

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE CIENCIAS AGRÁRIAS

JUCIMARE ROMANIW

IMPACTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ABATEDOUROS DE AVES E SUÍNOS NA
RESPOSTA DAS CULTURAS E NOS COMPARTIMENTOS DO CARBONO E
NITROGÊNIO DO SOLO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO.

PONTA GROSSA - PR

2013

JUCIMARE ROMANIW

IMPACTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ABATEDOUROS DE AVES E SUÍNOS NA
RESPOSTA DAS CULTURAS E NOS COMPARTIMENTOS DO CARBONO E
NITROGÊNIO DO SOLO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO.

Dissertação apresentada à Universidade Estadual
de Ponta Grossa para a obtenção do título de
Mestre em Agronomia - Área de Concentração em
Agricultura. Ênfase em Uso e Manejo do Solo.

Orientador: Prof. Dr. João Carlos de Moraes Sá.

PONTA GROSSA - PR

2013

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

Romaniw, Jucimare

R758 Impacto de resíduos orgânicos de
 abatedouros de aves e suínos na resposta
 das culturas e nos compartimentos do
 carbono e nitrogênio do solo em sistema
 plantio direto/ Jucimare Romaniw. Ponta
 Grossa, 2013.
 92f.

 Dissertação (Mestrado em Agronomia -
 Área de Concentração: Agricultura),
 Universidade Estadual de Ponta Grossa.
 Orientador: Prof. Dr. João Carlos de
 Moraes Sá.

 1.Resíduo orgânico de abatedouro.
 2.Produtividade. 3.Carbono. 4.Nitrogênio.
 5.Nitrato. I.Sá, João Carlos de Moraes.
 II. Universidade Estadual de Ponta Grossa.
 Mestrado em Agronomia. III. T.

CDD: 631.87



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

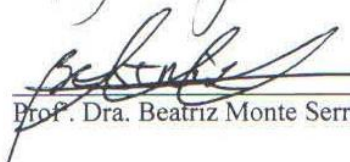
Título da Dissertação: **“Impacto de resíduos orgânicos de abatedouros de aves e suínos na resposta das culturas e nos compartimentos do carbono e nitrogênio do solo em sistema de plantio direto”.**

Nome: Jucimare Romaniw

Orientador: João Carlos De Moraes Sá

Aprovado pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. João Carlos de Moraes Sá

Prof. Dra. Beatriz Monte Serrat

Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso

Data da Realização: 05 de julho de 2013.

DEDICO

A minha família, pelo apoio, compreensão e carinho nesta jornada.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos

Primeiramente à Deus, pela vida, proteção, entendimento e vontade de vencer;

Aos meus pais João E. Romaniw e Paulina K. Romaniw, irmão Jocemar Romaniw e marido Cristian A. S. Aplevicz que sempre serão parte dessa história; pelo amor, caráter e carinho;

Ao Prof. João Carlos de Moraes Sá, pela orientação, compreensão e ensinamentos, mas principalmente pela valiosa amizade;

À Universidade Estadual de Ponta Grossa e ao Programa de Pós Graduação em Agronomia que dispuseram de ambiente físico e principalmente de professores altamente qualificados, engajados no objetivo de formar pessoas capacitadas.

A Empresa Focam e a Fundação AGRISUS pelo apoio financeiro ao projeto de dissertação e ao CNPq pela concessão de bolsa.

A toda equipe do LABMOS, em especial, à técnica laboratorial Jaqueline A. Gonçalves e aos alunos de graduação em agronomia Fabrícia da S. Ramos, Alessandra Ap. Padilha, Guilherme Eurich e Pamela T. Bressan pela ajuda nas análises. Ao colega doutorando Clever Briedis pelo valoroso incentivo e apoio.

Aos demais amigos pelos momentos compartilhados;

A todos que de alguma forma contribuíram para essa conquista.

ROMANIW, JUCIMARE. IMPACTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ABATEDOUROS DE AVES E SUÍNOS NA RESPOSTA DAS CULTURAS E NOS COMPARTIMENTOS DO CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO. Dissertação apresentada como requisito parcial de obtenção de título de mestre em Agricultura. Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

O descarte inadequado de resíduos de abatedouros de aves promove elevado impacto ambiental. A utilização desses resíduos associados ou não ao fertilizante mineral industrial seria uma alternativa para a fertilização das culturas no sistema de plantio direto na região dos Campos Gerais. Dessa forma, o experimento foi desenvolvido com a finalidade de combinar doses do resíduo orgânicos de abatedouro (ROA) com doses do fertilizante mineral industrial (FMI) para as culturas no período de 2009 a 2012 sob sistema de plantio direto. Após 5 safras foram coletadas amostras de solo para avaliações dos compartimentos de carbono (C). Experimentos em laboratório foram implantados para avaliação das emissões de C-CO₂, da percolação em colunas com solo indeformado e com revolvimento e sobre a mineralização de NO₃⁻ em resposta a doses crescentes de ROA (0, 0,5, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹). Com relação à produtividade acumulada das culturas não foram observadas respostas entre o tratamento com 100% da dose de FMI e as demais doses e combinações com ROA. O C na fração lábil extraída por permanganato (C-OXP) obteve seu maior acúmulo no tratamento com a combinação de FMI e ROA (50 % ROA + 50 % FMI) o que possibilitou o incremento do carbono orgânico total (COT). A compensação entre o C-CO₂ emitido e o COT do solo retido foi positiva, demonstrando o potencial de sequestro de C com a aplicação de doses crescentes de ROA no solo. A percolação de nitrato (NO₃⁻) e sua nitrificação aumentaram conforme o aumento no teor de N orgânico na forma de ROA aplicado no solo. O NO₃⁻ oriundo da mineralização do ROA apresentou menor percolação em colunas com o solo peneirado comparado a aplicação em solo indeformado, confirmando sua menor mobilidade e disponibilidade em solo peneirado e demonstrando a importância do estado físico do solo na nitrificação e percolação de NO₃⁻. A aplicação de resíduo de abatedouro de aves e suínos aumentou o conteúdo do C e de NO₃⁻ promovendo incrementos de produtividade, qualidade química, física e biológica do solo. O controle dos processos de nitrificação e da percolação de NO₃⁻ em decorrência do uso de ROA precisam ser considerados para sincronizar aplicações de N via ROA com as perdas.

Palavras chave: Resíduo orgânico de abatedouro, produtividade, carbono, nitrogênio, nitrato.

SUMMARY

The improper disposal of organic waste from poultry and pigs slaughterhouses can promote environmental pollution. The use of waste compost with or without mineral fertilizers in crop rotations in no-tillage system in the Campos Gerais region would be an alternative.. Moreover, it is important to monitor the risks of environmental quality provided by the use of high doses of organic waste applied in soils. Thus, the experiment was conducted using different levels of organic waste (OW) (0, 25, 50, 75, 100% of organic waste) combined with mineral fertilization (MF) (0, 25, 50, 75, 100 %) for a crop rotation during the period of from 2009 to 2012 under no-tillage Soil samples were collected after 5 crop seasons for assessments of carbon (C) pools. Laboratory experiments to evaluate the of C-CO₂ emissions and nitrate leaching and mineralization in columns of PVC with undisturbed and loosened soil. At each columns was applied OW doses such as: (0, 0.5, 1, 2, 4, 8 and 16 Mg ha⁻¹). The cumulative yields have not response to the application of MF and OW. The labile OC fraction extracted by permanganate (C-OXP) had a significant increase in response to the combination between FM and RO (50% OW + 50% MF) which was enabled to increase total organic carbon (TOC). The offset between the C-CO₂ emissions and TOC retained soil was positive, and demonstrated the potential for C sequestration with increasing doses of OW in the soil. The nitrates (NO₃⁻) leaching of and its nitrification increases as well increase the N content released by OW. The NO₃⁻ showed a lower leaching in columns with loosened soil compared to columns with undisturbed soil. There is confirming their variability in soil upturned the importance of the physical state of the soil nitrification and leaching of NO₃⁻. Residue application from poultry and pigs slaughterhouse increased C mineralization and NO₃⁻ promoting increases in productivity, quality chemical, physical and biological soil. The control of the processes of nitrification and leaching of NO₃⁻ to the use of ROA need to be considered to synchronize applications via N ROA with losses.

Key-words: organic waste, productivity, carbon, nitrate

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Série de dados no período de 44 anos em Ponta Grossa: distribuição mensal da precipitação pluviométrica (barras) relacionada com a média da temperatura máxima (■ Tmax.) e temperatura mínima (● Tmin.) para os meses de janeiro a dezembro. Fonte: IAPAR,2010.....	29
Figura 2.	A- Resíduo orgânico de abatedouro em leira de compostagem aeróbia e B- processo de revolvimento visando à aeração do ROA..	30
Figura 3.	Cronologia do uso da área experimental antes do início da implantação do experimento no ano de 2009.....	32
Figura 4.	Representação da ordem da aplicação dos tratamentos nas três repetições onde T1 testemunha geral sem fertilizante mineral industrial (FMI) e sem resíduo orgânico de abatedouro (ROA); T2 100% de FMI; T3 100% de ROA; T4 75% de FMI + 25% de ROA, T5 50% de FMI + 50% de ROA e T6 25% de FMI + 75% de ROA...	35
Figura 5.	Frascos utilizados na incubação, juntamente com as amostras de solo com e sem ROA e seus respectivos frascos de NaOH.....	39
Figura 6.	Relação entre estoque de carbono extraído por permanganato (C- OXP) na camada 0-20 cm e produtividade acumulada das culturas, afetados por doses de ROA e FMI em plantio direto. Tratamentos: T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI25% + ROA75%. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.....	48
Figura 7.	Relação entre estoque de carbono extraído por permanganato (C- OXP) na camada 0-20 cm e a adição acumulada de carbono (C) durante cinco safras, afetados por doses de ROA e FMI em plantio direto. Tratamentos: T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.....	49
Figura 8.	Relação entre conteúdo de NP na camada 0-20 cm e produtividade acumulada das culturas, afetados por doses de ROA e FMI em plantio direto. Tratamentos: T1= Testemunha (FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.....	51
Figura 9.	Acumulo de C-CO ₂ em solo incubado com aplicação de diversas	

	doses de resíduo orgânico de abatedouro em 125 dias de incubação – Testemunha sem resíduo orgânico de abatedouro (ROA) ▲ 0,5 Mg ha ⁻¹ (ROA); ■ 1 Mg ha ⁻¹ ROA; × 2 Mg ha ⁻¹ ROA + 4 Mg ha ⁻¹ ROA; ● 8 Mg ha ⁻¹ ROA.....	52
Figura 10.	Emissão acumulada de C-CO ₂ após 125 dias de incubação com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha ⁻¹	53
Figura 11.	Estoque de COT ao final do período de incubação (125 dias) com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha ⁻¹ .As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.....	54
Figura 12.	Estoque de C-AQ ao final do período de incubação (125 dias) com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha ⁻¹ .As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.....	55
Figura 13.	Estoque de C-OXP ao final do período de incubação (125 dias) com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha ⁻¹ .As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.....	56
Figura 14.	Relação entre fluxo total de C-CO ₂ e COT em solo incubado por 125 dias com doses crescentes de ROA (0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha ⁻¹)...	57
Figura 15.	Disposição do experimento para avaliação da percolação de nitratos. Tubos de PVC contendo amostras de solo indeformadas e peneirado com adição ou não de ROA em experimento de análise de percolação de NO ³⁻	64
Figura 16.	Frascos de polipropileno contendo solo com adições de ROA utilizados no experimento para avaliação da nitrificação.....	65
Figura 17.	Percolação de nitrato em solo com diversas doses de resíduo de abatedouro em coluna indeformada (A) e em coluna revolvida (B) de solo de acordo com tempo de coleta. Tratamentos: 0 testemunha; ■ 0,5 Mg ROA; ▲ 1 Mg de ROA; × 2 Mg de ROA; + 4 Mg de ROA; ● 8 Mg de ROA.....	67
Figura 18.	Quantidade de nitrato percolado acumulado em solo incubado por 180 dias com doses crescentes de ROA em coluna com solo indeformado (A) e com solo peneirado (B).....	69
Figura 19.	Nitrificação no solo após período de percolação (180 dias) nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 e 0-20 cm em coluna de solo indeformada (A) e peneirada (B) após período de 180 dias em	

	resposta a adição de doses crescentes de ROA (0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹).....	71
Figura 20.	Nitrificação acumulada na camada 0-20 cm de coluna de solo indeformada e peneirado após período de 180 dias em reposta a adição de doses crescentes de ROA (1-0; 2 -0,5; 3- 1, 2; 4- 4; e 5-8 Mg ha ⁻¹).....	72
Figura 21.	Percolação acumulada de NO ₃ ⁻ conforme nitrificação ao final do período de incubação nas colunas em solo indeformado (A) e peneirado (B) na camada 0-20 ao final do período de incubação (180 dias) em solo tratado com doses de ROA (0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹).....	73
Figura 22.	Quantidade de nitrato mineralizado em solo com diversas doses de resíduo de abatedouro - testemunha ■ 0,5 Mg resíduo orgânico de abatedouro por ha (ROA); ▲ 1 Mg ha ⁻¹ ROA; × 2 Mg ha ⁻¹ ROA + 4 Mg ha ⁻¹ ROA; ● 8 Mg ha ⁻¹ ROA.....	74
Figura 23.	Conteúdo de nitrato mineralizado no solo após 115 dias de incubação com aplicação de doses crescentes de ROA segundo ordem de crescente de pontos: 0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	75
Figura 24.	Comparação entre nitrificação e percolação de nitrato em solo acumuladas aos 120 dias de cada experimento. ● indeformado e ■ peneirado incubado com diversas doses de resíduo de abatedouro. ROA adicionado segundo ordem de crescente de pontos: 0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Resultado da análise química do solo, antes da implantação do experimento em um Cambissolo Háplico em Ponta Grossa – PR, 2009.....	30
Tabela 2.	Análise química do resíduo orgânico de abatedouro de abatedouro de aves e suínos utilizado no experimento.....	31
Tabela 3.	Limites máximos de contaminantes admitidos em resíduos orgânicos de abatedouro utilizados na forma de fertilizante, segundo instrução normativa nº 27, de 05 de junho de 2006 – anexo V e valores detectados na amostra do ROA.....	31
Tabela 4.	Quantidade de fertilizante mineral industrial (FMI) aplicado no tratamento T2 (100% FMI) de acordo com cada cultura.....	32
Tabela 5.	Controle de doenças, insetos e plantas daninhas realizadas em cada safra durante 3 anos de experimento.....	33
Tabela 6.	Densidade do solo determinada em quatro profundidades na área experimental antes da implantação do experimento.....	37
Tabela 7.	Aportes de matéria seca e carbono (C) via resíduos culturais e resíduo orgânico de abatedouro referente a 3 anos do experimento....	38
Tabela 8.	Produtividade das culturas afetadas pela combinação de fertilizante mineral industrial e resíduo orgânico de abatedouro.....	41
Tabela 9	Análise estatística (f) e coeficiente de variação (C.V.) dos conteúdos e estoque de carbono e nitrogênio.....	43
Tabela 10.	Conteúdo e estoque de C orgânico total (COT) afetados pelo uso de fertilizante mineral e resíduo de abatedouro em aplicação isolada ou em combinação representado pelos tratamentos T1 a T6.....	44
Tabela 11.	Estratificação do conteúdo e do estoque de C na amostra integral...	45
Tabela 12.	Conteúdo e estoque de C nos compartimentos (COP e COAM) em reposta ao uso de fertilizante mineral industrial e resíduo orgânico de abatedouro aplicados de forma isolada ou combinados sob plantio direto.....	46
Tabela 13.	Variação no conteúdo e estoque de C oxidável por permanganato de potássio (C-OXP) e água quente (C-AQ) em reposta ao uso de fertilizante mineral industrial e resíduo orgânico de abatedouro aplicados de forma isolada ou combinados.....	47

Tabela 14.	Conteúdo e estoque de N total (NT) e suas frações no solo em reposta ao uso de fertilizante mineral e resíduo de abatedouro aplicados de forma isolada ou combinados.....	51
-------------------	---	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	17
2.1	Geração de resíduos.....	17
2.2	Utilização de resíduos no solo.....	18
2.3	Uso de resíduos e a mineralização do N.....	19
2.4	Interferências no carbono (C) orgânico do solo.....	20
2.5	Disponibilização de nutrientes.....	21
2.6	Percolação de íons orgânicos.....	22
3	DINÂMICA DO CARBONO E DESEMPENHO DAS CULTURAS EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DEVIDO AO USO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ABATEDOURO EM COMBINAÇÃO OU EM SUBSTITUIÇÃO AO FERTILIZANTE MINERAL INDUSTRIAL.....	25
3.1	RESUMO	25
3.2	INTRODUÇÃO.....	26
3.3	MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3.3.1	Localização e caracterização da área experimental e do resíduo orgânico de abatedouro	29
3.3.2	Condução do experimento.....	34
3.3.3	Delineamento experimental.....	35
3.3.4	Determinação de C e N.....	35
3.3.4.1	Separação das frações granulométricas da matéria orgânica do solo	35
3.3.4.2	Determinação do carbono e nitrogênio orgânico total (COT e NT) nas amostras integrais e nas frações particulada (COP e NP) e associada aos minerais (COAM e NAM).....	36
3.3.4.3	Determinação do C extraído com água quente (C-AQ) e o C oxidado com permanganato (C-OXP).....	36
3.3.4.4	Cálculo do estoque de C e N.....	37
3.3.5	Entrada anual de C via resíduos	37

3.3.6	Fluxo de CO ₂ liberado pela respiração do solo em resposta a adição de resíduo orgânico de abatedouro e recuperação de C nas frações da matéria orgânica.....	38
3.3.7	Análise estatística.....	39
3.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
3.4.1	Produtividade das culturas sob aplicação de resíduo orgânico de abatedouro e fertilizante industrial mineral.....	40
3.4.2	Compartimentos do C e N no solo afetados pela fertilização com o ROA em combinação ou em aplicação isolada ao fertilizante mineral industrial e sua relação com a produção de grãos.....	42
3.4.3	Emissão e sequestro de C-CO ₂	51
3.5	CONCLUSÕES.....	58
4	NITRIFICAÇÃO E PERCOLAÇÃO DE NITRATO EM SOLO TRATADO COM RESÍDUO ORGÂNICO DE ABATEDOURO.....	59
4.1	RESUMO.....	59
4.2	INTRODUÇÃO.....	60
4.3	MATERIAL E MÉTODOS.....	62
4.3.1	Ensaio e análise da percolação de nitrato.....	63
4.3.2	Ensaio para avaliação da taxa de nitrificação em laboratório.....	64
4.3.3	Delineamento experimental e análise estatística.....	65
4.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
4.4.1	Percolação de nitrato em colunas de solo indeformadas e revolvidas.....	66
4.4.3	Mineralização de nitrato com incubação do solo.....	73
4.5	CONCLUSÕES.....	77
5	CONCLUSÕES GERAIS.....	78
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79

1 INTRODUÇÃO

A população mundial deve atingir na metade deste século mais de 9 bilhões de pessoas, gerando enorme pressão sobre a oferta mundial de alimentos e na quantidade de resíduos para serem reciclados e reutilizados em diversos fins. Na cadeia alimentar, a carne é o produto que causa o maior impacto ambiental devido à ineficiência na transformação das partes não aproveitáveis para o consumo direto em subprodutos para os consumidores (STEINFELD et. al., 2006 e WEIDEMA et. al., 2008). Os resíduos oriundos de abatedouros de aves, suínos e bovinos têm causado consequências graves na sustentabilidade ambiental devido ao seu descarte de forma inapropriada no meio ambiente (GERBENS-LEENNES & NONHEBEL, 2002, GOODLAND, 1997 e WHITE, 2000).

O crescimento anual da produção de carne suína deve ser de 1,5% até o final de 2013 em países em desenvolvimento enquanto que o crescimento da produção de frango está estimado em 3,64% ao ano até 2020 (FAO, 2010). O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína e o terceiro de aves, (NAKAMAE, 2007). Nesse contexto, o estado do Paraná em 2011 atingiu o montante de 2,9 milhões de Mg de aves e 629 mil Mg de suínos abatidos, constituindo-se no maior produtor de aves e o quarto produtor de suínos no país (IPARDES, 2012).

Em contrapartida, o Brasil produz de 3 a 4 milhões de toneladas por ano de matéria animal não consumível diretamente pelo homem (BELLAYER, 2003). Estima-se que 32% do frango, 38% do suíno, 46% dos bovinos e 48% das ovelhas são produtos não comestíveis e enquadrados como resíduos. Destes, parte será destinada para a alimentação animal na forma de ração e cerca de 20 a 22% é descartado no ambiente.

Segundo Mazzer & Cavalcanti (2004), o tratamento dos resíduos sólidos é um grande problema nacional. Hoje, o Brasil produz aproximadamente 200 mil toneladas de resíduos sólidos, por dia. Desse total, 76% são destinados aos lixões a céu aberto, sem nenhum tipo de tratamento; 13% destinam-se aos aterros controlados; 10% para aterros sanitários e somente 1% chegam a ser reciclado (MAZZER & CAVALCANTI, 2004).

Portanto, a destinação final dos resíduos sólidos obtidos deve ser feita de forma segura, sem gerar riscos para a saúde humana e impactos ambientais. As formas mais utilizadas para a destinação final destes resíduos são: o aterro sanitário, enterramento, compostagem, queima, reciclagem, bem como a incineração (SISINNO et al., 2002).

Efluentes líquidos, água residuária, etc. também são gerados no processo de abate já que para suínos são utilizados cerca de 1200 litros de água por cabeça, e para aves, a

quantidade de água residual resultante do abate e processamento estaria entre 25 - 50 litros por cabeça. As águas residuais apresentam elevada carga orgânica (BASSOI,1991) e são compostas por grande quantidade de sangue, elevada quantidade de gorduras, fragmentos de tecidos, esterco, conteúdo estomacal não-digerido e conteúdo intestinal (PARDI et al., 2006). Após tratamento biológico baseado na atividade de bactérias com remoção de parte da carga orgânica do resíduo o lodo gerado nas lagoas de tratamento também pode ser destinado ao processo de compostagem.

