90-102, 2013.

GRAZIANO DA SILVA, José; GÓMEZ, Sergio; CASTAÑEDA, Rodrigo. Boom agrícola y persistencia de la pobreza rural. **FAO, Rome**, 2009.

GREGORICH, E. G. et al. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. **Canadian journal of soil science**, v. 74, n. 4, p. 367-385, 1994

GUIMARÃES, G.; LANA, R. P.; RODRIGUES, R. C.; Cristina de Mattos Veloso; REIS, R. S.; SOUZA, M. R. M. Full Length Research Paper Growth and composition of sugarcane and chemical attributes of the soil by fertilizing with different levels of cow manure. **African Journal of Agricultural Research** **JCR**, v. 11, p. 3984-3990, 2016.

GUIMARÃES, G. et al. Produção de cana-de-açúcar adubada com cama de frango. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 17, n. 4, p. 617-625, 2017.

GUILHOTO, Joaquim JM et al. A importância da agricultura familiar no Brasil e em seus estados. **Brasília: NEAD**, 2007.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global change biology**, v. 8, n. 4, p. 345-360, 2002.

HARRIS, R. F.; CHESTERS, G.; ALLEN, O. N. Dynamics of soil aggregation. **Advances in agronomy**, v. 18, p. 107-169, 1966.

HAYNES, R. J.; MOKOLOBATE, M. S. Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 59, n. 1, p. 47-63, 2001.

HERNÁNDEZ, R. J.; GALDO, E. C.; TRUJILLO, G. C. D.; AMÉZCUA, J. A. & BROWN, Y. R. Residual industrial como complemento en la fertilización sustentable (primera parte). **Revista El Hombre y la Máquina**, Colombia, n.37, 2011.

HOLT-GIMÉNEZ, E; ALTIERI, M. A. Agroecology, food sovereignty, and the new green revolution. **Agroecology and sustainable Food systems**, v. 37, n. 1, p. 90-102, 2013.

HURISSO, T. T.; DAVIS, J. G.; BRUMMER, J. E.; STROMBERGER, M. E.; MIKHA, M. M.; HADDIX, M. L.; BOOHER, M. R.; PAUL, E. A. Rapid changes in microbial biomass and aggregate size distribution in response to changes in organic matter management in grass pasture. **Geoderma**, n. 193-194, p. 68-75, 2013

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário –2006**. Rio de Janeiro, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário – 1995-1996**. Rio de Janeiro, 1998.

IPEA. Fiscais da saúde dos alimentos – Empresa de Botucatu é exemplo de certificadora de produtos orgânicos, 2012.

ISLABÃO, G. O. et al. Hydro-Physical Properties of a Typic Hapludult under the Effect of Rice Husk Ash. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016.

ISLABÃO, G. O. et al. Rice husk ash as corrective of soil acidity. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** (Impresso) **JCR**, v. 38, p. 934-941, 2014.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, n. 4, p. 408-416, 1998.

JIAO, Y. et al. No-Tillage and Manure Applications Increase Aggregation and Improve Nutrient Retention in a Sandy-Loam Soil. **Geoderma**, v. 134, p. 24-33, 2006.

JONSSON, C. M.; MAIA, A. D. H. N. Avaliação da toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento para o invertebrado aquático *Daphniasimilis*. Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologiae Meio Ambiente**, v. 17, 2008.

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity sing colorimetric determination of ammonium. **Biology and Fertility of Soils**, v. 6, p. 68- 72, 1988.

KARACA, Ayten et al. Soil enzymes as indication of soil quality. In: **Soil enzymology**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2010. p. 119-148.

KARLEN, D. L. et al. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4-10, 1997.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. **Defining soil quality for a sustainable environment**, n. definingsoilqua, p. 53-72, 1994.

KATH, A. H. et al. EFEITO RESIDUAL DA CINZA DE CASCA DE ARROZ NA DISPONIBILIDADE DE SILÍCIO E FÓSFORO NO SOLO. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 8, n. 3, 2017.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1-13, 2010.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C.; KLUTE, A. Methods of soil analysis: Physical and mineralogical methods. **Am. Soc. of Agron. Soil Sci. Soc. of Am**, 1986.

KIEHL, Edmar José. **Fertilizantes orgânicos**. Agronômica Ceres, 1985.

KIEHL, Edmar José. **Manual de edafologia: relação solo planta**. Agronômica Ceres, 1979.

KIZILKAYA, R.; BAYRAKLI, B. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. **Applied Soil Ecology**, v. 30, p. 192-202, 2005.

KLUTE, Arnold. **Water retention: laboratory methods**. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, 1986.

KNAPIK, J. G.; ANGELO, A. C. Crescimento de mudas de *Prunus sellowii* Koehne em resposta a adubações com NPK e pó de basalto. **Floresta**, v. 37, n. 2, 2007.

KONZEN, Egídio Arno. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves**. Embrapa Milho e Sorgo, 2003.

KUDLA, A. P.; MOTTA, A. C. V.; KUDLA, M. E. Efeito do pó de basalto aplicado em um Cambissolo Álico sobre o solo e crescimento do trigo. **Revista do Setor de Ciências Agrárias**, Curitiba, v. 15, n. 2, p.187-195, 1996.

LAL, R. Physical management of soils of the tropics: priorities for the 21st century. **Soil Science**, v.165, n.3, p.191-207, 2000.

LAL, R.; PIERCE, F. J. The vanishing resource. **IN: Soil Management for Sustainability. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa. 1991. p 1-5. 19 ref.**, 1991.

LANNA, A. C.; SILVEIRA, P. M.; SILVA, M. B.; FERRARESI, T. M.; KLIEMANN, H. J. Atividade de urease no solo com feijoeiro influenciada pela cobertura vegetal e sistemas de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1933-1939, 2010.

LARSON, W.E.; PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. **Defining soil quality for a sustainable environment. Madison**, SSSA, p.37-51, 1994.

LEITE, L.F.C et al. Soil organic carbon and biological indicators in an Acrisol under tillage systems and organic management in north-eastern Brazil. **Soil Research**, v. 48, n. 3, p. 258-265, 2010.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA E. S.; MACHADO P. L. O. A.; MATOS E. S. Total C and N storage and organic C pools of a RedYellow Podzolic under conventional and no tillage at the Atlantic Forest Zone, Southeastern Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, p. 717-730, 2003.

LIMA, A.C.R.; BRUSSAARD, L.; TÓTOLA, M.R.; HOOGMOED, W.B.; GOEDE, R.G.M. A functional evaluation of three indicators sets for assessing soil quality. **Applied Soil Ecology**, v.64, p.194- 200, 2013.

LIMA, E. V.; ARAGÃO, C.A.; MORAIS, O.M.; TANAKA, R.; GRASSI FILHO, H. **Adução NK no desenvolvimento e na concentração de macronutrientes no florescimento do feijoeiro**. Scientia Agrícola, Piracicaba, v. 58, p.125-129, 2001.

LISBOA, L. A. M.; HEINRICHS, R.; FIGUEIREDO, P. A. M. Efeitos da fosfatagem nos atributos químicos do solo e produção de cana-de-açúcar para forragem. **Boletim de Indústria Animal**, v. 74, n. 3, p. 213-220, 2017.

LOPES, A. A. C.; SOUSA, D. G. M.; MONTANDON, C. G.; REIS JUNIOR, F. B.; GOEDERT, W. J.; MENDES, I. C. Interpretation of Microbial Soil Indicators as a Function of Crop Yield and Organic Carbon. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 461-472, 2013.

LOPES, A. ; GUILHERME, L. R. G. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. **Fertilidade do solo**, p. 1-12 , 2007.

LOURENÇO, K. S. et al. Crescimento e absorção de nutrientes pelo feijoeiro adubado com cama de aves e fertilizantes minerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 2, 2013.

MAGALHÃES, Ludmila. **Carbono orgânico e atributos físicos do solo após a aplicação de esterco bovino**. 32 f. 2017. Dissertação (mestrado e Ciência do Solo) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2017.

MAGALHÃES, I. P. B. et al. Produtividade e exportação de nutrientes em feijão-vagem adubado com esterco de galinha. **Revista Ceres**, v. 64, n. 2, 2017.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 638 p

MALAVOLTA, Eurípedes; NETTO, Antonio Violante. **Nutrição mineral, calagem, gessagem e adubação dos citros**. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989.754p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997.

MALTA, A. O. et al. Crescimento de feijoeiro sob influência de carvão vegetal e esterco bovino. **REVISTA SÍTIO NOVO**, v. 1, p. 190-202, 2017.

MANTOVANI, J. R. et al. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, 2015.

MARQUES, Flávia Charão. **Velhos conhecimentos, novos desenvolvimentos**: transições no regime sócio-técnico da agricultura: a produção de novidades entre agricultores produtores de plantas medicinais no

sul do Brasil. 2009. 220 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Rural) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MARSCHNER, Horst. The soil root interface (rhizosphere) in relation to mineral nutrition. **Mineral nutrition of higher plants**, 1995.

MASULILI, Agusalim; UTOMO, Wani Hadi; SYECHFANI, M. S. Rice husk biochar for rice based cropping system in acid soil 1. The characteristics of rice husk biochar and its influence on the properties of acid sulfate soils and rice growth in West Kalimantan, Indonesia. **Journal of Agricultural Science**, v. 2, n. 1, p. 39, 2010.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 425-433, 2003.

MATTEI, Eloisa et al. Efeito no desenvolvimento de plantas de milho sob doses e formas de aplicação de cama de aviário. **Cadernos de Agroecologia**, v. 9, n. 1, 2014.

MATTIELLO, Lucia et al. Transcriptional profile of maize roots under acid soil growth. **BMC plant biology**, v. 10, n. 1, p. 196, 2010.

MAZURANA, M. et al. Propriedades físicas do solo e crescimento de raízes de milho em um Argissolo Vermelho sob tráfego controlado de máquinas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, 2013.

MAZURANA, M. et al. Sistemas de preparo de solo: alterações na estrutura do solo e rendimento das culturas. **Revista brasileira de ciência do solo. Campinas. Vol. 35, n. 4 (jul./ago. 2011), p. 1197-1206**, 2011.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD v. 6.255 beta. **MjM Software. Gleneden Beach, Lincoln**, 2011

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystem and human well-being: Synthesis**. Washington: Island Press, 2005. 137p

MEDINA, C. C.; BRINHOLI, O. Uso de resíduos agroindustriais nas produções de cana-de-açúcar, açúcar e álcool. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 11, p. 1821-1825, 1998.

MELLEK, José E. **Dejeto Líquido Bovino e Alterações em Atributos Físicos e Estoque de Carbono de um Latossolo Sob Plantio Direto**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade federal do Paraná – UFPR, Curitiba, 2009.