Kiehl (1998) define compostagem como sendo um processo controlado de decomposição microbiana de uma massa heterogênea de matéria orgânica, no estado sólido e úmido dividida em dois estágios: digestão e maturação.

O uso agrícola como condicionador do solo de resíduo orgânico de abatedouro oriundo da esterilização de resíduos de aves e suínos em ambiente fechado com auxílio de digestor é uma alternativa para destino adequado desse subproduto no meio ambiente. Alves et al. (2009) observou que o uso do resíduo orgânico (oriundo de biodigestor) proporcionou melhores resultados na cultura do feijoeiro para as variáveis: número de folhas, número de vagens e número de grãos por planta. Utilizando o mesmo tipo de resíduo do trabalho em questão e na mesma região BRIEDIS et al. (2011) e FERREIRA et al. (2010) mostraram que não houve diferenças significativas nos componentes de produção e na produtividade de grãos da cultura do trigo e feijão quando comparado ao uso do fertilizante mineral industrial. Além disso, constatou-se que as combinações do resíduo orgânico de abatedouro com o fertilizante mineral industrial mostraram maior eficiência.

O uso de resíduos orgânicos proporcionam inúmeros benefícios para o solo como o incremento de C e N ao sistema, reflexos positivos na fertilidade do solo e para o meio ambiente pela redução da dependência do uso de fertilizantes industriais (de MATOS, 2005). Por outro lado, existe a preocupação com a aplicação inadequada de resíduos orgânicos ricos em nitrogênio (N) no solo devido ao potencial de perdas de N no perfil atingindo profundidades fora do alcance do sistema radicular da maioria das culturas. Além do risco de contaminação do lençol freático com esse elemento há também a preocupação com perdas de N na forma de gases com elevado potencial de aquecimento global (CEMBRANELLI, 2006). Em contrapartida, essas emissões quando comparadas às causadas pelo uso de fertilizantes minerais industriais são inferiores e com baixo impacto ambiental (LAL, 2004).

Na região dos Campos Gerais a área destinada à agricultura situa-se em 533.205 ha (RAMOS, et al. 2007). A produção de resíduos orgânicos oriundos de abatedouros de aves e suínos que poderiam ser empregados como suprimento de nutrientes para as culturas é

estimada em 50.000 a 100.000 Mg ano⁻¹ o que representaria a uma taxa constante de 1 Mg ha⁻¹ a cobertura de uma área equivalente de 9,4% a 18,7% da área agrícola com o uso dos resíduos.

O objetivo desse trabalho foi avaliar a contribuição dos resíduos orgânicos de abatedouros (ROA) de aves e suínos aplicados à lanço, em combinação ou isolado ao fertilizante mineral industrial em: 1) nos compartimentos da matéria orgânica do solo (MOS); 2) na nitrificação e percolação do nitrato em resposta à adições crescentes dos resíduos orgânicos de abatedouros; 3) nas emissões de CO₂ e, 4) na produção das culturas em plantio direto.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Geração de resíduos

A produção mundial de carne de frango e suíno é da ordem de 64 e 109 milhões de toneladas, respectivamente. Cerca de 16% da produção mundial de carne de frango é produzida no Brasil enquanto os EUA são responsáveis por 25% e a China por 18% totalizando 59% (FAO, 2010). Em relação a produção de carne suína o Brasil é responsável por 3,1% do total enquanto a China por 52,7%, os EUA por 10,1%, a Alemanha por 4,6% e a Espanha por 3,6% (FAO, 2010).

No contexto nacional, somente no 1º trimestre de 2012 foram abatidas 8.744 milhões de cabeças de suínos e 1.363 bilhão de cabeças de frango. O estado do Paraná está em primeiro no ranking de abate de aves do Brasil e em terceiro no abate de suínos (SEAB/DERAL, 2010), sendo a região dos Campos Gerais responsável por 14,5% da produção estadual de suínos e 8,4% da produção de aves (IBGE, 2010).

O processamento de alimentos de origem animal sempre terá como resultado a produção de resíduos que podem gerar impactos indesejáveis ao meio ambiente por serem ainda pouco aproveitados. O uso de resíduos orgânicos de abatedouros de aves e suínos na agricultura pode ser uma das alternativas mais promissoras para a disposição desses materiais, tornando-se uma prática sustentável desde que realizada de forma racional, sem prejuízo ao ambiente.

Os resíduos orgânicos do abate de frangos e suínos quando lançados em corpos hídricos ou em locais inadequados e sem o devido tratamento têm proporcionado sérios problemas de poluição no solo, águas superficiais e em águas subterrâneas (SISINNO et al., 2002). Segundo a UNEP (2000) e Matos (2005) no abate de aves e suínos cerca de 23% e 30% de seu peso é considerado material não comestível (sangue, penas, pelos, unhas, cascos, vísceras, gorduras, etc.). Parte destes resíduos será destinada para aproveitamento industrial, seja na forma de subprodutos para a fabricação de rações, para a alimentação animal e outros, e cerca de 20 a 22% é descartado no ambiente.

A utilização de resíduos industriais na agricultura, além de solucionar o descarte de forma adequada de um subproduto socialmente incômodo, permite a compensação ambiental, com o aproveitamento dos nutrientes reciclados pelas culturas econômicas e pela contribuição na melhoria de atributos físicos e biológicos do solo.

2.2 Utilização de resíduos no solo

Os resíduos orgânicos utilizados na agricultura geralmente são de origens: agrícola, urbana e industrial. Dentre os resíduos agrícolas, restos de cultura e dejetos (bovino, suíno e de aves) são os mais comumente utilizados. Quanto aos resíduos urbanos enquadram-se os compostos gerados a partir da compostagem de lixo e os lodos de esgotos, entretanto estes requerem tratamentos específicos para ser utilizá-los na agricultura, visto que podem apresentar altas concentrações de contaminantes, patógeno e moléculas de difícil degradação (ABREU JUNIOR et al., 2005; PIRES e MATTIAZZO, 2008). E por fim, os de origem agroindustrial, destacam-se os gerados nas indústrias de processamento de alimentos.

Os resíduos orgânicos gerados no processo do abate de frangos e suínos têm proporcionado sérios problemas de poluição no solo, águas superficiais e em águas subterrâneas. Segundo a UNEP (2000) e Matos (2005) no abate de aves e suínos cerca de 23% e 30% de seu peso é considerado material não comestível (sangue, penas, pelos, unhas, cascos, vísceras, gorduras, etc.). Parte destes resíduos será destinada para aproveitamento industrial, seja na forma de subprodutos para a fabricação de rações, para a alimentação animal e outros, e cerca de 20 a 22% é descartado no ambiente.

Diversos trabalhos apresentaram efeitos benéficos nas propriedades químicas do solo ao fazer uso de resíduos orgânicos. Segundo Brito et al. (2005), a inclusão de resíduos em ambientes agrícolas tem como objetivo aumentar ou conservar os teores de matéria orgânica do solo. A matéria orgânica juntamente com a argila do solo formam um complexo de absorção. Melhorando suas propriedades químicas ao reter nutrientes como o nitrogênio, que de outra forma seriam lixiviados. O resíduo orgânico também deposita no solo micro e macro nutrientes que são de suma importância para o desenvolvimento vegetal. Desta forma, o resíduo auxilia na ciclagem de nutrientes e no maior armazenamento de C, contribui no aumento da CTC, propicia maior retenção de água e pode ocasionar aumento da complexação de elementos tóxicos (ROCHA et al., 2004; MELO et al., 2008; SILVA, 2008; TEDESCO et al., 2008), além das melhorias físicas e biológicas.

Marchesini et al. (1988), relatam que os incrementos de produtividade proporcionados por resíduos orgânicos, embora menos imediatos e marcantes do que os obtidos com adubos minerais, apresentam maior duração, provavelmente pela liberação mais progressiva de nutrientes e pelo estímulo do crescimento radicular.

Entretanto é importante ressaltar, que além das melhorias geradas no agroecossistema pelo uso de resíduos, os solos agrícolas também podem ser considerados uma opção de

descarte para estes, e, para tanto, devem ser respeitados os limites previstos na legislação, visando evitar exceder a capacidade de suporte do solo (CQFS-RS/SC, 2004; SILVA, 2008;

TEDESCO et al., 2008). Embora esta prática aumente a sustentabilidade do sistema, ela também pode ser uma fonte de entrada de contaminantes para o meio ambiente (WEBER et al., 2011) e, conseqüentemente, interferir na produção das culturas e na qualidade dos produtos obtidos com as colheitas.

O uso de resíduos orgânicos pode contribuir também com a redução no uso de fertilizantes industriais. Visto que a produção agrícola consome enorme quantidade de fertilizantes provindos de fontes não renováveis. O Brasil, em 2012, teve um consumo de mais de 29 milhões de toneladas de fertilizantes industriais (ANDA, 2013), sendo o Paraná consumidor de 290 mil toneladas destes produtos. A utilização de resíduos industriais oriundos do abate e processamento de animais pode compensar em até 9,4% do uso de fertilizantes no Paraná cuja fonte já foi contabilizada no custo energético e ambiental do processo industrial.

O desafio na questão ambiental é encontrar padrões que harmonizem a produção de alimentos com o desenvolvimento econômico através do uso racional da água, energia e minimização na geração de resíduos. A reforma do sistema produtivo seria uma alternativa que faria com que os resíduos de uma determinada área servissem como insumo para outra. Nesse contexto, a demanda de um planejamento estratégico consistente, com a regulamentação setorial de atividades industriais e agrícolas para municípios e estados é necessária para a promoção do desenvolvimento sustentável (SCOARIZE & LOPES, 2004).

Na busca por práticas e processos mais sustentáveis, o manejo correto dos resíduos orgânicos gerados pelas atividades agrícolas, urbanas e industriais constitui-se como elemento chave, promovendo benefícios nas dimensões, ambiental, social e econômica. Desta forma, explorar o potencial agrícola desses resíduos orgânicos, além de possibilitar a sua destinação mais correta, pode promover benefícios às propriedades do solo e conseqüentemente ao desenvolvimento das culturas, além de agregar valor e constituir-se uma alternativa viável economicamente, reduzindo os custos de produção ou gerando receitas aos produtores.

2.3 Uso de resíduos e a mineralização do N

A matéria orgânica afeta diretamente as características biológicas do solo, pois atua como fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos quimioheterotróficos e,

através da mineralização de N e S orgânico atua como fonte de energia aos microrganismos quimioautotróficos (MIELNICZUK, 1999). As populações microbianas do solo sofrem acentuada influência do ambiente, podendo os microrganismos ou seus processos serem inibidos em até 100% por diversos fatores estressantes, como por exemplo a deposição de metais pesados (ALVARENGA et. al., 1999).

O conhecimento dos atributos dos resíduos orgânicos relacionados à degradação microbiológica do N orgânico pode contribuir para a previsão de seu comportamento no solo, permitindo definir parâmetros úteis ao estabelecimento das doses máximas a serem aplicadas aos solos, em função do N disponibilizado às plantas.

O N disponível às plantas é definido como soma do N na forma de nitrato (NO_3^-), do N na forma de amônio (NH_4^+), quando não são perdidos por desnitrificação ou volatilização, respectivamente, e do N orgânico que é mineralizado em determinado tempo (GILMOUR & SKINNER, 1999).

A quantidade de N mineralizado da matéria orgânica de resíduos é variável de acordo com o material de origem e com o processo de tratamento utilizado. De forma geral, são resíduos com estreita relação C:N, com baixo suprimento de material energético, e com material protéico de fácil degradação pelos microrganismos (LERCH et al., 1993). Estas propriedades possibilitam rápida liberação de N mineral, em quantidades proporcionais às quantidades de N orgânico aplicadas (RYAN et al., 1973; EPSTEIN et al., 1978; GILMOUR & SKINNER, 1999; ROWELL et al., 2001). Pode haver grande variação na fração de mineralização de resíduos digeridos sob condições anaeróbias. Ryan et al. (1973) obtiveram frações de 4% a 48%, em 112 dias de incubação; Parker & Sommers (1983) obtiveram valores entre 2% e 27%, avaliando 13 lodos durante 112 dias. A amplitude desses resultados mostra a necessidade da quantificação da fração de mineralização de cada tipo de resíduo no solo em que será aplicado.

2.4 Interferências no carbono (C) orgânico do solo

Os estoques de matéria orgânica do solo (MOS) e em contrapartida o C do solo em qualquer agroecossistema são obtidos pela interação dos fatores que determinam sua formação e aqueles que promovem sua decomposição. Com a conversão das florestas nativas em sistemas agrícolas há um declínio no estoque de matéria orgânica em sistemas agrícolas (HOUGHTON et al., 1991). Tal fato pode ser atribuído ao aumento da erosão do solo, aos processos mais acelerados de mineralização da matéria orgânica e oxidação de carbono (C)

orgânico do solo e às menores quantidades de aportes orgânicos em sistemas manejados comparativamente a florestas nativas.

Em sistemas agrícolas, a dinâmica da MOS pode ser influenciada não só pelo manejo por meio da seleção de culturas e de formas de preparo do solo, mas também pela adição de fertilizantes químicos e materiais orgânicos, que influem positivamente nos processos biológicos de decomposição e mineralização da MOS (LEITE et al., 2003).

Em condições tropicais, são requeridas cerca de 7 e 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de resíduos com elevada e baixa relação C:N, respectivamente, para manter o teor de C orgânico total no solo em 1 dag kg⁻¹ (MANFOGOYA et al., 1997). Por isso, o uso combinado de fertilizantes químicos e materiais orgânicos tem sido recomendado como manejo alternativo, possibilitando a manutenção de alta produtividade, com estabilidade, principalmente quando o material orgânico aplicado apresenta elevada relação C:N e elevados conteúdos de lignina e polifenóis, e para regiões onde o uso de fertilizante é recomendado (FERNANDES et al., 1997).

Em sua maioria, os estudos sobre o efeito de sistemas de manejo evidenciam a pouca sensibilidade da medida do C orgânico total. Como alternativa, tem-se apontado o C da biomassa microbiana do solo, representando o compartimento ativo da matéria orgânica do solo e o C da fração leve, referenciando o compartimento lento, como indicadores mais sensíveis aos efeitos do manejo.

Considerando um contínuo de sensibilidade ao manejo, ter-se-iam, numa extremidade, a medida de carbono da biomassa microbiana, bastante variável e sensível, e, na outra, a medida do carbono orgânico total do solo, pouco variável e pouco sensível. A fração leve da matéria orgânica do solo tem-se constituído numa medida de sensibilidade intermediária e, mais importante, que reflete as ações antrópicas (SIX et al., 2000).

Em condições tropicais, em que a dinâmica da matéria orgânica é relativamente rápida, são escassos os estudos que visam determinar os efeitos da adubação mineral ou orgânica nos compartimentos da matéria orgânica do solo (KANCHIKERIMATH & SINGH, 2001).

2.5 Disponibilização de nutrientes

A fertilidade do solo é resultado da combinação de fatores físicos, químicos e biológicos, capazes de, em conjunto, propiciar as melhores condições para obtenção de altos rendimentos. A matéria orgânica, ou húmus, interfere em todos esses fatores. Práticas que

visam conservar ou aumentar o teor de matéria orgânica do solo muitas das vezes são as mais indicadas para proporcionar rendimentos maiores às culturas.

Portanto, o nível de matéria orgânica do solo é um dos principais fatores condicionantes da sua produtividade e equilíbrio do sistema e, a taxa de sua decomposição é dependente, de certa forma, das práticas de cultivo empregadas, principalmente das relacionadas ao seu sistema e à incorporação de restos culturais.

A adição de materiais orgânicos é fundamental à qualidade do solo, caracterizando-se pela liberação gradativa de nutrientes, que reduz processos como lixiviação, fixação e volatilização, embora dependa essencialmente da taxa de decomposição, controlada pela temperatura, umidade, textura e mineralogia do solo, além da composição química do material orgânico utilizado (ZECH et al., 1997).

Estudos recentes enfatizam a importância das características químicas para determinar a qualidade do aporte orgânico e a disponibilidade de nutrientes (PALM et al., 2001). Segundo Brito et al. (2005), a inclusão de resíduos em ambientes agrícolas tem como objetivo aumentar ou conservar os teores de matéria orgânica do solo. Desta forma, o resíduo auxilia na ciclagem de nutrientes e no maior armazenamento de C, contribui no aumento da CTC, propicia maior retenção de água e pode ocasionar aumento da complexação de elementos tóxicos (ROCHA et al., 2004; MELO et al., 2008; SILVA, 2008; TEDESCO et al., 2008), além das melhorias físicas e biológicas.

A utilização de substratos orgânicos com características adequadas à espécie plantada possibilita redução do tempo de cultivo e do consumo de insumos, como fertilizantes químicos, defensivos e mão-de-obra (FERMINO & KAMPF, 2003).

2.6 Percolação de íons orgânicos

Os solos apresentam diferentes capacidades de retenção de elementos orgânicos e inorgânicos. A retenção e a movimentação de elementos solúveis são determinadas pela textura e porosidade do solo e pela característica de cada superfície coloidal, a qual influenciará na solubilidade e troca de íons por processos de adsorção-dessorção, devido à complexação e reação redox dos elementos ativos na solução do solo, sendo que essas propriedades são fortemente influenciadas pela quantidade de matéria orgânica existente e pela drenagem do solo (SILVA & BORGES, 2006).

Em determinadas circunstâncias, as características da vegetação influenciam a dinâmica da água, notadamente como fator de redução da evaporação, aumento da capacidade

de infiltração e proteção do solo contra os efeitos danosos provocados pelo impacto das gotas de chuva, evitando carregamento e posterior sedimentação de partículas nas partes mais baixas do terreno, principalmente para os cursos d'água alterando, sobremaneira, sua qualidade. A presença de cobertura vegetal favorece, ainda, a implementação da qualidade física do solo uma vez que possibilita melhoria na agregação e elevação da resistência a erosão hídrica, contribuindo para elevar seu potencial agrícola, porém quaisquer alterações na composição química e estrutura do solo serão refletidas nas características físicas e químicas da água, tanto superficial quanto subterrânea; assim, ocorrendo aumento da infiltração, uma possível alteração nas características das águas subterrâneas é favorecida, ao passo que, quando os processos erosivos de alta intensidade prevalecem, como aqueles provocados pelo escoamento superficial, podem ocorrer alterações nas águas superficiais (da SILVA et. al., 2007).

Brouyère et al. (2004), a partir de observações de campo, concluem que os mecanismos de recarga dos lençóis freáticos e aquíferos são controlados principalmente por fluxo gravitacional durante os eventos de chuva. Esses autores citam, por outro lado, que as variações no nível do lençol freático afetam a evolução da contaminação já que, durante períodos de elevação do nível freático, os contaminantes migram em profundidade no perfil do solo, na zona anteriormente insaturada, a qual é lavada após saturação induzindo a um aumento na concentração desses elementos na água subterrânea.

Ressalte-se que segundo Oren et al., 2004 esta contaminação é expressa, em geral, em aumento na salinidade e na concentração de nitrato, que é um poluente mineral comum das águas subterrâneas em áreas agrícolas. Cabe lembrar, aqui, que o excesso de água ocasiona lixiviação de sais para o lençol freático, ou seja, no caso do nitrato ocorre acúmulo no perfil do solo em períodos secos e pode haver também lixiviação em períodos chuvosos (RIMSKI-KHORSAKOV et al., 2004).

A resíduos orgânicos podem ser largamente utilizado nas lavouras e podem possuir, em grandes quantidades, elementos que, dependendo da concentração, segundo Meurer et al. (2000) se destacam como contaminantes de águas superficiais e subterrâneas, como o fosfato e o nitrato, respectivamente. Esses elementos, conforme Resende et al. (2002), têm gerado, nos últimos anos, grande preocupação acerca dos efeitos, principalmente do nitrato, na saúde da população humana e animal.

Trindade et. al. (1997) afirma que o impacto dos nitratos atinge não só a saúde humana e animal como, também, o crescimento (diminuto ou excessivo) das plantas e a qualidade

do ambiente (eutrofização). Na Austrália, elevadas concentrações de nitrato em águas subterrâneas têm sido identificadas em todos os estados e territórios sob diferentes usos de solo (Thorburn et al., 2003).

Esses autores também concluíram que ocorrem elevadas concentrações de nitrato na água subterrânea da costa noroeste da Austrália, além de salinidade acima do limite recomendável; contudo, verificaram que nesta região uma das maiores fontes de contaminação era a utilização de fertilizantes minerais e, em apenas oito de 1031 poços, a maior fonte de contaminação era de origem orgânica.

Para o fósforo, que é adsorvido fortemente na fase sólida, não existem valores elevados ocorrendo no lençol freático. De acordo com Oren et al. (2004), o destino do potássio é determinado, em parte, pela troca de íons e adsorção pelas argilas; assim, o enriquecimento do lençol freático por potássio é esporádico; no entanto, Cunha et al. (1981) concluíram haver risco de poluição de águas subterrâneas por nitrato e potássio, uma vez que foram detectadas pequenas quantidades desses íons em profundidades superiores a 1,20 m. Costa et al. (1999) observaram, em estudo realizado em colunas de solo, que após fertilização com nitrato de cálcio ocorreu certa defasagem entre a frente de umedecimento e a frente de contaminação, fato este atribuído à presença de cargas positivas no solo, favorecendo a adsorção de nitrato junto à fase sólida deste solo; o fenômeno, comum em solos com carga variável e altamente intemperizados, pode minimizar o impacto que o excesso de ânions poderia causar às águas mas Brouyère et al. (2004) estudando o solo de carga permanente e a água de um aquífero na Bélgica, notaram que houve alta variação entre as concentrações de nitrato nos poços de monitoramento, as quais variaram de 10 a 217 mg l⁻¹ sendo que as menores concentrações foram encontradas na profundidade de 9,50 m (18 mg l⁻¹). Esses autores sugerem que nesta área esteja ocorrendo uma migração de nitrato, para as camadas mais profundas, da ordem de 1,0 m ano⁻¹; contudo, Gloeden et al. (1991) relataram, em estudos realizados no aquífero Botucatu, que mesmo com doses crescentes de resíduo orgânico da indústria de processamento de cana (vinhaça) que a concentração de potássio foi mantida próxima do natural, nas profundidades de 2,90 e 4,50 m, enquanto os teores de carbono orgânico dissolvido (COD) indicaram forte variação nas camadas mais profundas após a aplicação de vinhaça, o que os autores creditam à sua associação a componentes orgânicos da vinhaça, principalmente coloidais.