MELÉM JÚNIOR, N. J.; BRITO, O. R.; FONSCECA JÚNIOR, N. S.; FONSCECA, I. C. B.; AGUIAR, S. X. Nutrição mineral e produção de feijão em

áreas manejadas com e sem queima de resíduos orgânicos e diferentes tipos de adubação. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v.32, n.1, p.7-18, 2011.

MELO, L.C.A; SILVA, C. A.; DIAS, B.O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, 2008.

MENDES, I. C.; FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M.; JUNIOR, F. B. R. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. **Plant Soil**, v. 359. p. 183-195, 2012a.

MENDES, M. R. A.; MUNHOZ, C. B. R.; SILVA, M. C. J.; CASTRO, A. A. J. F. Relação entre a vegetação e as propriedades do solo em áreas de campo limpo úmido no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil. **Rodriguésia**, v. 63, p. 971-984, 2012b.

MENEZES, J. F. S. et al. **Utilização de resíduos orgânicos na agricultura**. 2007.

MENEZES, R.S.C.; SILVA, T.O. Mudanças na fertilidade de um Neossolo Regolítico após seis anos de adubação orgânica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 12:251-257,2008.

MERCANTE, F. M.; SILVA, R. F.; FRANCELINO, C. S. F.; CAVALHEIRO, J. C. T.; OTSUBO, A. A. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 34, p. 479-485, 2008.

MEURER, E. J. INDA JÚNIOR, A.V. Potássio e adubos potássicos. **BISSANI, CA et al. Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. Porto Alegre: **Gênesis**, p. 139-152, 2004

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: **Genesis**, v. 1, p. 1-8, 1999.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A; CHIERICE; G.O. Determinação de alumínio em soluções puras contendo ácidos orgânicos e em solo com eletrodo seletivo de fluoreto. **Química Nova**, 15:286-290, 1992.

MONTEIRO, F. S; SANTOS, N. C. B.; MARQUES, R. S.; BANJA, C. H. K.; PEREIRA, L. B. Cultivares crioulos de feijão comum em sistema orgânico no oeste do Estado de São Paulo.In: **CONGRESSO NACIONAL DE PESQUISA DE FEIJÃO**, 11. 2014, Londrina - PR. Resumos expandidos... Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, 2014

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Ecologia do solo. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2nd edition. **UFLA, Lavras**, p. 83-161, 2006.

- MORETI, Dolorice et al. Atributos químicos de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de preparo, adubações e plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 167-175, 2007.
- MOTTA, A. C. V.; KUDLA, A. P.; FEIDEN, A. Efeito da aplicação do pó de basalto sobre algumas características químicas dos solos e crescimento de planta em um LE e LR. **Revista do Setor de Ciências Agrárias**, Curitiba, v. 12, n. 1-2, p.173- 178, 1992.
- MOURA, J.B. et al. Resistência a penetração do solo em pastagem cultivada com *Brachiaria decumbens* sob aplicação de dejetos líquidos suínos e cama de frango. **GLOBAL SCIENCE AND TECHNOLOGY**, v. 5, n. 3, 2012.
- NAVAS, A.; BERMÚDEZ, F.; MACHÍN, J. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. **Geoderma**, v.87, p.123-135, 1998.
- NIERO, CARDOSO Luiz Augusto et al. Avaliações visuais como índice de qualidade do solo e sua validação por análises físicas e químicas em um Latossolo Vermelho distroférico com usos e manejos distintos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, 2010.
- NOLLA, A.; VOLK, L. B. S.; MUNIZ, A. S.; SILVA, T. R. B Correção da acidez do solo em profundidade através do uso de carbonatos, silicatos e casca de arroz em lisímeros. **Revista cultivando o saber**, v.3, n. 2, p.1-8, 2010.
- NOVAIS, RF; ALVAREZ, VVH; BARROS, NF; FONTES, RLF. **Fertilidade do solo e produtividade agrícola**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, 846 p
- ODUM, Eugene P. Trends expected in stressed ecosystems. **Bioscience**, v. 35, n. 7, p. 419-422, 1985.
- OLIVEIRA, A. P. D.; ALVES, E. U.; BRUNO, R. D. L. A.; BRUNO, G. B. Produção e qualidade de sementes de feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) cultivado com esterco bovino e adubo mineral. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 22, n. 2, p. 102- 108, 2000
- OLIVEIRA, A. P. et al. Rendimento de maxixe em solo arenoso em função de doses de esterco bovino e biofertilizante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 18, n. 11, 2014.
- OLIVEIRA, D.; GAZOLLA, M.; SCHNEIDER, S. Produzindo novidades na agricultura familiar: agregação de valor e agroecologia para o desenvolvimento rural. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 28, n. 1, p. 17-49, 2011.
- OLIVEIRA, D. et al. Qualidade física do solo sob diferentes sistemas de manejo e aplicação de dejetos líquidos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 19, n. 3, 2015.

OLIVEIRA, H. V. et al. ALTERAÇÃO NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICA DE UM SOLO CULTIVADO COM PIMENTÃO, EFLUENTE DE PISCICULTURA, FOSFATO NATURAL E ESTERCO BOVINO. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 5, p. 157-163, 2008.

OLIVEIRA, J. C. M.; VAZ, C. M. P.; REICHARDT, K. Efeito do cultivo contínuo da cana-de-açúcar em propriedades físicas de um Latossolo Vermelho Escuro Effect of continuous sugar-cane cultivation on physical soil properties of a Dark Red Latosol. **Scientia Agricola**, v. 52, n. 1, p. 50-55, 1995

PÁDUA, E. J. **Rochagem como adubação complementar para culturas oleaginosas**. 93 f. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

PALMA, I. P.; NOLLA, A.; VOLK, L. B.; GAVIOLLI, T. O.; SANDER, G. Crescimento de plantas de milho em um latossolo arenoso adubado com cinza de casca de arroz e duas fontes de nitrogênio. Disponível em [http://www.fundaçãoaraucaria.org.br/projetos/projetos09-2008/13391\\_Anais.pdf](http://www.fundaçãoaraucaria.org.br/projetos/projetos09-2008/13391_Anais.pdf). Acesso em: 10 de junho de 2017.

PALMEIRA, P. R. T. et al. Soil aggregation of an Albaqualf submitted to different soil tillage systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, p. 189-195, 1999.

PAULA JÚNIOR, T. J.; VIEIRA, R. F.; TEIXEIRA, H.; COELHO, R. R.; CARNEIRO, J. E. S.; ANDRADE, M. J. B.; RESENDE, A. M. **Informações técnicas para o cultivo de feijoeiro-comum na região central brasileira: 2007-2009**. Viçosa: EPAMIG, 2008. 180p.

PAULETTO, E. A.; NACHTIGALL, G. R.; GUADAGNIN, C. A. **Adição de cinza de casca de arroz em dois solos do município de Pelotas, RS**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 14:255-258, 1990

PEIXOTO, R. S.; CHAER, G. M.; FRANCO, N.; REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C.; ROSADO, A. S. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 98, p. 403-413, 2010.

PELÁ, Adilson. **Efeito de Adubos Orgânicos Provenientes de Dejetos de Bovinos Confinados nos Atributos Físicos e Químicos do Solo e na Produtividade do Milho**. 2005. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2005.

PEREIRA, F. S.; ANDRIOLI, I.; PEREIRA, F. S.; OLIVEIRA, P. R.; CENTURION, J. F.; FALQUETO, R. J.; MARTINS, A. L. S. Qualidade física de um Latossolo Vermelho submetido a sistemas de manejo avaliado pelo índice S. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.87-95, 2011.

PEREIRA, R. F. et al. Produção de feijão vigna sob adubação orgânica em ambiente semiárido. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 27-32, 2013.

PEZARICO, C. R. et al. Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 56, n. 1, p. 40-47, 2013.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in agronomy**, v. 75, p. 57-134, 2002.

PIERCE, F. J.; LAL, R. Soil management in the 21st century. **Soil Management for Sustainability, Soil and Water Conservation Society of America, Ankeny**, p. 175-179, 1991.

PINTO, C.R. O.; NAHAS, E. Atividade e população microbiana envolvida nas transformações do enxofre em solos com diferentes vegetações. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 12, p. 1751-1756, 2002

PINTO, F. A.; SANTOS, F. L.; TERRA, F. D.; RIBEIRO, D. O.; SOUSA, R. R.J.; SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B. Atributos de solo sob pastejo rotacionado em função da aplicação de cama de peru. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.42, n.3, p.254-262, jul./set. 2012.

PINTO, M.A.B.; VAHL, L. C.; ISLABÃO, G.O.; TIMM, L.C. Casca de arroz queimada como corretivo de acidez do solo. In: **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, v.32, 2009, Fortaleza. Anais do... Fortaleza: SBCS, 2009. CD-ROM.

POHL, Mandy et al. Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. **Plant and Soil**, v. 324, n. 1-2, p. 91-102, 2009.

POWLSON, D. S.; PROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, Bent Tolstrup. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil biology and biochemistry**, v. 19, n. 2, p. 159-164, 1987.

PRAGANA, R. B.; RIBEIRO, M. R.; NÓBREGA, J. C. A.; RIBEIRO FILHO, M.R.; COSTA, J. A. Qualidade física de Latossolos Amarelos sob plantio direto na região do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p. 1591-1600, 2012.

PRIMAVESI, Ana. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. NBL Editora, 2002.

QUEIROZ, F. M. et al. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

QUIN, B. F.; WOODS, P. H. I. Nutrient status of soil and pasture. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 21, n. 3, p. 419-426, 1978.

RAIJ, B.V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. International Plant Nutrition Institute, 2011.

RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. A. Metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais. *Revista Floresta e Ambiente*, v. 8, n. 1, p. 120-129, 2001.

RAMESH, P. et al. Effect of organic manures on productivity, soil fertility and economics of soybean (*Glycine max*) -durum wheat (*Triticum durum*) cropping system under organic farming in Vertisols. **The Indian Journal of Agricultural Sciences**, v. 78, n. 12, 2008.

RAMOS, F. T.; MONARI, Y. C.; NUNES, M. C. N.; CAMPOS, D. T. S.; RAMOS, D. T. Indicadores de qualidade em um Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagem extensiva no pantanal matogrossense. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 1, p. 112-120, 2010.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ci. Amb**, v. 27, p. 29-48, 2003.

REINERT, Dalvan José; REICHERT, José Miguel. Coluna de areia para medir a retenção de água no solo: protótipos e teste. **Ciência Rural**, v. 36, n. 6, p. 1931-1935, 2006.

REYNOLDS, W.D. et al. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v.110, n.1-2, p.131-146, 2002.