3 DINÂMICA DO CARBONO E DESEMPENHO DAS CULTURAS EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DEVIDO AO USO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ABATEDOURO EM COMBINAÇÃO OU EM SUBSTITUIÇÃO AO FERTILIZANTE MINERAL INDUSTRIAL

3.1 RESUMO

O abate de aves e suínos propicia a geração de uma grande quantidade de resíduos que na maioria das vezes são descartados de forma inadequada tornando-se poluentes ao meio ambiente. A utilização destes resíduos orgânicos de abatedouros (ROA) na adubação das culturas seria uma forma promissora de reciclar os subprodutos dos processos industriais. O experimento de campo foi desenvolvido em parcela experimental da Fazenda escola Capão da Onça com a finalidade de avaliar o efeito isolado ou em combinação do resíduo orgânico de abatedouro (ROA) com o fertilizante mineral industrial (FMI) em um desenho experimental de blocos completamente casualizados com seis tratamentos em três repetições. Os tratamentos constituíram-se de: Testemunha geral, sem FMI e sem ROA (T1); 100 % com FMI (T2); 100% com ROA – (T3); 75% com ROA + 25% com FMI (T4); 50% com FMI + 50% com ROA (T5) e 25% com FMI + 75% com ROA (T6). Os tratamentos foram aplicados em cada cultura a lanço durante seis cultivos (2009 a 2012). A sequência das culturas neste estudo foi: feijão/trigo/soja/aveia/milho/trigo, cultivadas no sistema plantio direto. Outro experimento em laboratório com seis tratamentos e três repetições foi realizado com a finalidade de avaliar emissões e quantidade de C-CO₂ após incubação com a adição de doses de ROA (0, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹). As leguminosas (feijão e soja) não responderam a aplicação tanto do ROA com do FMI de forma isolada ou em combinação indicando que o nível da fertilidade do solo da área experimental foi suficiente para suprir a demanda de nutrientes dessas culturas. Dentre as gramíneas, o desempenho do milho foi diferenciado com resposta tanto a aplicação isolada com em combinação das duas fontes. A produção acumulada no período de estudo também seguiu a tendência da cultura do milho. O uso do ROA aumentou significativamente o conteúdo e o estoque de NT e COT na camada 0-20 cm no T5. O conteúdo e o estoque de C orgânico particulado (COP) aumentou significativamente na camada de 0-5 cm em resposta ao tratamento T5 (75% FMI e 25% ROA). O C lábil representado pela extração com o permanganato (C-OXP) teve ainda um incremento mais expressivo em resposta ao tratamento T5 na camada de 0-5 cm. O C-OXP apresentou elevada correlação com o aporte de C através dos resíduos culturais e do ROA e também com a produção acumulada de grãos indicando ser um sensor do desempenho das culturas nesse sistema de manejo do solo. A relação entre C-CO₂ emitido e o COT retido do solo foi positiva demonstrando o potencial de sequestro e que os ROA podem compensar parte das emissões com o FMI.

Palavras-chave: Resíduo de orgânico de abatedouro, produtividade, carbono, nitrogênio.

3.2 INTRODUÇÃO

Na região dos Campos Gerais, os resíduos orgânicos oriundos de abatedouros tornam-se uma opção de adubo orgânico pelo seu potencial como fertilizante no fornecimento de nutrientes essenciais às plantas. Além disso, devido a seu elevado teor de C, promovem benefícios aos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, contribuindo com o desenvolvimento das culturas comerciais (ANDREOLA et al., 2000; BRITO et al., 2005; COSTA et al., 2009).

Resultados obtidos de experimentos de longa duração relatam aumento na produtividade de grãos devido ao uso de fontes orgânicas na adubação em função da mudança lenta e gradual nos atributos do solo (SCHERER, 2000; EGHBALL & JOHN, 1999; KONZEN, 2005; SILVA et al., 2004). Entretanto, parte da resposta do uso de resíduos orgânicos de abatedouro está relacionada à combinação com o FMI aumentando sua eficiência (SUTTON et al. 1978). Edmeades (2003), baseando-se em experimentos com mais de 20 anos de duração, reportou o efeito dos adubos orgânicos no aumento do conteúdo de carbono e na atividade microbiana no solo promovendo a melhoria dos atributos físicos do solo e aumentando o potencial produtivo das culturas.

Além dos benefícios nos atributos do solo e na produtividade, tem sido constatado que a adubação com composto orgânico em longo período elevou os níveis de C e N orgânicos do solo contribuindo com a mitigação de gases de efeito estufa (GOMES et al., 2005 e ZHANG et al., 2000). Esses resultados são importantes porque atribuem ao resíduo orgânico a possibilidade na compensação nas emissões de gases como o N_2O cujo o potencial de aquecimento global é 290 vezes superior ao CO_2 (ELDER & LAL, 2008). Dessa forma, o balanço entre a entrada de N nos ecossistemas através de fertilizantes industriais ou de fonte orgânica podem alterar a acumulação e distribuição de C em sistemas solo-planta (COULTER et al., 2009).

O aumento das concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases de efeito estufa (GEE), como resultado de atividades antropogênicas são de grande preocupação devido ao impacto na mudança climática global (IPCC, 2007). As concentrações de CO_2 na atmosfera aumentaram de 280 partes por milhão (ppm) em 1850 para 380 ppm em 2005 (CHRISTOPHER & LAL, 2007) e recentemente ultrapassaram a barreira dos 400 ppm (NOAA, 2013). A emissão de CO_2 em solos agrícolas é o resultado de interações entre o clima e as propriedades biológicas, químicas e físicas do solo. O uso de fertilizantes

nitrogenados tem expressiva contribuição no potencial de aquecimento, além de apresentar elevado custo energético por kg de N produzido (80 a 90 MJ). Nesse sentido, o uso de resíduos orgânicos de abatedouro como fonte de nutrientes para as culturas comerciais pode reduzir a dependência do uso de fertilizantes nitrogenados industriais e contribuir para a redução de emissões de gases de efeito estufa (LAL, 2004).

Do ponto de vista do manejo do solo, a sugestão de Duxbury et al. (1989) de alocar os diferentes estágios da dinâmica do C em quatro compartimentos ou “reservatórios”, é útil para a compreensão das intervenções causadas pelo manejo:

- “Reservatório” *ativo ou lábil* – é constituído por compostos orgânicos facilmente oxidáveis, derivados de fragmentos de vegetais recentes, da biomassa microbiana e de exsudados de raízes (“rizodepósitos”). É controlado principalmente pela adição de resíduos culturais e pelo clima, e é fortemente influenciado pelo tipo de manejo do solo. As modificações são rápidas, e elevados aportes de C e N são função das transformações da biomassa microbiana.
- “Reservatório” *lentamente oxidável* – está relacionado com os macroagregados e é controlado pela mineralogia e pelos fatores agronômicos que interferem na agregação. Dentre estes, os sistemas de manejo do solo influenciam no tamanho desse reservatório.
- “Reservatório” *muito lentamente oxidável* – está relacionado com os microagregados; o fator controlador é a estabilidade do agregado em água. O sistema de manejo do solo tem pequeno impacto nesse compartimento.
- “Reservatório” *passivo ou recalcitrante* – está relacionado com o C associado às partículas primárias do solo. É controlado pela mineralogia da fração argila, formando complexos organo-argílicos pela decomposição microbiana que reduz o C para formas elementares. Os sistemas de manejo do solo não influenciam esse compartimento.

A aplicação de fontes orgânicas contendo C irá alterar a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) devido a migração do C de compartimentos lábeis para os mais estáveis (PINHEIRO, 2007). Essas fontes irão promover uma variação no fluxo do teor de C de acordo com o estado de decomposição do material, composição química, tamanho, recalcitrância, proteção química e física (NICOLOSO, 2005). A fração lábil da MOS responde prontamente (1 a 3 anos após aplicação) às alterações provocadas pelos sistemas de manejo do solo, especialmente aqueles que adicionam grandes quantidades de material orgânico ao solo (LOUREIRO, 2008). A fração associada aos minerais do solo é mais estável e não sofre alterações a curto prazo.

Dessa forma, o uso de resíduos orgânicos na agricultura torna-se uma opção favorável ao meio ambiente, uma vez que a emissão de gases como o N_2O e o CO_2 para a atmosfera, com a fabricação e uso dos fertilizantes industriais pode ser compensada parcialmente pela transformação dos resíduos orgânicos de abatedouro no solo reciclando nutrientes para as plantas. Este capítulo foi formulado com base na hipótese de que a aplicação dos resíduos orgânicos de abatedouro como fonte de nutrientes para as culturas pode substituir entre 25 a 50% do uso do fertilizante mineral e as razões para isso estão associadas ao aumento e manutenção do C lábil. Dessa forma, os objetivos específicos deste trabalho foram: a) avaliar a contribuição dos resíduos orgânicos de abatedouro oriundos de aves e suínos nas alterações dos compartimentos de C e N; b) estudar o desempenho das culturas em rotação sob o sistema plantio direto com aplicação de resíduo orgânico de abatedouro na forma isolada ou combinada ao fertilizante mineral industrial.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1 Localização e caracterização da área experimental e do resíduo orgânico de abatedouro

O experimento foi instalado no inverno de 2009 na área experimental da Universidade Estadual de Ponta Grossa, Fazenda Escola Capão da Onça (FESCON), situada no município de Ponta Grossa, PR (25° 05' S e 50° 03' W), com aproximadamente 990 m de altitude). A temperatura média anual é de 17,8° C e a precipitação média anual é de 1553 mm (Figura 1). O clima é classificado segundo Köppen como Cfb, subtropical úmido mesotérmico, de verões frescos e com ocorrência de geadas severas e frequentes, não apresentando estação seca.

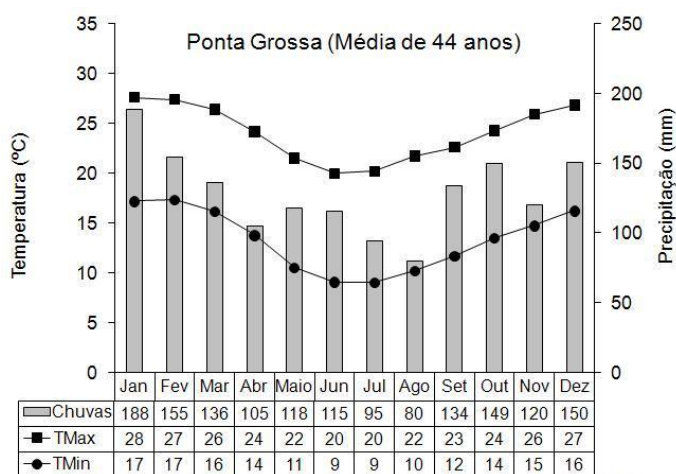


Figura1. Série de dados no período de 44 anos em Ponta Grossa: distribuição mensal da precipitação pluviométrica (barras) relacionada com media da temperatura máxima (■ Tmax.) e temperatura mínima (● Tmin.) para os meses de janeiro a dezembro. Fonte: IAPAR,2010.

O solo da área foi caracterizado como Cambissolo Háplico (EMBRAPA, 2006), de textura média na camada 0-20 cm (246,7; 664,6; e 88,8 g kg⁻¹ de argila, areia e silte, respectivamente). Amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 e 0-20 cm antes da implantação do experimento (2009) para realização da análise química do solo (Tabela 1) e em 2012 (após 5 safras de cultivo) para novas análises e cálculos da variação do C do solo.

Tabela 1. Resultado da análise química do solo da área experimental, antes da implantação do experimento em um Cambissolo Háplico em Ponta Grossa – PR, 2009.

Prof. (cm)	pH	H + Al ⁺³	Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	CTC	P	C**
	(CaCl ₂)	----- cmol _c dm ⁻³ -----						ppm	-g kg ⁻¹ -
0-5	4,86	6,62	0,09	3,58	1,63	0,36	12,2	40,1	18,8
5-10	4,70	7,27	0,17	1,47	1,47	0,25	10,4	52,0	11,1
10-20	4,60	7,15	0,21	2,23	1,24	0,19	10,8	30,7	8,9
0-20	4,58	7,18	0,19	2,51	1,29	0,24	11,2	38,1	11,9

*Os números nas linhas representam a média de dez pontos coletados na área experimental. **Média de nove pontos analisados por combustão seca.

O adubo orgânico utilizado no experimento, doravante chamado de resíduo orgânico de abatedouro (ROA) é composto de resíduos oriundos do abate e processamento de aves e suínos (dentre estes incluem aves mortas no transporte, excrementos, sangue, pelos, penas, cartilagem, pele, patas, bico, etc), lodos biológicos das lagoas de tratamento de resíduos líquidos e cinzas de caldeira. Inicialmente os resíduos passam por um reator tubular (caldeira) com elevada pressão e temperatura superior a 120 °C, onde ocorre o processo de esterilização dos resíduos e separação do óleo. Após o resfriamento, o ROA é destinado a local (Figura 2) onde ocorre processo de compostagem e, por fim, os resíduos são encaminhados para a área de estocagem do adubo orgânico que apresenta a composição relatada na Tabela 2.



Figura 2. A - Resíduo orgânico de abatedouro em leira de compostagem aeróbica e B - processo de revolvimento visando à aeração do ROA.

Tabela 2. Análise química do resíduo orgânico de abatedouro de aves e suínos utilizado no experimento.

Parâmetro	Unidade	Teor
pH (em água)		6,7
Umidade, a 60 – 65°C	% (m/m)	3,6
Carbono orgânico	g/kg	321
Nitrogênio total	g/kg	47,2
Fósforo	g/kg	10,5
Potássio	g/kg	9,5
Enxofre	g/kg	3,5
Cálcio	g/kg	109
Magnésio	g/kg	4,1
Boro	mg/kg	18,1
Cobre	mg/kg	51,2
Ferro	mg/kg	15341
Manganês	mg/kg	1086
Molibdênio	mg/kg	3,1
Sódio	mg/kg	3110
Zinco	mg/kg	90,5

A análise do conteúdo de metais pesados contidos no ROA demonstra que os valores encontrados estão abaixo do limite máximo (Tabela 3) admitido em fertilizantes orgânicos (instrução normativa nº 27, de 05 de junho de 2006 - anexo V) atestando que o ROA pode ser usado na prática agrícola, sem consequentes danos ambientais.

Tabela 3. Limites máximos de contaminantes admitidos em resíduos orgânicos de abatedouro utilizados na forma de fertilizante, segundo instrução normativa nº 27, de 05 de junho de 2006 – anexo V e valores detectados na amostra do ROA.

Contaminante	Valor máximo admitido (Instrução normativa)	Valor na amostra (ROA)
Arsênio (mg/kg)	20,00	<1,0 ^(a)
Cádmio (mg/kg)	3,00	<1,0 ^(a)
Chumbo (mg/kg)	150,00	1,3
Cromo (mg/kg)	200,00	8,7
Mercúrio (mg/kg)	1,00	<1,0 ^(a)
Níquel (mg/kg)	70,00	2,0
Selênio (mg/kg)	80,00	2,8

^(a) Não detectado, concentrações menores que 1,0 mg/kg.

3.3.2 Condução do experimento

O experimento foi conduzido a partir de setembro de 2009 até outubro de 2012, totalizando seis cultivos. A área do experimento teve abertura e cultivo iniciado no ano de 1994, passando por diversas operações de manejo, sendo os primeiros cultivos de arroz

seguidos da implantação de culturas predominantes na região, sob o sistema plantio direto, até a data da implantação do experimento (Figura 3).

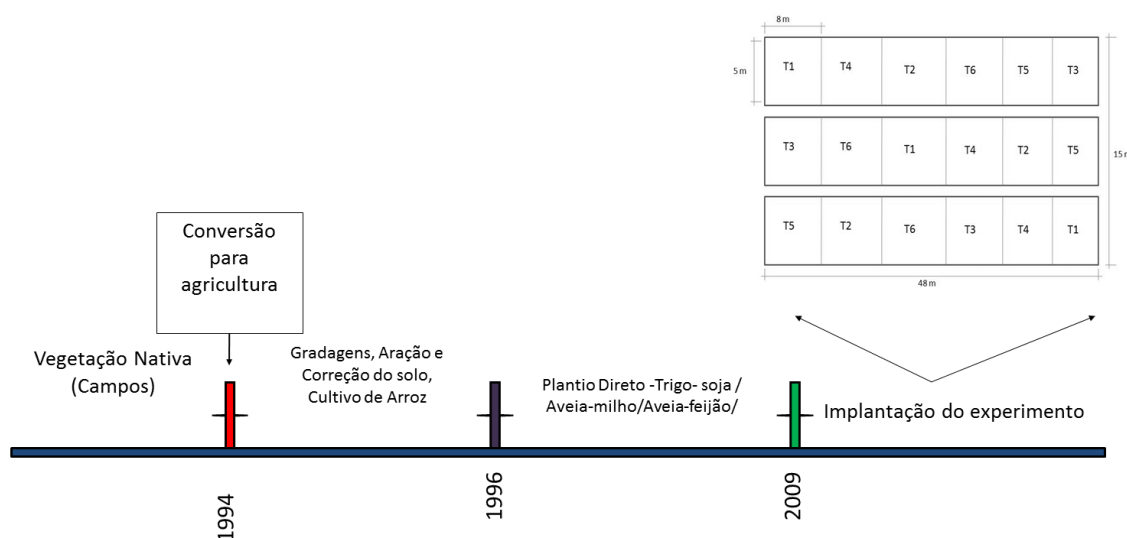


Figura 3. Cronologia do uso da área experimental antes do início da implantação do experimento no ano de 2009.

A rotação das culturas no período do experimento constituiu-se da sequência: feijão (verão de 2009/2010), trigo (inverno de 2010) – soja (verão de 2010/2011) aveia (inverno de 2011) – milho (verão de 2011/2012) e trigo (inverno de 2012). A definição da necessidade de nutrientes para a recomendação de adubação foi baseada nos níveis dos elementos encontrados na análise de solo e na necessidade das culturas cujas quantidades aplicadas são apresentadas na tabela 4. Na tabela 5 são apresentadas as quantidades de ROA aplicadas em cada tratamento para as safras de feijão, trigo, soja, aveia, milho e trigo, cultivadas nesta ordem.

Tabela 4. Quantidade de fertilizante mineral industrial aplicado no tratamento T2 (100% FMI) de acordo com cada cultura.

Cultura	Adubação no sulco de semeadura			Adubação em cobertura	
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	K ₂ O
	kg ha ⁻¹				
Feijão	30	60	30	30	-
Trigo	25	50	50	49,5	-
Soja	6	60	60	-	-
Aveia	21	51	18	-	-
Milho	30	85	25	108	36
Trigo	42	90	-	30	20

Tabela 5. Quantidade de nutrientes fornecidos via ROA em cada tratamento por safra de cultivo em cada cultura.

Nutriente	T1	T2	T3	T4	T5	T6
	-----kg ha ⁻¹ -----					
N	-	-	94,4	23,6	47,2	70,8
P	-	-	21,0	5,25	10,5	15,8
K	-	-	19,0	4,75	9,50	14,3

*Tratamentos: T1= Testemunha (sem fertilizante mineral industrial (FMI) e resíduo orgânico de abatedouro (ROA)); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%.

A primeira cultura a receber os tratamentos foi a do feijão (variedade Uirapuru), plantado em 20/11 de 2009, seguida pelo trigo (variedade Safira) semeado em 06/07/2010; na safra de 2010/2011 foi realizado o plantio da soja (variedade BRS 246 RR) em 04/12/2010; na safra de inverno de 2011 foi semeada aveia na data de 17/06/2011; na safra de verão 2011/2012 no dia 26/09/2011 foi plantado milho (híbrido 30F53H) e em 30/05/2012 ocorreu o plantio da segunda safra de trigo, variedade Vanguarda. O espaçamento utilizado foi o de 45 cm entre linhas para feijão e soja, 80 cm para milho, 17 cm para trigo, e a aveia foi semeada a lanço. As populações de cada cultura foram as recomendadas para cada cultivar ou híbrido.

O controle de plantas daninhas, pragas, doenças e tratos culturais foram realizados conforme as recomendações para cada cultura, buscando evitar a influência destes fatores sobre aumento na produtividade das mesmas (Tabela 6). A semeadura direta foi realizada conforme a recomendação para cada cultura e a colheita foi realizada após cada cultura atingir ponto de maturação fisiológica.

Tabela 6. Controle de doenças, insetos e plantas daninhas realizadas em cada safra durante 3 anos de experimento.

Cultura	Atividade desenvolvida
Feijão	Tratamento de sementes com: Tiametoxan e Carboxina + Thiran; Controle de plantas daninhas com: Glifosato, Fomesafen, Clethodim e Bentazone; Controle de insetos: Metomil; Controle de doenças: Hidróxido de fentina, Azoxystrobin e Flutriafol.
Trigo	Tratamento de sementes com: Tiametoxan e Carboxina + Thiran; Controle de plantas daninhas com: Glifosato e 2,4 D; Controle de insetos: Clorpirifos e Lufenuron; Controle de doenças: Azoxystrobin + Cyproconazole; Fenpropimorph; Trifloxystrobina + Tebuconazole e Propiconazole.
Soja	Tratamento de sementes com: Carboxina + Thiran; Controle de plantas daninhas com: Glifosato, 2,4 D, S-Metalochlord; Imazathapir, Chorimuron, Clethodim e Bentazone; Controle de insetos: Teflubenzuron, Permetrina + Xileno; Controle de doenças: Azoxystrobin + Cyproconazole e Tebuconazole.
Aveia	Controle de plantas daninhas com: Glifosato e 2,4 D.
Milho	Tratamento de sementes com: Carbendazin + Thiran e Imidacloprid + Tiodicarb; Controle de plantas daninhas com: Glifosato, 2,4 D, Mesotrione e Atrazine; Controle de doenças: Azoxystrobin + Cyproconazole.
Trigo	Tratamento de sementes com: Tiametoxan e Carboxina + Thiran; Controle de plantas daninhas com: Glifosato, 2,4 D e Metsulfurom; Controle de insetos: Clorpirifos e Lufenuron; Controle de doenças: Azoxystrobin + Cyproconazole; Fenpropimorph; Trifloxystrobina + Tebuconazole e Propiconazole.