REYNOLDS, C. M.; WOLF, D. C.; ARMBRUSTER, J. A. Factors related to urea hydrolysis in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 49, p. 104-108, 1987.

RHOTON, F. E. Influence of Time on Soil Response to No-Till Practices Contribution from the USDA-ARS Natl. Sedimentation Lab. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 700-709, 2000.

RICCI, Marta dos Santos Freire et al. Growth rate and nutritional status of an organic coffee cropping system. **Scientia Agricola**, v. 62, n. 2, p. 138-144, 2005.

RODRIGUES, G. S. O. et al. Quantidade de esterco bovino no desempenho agrônômico da rúcula (*Eruca sativa* L.), cultivar cultivada. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 1, 2008.

ROLDÁN, A. et al. No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico). **Soil and Tillage Research**, v. 72, n. 1, p. 65-73, 2003.

RONQUIM, Carlos César. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa Monitoramento por Satélite-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2010.

ROSOLEM, C A; MARUBAYASHI, O. M. Seja o doutor do seu feijoeiro. **Informações agronômicas**, v. 68, p. 01-16, 1994.

ROUSSEAU, G. X. et al. Indicating soil quality in cacao-based agroforestry systems and old-growth forests: the potential of soil macrofauna assemblage. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 535-543, 2012.

SAHA, S. et al. Soil enzymatic activity as affected by long term application of farm yard manure and mineral fertilizer under a rainfed soybean–wheat system in NW Himalaya. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, n. 3, p. 309-315, 2008.

SALE, L. Y.; CHANASYK, D. S.; NAETH, M. A. Temporal influence of fly ash on select soil physical properties. **Canadian journal of soil science**, v. 77, n. 4, p. 677-683, 1997.

SALET, R.L. **Toxidez de alumínio no sistema plantio direto**. Porto Alegre, 1998. 109p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

SALTON, Júlio Cesar et al. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, 2008.

SALVADOR, J.T.; CARVALHO, T. C.; LUCCHESI, L.A.C. Relações cálcio e magnésio presentes no solo e teores foliares de macronutrientes. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 9, n. 1, p. 27-32, 2017.

SÁNCHEZ-NAVARRO, A. et al. Establishing an index and identification of limiting parameters for characterizing soil quality in Mediterranean ecosystems. **Catena**, v. 131, p. 35-45, 2015.

SANDRINI, William. **Alterações químicas e microbiológicas do solo decorrentes da adição de cinza de casca de arroz**. 2010.70f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2010.

SANTIN, M. J. VAHL, L. C. **Aproveitamento da cinza da casca de arroz como corretivo da acidez e da fertilidade do solo**. Relatório CNPQ – Processo 11.3006/83.AG.1985. 20 p

SANTOS, G. M. et al. Características e rendimento de vagem do feijão-vagem em função de fontes e doses de matéria orgânica. **Horticultura Brasileira**, v. 19, n. 1, p. 30-35, 2001.

SANTOS, R. H. S. et al. Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 11, p. 1395-1398, 2001.

SARMIENTO, L.; BOTTNER, P. Carbon and nitrogen dynamics in two soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration. **Applied Soil Ecology**, v. 19, n. 1, p. 79-89, 2002.

SAVIOZZI, A. et al. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. **Biology and fertility of Soils**, v. 35, n. 2, p. 96-101, 2002.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NUNES NESI, C. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, 2007.

SCHERER, E.E; NUNES NESI, C. MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, 2010.

SCHINNER, F.; ÖHLINGER, R. ; KANDELER, E. **Methods in Soil Biology**. Springer Verlag, Berlin, 1996.

SCHNEIDER, S. Teoria social, agricultura familiar e pluriatividade. **Revista brasileira de ciências sociais**. São Paulo. Vol. 18, n. 51 (fev. 2003), p. 99-122, 2003.

SCHNEIDER, Sergio. **Mercados e agricultura familiar**. Marques, FC, Conterato, MA, Schneider, S., Eds, p. 21-52, 2016.

SEDIYAMA, M. A. N.; DOS SANTOS, I. C.; DE LIMA, P.C. Cultivo de hortaliças no sistema orgânico. **Ceres**, v. 61, n. 7, 2015.

SILVA, A. A.; COSTA, A. M.; LANA, R. M. Q.; LANA, Â.M. Q. Teores de micronutrientes em pastagem de *Brachiaria decumbens* fertilizada com cama de frango e fontes minerais. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 1, p. 32-40, 2011.

SILVA, A. et al. Recycling of nutrients with application of organic waste in degraded pasture. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 2, p. 405-414, 2012.

SILVA, A.P. da; KAY, B.D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.1775-1781, 1994.

SILVA, C. F. et al. Total organic carbon, microbial biomass and soil enzyme activity areas of agriculture, forestry and grassland in the middle Valley of Paraíba do Sul River (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1680-1689, 2012

- SILVA, E. A. et al. Effects of ground basalt and organic residues on the chemical and microbiological aspects on bare subsoil and on the growth of *Astronium fraxinifolium* Schott. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 323-333, 2008.
- SILVA, E.B.; RESENDE, J.C.F.; CINTRA, W.B.R. **Resposta do feijoeiro a doses de fósforo em solo arenoso**. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 31, p. 973-977, 2001.
- SILVA, E. R. A. **Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar** – Relatório Técnico das Atividades Desenvolvidas no Período 1996/1998. IPEA, Discussion Paper 664, Brasília/BR, 1999.
- SILVA, F. A. S. ASSISTAT-Assistência Estatística-versão 7.7 beta (pt). **Programa computacional. Universidade Federal de Campina Grande Campus de Campina Grande-PB–DEAG/CTRN**, 2014.
- SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**: Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.
- SILVA, J. G; GÓMEZ, S.; CASTAÑEDA, R. Boom agrícola y persistencia de la pobreza rural. **FAO, Rome**, 2009.
- SILVA, H. A. P.; GALISA, P. S.; OLIVEIRA, R. S. S.; VIDAL, M. S.; SIMÕES-ARAÚJO, J. L. Expressão gênica induzida por estresses abióticos em nódulos de feijão-caupi. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.47, n.6, p.797-807, 2012.
- SILVA, J. M; PASSOS, A. L. R.; BELTRÃO, F. A. S. Análise espacial da densidade, umidade e resistência mecânica do solo à penetração sob sistemas de cultivo. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 6, n. 3, p. 103-118, 2009.
- SILVA, L. C. R.; HARIDASAN, M.; STERNBERG, L. S. L.; FRANCO, A. C. HOFFMANN W. A. Not all forests are expanding over central Brazilian savannas. **Plant Soil**, v. 333, p. 431-442, 2010b.
- SILVA, R. R. D.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. D. S.; CURI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, 2010a.
- SILVA, V. M. et al. Estoques de Carbono e Nitrogênio e Densidade do Solo em Sistemas de Adubação Orgânica de Café Conilon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 5, 2015.
- SINGER, M.J.; EWING, S. Soil quality. In: SUMNER, M.E. Handbook of soil science. **Boca Raton**: CRC, 2000. p.271- 298.
- SINGHANIA, R. R.; PATEL, A. K.; SUKUMARAN, R. K.; LARROCHE, C.; PANDEY, A. Role and significance of beta-glucosidases in the hydrolysis of

cellulose for bioethanol production. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 500-507, 2013.

SIX, J. et al. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 1, p. 7-31, 2004.

SIX, J. A. E. T.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, Keith. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 14, p. 2099-2103, 2000.

SNAKIN, V. V. et al. The system of assessment of soil degradation. **Soil Technology**, v. 8, n. 4, p. 331-343, 1996.

SOBRAL, M. F.; NASCIMENTO, C. W. A. D.; CUNHA, K. P. V. D.; FERREIRA, H. A.; SILVA, A. J.; SILVA, F. B. V. Escória de siderurgia e seus efeitos nos teores de nutrientes e metais pesados em cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** [S.l.], v. 15, p. 867-872, 2011.

SOIL SURVEY DIVISION STAFF (1993) Soil Survey Manual. **Soil Conservation Service**. US Department of Agriculture, 1993.

SORATTO, R. P.; CARVALHO, M. A. C. de; ARF, O. Sidedressing nitrogen on common bean grown under no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 2, p. 259-266, 2006.

SOUSA, R.S; SANTOS, V. M. ; DE MELO, W. J. ; NUNES, L. A.P. L. ; VAN DEN BRINK, P. J. ; ARAÚJO, A. S. F. Time-dependent effect of composted tannery sludge on the chemical and microbial properties of soil. **ECOTOXICOLOGY**, v. 26, p. 1366-1377, 2017.

SOUZA, H. A.; HERNANDES, A.; ROMUALDO, L. M.; ROZANE, D. E.; NATALE, W.; BARBOSA, J. C. Folha diagnóstica para avaliação do estado nutricional do feijoeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.12, p.1243-1250, 2011

SOUZA, L. H. et al. **Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com Bradyrhizobium japonicum na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 5, p. 1641-1652, 2010

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Soil Research**, v. 30, n. 2, p. 195-207, 1992.

STEFANOSKI, D. C. et al. Seleção de indicadores da qualidade do solo para diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1643-1651, 2016.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions.** John Wiley & Sons, 1994.

STEVENSON, F. J.; VANCE, G. F. Naturally Occurring Aluminum--Organic Complexes. **The environmental chemistry of aluminum**, p. 117-145, 1989.

STEWART, H. T. L.; HOPMANS, P.; FLINN, D. W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. **Environmental Pollution**, v.63, p.155-177, 1990.

STOL, R. J.; VAN HELDEN, A. K.; DE BRUYN, P. L. Hydrolysis-precipitation studies of aluminum (III) solutions. 2. A kinetic study and model. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 57, n. 1, p. 115-131, 1976.

STONE, L. F.; FERREIRA, E. P.; DIDONET, A. D.; HEINEMANN, A. B.; OLIVEIRA, J. P. Correlação entre a produtividade do feijoeiro no sistema de produção orgânica e atributos do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, p.19-25, 2013

SUGIER, D.; KOŁODZIEJ, B.; BIELIŃSKA, E. The effect of leonardite application on Arnica Montana L. yielding and chosen chemical properties and enzymatic activity of the soil. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 129, p. 76-81, 2013.

SWISHER, R.; CARROLL, G. C. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. **Microbial Ecology**, v. 6, p. 217- 226, 1980.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Arylsulphatase activity in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 34, p. 225-229, 1970.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 1, p. 301-307, 1969.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: Mickelson, S.H., Bigham, J.M. (Eds.), **Methods of Soil Analysis**. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. Soil Science Society of America. Madison: [s.n.] 1994 p. 775-826.

TAYLOR, J. P. et al. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, n. 3, p. 387-401, 2002.

TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S. J.; BONHEN, H. **Análise de solos, plantas e outros materiais.** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L.; GARCÍA-MARTÍNEZ, A. M.; PARRADO, J. Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield. **Bioresource Technology**, v.99, p.1758-1767, 2008.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **European Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

THEODORO, Suzi de Cordova Huff. **A fertilização da terra pela terra: uma alternativa para a sustentabilidade do pequeno produtor rural**. 2016. 225 f., il. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) —Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L.R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S. S.; ALVAREZ V. V. H., (eds). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. [s.l. s.n.] 2002. p. 195-276.

TRANNIN, I. C. B; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biofóssido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, 2007.

TROLEIS, Maria Julia Betiolo et al. Estabilidade de agregados e teor de matéria orgânica em um Latossolo Vermelho sob *Urochloa brizantha* após a aplicação de cama de peru. **REVISTA DE AGRICULTURA NEOTROPICAL**, v. 4, n. 1, p. 83-87, 2017.

TSUTIYA, M. T. et al. de CT de; MELFI, AJ; MELO, WJ de; MARQUES, MO. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo. Sabesp, 2001.

VALADÃO, F. C. A. et al. Variação nos atributos do solo em sistemas de manejo com adição de cama de frango. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 6, 2011.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

VERONA, Luiz Augusto Ferreira et al. **Avaliação de sustentabilidade em agroecossistemas de base familiar e em transição agroecológica na região sul do Rio Grande do Sul**. 2008. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pelotas. Programa de Pós-graduação em Agronomia.

VEZZANI, F. M; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, 2011.

VEZZANI, F. M; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, 2009.

VOGEL, G. F. et al. Efeitos da adubação com dejetos suínos, cama de aves e fosfato natural na recuperação de pastagens degradadas. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 66-71, 2014.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors, which influence microbial biomass carbon and nitrogen, levels in soil. **Biological reviews**, v. 67, n. 3, p. 321-358, 1992.

WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R. Management considerations for organic waste use in agriculture. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 2, p. 215-221, 2005.

WEZEL, A. et al. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 29, p. 503–515, 2009.  
WHALEN, Joann K.; SAMPEDRO, Luis. **Soil ecology and management**. CABI, 2010.

WHALEN, J.K. et al. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 3, p. 962-966, 2000.

WOLSKI, T.; GLINSKI, J. Utilization of Environment-Polluting Industrial Wastes for Agriculture and the Fertilizer Industry. **Studies in Environmental Science**, v. 29, p. 599-607, 1986.

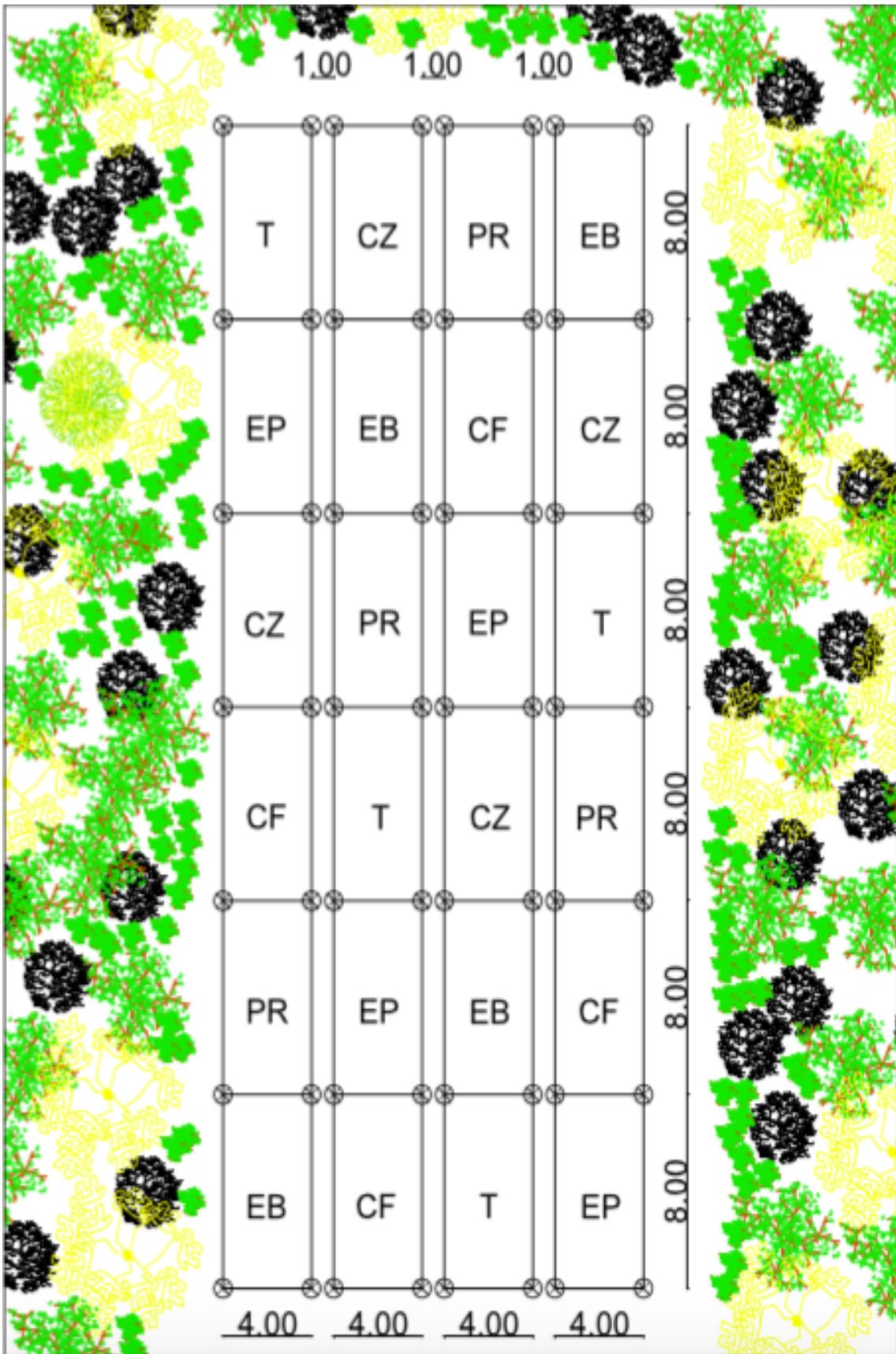
YADA, M. M.; MINGOTTE, F. L. C.; MELO, W. J. MELO, G. P.; MELO, V. P.; LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I. Chemical and biochemical properties of soils degraded by tin mining and in a rehabilitation phase in the Amazon Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 714-724, 2015.