A produtividade de grãos foi determinada colhendo-se 5 m das três linhas centrais para culturas de verão e seis linhas para culturas de inverno. O peso dos grãos foi corrigido para 14% de umidade para feijão, 13% para demais culturas e os valores foram convertidos para kg ha⁻¹. Na aveia preta foi determinada a produção de massa seca coletando-se dois pontos com 0,75 m² por parcela. Os grãos colhidos passaram por processo de trilha, separação de impurezas e secagem para correção de umidade.

3.3.3 Delineamento experimental

O delineamento experimental para cada cultura implantada a campo foi o de blocos completamente casualizados com seis tratamentos em três repetições, sendo estes: testemunha geral sem fertilizante mineral industrial (FMI) e sem resíduo orgânico de abatedouro (ROA) (T1); 100% de FMI (T2); 100% de ROA (T3); 75% de FMI + 25% de ROA (T4), 50% de FMI + 50% de ROA (T5) e 25% de FMI + 75% de ROA (T6). Na Tabela 3 são descritas às doses de FMI que foram aplicadas nas culturas do feijão, trigo, soja, aveia, milho e trigo. Nos

tratamentos T4, T5 e T6 as doses de FMI aplicadas foram de 75%, 50% e 25% da quantidade de adubo aplicada em T2. Quanto à adubação de cobertura, foi utilizada 100%, 75%, 50% e 25% da quantidade total apresentada na Tabela 3, com exceção da cultura da primeira safra de trigo em que somente T2 recebeu adubação de cobertura e do feijão e soja em que não houve adubação de cobertura.

Cada unidade experimental apresentava 8 m de comprimento por 5 m de largura, compreendendo uma área de 40 m².

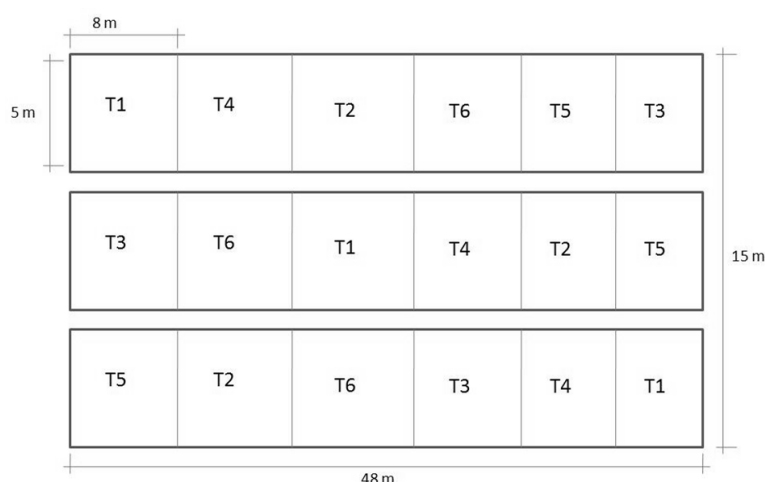


Figura 4. Representação da ordem da aplicação dos tratamentos nas três repetições onde T1 testemunha geral sem fertilizante mineral industrial (FMI) e sem resíduo orgânico de abatedouro (ROA); T2 100% de FMI; T3 100% de ROA; T4 75% de FMI + 25% de ROA, T5 50% de FMI + 50% de ROA e T6 25% de FMI + 75% de ROA.

3.3.4 Determinação de C e N

3.3.4.1 Separação das frações granulométricas da matéria orgânica do solo

O fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo foi realizado de acordo com o método descrito por Feller (1994) e adaptado por Sá et al. (2001). Resumidamente as amostras integrais foram secas em estufa na temperatura de 40°C, destorroadas, homogeneizadas e passadas em peneiras de 2 mm. Em um frasco de plástico de 1 L pesou-se 40 g da amostra, adicionou-se 100 ml de água deionizada, 0,75 g de hexametáfosfato e três esferas de vidro.

Após a agitação manual (± 30 s) os frascos foram acondicionados em geladeira durante 16 h. Posteriormente, os frascos foram submetidos à agitação durante 6 h em um agitador horizontal na frequência de 120 rpm. O solo em suspensão foi separado em duas frações: 1) material retido em peneira de 53µm, que representa a fração do C e N orgânico

particulado (NP e COP, fração 53 a 2000 μm); 2) material que passou através da peneira de 53 μm , que representa o C e N orgânico associado aos minerais (NAM e COAM, fração <53 μm). O solo que transpassou a peneira de 53 μm foi transferido para uma proveta de 1 L e adicionado 1g de cloreto de cálcio (como agente flocculante) para a completa sedimentação do material. O sobrenadante foi sifonado e descartado enquanto o solo remanescente foi transferido para um becker e levado para secar em estufa a 40°C.

3.3.4.2 Determinação do carbono orgânico total e nitrogênio total (COT e NT) nas amostras integrais e nas frações particuladas (COP e NP) e associadas aos minerais (COAM e NAM)

A determinação do NT e COT nas amostras integrais e frações foi realizada pelo método de combustão seca utilizando-se um determinador elementar de C e N (TruSpec CN LECO® 2006, St. Joseph, EUA).

3.3.6 Determinação do C extraído com água quente (C-AQ) e o C oxidado com permanganato (C-OXP)

A determinação do C-AQ foi feita pelo método adaptado por Ghani et al (2003). Foram colocadas 3 g de solo em tubo de centrifugação de 15 ml. Estes receberam 10 ml de água deionizada, foram agitados manualmente por 10 segundos para garantir total suspensão do meio de extração e submetidos a um período de 16 horas em estufa a 80 °C. Após esse período, os tubos foram novamente centrifugados por 10 minutos a 4000 rpm. Do sobrenadante obtido, 6 ml de cada tubo foi pipetado e transferido em recipiente de vidro. Posteriormente, o C foi analisado por oxidação via úmida modificado de Walkley & Black (1934) e descrito por Nelson & Sommers (1995).

Para a extração do C-OXP foi utilizada a metodologia modificada de Tirol-Padre & Ladha (2004). Para isso, na amostra de solo remanescente da extração por água quente foram adicionado 10 ml da solução de KMnO_4 a 60 Mm. Posteriormente, as amostras foram agitadas em mesa horizontal durante 15 min a 200 rpm e centrifugadas durante 15 min a 4000 rpm. Foram retirados 2 ml do sobrenadante, os quais foram transferidos para um recipiente de vidro onde foram adicionados 100 ml de água deionizada. Nesta diluição foi feita a leitura em espectrofotômetro com a absorbância a 565 nm. Alteração na concentração de KMnO_4 foi usada para estimar a quantidade de C oxidado.

3.3.4.3 Cálculo do estoque de C e N

O estoque de C e N foi calculado para as amostras integrais em cada camada amostrada e nas frações granulométricas descritas a seguir: a) carbono orgânico particulado (COP) e nitrogênio particulado (NP) cujo tamanho é $> 53 \mu\text{m}$; b) carbono orgânico associado aos minerais (COAM) e nitrogênio associado aos minerais (NAM) cujo tamanho é $< 53 \mu\text{m}$; c) C-OXP e C-AQ, com base na expressão: $\text{EstC} = (\text{C} \times \text{Ds} \times e)/10$, em que: EstC é o estoque de carbono ou nitrogênio orgânico total em determinada profundidade (Mg ha^{-1}); C o conteúdo de carbono ou nitrogênio (g kg^{-1}); Ds a densidade do solo em cada profundidade (Mg m^{-3}); e a espessura da camada considerada (cm). As densidades utilizadas para cálculo do estoque são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6. Densidade do solo determinada em quatro profundidades na área experimental antes da implantação do experimento.

Profundidade amostrada	Média*	Desvio padrão
cm	----- Mg m^{-3} -----	
0-5	1,26	0,11
5-10	1,40	0,06
10-20	1,37	0,04
0-20	1,35	0,04

*Representa a média de nove pontos amostrados em cada camada amostrada.

3.3.5 Entrada anual de C via resíduos

A entrada anual de C no sistema via resíduos culturais (parte aérea e raízes), foi estimada através da produção acumulada de grãos de cada tratamento durante os tres anos de experimento. A estimativa do aporte de C em cada tratamento foi baseada no índice de colheita (IC), na relação raiz/parte aérea e na quantidade de C de cada cultura (TIVET et al., 2013), acrescidos com quantidade de C do ROA.

A tabela 7 sumariza os aportes de C da matéria seca e resíduo orgânico de abatedouro no período de estudo em cada tratamento que foi utilizado como base para o entendimento da variação no estoque de C.

Tabela 7. Aportes de carbono (C) via fitomassa e resíduo orgânico de abatedouro referente a cinco safras do experimento.

Tratamentos *	Aportes de C	Feijão 2009/10**	Trigo 2010	Soja 2010/11	Aveia 2011	Milho 2011/2012	TOTAL
-----kg ha ⁻¹ -----							
T1	Fitomassa	0,98	0,33	0,91	0,91	4,3	7,43
	ROA	--	--	--	--	--	--
T2	Fitomassa	1,02	0,58	1,08	2,38	7,51	12,6
	ROA	--	--	--	--	--	--
T3	Fitomassa	0,78	1,19	1,65	2,7	6,74	13,1
	ROA	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	3,2
T4	Fitomassa	1,3	0,83	1,19	2,02	7,26	12,6
	ROA	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,80
T5	Fitomassa	1,53	0,85	1,40	2,68	6,57	13,0
	ROA	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	1,60
T6	Fitomassa	1,61	1,08	1,46	2,18	6,37	12,7
	ROA	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	2,40

*Tratamentos: T1= Testemunha (sem Fertilizante mineral industrial (FMI) e Resíduo orgânico de abatedouro (ROA)); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%; ** Ano da safra.

3.4 Fluxo de CO₂ liberado pela respiração do solo em resposta à adição de resíduo de abatedouro e recuperação de C nas frações da matéria orgânica

A determinação do conteúdo de CO₂ liberado foi realizada com base na respiração basal do solo (RBS) que é definida como a soma total de todas as funções metabólicas nas quais o CO₂ é produzido (SILVA et al., 2007).

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado com seis tratamentos em três repetições. Cada tratamento foi constituído por 80 g de solo misturados com as seguintes doses equivalentes de ROA: 0; 1; 2; 4; 8 e 16 Mg ha⁻¹. Posteriormente, de acordo com metodologia de Jenkinson e Powlson (1976) adaptada por Silva et al. (2007) foram acondicionados em potes de 1 litro juntamente com um becker contendo 10 ml de solução de NaOH e fechados hermeticamente (Figura 5). Foram montados potes de controle contendo apenas recipientes com NaOH. Durante o período de incubação os potes com os tratamentos permaneceram na temperatura entre 25 a 28°C e a umidade do solo mantida à capacidade de campo. O procedimento baseou-se na captura do CO₂ por solução alcalina (NaOH) com posteriormente quantificação por titulação com ácido (HCl) (JENKINSON & POWLSON, 1976).



Figura 5. Frascos utilizados na incubação, juntamente com as amostras de solo com e sem ROA e seus respectivos frascos de NaOH.

No final do período de incubação foram separados 40 g de solo dos tratamentos para o fracionamento granulométrico da matéria orgânica de acordo com Sá et al (2001) e com posterior análise de C total determinado pelo método da combustão seca, utilizando-se um determinador elementar de C e N (TruSpec CN LECO® 2006, St. Joseph, EUA). O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado com seis tratamentos (citados anteriormente) em três repetições.

3.3.7 Análise estatística

Os resultados referentes à produtividade das culturas, ao conteúdo e estoque de COT nas amostras integrais e ao conteúdo e estoque de COT nas frações granulométricas e nos compartimentos lábeis da MOS foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias quando significativas pelo teste F, foram comparadas pelo teste de LSD ao nível de 5% de probabilidade ($p = 0,05$), através do programa SISVAR – versão 5.1 (FERREIRA, 1999). Análise de regressão foi usada para avaliar a relação entre a emissão de CO_2 via acréscimo de ROA, o conteúdo de COT, C-AQ e C-OXP após período de incubação e a relação entre CO_2 e COT. O nível de significância do coeficiente de determinação (R^2) foi obtido através do programa JMP IN versão 3.2.1 (SALL et al., 2005). O nível de significância para os coeficientes de correlação foi descrito como $P < 0,05$ e $P < 0,01$ pelo programa JMP IN 3.2.1

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1 Produção das culturas em resposta a aplicação do resíduo orgânico de abatedouro e fertilizante mineral industrial.

A produtividade das leguminosas de verão (feijão e soja) não respondeu a adição do FMI e ROA (Tabela 7). Este comportamento das culturas aos tratamentos pode ser justificada pela elevada fertilidade da área experimental, embora a produtividade da cultura de soja no experimento tenha sido inferior a produtividade média da região. Neste caso, o fator que teve o maior impacto no desempenho desta cultura foi a distribuição de chuvas desfavorável. Os resultados de Caires et al, (2003), Scherer et al., (2000) e Ferreira et al., (2009) encontraram em outras condições produtividades elevadas com uso adubação de resíduos orgânicos em sistema de plantio direto. Os resultados em um Latossolo com baixa fertilidade no cerrado mostraram a elevada contribuição do uso de fertilizante orgânico oriundo de dejetos de suínos cujo aumento na produtividade da cultura da soja foi de 31,8%. (KONZEN, 2005). Esse contraste de resposta tem sido bem reportado na literatura indicando que o status da fertilidade do solo e o tipo da fonte de resíduos orgânicos constituem-se nos componentes que condicionam a maior ou menor resposta a essas fontes. Adicionalmente, o desafio no estudo sobre o impacto de fontes orgânicas no desempenho das culturas está na combinação com o fertilizante mineral (KOZEN, 2005).

As gramíneas responderam de forma diferenciada das leguminosas e apresentaram queda na produção quando foram suprimidos o FMI, o ROA e a combinação entre ambos demonstrando que a elevada fertilidade da área experimental não foi suficiente para suprir as necessidades das culturas. Entretanto, observou-se que o desempenho da cultura do trigo na safra de 2010 não diferiu sobre o uso e a combinação das fontes, indicando que a opção pode ser tanto pela fonte mineral, orgânica ou a combinação entre ambas. Nesse caso, a distribuição de chuvas também foi o fator que limitou a expressão dessa cultura e o ajuste econômico seria o critério para a escolha da melhor opção. Na safra de 2012, a condição climática foi favorável ao desempenho da cultura do trigo e a produção de grãos foi em média 3,12 vezes superior à obtida em 2010 embora não tenha apresentado diferenças significativas entre as fontes. Outrossim, quando as condições climáticas são favoráveis aos processos de ciclagem, as fontes de origem orgânica contribuem com ganhos na produtividade de grãos. Da mesma forma, pode-se afirmar que os efeitos provocados pela adição de ROA estão relacionados com a interligação entre os atributos químicos (formação de cargas negativas, ciclagem de

nutrientes) e atributos biológicos (liberação de composto que auxiliam na agregação) e físicos (armazenamento de água). Em contrapartida, o desempenho da cultura do milho estratificou as fontes e obteve a melhor resposta com o T2 (FMI em 100%), com o T4 (combinação em FMI 75% + ROA 25%) e com T5 (combinação em FMI 50% + ROA 50%), indicando que a resposta da cultura não está restrita somente ao suprimento nutricional da fonte mineral e que o ROA promove a compensação em outros atributos (FERREIRA et al., 2009).

Tabela 8. Produtividade das culturas afetadas pela combinação de fertilizante mineral industrial e resíduo orgânico de abatedouro.

Culturas	Safr	Tratamentos					
		T1	T2	T3	T4	T5	T6
		-----Mg ha ⁻¹ -----					
Feijão	2009/2010	2,76 ns	2,85	3,25	3,21	3,39	3,16
Trigo	2010	0,67 a	1,18 b	1,11 b	1,35 b	1,06 b	1,20 b
Soja	2010/2011	2,11 ns	2,51	2,34	2,38	2,50	2,28
Aveia*	2011	1,71 a	4,49 b	3,88 b	3,50 b	4,43 b	3,20 b
Milho	2011/2012	7,00 a	12,22 d	9,93 b	11,56 c	10,17 b	9,59 b
Trigo	2012	3,36 a	3,57 ab	3,61 ab	3,47 ab	4,06 b	4,02 ab
Acumulado		17,61 a	26,83 c	24,13 bc	25,47 bc	25,61 bc	23,39 b

* Refere-se a produção de fitomassa *T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA100%; T4= FMI75% + ROA25%; T5= FMI50% + ROA50%; T6= FMI25% + ROA75%. Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem significativamente pelo teste de LSD ao nível de 5% de probabilidade. ns – não significativo.

Resultados relatados por Konzen (2003) corroboram aos do presente estudo, indicando que o manejo da fertilização com a introdução de fontes orgânicas deve ser uma ferramenta estratégica para a minimização do impacto ambiental e contribuição no aumento da produção.

Resultados com mesmo assunto (BRIEDIS et al., 2011) demonstraram que na safra de trigo a fertilização com 94,4 kg ha⁻¹ de N proveniente do ROA se equivaleu à fertilização com 75 kg ha⁻¹ de N oriundo do FMI. Resultados encontrados por Pauletti et al. (2008), em solo com textura média no qual foi usado esterco bovino e fertilizante mineral, demonstraram que não houve efeito do FMI e o aumento da dose esterco bovino proporcionou incrementos de forma linear na produtividade de trigo, concluindo que a adubação com esterco bovino tem o potencial de suprir a demanda total de nutrientes pela cultura.

A produção acumulada de grãos e fitomassa seca (aveia preta) demonstrou que os tratamentos com uso do fertilizante mineral isolado ou em combinação com o ROA não diferiram (Tabela 8), porém, foram superiores em 42,4 % à testemunha, o que equivale ao ganho de 7,47 Mg ha⁻¹ (média dos tratamentos com adição de FMI e ROA).

Esse desempenho pode estar associado à adição acumulada de N fornecido via ROA (424,8; 283,2; 141,6 e 566,4kg ha⁻¹ para T6, T5, T4 e T3 após 6 safras) suprimindo a necessidade de nutrientes das culturas e ao mesmo tempo enriquecendo o solo. Dessa forma, a combinação de ROA melhorou a qualidade do solo em resposta ao aumento de matéria orgânica. Essa observação está embasada no fato de que as maiores produções de grãos ocorreram somente após a terceira safra. Neste contexto, a melhoria da qualidade do solo em decorrência do incremento de matéria orgânica no sistema foi importante para tais resultados, evidenciando o potencial do uso do ROA aplicado isoladamente ou em combinação com o fertilizante mineral na produtividade de culturas.

Comentar sobre micros

Santos et al. (2001) relatam que parte do N presente em adubos orgânicos sofre rápida mineralização e torna-se disponível para as culturas subsequentes, e com incrementos na produtividade. Relataram também, que os efeitos proporcionados por adubos orgânicos apresentam maior duração. Isto provavelmente ocorre devido à liberação progressiva de nutrientes e concomitantemente pelo crescimento radicular. Concluem ainda, que o uso de resíduos orgânicos não só supre as plantas com nutrientes, mas também contribui para manter a fertilidade estimulando os ciclos biológicos dos nutrientes, prevenindo sua exaustão.

3.4.2 Compartimentos do C e N no solo afetados pela fertilização com o ROA em combinação ou em aplicação isolada ao FMI e sua relação com a produção de grãos

As variáveis conteúdo e estoque de COT e NT não foram afetadas pelas adições de C via fitomassa e ROA na camada superficial do solo (0-5 cm), porém, nas camadas de 5-10 cm e 0-20 cm responderam ao aporte, indicando que há um efeito positivo do desenvolvimento das culturas que beneficia o sistema (Tabela 9). As frações granulométricas COP e COAM apresentaram tendência semelhante ao COT e NT.

Tabela 9. Análise estatística (f) e coeficiente de variação (C.V.) dos conteúdos e estoque de carbono e nitrogênio.

Causas da variação	Amostras Integrais				Fracionado								Lábil			
	Conteúdo		Estoque		Conteúdo				Estoque				Conteúdo		Estoque	
	COT	NT	COT	NT	COP	NTP	COAM	N-AM	COP	NTP	COAM	N-AM	C-OXP	C-AQ	C-OXP	C-AQ
Profundidade de 0-5 cm																
Tratamento	ns	Ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	*	ns	*	ns	*	*	ns	*
C.V.(%)	15,14	26,79	15,14	26,55	34,5	49,31	14,54	20,17	10,27	26,93	15,33	29,15	13,1	21,82	22,12	15,14
Profundidade 5-10																
Tratamento	*	Ns	*	*	ns	*	ns	*	ns	*	*	*	*	*	ns	*
C.V.(%)	11,53	49,54	11,53	49,42	8,78	101,54	8,28	12,7	14,98	49,72	14,73	57,94	10,14	20,71	24	11,53
Profundidade de 10-20 cm																
Tratamento	*	Ns	*	ns	ns	*	ns	*	ns	ns	ns	*	*	*	ns	*
C.V.(%)	7,64	26,02	7,64	26,13	22,9	134,16	30,82	35,9	24,55	28,93	26,08	74,22	17,67	28,04	29,71	7,64
Profundidade de 0-20 cm																
Tratamento	---	---	*	*	---	---	---	---	ns	*	ns	*	---	---	*	*
C.V.(%)	---	---	6,79	16,26	---	---	---	---	14,19	16,08	14,2	44,78	---	---	23,25	14,26

* ns não significativo ao nível 5% **As abreviações referem: COT – Carbono orgânico total; NT – Nitrogênio total; COP – Carbono orgânico particulado; COAM – Carbono orgânico ligado aos minerais; NTP – nitrogênio total particulado; N-AM nitrogênio ligado aos minerais; C-OXP – Carbono oxidado por permanganato e C-AQ Carbono extraído por água quente.

Aumento no estoque acumulado de COT na camada de 0-20 cm foi constatado em decorrência da adoção do T5 (50% FMI + 50% ROA) comparado aos demais tratamentos. Tal fato pode ter ocorrido devido à ação do ROA proporcionar o aumento de fitomassa, favorecendo, conseqüentemente, este incremento (Tabela 10). Andrade et al., (2005) observaram em seu experimento sobre o efeito do uso de biossólidos em lavoura de cana de açúcar, aumentos de COT maiores no segundo ano de aplicação dos tratamentos. Também comentaram a possibilidade de incrementos crescentes com sucessivas aplicações do resíduo, o que nos leva a considerar que a duração do estudo em questão ainda não foi suficiente para repercutir em aumentos significativos no conteúdo de COT no solo. Ao observarmos os dados da tabela 10 concluímos que resultados semelhantes foram observados por Oliveira et al. (2002) que verificaram aumentos no conteúdo de carbono orgânico em solo cultivado com cana-de-açúcar e tratado com biossólido, em dois anos consecutivos, com doses acumuladas, indicando que a quantidade adicionada compensou o curto período de aplicação dos tratamentos, com influência na dinâmica do COT.

Tabela 10. Conteúdo e estoque de C orgânico total (COT) afetados pelo uso de fertilizante mineral e resíduo de abatedouro em aplicação isolada ou em combinação representado pelos tratamentos T1 a T6.

Prof.	T1	T2	T3	T4	T5	T6
----- Conteúdo de COT, g kg ⁻¹ -----						
0-5	18,33 ns	18,03	20,80	19,67	21,60	18,70
5-10	13,97 ns	13,50	13,43	13,97	15,87	13,07
10-20	13,00 ns	13,37	12,53	12,70	14,27	13,17
----- Estoque de COT, Mg ha ⁻¹ -----						
0-5	11,55 ns	11,36	13,10	12,39	13,61	11,78
5-10	9,78 ns	9,45	9,40	9,78	11,11	9,15
10-20	17,81ns	18,31	17,17	17,4	19,54	18,04
0-20	39,14 a	39,12 a	39,68a	39,56 a	44,26 b	38,97 a

*Profundidade (cm); **T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA75%. Médias com letras iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de LSD a 5%. ***ns – não significativo pelo teste de LSD a 5%.

O incremento no estoque de COT na camada 0-20 com o tratamento T5, pode ter ocorrido devido ao aumentarmos do sistema radicular das plantas já que o C radicular apresenta menor taxa de decomposição, quando comparado ao da parte aérea (BALESDENT; BALABANE, 1996). Rasse, Rumpel e Dignac (2005), analisando os resultados de vários

trabalhos, estimaram que o C originado das raízes permanece no solo 2,4 vezes mais do que o C derivado da parte aérea por sua maior estabilidade (Tabela 10).

A relação de estratificação não refletiu em variação do conteúdo de COT com os tratamentos aplicados, cujos valores médios foram de 1,41 e 1,49 para a camada de 0-5: 5-10 e 0-5: 10-20, respectivamente (Tabela 11). Valores semelhantes a estes foram encontrados por Sá et al. (2008) em um solo argiloso para a mesma região, na camada de 0-5: 5- 20 cm, cujo valor médio para o COT foi de 1,48. Em solos com textura muito argilosa (acima de 600 g kg⁻¹) o valor da relação de estratificação na camada de 0-10 cm reportado por Tormena et al. (2004) foi de 1,73, demonstrando que o conteúdo de argila influencia o acúmulo de C. Corroborando com este estudo, dados semelhantes foram obtidos por Bayer et al. (2000) que concluíram que em períodos curtos e em regiões subtropicais as alterações no estoque de carbono são pouco relevantes.

Tabela 11. Estratificação do conteúdo e do estoque de C na amostra integral.

Relação de estratificação (RE)	Profundidades	T1	T2	T3	T4	T5	T6
		-----g kg ⁻¹ -----					
COT	0-5:5-10	1,34 ns	1,34	1,55	1,40	1,45	1,43
	0-5:10-20	1,43 ns	1,36	1,66	1,54	1,51	1,42

*Profundidade (cm); **T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. ***ns – não significativo pelo teste de LSD a 5%.

O conteúdo e estoque de carbono orgânico associado aos minerais (COAM) e o conteúdo de carbono orgânico particulado (COP) diferiram entre si (Tabela 12). Na camada de 0-5, o maior estoque de COP ocorreu com o tratamento T4 (25% de ROA + 75% de FMI). O aumento no estoque de COP nos sistemas que receberam o FMI ou ROA foi decorrente do aumento do aporte de resíduos em função da produção acumulada das culturas neste sistema, o que causa aumento no retorno para o solo de material da parte aérea, raízes e exsudados, em relação ao sistema sem a fertilização (LEITE et al., 2003).

Os resultados de pesquisas com essas frações de C reportados na literatura evidenciam que sistemas de manejo que favorecem adições frequentes de material orgânico ao solo tendem a aumentar a proporção da fração lábil no C total (BLAIR et al., 1995; CONTEH et al., 1999; CHAN et al., 2001).

O impacto da combinação 50% com FM + 50% com ROA em curto prazo pode ser atribuída ao aumento de todas as formas lábeis, promovendo maior atividade biológica (Sá e Lal, 2009). Em consequência, a entrada de materiais orgânicos em decomposição promoveu maior agregação do solo (SU et al., 2006) e maior proteção do C (TIVET et al., 2013).

Tabela 12. Conteúdo e estoque de C nos compartimentos (COP e COAM) em resposta ao uso de fertilizante mineral industrial e resíduo orgânico de abatedouro aplicados de forma isolada ou combinados sob plantio direto.

Profundidades	Tratamentos					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Conteúdo de COP, g kg ⁻¹						
0-5	5,00 ns	5,16	5,98	5,42	6,28	4,76
5-10	2,96 ns	2,66	2,79	2,67	2,83	2,71
10-20	2,80 ns	2,68	2,60	2,50	3,37	2,57
Conteúdo de COAM, g kg ⁻¹						
0-5	50,00 ns	44,73	49,70	49,27	52,53	44,73
5-10	38,53 ns	37,07	35,90	39,30	40,13	37,87
10-20	35,00 ns	24,20	33,83	36,97	41,93	35,73
Estoque de COP, Mg ha ⁻¹						
0-5	4,08 a	4,26 ab	4,69 ab	4,17 b	4,78 ab	4,51 ab
5-10	3,99 ns	3,92	3,98	4,04	4,96	3,77
10-20	8,32 ns	9,70	8,44	9,47	9,25	9,55
0-20	16,39 ns	17,88	17,11	17,68	18,99	18,82
Estoque de COAM, Mg ha ⁻¹						
0-5	7,47 ns	7,10	8,32	8,22	8,82	7,27
5-10	5,78 ns	5,52	5,73	5,73	6,15	5,38
10-20	9,49 ns	8,61	7,94	7,94	10,29	8,50
0-20	22,74 ns	21,23	21,89	21,89	25,26	21,14

*Profundidade (cm); **T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. Médias com letras iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de LSD a 5%. ***ns – não significativo.

A fração lábil representada pelo C-OXP e C-AQ indicaram alterações significativas em resposta ao uso do FMI e do ROA (Tabela 13). Nas profundidades amostradas o C-OXP aumentou com o uso do FMI e ROA aplicados isolados ou em combinação. O estoque de carbono lábil (C-AQ) foi superior nos tratamentos com a combinação de FMI e ROA. Nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, o maior estoque (Tabela 13) foi encontrado no tratamento T6 (75% de ROA + 25% de FM) com 1,47 Mg ha⁻¹ e 1,37 Mg ha⁻¹, respectivamente. A mesma tendência foi observada na camada de 0-20 cm com os tratamentos T4 e T5. O aumento e a manutenção dos estoques das frações lábeis é essencial à melhoria da qualidade do solo e sustentabilidade destes sistemas de produção porque permite constante alimentação de fontes que darão suporte para a atividade da microbiota (BLAIR e CROCKER, 2000).

O conteúdo de C-AQ decresceu conforme aumento da profundidade amostrada (Tabela 13), sugerindo uma estratificação do perfil do solo. Esse fato foi bem relatado no sistema de plantio direto (FRANZLUEBBERS, 2002; FIGUEIREDO et al., 2007; SÁ & LAL, 2009; BRIEDIS et al., 2012) e, neste experimento, é ainda mais pronunciado devido ao incremento do ROA, fazendo com que haja um aporte e manutenção dos resíduos culturais na superfície.

Adicionalmente, ao longo do experimento, a aplicação de ROA em combinação com o FMI (Tabela 13) aumentou significativamente o estoque do solo de C-OXP e C-AQ na camada de 0-20 cm independentemente da proporção de combinação de FMI, corroborando com os resultados obtidos a partir de experiências em longo prazo (acima de 5 anos) em outros locais (KANCHIKERIMATH & SINGH, 2001, RUDRAPPA et al., 2006 e KAUR et al., 2008).

Tabela 13. Conteúdo e estoque de C oxidável por permanganato de potássio (C-OXP) e água quente (C-AQ) em reposta ao uso de fertilizante mineral industrial e resíduo orgânico de abatedouro aplicados de forma isolada ou combinados.

Profundidades	Tratamentos					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
-----Conteúdo de C-OXP, g kg ⁻¹ -----						
0-5	1,29 a	2,34 b	2,74 b	2,49 b	2,72 b	2,86 b
5-10	0,89 a	1,71 bc	1,74 bc	1,54 b	1,89 c	1,80 bc
10-20	0,67 a	1,61 b	1,43 b	1,28 b	1,66 b	1,68 b
-----Conteúdo de C-AQ, g kg ⁻¹ -----						
0-5	0,42 a	0,67 a	1,29 b	2,07 c	2,07 c	2,33 c
5-10	0,50 a	0,69 a	0,69 a	1,93 b	2,02 b	1,95 b
10-20	0,51 a	0,67 a	0,57 a	1,54 b	1,95 b	2,03 b
-----Estoque de C-OXP, Mg ha ⁻¹ -----						
0-5	0,81 a	1,48 b	1,70 b	1,57 b	1,71 b	1,80 b
5-10	0,62 a	1,20 b	1,22 b	1,08 b	1,33 b	1,26 b
10-20	0,91 a	2,21 b	1,95 b	1,75 b	2,28 b	2,30 b
0-20	2,35 a	4,88 b	4,90 b	4,40 b	5,32 b	5,36 b
-----Estoque de C-AQ, Mg ha ⁻¹ -----						
0-5	0,26 a	0,42 a	0,81 b	1,31 c	1,30 c	1,47 c
5-10	0,35 a	0,48 a	0,48 a	1,35 b	1,41 b	1,37 b
10-20	0,70 a	0,91 a	0,79 a	2,10 b	2,67 b	2,78 b
0-20	1,31 a	1,82 a	2,08 a	4,76 b	5,38 b	5,61 b

*Profundidade (cm); **T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. Médias com letras iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de LSD a 5%.

Assim, a entrada de C via resíduos na superfície do solo foi maior nas parcelas adubadas com ROA e com as combinações de FMI e ROA e menor nas parcelas não fertilizadas ou somente fertilizadas com FMI. Esta associação pode favorecer a atividade microbiana do solo e estimular a mineralização da matéria orgânica (BALESDENT et al., 1998). Portanto, combinações de ROA e FMI podem levar ao aumento da entrada de C conforme a profundidade do solo, podendo ultrapassar os valores de incremento de C nas parcelas com FMI isolado.

Estes resultados indicam que a fração C-OXP atuou como sensor do C no solo e da resposta das plantas em relação à produção de grãos. A correlação entre a produção acumulada e o C-OXP na camada de 0-20 cm ($R^2 = 0,88$) foi significativa ($p < 0,05$), reafirmando que esta fração integra a expressão de atributos químicos e biológicos do solo consolidando sua importância como indicadora da produção agrônômica (Figura 6).

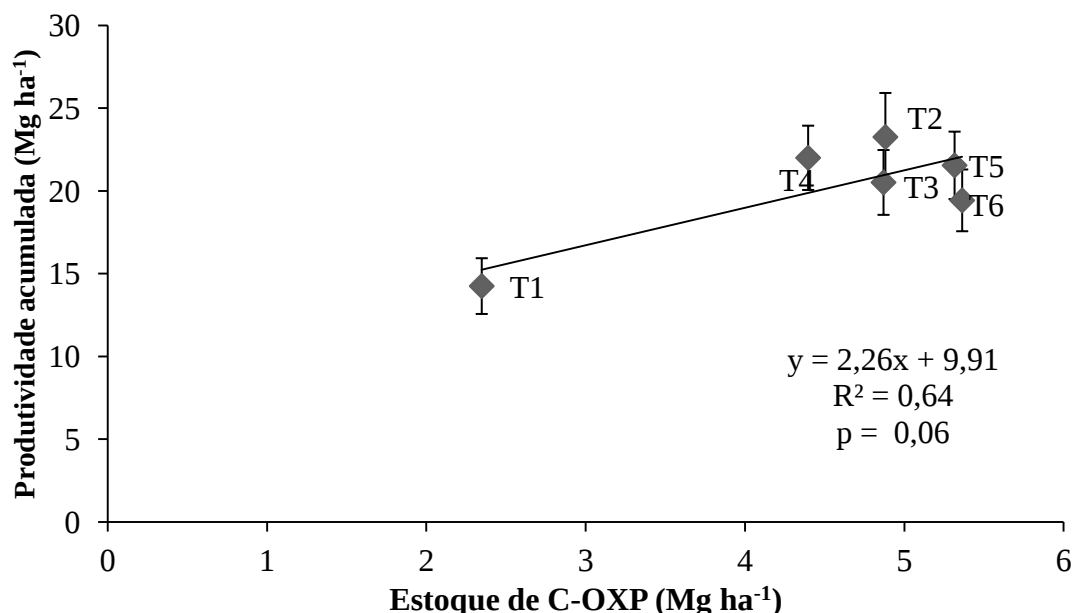


Figura 6. Relação entre estoque de carbono extraído por permanganato (C-OXP) na camada 0-20 cm e produtividade acumulada das culturas, afetados por doses de ROA e FMI em plantio direto. Tratamentos: T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.

O conteúdo de C tem sido utilizado frequentemente como indicador chave da qualidade do solo, tanto em sistemas agrícolas como em áreas de vegetação nativa (SILVA et al., 2004; JANSEN, 2005). Lal (2003) sugeriu que o uso de fertilizantes minerais seja importante para obter rendimentos elevados, porém, pode ter impacto negativo sobre o balanço de C do solo, a não ser que seja associado com sistemas conservacionistas de produção, como o plantio direto. As formas lábeis de C como C-OXP têm grande importância nos processos de formação e estabilização de agregados beneficiando a estruturação do solo e o crescimento do sistema radicular da maioria das espécies, com consequências positivas na absorção de nutrientes e água.

No presente estudo (Figura 7), constatou-se estreita relação ($R^2 = 0,90$; $P < 0,005$) entre a adição acumulada de C pelos resíduos culturais e o estoque de C-OXP na camada de 0-20 cm, ressaltando o argumento de que a combinação de ROA com FMI, ao melhorar o

ambiente do solo devido a maior entrada de C, resulta no aumento da produção de grãos e de resíduos culturais, revertendo em aumento do estoque de C-OXP.

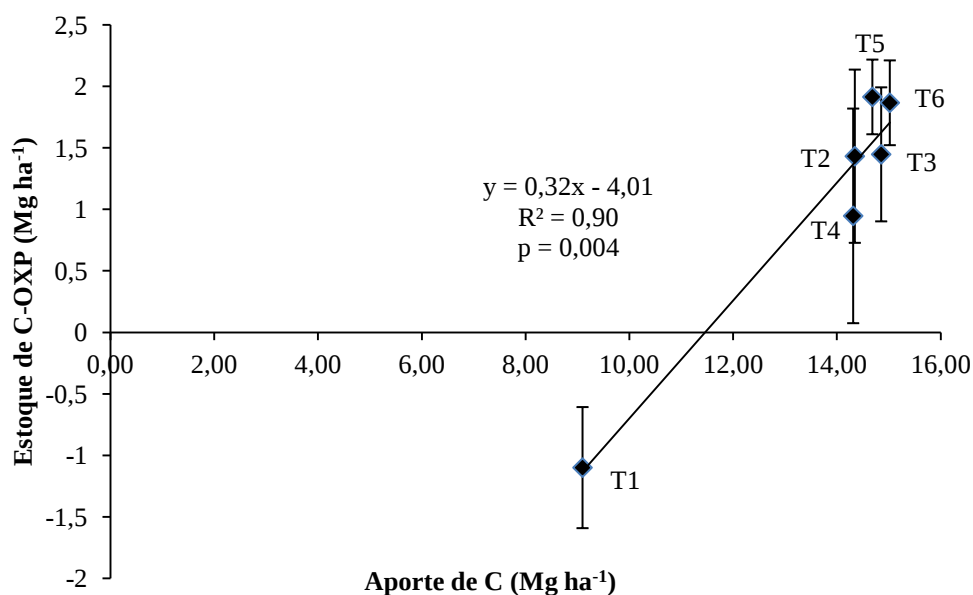


Figura 7. Relação entre estoque de carbono extraído por permanganato (C-OXP) na camada 0-20 cm e a adição acumulada de carbono (C) durante cinco safras, afetados por doses de ROA e FMI em plantio direto. Tratamentos: T1= Testemunha (sem FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.

O estoque de N nas frações analisadas na camada de 0-20 cm foi superior no tratamento com a fertilização em 100% com ROA (Tabela 14). O N fornecido via ROA pelo T3 foi de 470 kg ha⁻¹ nos cinco cultivos (94,4 kg ha⁻¹ em cada cultivo). A liberação de forma lenta e gradual pela microbiota do solo promove acréscimos deste elemento no sistema (MARQUES, 1996).

O conteúdo NT apresentou tendência diferenciada do COT tanto na amostra integral como na fração particulada (Tabela 14) confirmando a estreita relação do N com os tratamentos aplicados. A perda de nitrogênio via superfície do solo por erosão pode ocorrer tanto na forma solúvel como na forma particulada. O NP é a principal forma de N transportado via superfície (BERTOL, et. al., 2006). Portanto, deve-se tomar o máximo de cuidado com a aplicação do ROA, pois maiores incrementos na camada 0-5 cm no conteúdo de NP foram constatados (Tabela 14) indicando que o excesso de ROA aplicado pode gerar perdas por escoamento superficial.

O conteúdo e estoque NAM foi significativamente afetado pelos tratamentos nas camadas mais profundas e o tratamento T5 foi o que mais contribuiu. Os estoques de NP e

NAM representam importantes componentes do estoque de NT no solo e parte desse N pode ser liberada após a morte dos microrganismos e ser disponibilizada para as plantas. Em sistemas de culturas com aplicação de ROA com baixa relação C/N (6,8) e os teores de N relativamente altos, o N presente no resíduo pode ser utilizado pela biomassa microbiana e, conseqüentemente, ficar parte indisponível e parte disponível para as plantas (SOUZA et. al., 2010).

Tabela 14. Conteúdo e estoque de N total (NT) e suas frações no solo em reposta ao uso de fertilizante mineral e resíduo de abatedouro aplicados de forma isolada ou combinados.

Profundidades	Tratamentos					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Conteúdo de NT, g kg ⁻¹						
0-5	1,35 ns	1,36	1,66	1,07	1,45	1,35
5-10	0,90 ab	0,87 ab	1,61 b	0,79 ab	1,10 ab	0,69 a
10-20	0,82 ns	0,82	0,70	0,68	0,82	0,61
Conteúdo de NP, g kg ⁻¹						
0-5	0,01 a	0,01 a	0,04 bc	0,05 bcd	0,07 cd	0,08 d
5-10	<0,01 a	0,01 b	0,01 b	0,01 b	0,04 cd	0,05 d
10-20	<0,01 a	0,02 bc	<0,01 a	0,02 bc	0,04 c	0,03 c
Conteúdo de NAM, g kg ⁻¹						
0-5	0,40 ns	0,31	0,37	0,38	0,41	0,32
5-10	0,27 b	0,21 a	0,23 ab	0,25 ab	0,28 b	0,26 ab
10-20	0,22 ab	0,14 a	0,17 ab	0,23 ab	0,31 b	0,22 ab
Estoque de NT, Mg ha ⁻¹						
0-5	0,85 ns	0,86	1,05	0,67	0,91	0,85
5-10	0,63 ab	0,61 ab	1,13 b	0,55 ab	0,77 ab	0,49 a
10-20	1,12 ns	1,12	0,96	0,93	1,13	0,84
0-20	2,60 ab	2,58 ab	3,13 b	2,15 a	2,81 ab	2,18 a
Estoque de NP, Mg ha ⁻¹						
0-5	0,82 ns	0,83	1,02	0,65	0,88	0,82
5-10	0,60 ab	0,58 ab	1,08 b	0,52 ab	0,73 ab	0,46 a
10-20	1,08 ns	1,09	0,92	0,89	1,01	0,80
0-20	2,50 ab	2,51 ab	3,01 b	2,06 a	2,62 ab	2,09 a
Estoque de NAM, Mg ha ⁻¹						
0-5	0,03 ns	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03
5-10	0,03 ns	0,02	0,05	0,03	0,04	0,02
10-20	0,04 a	0,03 a	0,03 a	0,04 a	0,12 b	0,04 a
0-20	0,10 ab	0,07 ab	0,11 b	0,09 a	0,19 b	0,09 a

*Profundidade (cm); **T1= Testemunha (sem Fertilizante Mineral (FMI) e Resíduo orgânico de abatedouro (ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA 25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. Médias com letras iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de LSD a 5%. ***ns – não significativo.

Aumentos na produtividade das culturas ao longo dos anos podem estar relacionados à melhoria das práticas de manejo, uso de híbridos mais produtivos, melhoria da qualidade do solo e, principalmente, ao aumento do suprimento de N mineral e aos sistemas de culturas com leguminosas, que promoveram acúmulo deste nutriente no solo (AMADO et al., 2001). Corroborando com esta afirmativa, o incremento no conteúdo de NP após aplicação acumulada de 470 kg de N via ROA em cinco cultivos respondeu significativamente ($R^2 = 0,84$ e $p < 0,1$) com a produção acumulada das culturas (Figura 8).