YAN, F.; SCHUBERT, S.; MENGEL, K. Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, n. 4, p. 617-624, 1996.

YODER, R. E. Direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. **Journal of the American Society of Agronomy**, 1936.

ZENG, L. S.; LIAO, M.; CHEN, C. L.; HUANG, C. Y. Effects of lead contamination on soil enzymatic activities, microbial biomass, and rice physiological indices in soil– lead–rice (*Oryza sativa* L.) system. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 67-74, 2007

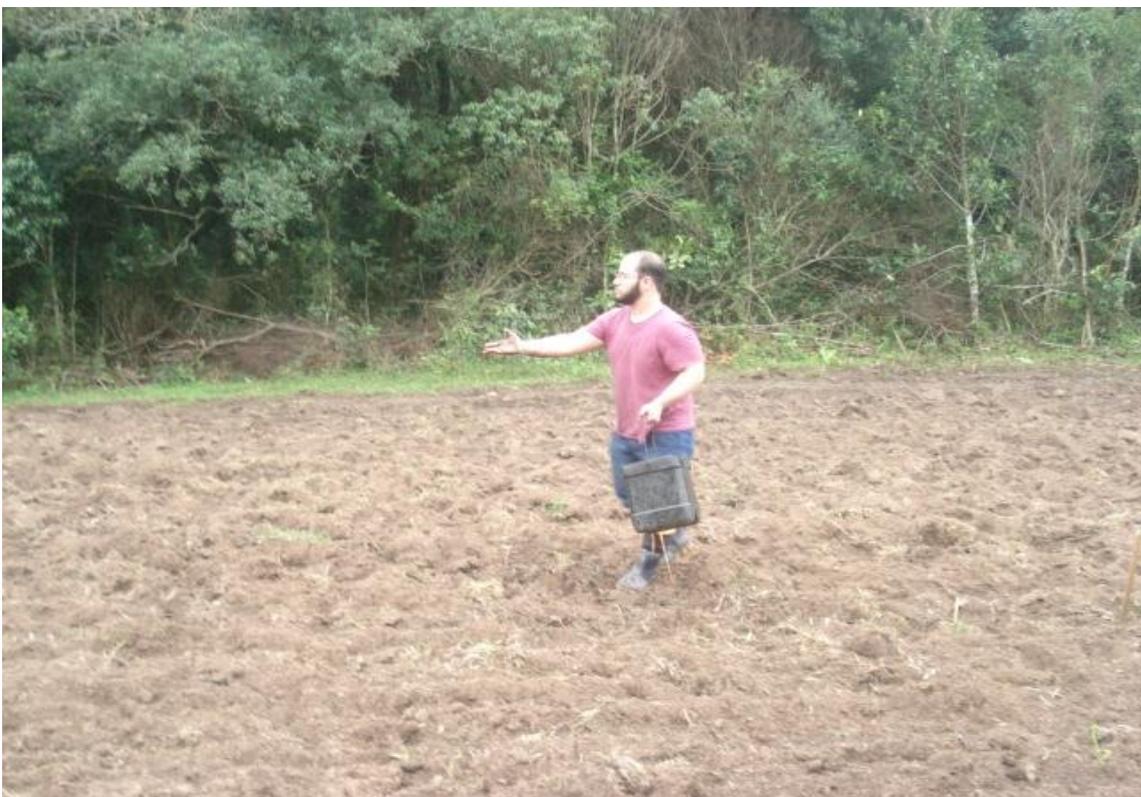
## **7. APÊNDICES**



Apêndice A. Croqui da área experimental.



**Apêndice B.** Demarcação da área experimental.



**Apêndice C.** Aplicação dos resíduos nas parcelas.



**Apêndice D.** Incorporação dos resíduos com a grade



**Apêndice E.** Semeadura do Feijoeiro



**Apêndice F.** Vista longitudinal da área experimental



**Apêndice G.** Coleta de plantas aos 40 dias após emergência para análise nutricional da parte aérea do feijoeiro.



**Apêndice H.** Colheita do feijoeiro



**Apêndice I.** Transporte da colheita



**Apêndice J.** Feijoeiro colhido e separado por parcela.