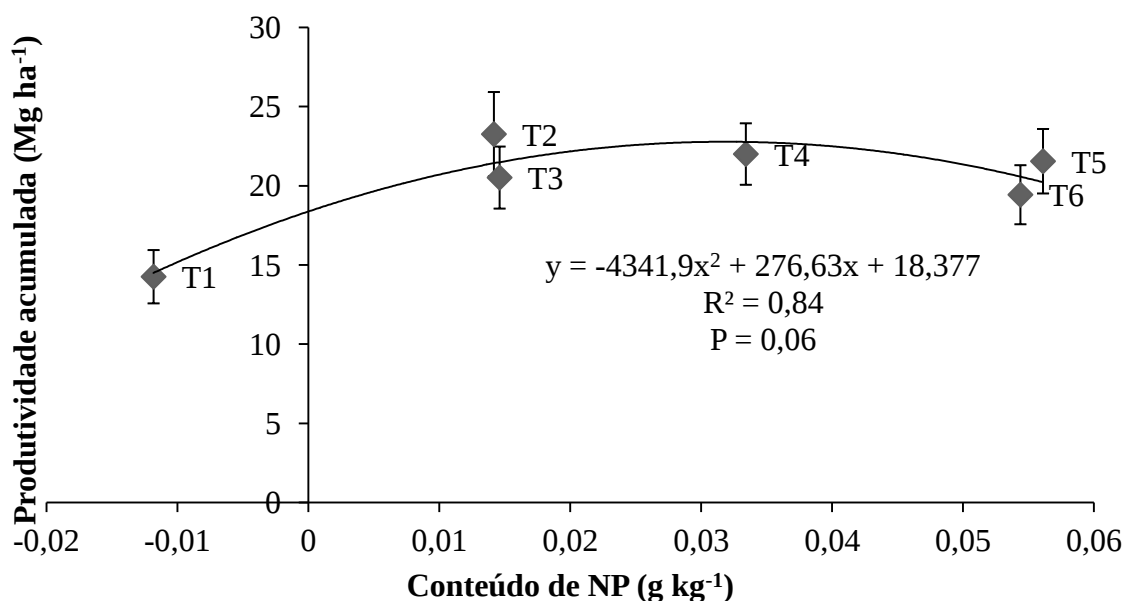


Figura 8. Relação entre conteúdo de NP na camada 0-20 cm e produtividade acumulada das culturas, afetados por doses de ROA e FMI em plantio direto. Tratamentos: T1= Testemunha (FMI e ROA); T2= FMI 100%; T3= ROA 100%; T4= FMI 75% + ROA25%; T5= FMI 50% + ROA 50%; T6= FMI 25% + ROA 75%. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.

3.4.3 Emissão e sequestro de C-CO₂

No período avaliado os tratamentos se comportaram como um dreno de C, sendo este efeito mais pronunciado aos 60 dias (Figura 9) após a aplicação do ROA, indicando que a taxa de liberação de CO₂ pela biomassa microbiana reduz a partir do momento que o C passa a ser fixado no solo.

Após o aumento inicial, a evolução da respiração específica tendia a ser semelhante à dos solos da testemunha (sem aplicação de ROA), demonstrando a capacidade do solo em recuperar o seu estado de equilíbrio inicial. O tempo necessário para atingir o novo ponto de equilíbrio foi de mais de 60 dias após início do ensaio, desta vez, dependendo da quantidade

de ROA adicionado sobre o solo. Esta evolução foi também observada por Monedero et al., (1999), em uma incubação de solo com lodo de compostagem em diferentes graus de estabilização.

O fluxo de C-CO₂ (Figura 9), dos sistemas avaliados com aplicação de doses crescentes de ROA variaram entre 0,30 Mg ha⁻¹ a 2,79 Mg ha⁻¹, entre a menor adição (0 Mg ha⁻¹ de ROA) no início do processo e a maior adição (16 Mg ha⁻¹ de ROA) ao final do período de incubação (125 dias). Com a maior adição de ROA houve um aumento no fluxo de C-CO₂ do solo equivalente a 7 vezes em relação ao início do processo (0,45 Mg ha⁻¹ de C-CO₂).

As médias diárias de C-CO₂ emitidas foram de 10,26; 12,49; 12,64; 13,01; 15,06 e 22,36 kg ha⁻¹ para as adições de 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹ de ROA e apenas o tratamento T6 (16 Mg ha⁻¹ de ROA) estaria fora da faixa considerada como ideal (9,76 – 19,55 kg ha⁻¹ dia⁻¹), segundo a qualidade do solo avaliada pelo “Soil Quality Kit Test” em experimentos de longa duração (CONCEIÇÃO et al., 2005).

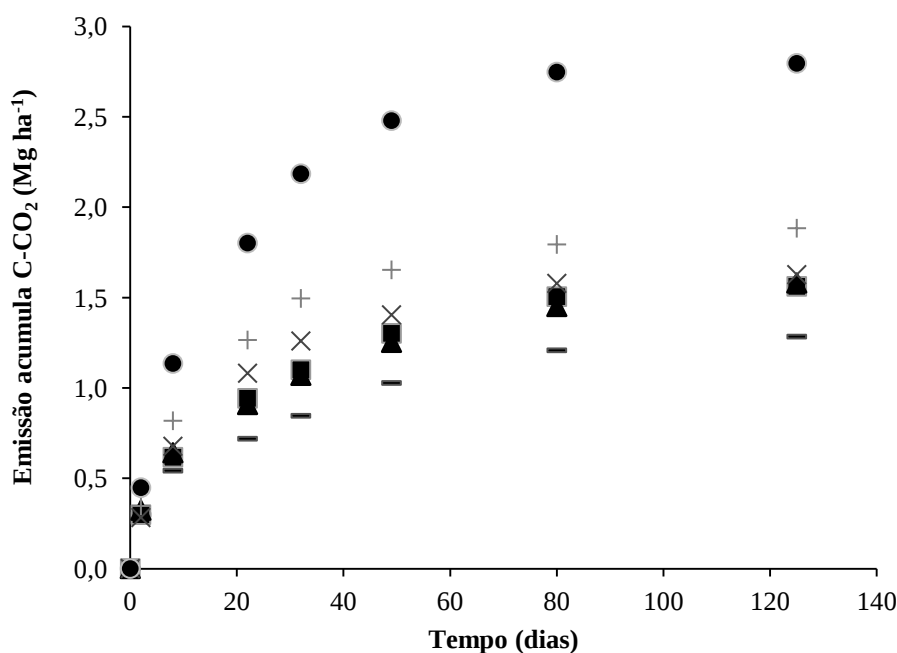


Figura 9. Acúmulo de C-CO₂ em solo incubado com aplicação de diversas doses de resíduo orgânico de abatedouro em 125 dias de incubação – Testemunha sem resíduo orgânico de abatedouro (ROA) ▲ 1 Mg ha⁻¹ (ROA); ■ 2 Mg ha⁻¹ ROA; × 4 Mg ha⁻¹; ROA + 8 Mg ha⁻¹ ROA e ● 16 Mg ha⁻¹ ROA.

Após 80 dias de incubação o fluxo de C-CO₂ (Figura 9) apresentou tendência de estabilização de emissões. Este pico refere-se à disponibilidade de C dos substratos durante este período, e à atividade microbiana superior como relatado por Iqbal et al., (2009) e

Campbell et al. (2001). A adubação equilibrada com ROA, como fonte de carbono lábil, fornece suporte a atividade da biomassa microbiana, resultando em aumento das emissões de C-CO₂ (SILVA et al., 2004).

O aumento de doses de ROA resultou em uma relação linear no que diz respeito ao incremento de emissão de C-CO₂ (Figura 10). Esta tendência está possivelmente relacionada com a relação C/N do ROA, e a sua estrutura na forma de farelado, que proporciona maior superfície de contato com o solo potencializando a ação degradadora da microbiota em condições adequadas de temperatura e conteúdo de água disponível no solo promovendo maiores taxas de C-CO₂ emitido.

Os valores de C-CO₂ acumulado no solo após período de incubação (Figura 10), foram similares entre as doses de 0, 1, 2 e 4 Mg ha⁻¹, assim como o aumento no fluxo com as doses de 8 e 16 Mg ha⁻¹. Isto indica que as características do solo com as duas doses mais elevadas de ROA causaram a maior liberação de compostos orgânicos favorecida pela aeração e umidade controladas. Nas colunas com solo peneirado observou-se o aumento da mineralização do C e consequente aumento dos fluxos de C-CO₂ na presença de umidade. A mineralização do C promove alteração na estrutura do solo, melhorando a aeração, a evaporação e a manutenção da umidade do solo, afetando as emissões de C-CO₂ (MENÉNDEZ et al., 2008).

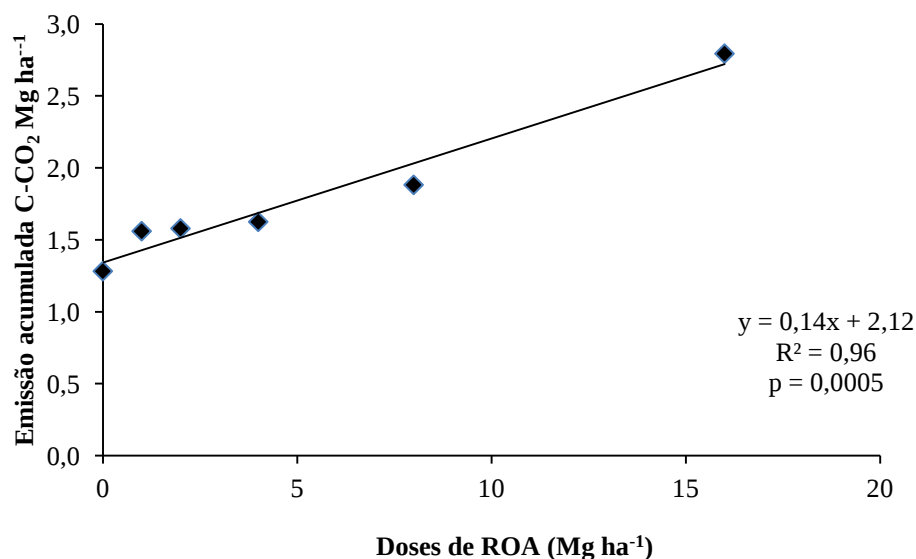


Figura 10. Emissão acumulada de C-CO₂ após 125 dias de incubação com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹.

No início do experimento, o solo adicionado ao recipiente de polipropileno foi irrigado e arejado, fazendo com que a atividade microbiana aumentasse a decomposição da MO

presente no solo, resultando em emissões de C-CO₂ mesmo sem a aplicação de ROA (Figura 10). Após o equilíbrio inicial, os microrganismos do solo passaram a decompor o material orgânico facilmente decomponível aplicado, causando o aumento de C-CO₂ (BERNAL et al., 1999), que evoluiu com o aumento das doses de ROA aplicadas. O aumento da produção de C-CO₂ com as maiores doses de ROA (8 e 16 Mg ha⁻¹) no final do período de incubação está provavelmente relacionado com um rápido crescimento da microbiota e o início da decomposição dos grandes quantidades de resíduos aplicados.

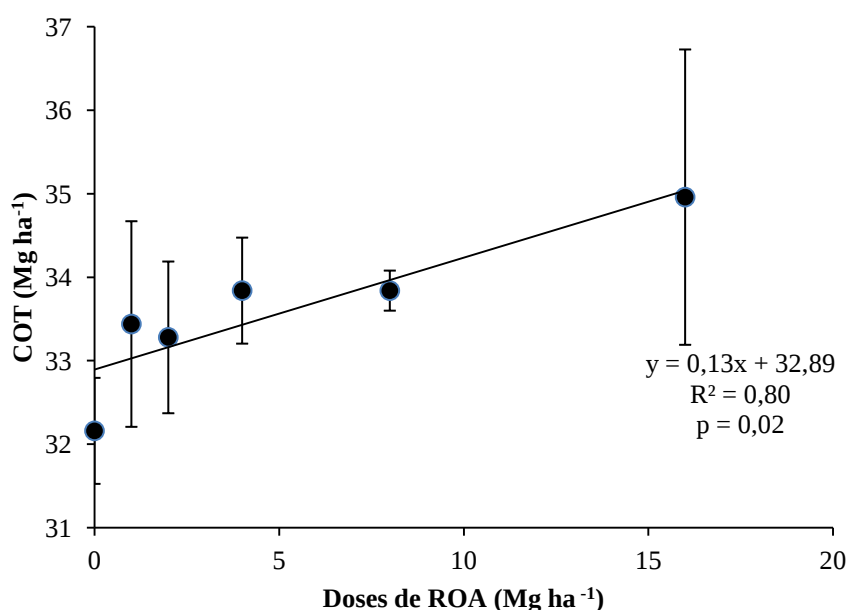


Figura 11. Estoque de COT ao final do período de incubação (125 dias) com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.

Com o aumento de doses de ROA e o aumento da emissão do C-CO₂ houve um incremento de COT no solo como apresentado na Figura 11, indicando a influência das doses de resíduo de abatedouro no aumento da atividade microbiana responsável por controlar a maior parte das reações que ocorrem no ciclo interno do C, equilibrando a entrada e a saída de C por meio da respiração edáfica.

O teor de COT ao final do período de incubação seguiu um modelo linear (Figura 11). A equação foi significativa ($p < 0,05$) para o teor de COT. Conteúdos semelhantes de COT após 125 dias de incubação foram notados nos tratamentos com as doses de ROA de 1, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Outros autores observaram que a rápida mineralização inicial de C dos resíduos nos solos está relacionada, principalmente, à quantidade de C presente inicialmente na forma

solúvel, ou seja, na fração de C lábil (TRINSOUTROT et al., 2000 e BERNAL et al., 1999). Uma vez que a decomposição se inicie, a influência desta fração é menor, devido a sua fácil degradação. Em geral, todos os solos com aplicação de ROA apresentaram maior COT que o solo que não recebeu, possivelmente devido a uma alta presença de compostos orgânicos solúveis do ROA contribuindo com a fração total de C.

Um menor estoque de C-AQ (Figura 12) foi observado no solo com o tratamento de 16 Mg ha⁻¹ em relação a aplicação de 8 Mg ha⁻¹. A redução do teor de C-AQ com a maior dose possivelmente pode ter ocorrido devido a alta quantidade de ROA ter sido depositada na superfície do solo com possível decorrência de selamento superficial, gerando uma menor aeração e afetando a atividade microbiana com consequente redução da mineralização de C-AQ nesta dosagem; ou ainda, o curto período de incubação pode não ter sido suficiente para serem obtidos acréscimos de C-AQ nesta dose de ROA.

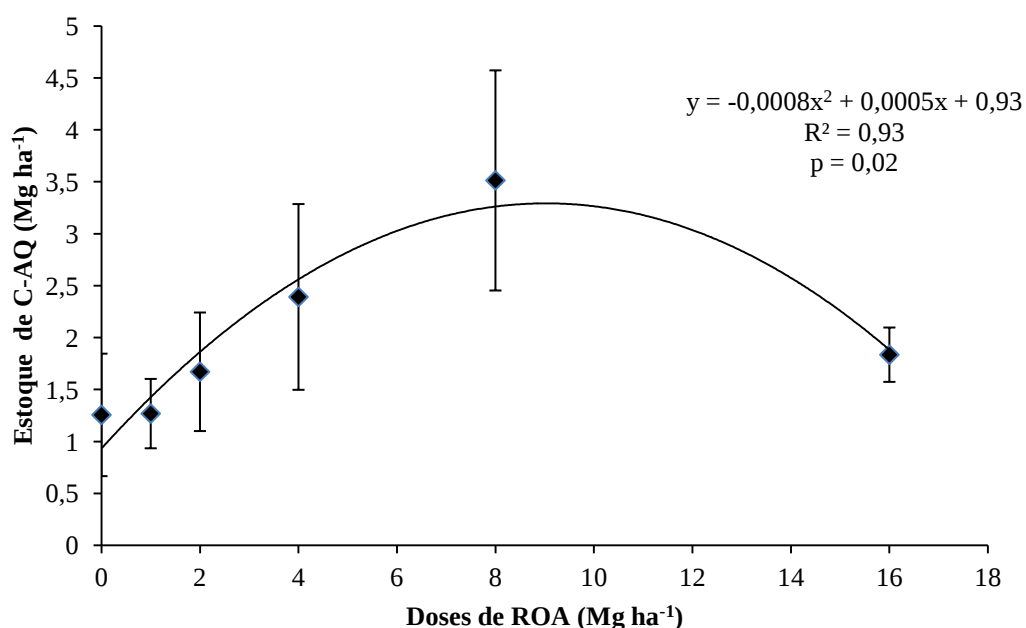


Figura 12. Estoque de C-AQ ao final do período de incubação (125 dias) com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.

A adição de 8 Mg ha⁻¹ de ROA promoveu os maiores incrementos de C-OXP e C-AQ (Figura 12 e 13) indicando a ocorrência de maior atividade microbiana em relação as demais adições, possivelmente por apresentar compostos de C lábil em equilíbrio, em função de fibras e de carbono recalcitrante. Segundo Saviozzi et al. (1997) a proporção entre as frações mais lábeis e mais recalcitrantes diferem dos adubos que apresentam maior concentração em fração solúvel. Este mesmo autor cita que as diferenças na composição bioquímica dos

materiais podem alterar a estrutura da comunidade da biomassa microbiana e afetar a sua eficiência no uso do C, resultando em diferenças na mineralização do C de diferentes fontes orgânicas.

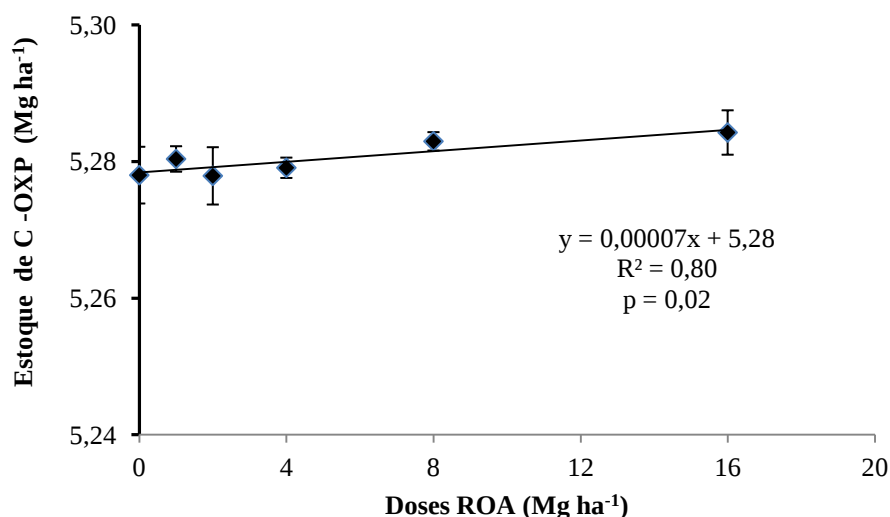


Figura 13. Estoque de C-OXP ao final do período de incubação (125 dias) com aplicação de doses crescentes de ROA na ordem crescente dos pontos nas quantidades de: 0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹. As barras verticais indicam o valor do desvio padrão da média.

O fluxo de C-CO₂, quando relacionado com o teor de COT do solo, expressa as quantidades de C-CO₂ perdidas para cada Mg ha⁻¹ de COT acrescido de acordo com as doses de ROA aplicadas (Figura 14). Este parâmetro pode ser um indicador sensível de mudanças ambientais relacionadas a emissão de C-CO₂ que podem ocorrer devido à aplicação de crescentes doses de ROA e pode ser utilizado com sucesso para detectar perturbações, refletidas com o aumento da emissão C-CO₂. Neste estudo, o estoque de COT foi maior com o aumento das doses com ROA, o que indica maior potencial para sequestro de C-CO₂ do ROA.

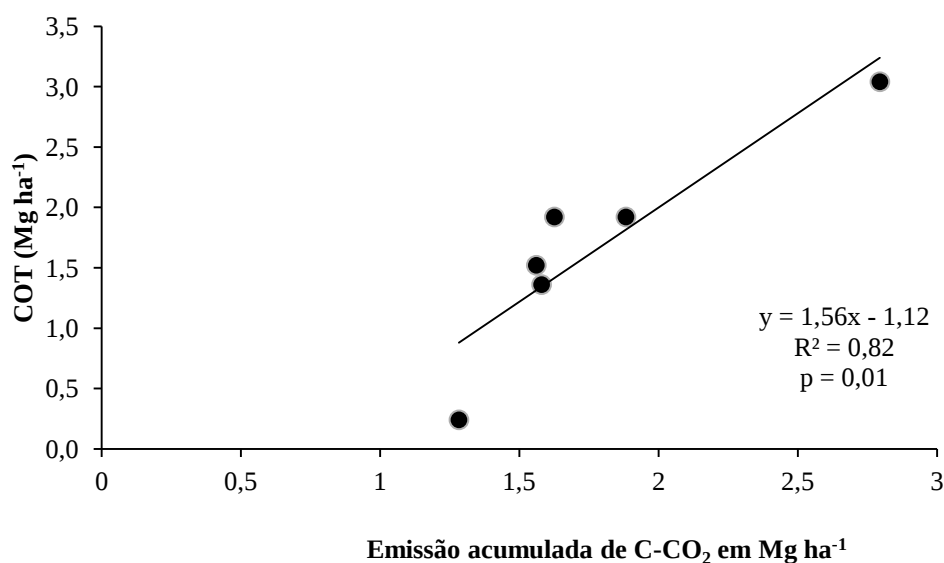


Figura 14. Relação entre emissão acumulada total de C-CO₂ e COT em solo incubado por 125 dias com doses crescentes de resíduo de abatedouro (0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹).

A elevação do C-CO₂ emitido com adições crescentes de ROA, produz um aumento inicial e uma variabilidade em COT (Figura 14). Esta variabilidade sugere alterações na atividade dos microorganismos devido à entrada de material facilmente decomponível no solo. A adição de doses de ROA (0, 1, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹) no solo promoveu uma emissão acumulada de 1,28; 1,56; 1,58; 1,63; 1,88 e 2,79 Mg ha⁻¹ de C-CO₂ e uma fixação de 0,24; 1,52; 1,36; 1,92; 1,92; e 3,04 Mg ha⁻¹ de COT (valores reduzidos do teor de COT inicial) no solo após período de incubação de 125 dias. Estes dados indicam que embora haja emissões mais elevadas com as maiores doses de ROA, há em contrapartida, maior fixação de COT no solo. A adição de ROA equivalente a 16 Mg ha⁻¹ promoveu a fixação de 3,04 Mg ha⁻¹ COT no solo em relação as emissões de C-CO₂ da ordem de 2,79 Mg ha⁻¹. A mesma tendência ocorreu para as doses de 1, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

3.5 CONCLUSÕES

- O uso de fertilizante mineral industrial em combinação ou em aplicação isolada ao resíduo orgânico de abatedouro não promoveu diferenças significativas no desempenho individual de cada cultura. Entretanto, a combinação entre essas fontes promoveu ganhos na produção acumulada no período deste estudo.

- O uso de fertilizante mineral industrial em combinação ao resíduo orgânico de abatedouro (tratamento T5) aumentou significativamente o conteúdo e o estoque de COT na camada 0-20 cm, enquanto nas frações granulométricas do C (COP e COAM) não houve acréscimo no conteúdo e no estoque de C.

- A fração lábil representada pelo C-OXP e pelo C-AQ apresentaram incremento no conteúdo e estoque com o uso de fertilizante mineral industrial em combinação ao resíduo orgânico de abatedouro com destaque para o T5 em todas as profundidades analisadas.

- O aporte de C pela fitomassa e pelo ROA se correlacionou com o C-OXP demonstrando ser um sensor da produção de grãos nesse estudo.

- Emissões expressivas de C-CO₂ na fase inicial de incubação do solo tenderam ao equilíbrio após 80 dias da aplicação dos ROA. A quantidade acumulada de C-CO₂ emitida foi proporcional à adição crescente de ROA.

- As maiores adições de ROA resultaram em maior fixação de C no solo evidenciando que as maiores taxas de C-CO₂ emitidas foram compensadas pela maior fixação de COT, demonstrando o potencial de sequestro de C em resposta ao uso de doses crescentes de ROA.

4 NITRIFICAÇÃO E PERCOLAÇÃO DE NITRATO EM SOLO TRATADO COM RESÍDUO ORGÂNICO DE ABATEDOURO

4.1 RESUMO

O uso inadequado de resíduos orgânicos industriais pode contribuir com o aumento da percolação de N na forma de nitrato para o lençol freático. O presente estudo foi formulado com a hipótese de que o uso de resíduos orgânicos de abatedouro (ROA) quando aplicado em solo sem revolvimento reduz a percolação, aumentando a oferta de N para as plantas. Dois experimentos foram conduzidos em laboratório em colunas de PVC para avaliar a percolação e mineralização de nitrato no solo: (1) colunas de PVC retiradas no campo caracterizando amostras indeformadas e, (2) colunas preenchidas com solo peneirado caracterizando amostras deformadas. Foi adicionado às colunas doses crescentes de ROA: 0; 0,5; 1; 2; 4; e 8 Mg ha⁻¹. O período de incubação para avaliação da mineralização foi de 115 dias e para a percolação foi de 180 dias. O conteúdo de NO₃⁻ lixiviado nas colunas com solo indeformado e deformado foi proporcional às doses aplicadas. A aplicação de ROA na coluna com o solo peneirado teve menor tendência à percolação de NO₃⁻ que na coluna com solo indeformado. Após 180 dias de avaliação da percolação ainda foi possível detectar NO₃⁻ na solução indicando que o processo é contínuo e poderá ocorrer até exaurir o substrato adicionado. Da mesma forma, constatou-se que as taxas de nitrificação também foram dirigidas pelas doses crescentes do ROA. O presente estudo permite concluir que o teor NO₃⁻ fornecido via ROA é elevado e se torna disponível às plantas após 40 dias.

Palavras-chave: resíduo orgânico de abatedouro, nitrato, percolação, nitrificação.

4.2 INTRODUÇÃO

A aplicação de resíduos orgânicos industriais nos solos é uma forma ambientalmente correta de reutilizar subprodutos socialmente incômodos. No entanto, o uso excessivo deste processo pode resultar na lixiviação de nitratos, contaminando águas subterrâneas (NEETESON & CARTON, 2001). Para garantir a segurança da água potável a Organização Mundial de Saúde (OMS) estabeleceu um limite de nitrato de $11,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3^-$ para água potável.

Durante o processo de mineralização, microrganismos do solo transformam compostos de nitrogênio orgânico para formas inorgânicas (NH_4^+ e NO_3^-). Ao mesmo tempo, um processo de imobilização de N inorgânico ocorre com a síntese de proteínas por microrganismos (BRADY, 1990). Este sistema tem sido descrito como uma mineralização e imobilização (JANSSON E PERSSON, 1992). A mineralização e imobilização possui resultados diferentes em solos distintos. O conhecimento desta taxa é essencial para utilização mais eficiente de adubações orgânicas, minimizando as perdas de NO_3^- em lixiviação.

O nitrato é um ânion normalmente repellido pela superfície negativa das partículas do solo e, conseqüentemente, facilmente lixiviado do solo. Tal fato pode comprometer o sincronismo entre o N mineral disponível no solo e a cinética de absorção pelas plantas (CARTRON & WEIL, 1998 e BASSO & CERETTA, 2000). A alta mobilidade do nitrato no solo justifica a preocupação em relação ao manejo da adubação nitrogenada em solos agrícolas (VANOTTI e BUNDY, 1994). A lixiviação de nitrato é um fenômeno físico, favorecido pela baixa energia envolvida na sua adsorção às partículas do solo e também pela sua alta solubilidade em água (CERETTA, 2005). Este íon pode ser carregado pela água de percolação, resultando em perdas deste nutriente e contaminação do lençol freático e de cursos d'água (DYNIA & CAMARGO, 1999).

O potencial de contaminação ambiental pela lixiviação do nitrato tem motivado pesquisas de caráter agroecológico no mundo inteiro a partir da década de 80. No Reino Unido, o aumento do teor de nitrato na água causou grande discussão sobre os seus efeitos na saúde e no ambiente, estimulando um grande programa de pesquisa. Tendências similares alavancaram a pesquisa na Europa e na América do Norte (ADDISCOTT, 2000).

No Brasil, as menores doses de N aplicadas podem explicar, ao menos em parte, a menor preocupação na avaliação dos impactos da fertilização nitrogenada no ambiente. Entretanto, o aumento das doses de N em sistemas altamente produtivos, e o uso de fertilizantes nitrogenados associados com plantas de cobertura (leguminosas) e ou dejetos

animais merecem atenção quanto ao seu impacto no ambiente (CERETTA et al., 2005; PORT et al., 2003).

No Sul do Brasil, a recomendação de adubação nitrogenada em milho, cultura exigente em N, apresentou aumento expressivo na produtividade. A recomendação passou a considerar a cultura anterior ao milho (N mineralizado ou N imobilizado), em adição ao teor de matéria orgânica do solo e à expectativa de rendimento de grãos (AMADO et al., 2002). Considerando o sistema de recomendação como em constante aperfeiçoamento, uma melhoria potencial seria a inclusão de parâmetros complementares de solo e de planta que permitam o monitoramento da disponibilidade deste nutriente durante o ciclo da cultura, visando maior precisão das doses recomendadas bem como maior flexibilidade do manejo do N (ARGENTA, 2001).

A gestão ambiental do N aplicado a partir de resíduos orgânicos de abatedouros requer uma compreensão dos fatores e processos que influenciam a extensão e a taxa de conversão de N orgânico para formas que estão mais disponíveis para absorção pelas plantas sem causar prejuízos para o meio ambiente (HE et al., 2000). O N disponível para as plantas é definido como a soma de nitrato (NO_3^-) e do amônio (NH_4^+) no solo, além do N orgânico mineralizado (GILMOUR & SKINNER, 1999), sendo o NO_3^- absorvido em maior quantidade.

A relação C/N entre os resíduos prova ser inversamente proporcional à mineralização do nitrogênio orgânico (APPEL & MENGEL, 1990). A relação C/N ótima foi encontrada entre 15 e 40 (CABRERA et al., 2005). A composição do material orgânico também contribui para os processos de mineralização e imobilização (MENGEL, 1996). A decomposição dos compostos orgânicos adicionados diminui na ordem: C solúvel (açúcares, aminoácidos) > proteína > celulose > lignina (SMITH et al., 1999).

A influência da textura do solo na mineralização do N está relacionada com o teor de argila (BRELAND & HANSEN, 1996). Em solos com alto teor de argila há uma proteção física da mineralização de matéria orgânica. Scott et al. (1996) sugerem que os microporos protegem a matéria orgânica do ataque microbiano enquanto macroporos facilitam a ação da mesma fazendo com que haja maior mineralização de N.

Outras características do solo, tais como o teor de metais pesados e salinidade, também podem afetar a decomposição de resíduos orgânicos de abatedouros e mineralização do N. No entanto, os principais fatores ambientais que controlam a mineralização do N são a umidade e temperatura do solo. A umidade do solo influencia a atividade microbiana, tanto diretamente, devido a um declínio das populações microbianas sob estresse hídrico e, indiretamente, por influenciar o estado de aeração do solo. Tipicamente, o potencial ótimo de

umidade do solo para decomposição de resíduos ocorre entre os potenciais de água no solo de -0,03 e -0,1 MPa (PAUL & CLARK, 1996).

MacDonald et al. (1995) estudaram o efeito da temperatura na mineralização do N e descobriram que a acumulação de N mineralizado aumentou com o aumento da temperatura. A taxa de decomposição máxima tem sido frequentemente relatada entre 30 e 35 °C (STOTT et al., 1990).

Quando a adubação nitrogenada é utilizada de forma inadequada pode ocorrer um desequilíbrio de nutrientes essenciais às culturas, gerando aumento no custo de produção e podendo ainda acarretar no aparecimento de doenças nas plantas, além de efeitos ecológicos indesejáveis, tais como a eutrofização de águas superficiais e a contaminação de águas subterrâneas. A poluição das águas e do solo constitui-se num dos mais sérios problemas ecológicos decorrentes da atividade humana na atualidade (RAMBO et al., 2004). Dessa forma, o presente estudo foi formulado com base na hipótese de que o uso de resíduos orgânicos de abatedouro (ROA) quando aplicado em solo sem revolvimento reduz a lixiviação aumentando a oferta de N para as plantas.

4.3 MATERIAL E MÉTODOS

No capítulo 1 foram apresentadas na seção do Material e Métodos as informações sobre a localização, descrição da área experimental, procedimento de amostragem do solo, métodos de análise e cálculos. Também foram apresentadas as características do ROA, o delineamento experimental e a descrição dos tratamentos implantados no experimento de campo. Nesta seção do presente capítulo serão abordados os métodos pertinentes ao assunto discutido.

4.3.1 Ensaio e análise da percolação de nitrato

O ensaio de percolação foi elaborado em unidades experimentais constituídas por colunas de percolação utilizando tubos de policloreto de vinil (PVC) com dimensões de 25 cm de altura e 7,5 cm de diâmetro (Figura 15). O desenho experimental constituiu-se de um fatorial inteiramente casualizado com três repetições. Os fatores foram assim designados: Fator 1- Coluna com solo indeformado – os cilindros de PVC foram introduzidos no solo e retirados intactos; Coluna com solo deformado e tamisado a 2 mm; Fator 2- seis doses de ROA (0; 0,5; 1,0; 2,0; 4,0; 8,0 Mg ha⁻¹). A retirada da coluna com o solo indeformado (condição de campo) foi realizada no tratamento testemunha (T1, sem FMI e sem ROA). Com o auxílio de um macaco hidráulico introduziu-se a coluna de PVC até 20 cm de profundidade. Posteriormente escavou-se ao redor da coluna para a sua retirada com o solo indeformado. Foram deixados 5 cm da parte superior de cada coluna sem solo, para possibilitar a adição da solução de percolação. Acima e abaixo da coluna de solo foi colocado um filtro constituído de manta térmica sintética para reduzir a percolação de lixiviado pelas paredes do tubo e o impacto da solução diretamente com o solo e para que permitir a filtração do lixiviado. A parte inferior das mesmas foi vedada com uma tampa de PVC com filtro a qual continha um orifício de 3 mm de diâmetro, para permitir a saída da solução percolada. A parte superior da coluna (Figura 15) foi coberta com folha de papel laminado com um furo central para minimizar evaporação da água e possibilitar as trocas gasosas (Figura 15).

Semanalmente e durante cinco meses, foi adicionada água deionizada sobre cada coluna de percolação, no período de uma hora. A quantidade de água colocada nas colunas foi calculada conforme a média histórica de chuvas acumulada em cada mês correspondente à safra de verão. Os volumes aplicados foram: 149, 120, 188, 155, 136 e 105 mm conforme as médias de cada mês, conforme Figura 2, apresentada na seção material e métodos do capítulo anterior. Cada volume foi dividido em 4 semanas de aplicação. A primeira adição foi feita

sete dias após a aplicação do ROA. Nas colunas com o solo indeformado e deformado o ROA foi aplicado em superfície, sem revolvimento do resíduo com o solo.

A solução lixiviada após a adição da água deionizada foi coletada filtrada em papel filtro faixa azul com poros de 8 μm e congelada para posterior análise. Optou-se pela determinação somente do nitrato, considerando-se que no processo de incubação seria esta a forma de N mais abundante, devido às condições favoráveis para a nitrificação. A determinação do N-NO_3^- foi realizada pelo método do Fluxo de injeção contínuo (FIA) de acordo com Tedesco et al. (1995). A quantidade total de nitrato percolada durante os meses foi obtida pelo somatório das quantidades lixiviadas em cada semana. Ao final do experimento, foram coletadas amostras de solo e medida a quantidade de nitrato remanescente, extraído com uma solução de KCl 2N, conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995).



Figura 15. Disposição do experimento para avaliação da percolação de nitratos. Tubos de PVC contendo amostras de solo indeformadas e peneirado com adição ou não de ROA em experimento de análise de percolação de NO_3^- .

4.3.2 Ensaio para avaliação da taxa de nitrificação em laboratório com solo peneirado

No ensaio para a quantificação da mineralização e da taxa de nitrificação foi utilizado o delineamento experimental inteiramente casualizado com seis tratamentos distribuídos em três repetições. As quantidades de ROA (0,5; 1,0; 2,0; 4,0 e 8,0 Mg ha^{-1}) foram adicionadas a 500 g de solo em um frasco de polietileno. Posteriormente, aplicou-se água deionizada para ajustar a umidade até 70% da capacidade de campo. Os frascos, conforme ilustra a Figura 16, foram tampados para minimizar a perda de umidade, que foi controlada pela pesagem periódica de cada frasco. O ensaio foi conduzido em ambiente com temperatura controlada entre 25 a 28 $^{\circ}\text{C}$.



Figura 16. Frascos de polipropileno contendo solo peneirado com adição ou não de resíduo de abatedouro utilizado no experimento para avaliação da nitrificação.

As coletas para a determinação do NO_3^- foram realizadas nos períodos de 0, 7, 14, 21, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112, e 126 dias de incubação. A extração do nitrato foi realizada com 10 g de solo úmido, misturados com 50 mL da solução 2N de KCl. Após a agitação manual, permaneceram por 24 horas em repouso, e, na sequência, filtradas em papel filtro faixa azul (poros de 8 μm). Na solução filtrada foi determinado o nitrato em aparelho FIA, de acordo com Tedesco et al. (1995).

4.3.3 Análise estatística

A análise de regressão foi usada para avaliar a relação entre a percolação e nitrificação via acréscimo de ROA. O nível de significância do coeficiente de determinação (R^2) foi encontrado através do programa JMP IN versão 3.2.1 (SALL et al., 2005). O nível de significância para os coeficientes de relação linear e quadrática foi descrito como $p < 0,05$ e $p < 0,01$ pelo programa JMP IN 3.2.1

4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.4.1 Percolação de nitrato em colunas com solo indeformado e peneirado

As concentrações de NO_3^- lixiviadas nas amostras indeformadas de solo conforme o tempo de incubação (Figura 17A) variaram de 54 kg ha^{-1} (na dose de ROA = 0 Mg ha^{-1}) a 308 kg ha^{-1} (na dose de 8 Mg ha^{-1}) 120 dias após o início do experimento, caracterizando o período no qual houve maior taxa de percolação. As concentrações de NO_3^- determinadas no presente estudo e comparadas com as permitidas pela organização mundial de saúde (OMS) excedem o nível recomendado para água potável que é de $22,6 \text{ kg ha}^{-1}$.

As perdas de NO_3^- por percolação aos 180 dias foram relativamente constantes nas colunas com solo peneirado para as doses de ROA (Figura 17 B). As perdas diárias por percolação nessas colunas foram de 1,76; 2,06; 2,14; 3,04; 3,46 e $4,16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, para as doses de 0; 0,5; 1; 2; 4 e $8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de ROA, portanto inferiores ao serem comparadas com as colunas com o solo indeformado (4,59; 6,45; 7,47; 8,15; 9,25; $9,02 \text{ kg ha}^{-1}$). Segundo Wood et al., (1994) e Knapp et al., (2002), a incorporação e a consequente movimentação do solo resultam em decréscimo no teor de C do solo e redução na estabilidade de macroagregados estáveis em água, em relação à adição de resíduos sem incorporação. O decréscimo no teor de C após revolvimento do solo ocorre devido ao aumento na taxa de decomposição causada pela quebra dos macroagregados e aumento na intensidade e no número de ciclos úmidos e secos (SYERS & CRASWELL, 1994; SIX et al., 2004). Outro fator, este de suma importância no que diz respeito a menor percolação do nitrato em solo revolvido, é o aumento na mineralização da MOS de solos cultivados proporcionado pela entrada de maior quantidade de O_2 , criando um ambiente oxidativo e favorecendo a atividade microbiana (REICOSKY et. al., 2007) fazendo com que o N orgânico aplicado fique retido pela microbiota do solo. Neste caso, há uma reabilitação da comunidade microbiana podendo estimular maior imobilização do N e, conseqüentemente, menor percolação na coluna.

Em solo indeformado, por não ocorrer esse distúrbio, o N orgânico é nitrificado ficando livre na solução do solo e, conseqüentemente, por ser um ânion altamente móvel no solo e sem a presença de plantas nas colunas, pode ser lixiviado.

A percolação de NO_3^- atingiu o pico aos 90 e 120 dias, período que coincide com a aplicação de maior volume de chuvas simuladas (155 e 188 mm) nas colunas com solo indeformado (Figura 17A). Resultados semelhantes foram reportados, por Li et al. (2007) em experimento a campo onde a percolação ocorreu de acordo com o volume de chuvas. As

colunas com solo peneirado (Figura 17 B) sofreram pouca variação com o volume de água nelas aplicado, provavelmente pelo mesmo possuir menor tendência de liberação de NO_3^- para solução do solo. As concentrações de NO_3^- sofreram menores alterações durante o período de incubação nas colunas em que não se adicionou ROA (0 Mg ha^{-1}) e baixos volumes de água deionizada foram aplicados (Figura 17A e B). A contaminação da água por nitrato pode ser diretamente relacionada com a aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos com alto conteúdo de N (DI & CAMERON, 2008) e o índice pluviométrico ocorrido pós-aplicação do adubo ou resíduo de abatedouro orgânico.

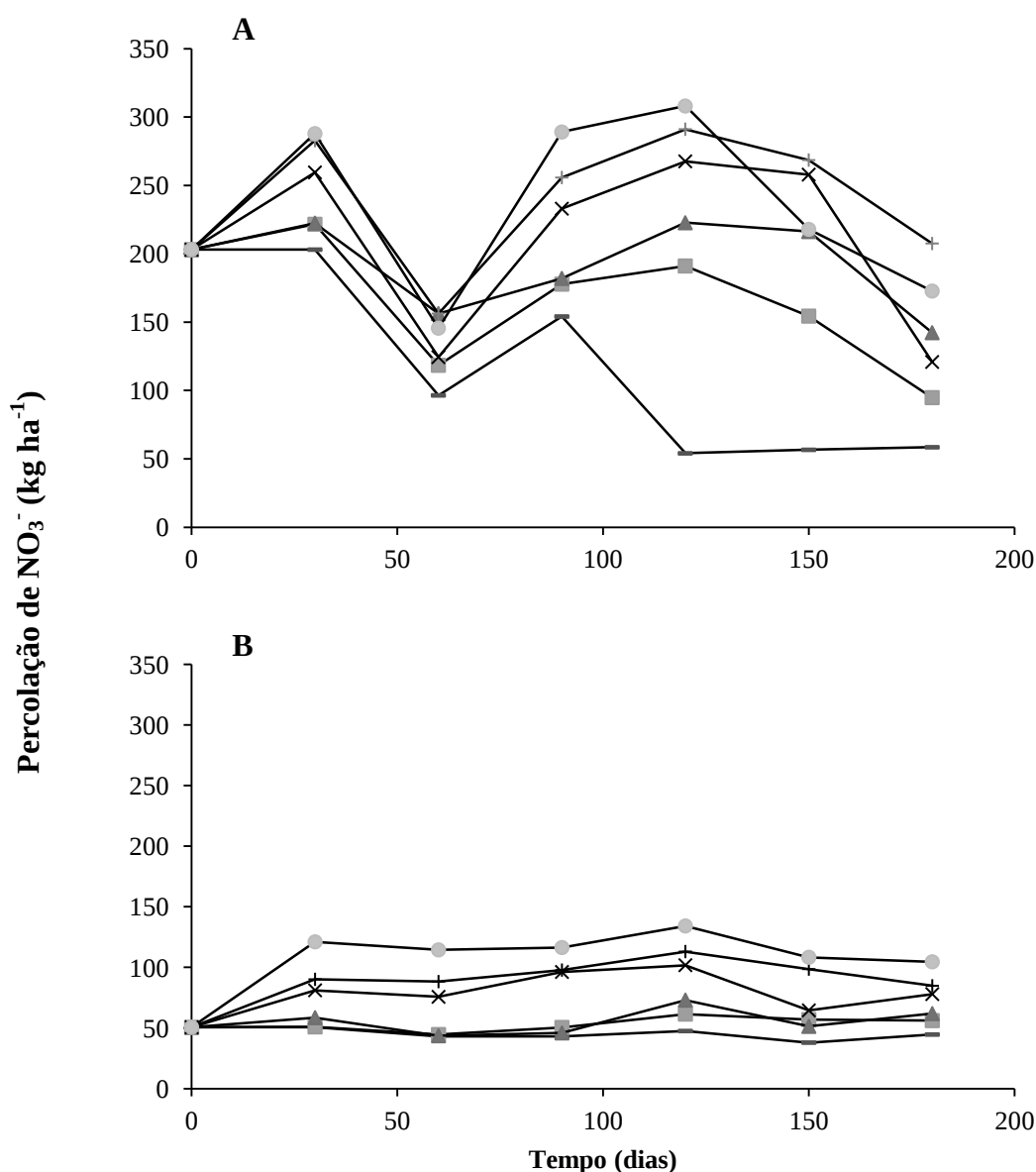


Figura 17. Percolação de nitrato em solo com diversas doses de resíduo de abatedouro em coluna indeformada (A) e em coluna peneirada (B) de solo de acordo com tempo de coleta em dias. Tratamentos: - 0 testemunha; ■ 0,5 Mg ROA; ▲ 1 Mg de ROA; × 2 Mg de ROA; + 4 Mg de ROA; ● 8 Mg de ROA.

A relação entre as doses de ROA e a quantidade de NO_3^- lixiviado (Figura 18A, descontado o valor acumulado pela testemunha) foi significativa e a partir da dose de 4 Mg ha^{-1} se estabilizou, com a formação do platô. Isso indica que há um processo de saturação temporária em função da elevada oferta de substrato e o clímax da população da microbiota. O potencial acumulado de lixiviação de NO_3^- estimado pelo modelo quadrático (Figura 18A) variou entre 0,8 na testemunha a 1,67 Mg ha^{-1} no solo tratado com 4 Mg ha^{-1} de ROA nas colunas com solo indeformado, evidenciando que a quantidade de N-NO_3^- teria o potencial para suprir a sequência de culturas em uma rotação. Na avaliação da percolação em experimento a campo num período de dois anos com lisímetros, Trindade et al. (1997) reportaram perdas de N-NO_3^- da ordem de 154 a 338 kg ha^{-1} em experimento sob plantio direto com aplicação de resíduos orgânicos industriais. No presente estudo a percolação potencial no sistema de coluna com a adição de doses crescentes de ROA demonstrou que embora o processo de nitrificação tenha sido contínuo, a estabilização da curva indica que esse processo possa ser reativado e a liberação de N-NO_3^- possa ser ainda superior. Esses resultados permitem afirmar que no sistema plantio direto é necessário promover a reativação da microbiota em períodos, para promover um fluxo mais estável harmonizando a oferta de N com a demanda pela planta.

A percolação foi aproximadamente duas vezes superior nas maiores doses de ROA (2, 4 e 8 Mg ha^{-1}) comparada à testemunha (Figura 18A e B).

A adição de ROA com baixa relação C/N em solo com atividade microbiana pode ter estimulado ainda mais a liberação temporária de nitrogênio nas doses até 4 Mg ha^{-1} de ROA nas colunas com solo indeformado (Figura 18A). A percolação acumulada para a dose de 4 Mg ha^{-1} foi de 0,80 Mg ha^{-1} enquanto na dose de 8 Mg ha^{-1} foi de 0,84 Mg ha^{-1} , indicando que esta dose tenha estimulado o crescimento da microbiota e subsequente imobilização do N ou perdas por desnitrificação, em decorrência das adições de maior quantidade de água (simulando a precipitação desses meses mais chuvosos) reduzindo a quantidade lixiviada.

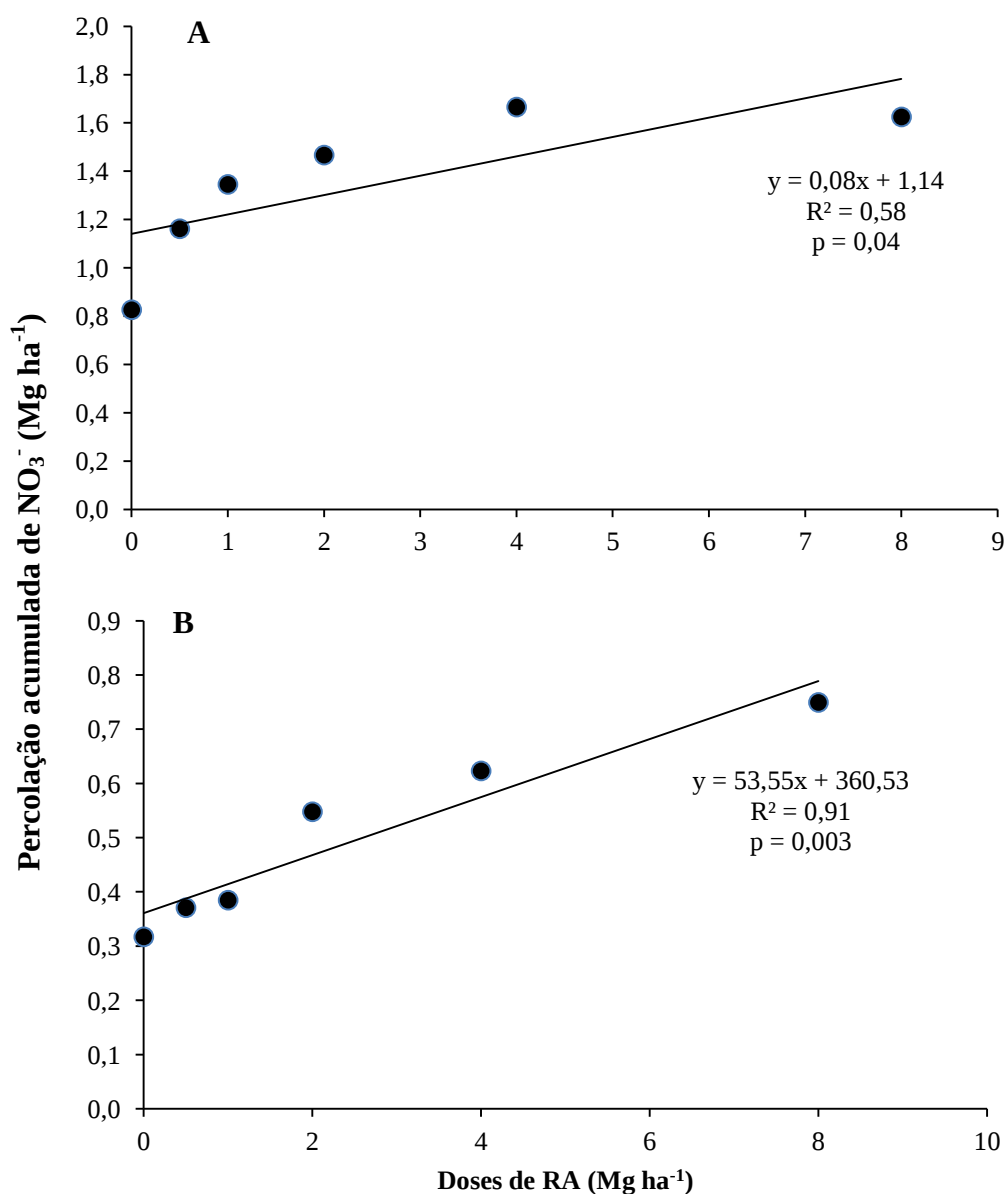


Figura 18. Quantidade de nitrato lixiviado acumulado em solo incubado por 180 dias com doses crescentes de ROA em coluna com solo indeformado (A) e com solo peneirado (B).

Sartor et al., (2012) reportaram resultados semelhantes ao deste estudo com percolação de NO_3^- superiores decorrentes da manutenção de palha na superfície. Os mesmos autores afirmaram que o ocorrido pode ser explicado pelas condições favoráveis de temperatura e umidade que favorecem a atividade microbiana, resultando em maior mineralização da matéria orgânica. Em contrapartida, com a mineralização da matéria orgânica e maior liberação de N-NH_4^+ haverá maior nitrificação transformando mais NH_4^+ em NO_3^- e, em consequência, o nitrato será mais susceptível a percolação (Figura 18 B).

Torres & Saraiva (1999) relataram que o revolvimento do solo possa ter reflexos positivos na produtividade das culturas, pois mineraliza maior quantidade de N presente no solo.

No final do período de incubação (Figura 19 A), a mineralização de NO_3^- nas camadas 0-5 e 5-10 cm resultou no aumento da nitrificação conforme aumento das doses de ROA aplicadas. Na camada de 10-20 cm não ocorreu incremento significativo com o aumento das doses de ROA. Sá et al. (2001) atribuíram a menor relação C/N, e consequente maior teor de N superficial devido ao suprimento de N tanto de resíduos vegetais como de fertilizantes aplicados. Já na figura 19 B observou-se na camada 0-5 menor conteúdo de NO_3^- demonstrando que o revolvimento do solo distribui o ROA para as camadas mais profundas e que com a ação acelerada da microbiota do solo há maior consumo de N superficial onde há uma maior aeração.

Os dados de nitrificação após período de incubação indicam que mesmo após o período de 180 dias de incubação (Figura 19A e B) com coleta de percolato constatou-se NO_3^- remanescente no solo podendo ainda após este período ocorrer percolação deste elemento.

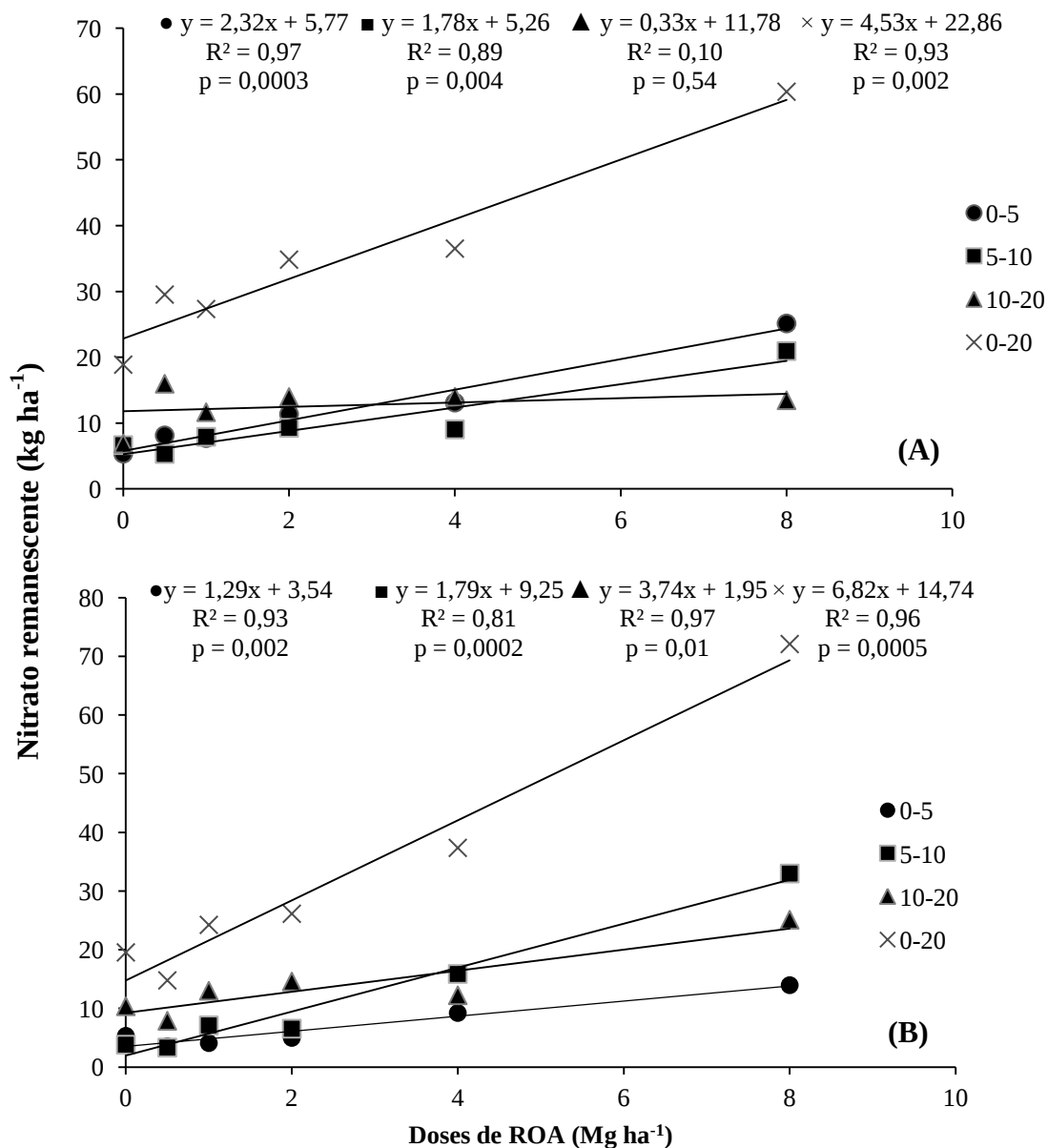


Figura 19. Nitrato remanescente no solo após período de percolação (180 dias) nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 e 0-20 cm em coluna de solo indeformada (A) e peneirada (B) após período de 180 dias em resposta a adição de doses crescentes de ROA (0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹).

A nitrificação no solo ocorrida ao final do processo de incubação nas colunas com solo indeformado e peneirado (Figura 20) é semelhante em ambas às situações ($p < 0,01$). Apesar da elevada percolação nas colunas com solo indeformado a quantidade acumulada de NO_3^- (camada 0-20 cm) foi semelhante ao solo peneirado. A percolação ao longo do experimento foi menor nas colunas com solo peneirado indicando que parte do N do ROA aplicado ao solo peneirado foi consumido pelos microorganismos presentes e imobilizado ou desnitrificado ao invés de ser liberado e lixiviado nas colunas.

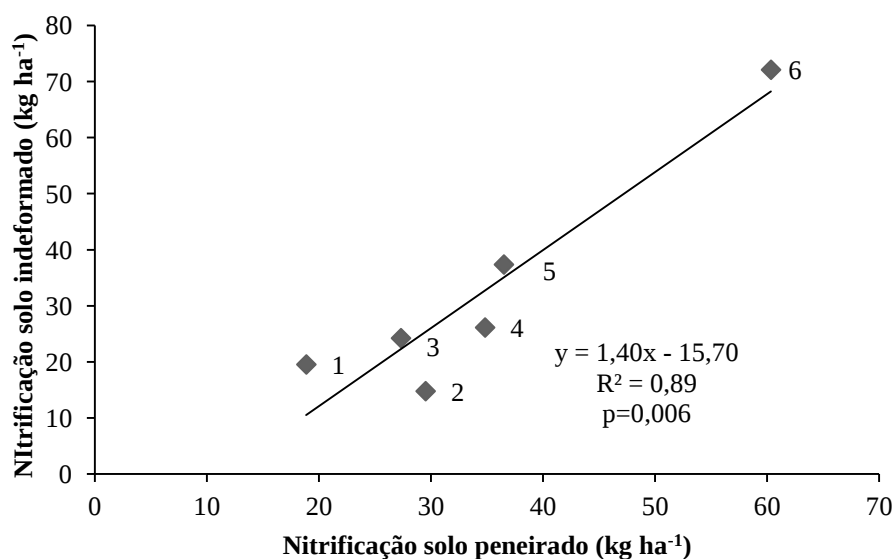


Figura 20. Nitrificação acumulada na camada 0-20 cm de coluna de solo indeformada e peneirado após período de 180 dias em reposta a adição de doses crescentes de ROA (1-0; 2 - 0,5; 3- 1, 4- 2; 5- 4; e 6- 8 Mg ha⁻¹).

A relação entre nitrificação e percolação de NO₃⁻ (Figura 21A e B) foi significativa e semelhante nas duas condições do solo demonstrando que maior nitrificação pode resultar em maior percolação. Nas colunas com solo indeformado o valor máximo de nitrificação foi de 1,63 Mg ha⁻¹ enquanto nas colunas com solo peneirado foi de 0,52 Mg ha⁻¹. Estes valores indicam que no solo peneirado há menor quantidade de NO₃⁻ disponível na solução enquanto no solo indeformado a quantidade de NO₃⁻ disponível é três vezes superior. Assim, nos casos onde não há o crescimento de plantas cujas raízes seriam os sorvedouros do NO₃⁻ disponível a remoção ocorre principalmente pela percolação, e nos períodos de elevada precipitação podem ocorrer por desnitrificação.

Este estudo permite a indicação de práticas de gestão sobre a adequação de aplicações de ROA como fornecimento de N para obtenção de benefícios econômicos e ambientais.

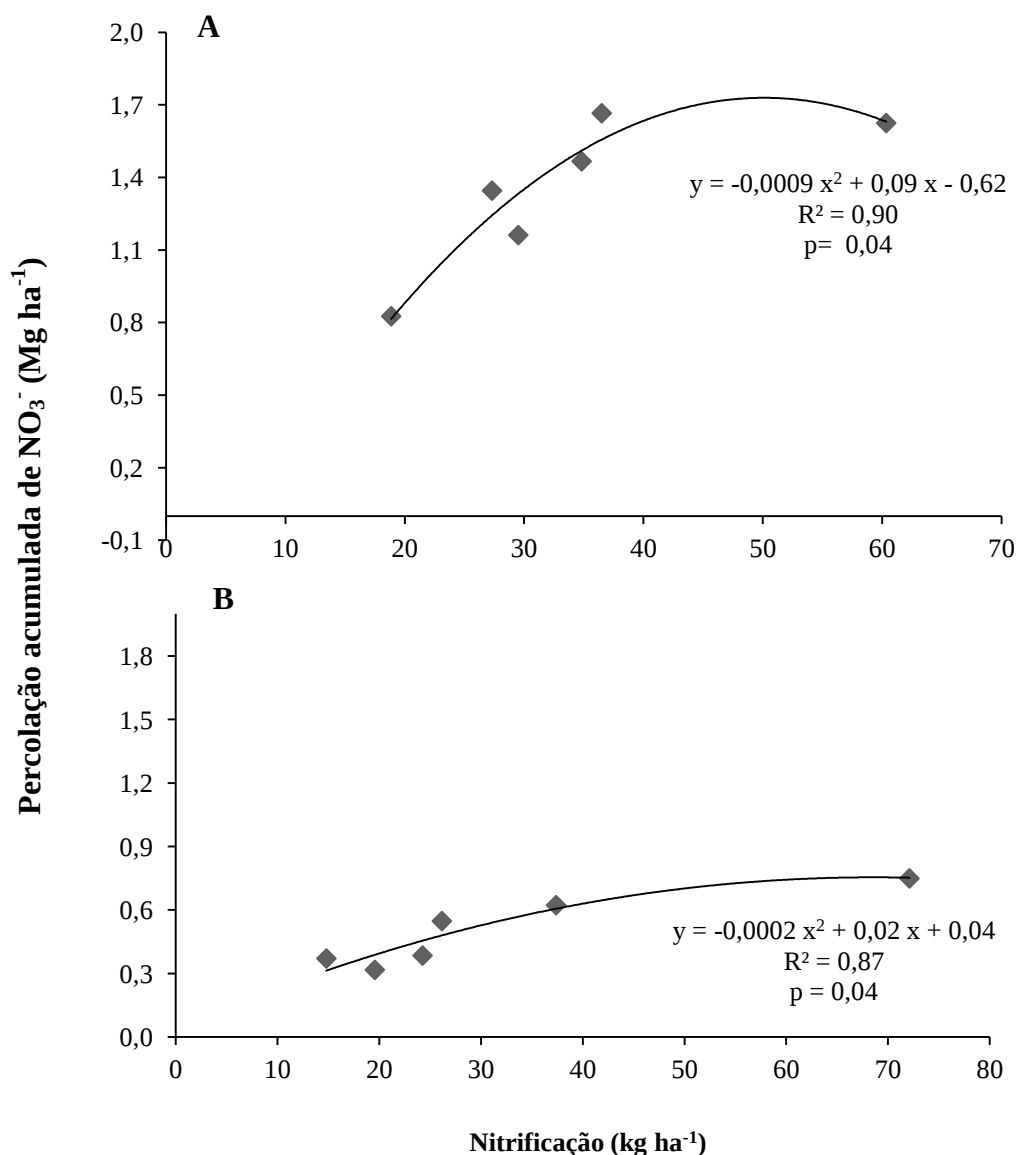


Figura 21. Percolação acumulada de NO_3^- conforme nitrificação ao final do período de incubação nas colunas em solo indeformado (A) e peneirado (B) na camada 0-20 ao final do período de incubação (180 dias) em solo tratado com doses de ROA (0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1}).

4.4.2 Mineralização de nitrato com incubação do solo

O potencial de nitrificação em relação ao N total com a adição de ROA situou-se em 10% ao dia. O ponto de estabilização da mineralização em decorrência da aplicação de doses do ROA ocorreu entre 35 e 70 dias após o início da incubação e o acúmulo de nitrato tendeu a ser maior conforme a dose de ROA aplicado (Figura 22). A taxa de mineralização foi maior no início da incubação e decresceu com o tempo. Resultados semelhantes com a utilização de resíduos orgânicos urbanos ricos em N foram reportados por Boeira et al. (2002) e Banerjee et

al. (1997), demonstrando que na fase inicial as formas mais lábeis de N irão promover maior fluxo de N e com o passar do tempo irá ocorrer a predominância de formas recalcitrantes.

A projeção para a nitrificação do N oriundo do ROA ocorreria aos 63 dias com a menor dose ($0,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) e entre 70 e 98 nas demais doses, e somente com a maior dose se estenderia até os 115 dias de incubação. Em um Inceptisol no noroeste de Portugal Trindade et al. (1997) reportaram que adições de N oriundo de resíduos orgânicos no período de 2 anos resultaram em 531 kg ha^{-1} a 589 kg ha^{-1} de NO_3^- em dois locais. No entanto, deve-se salientar que parte do N pode ter sido incrementado a partir de mineralização de resíduos culturais e raízes que tendem a aumentar a diferença ou ser superior ao N aplicado.

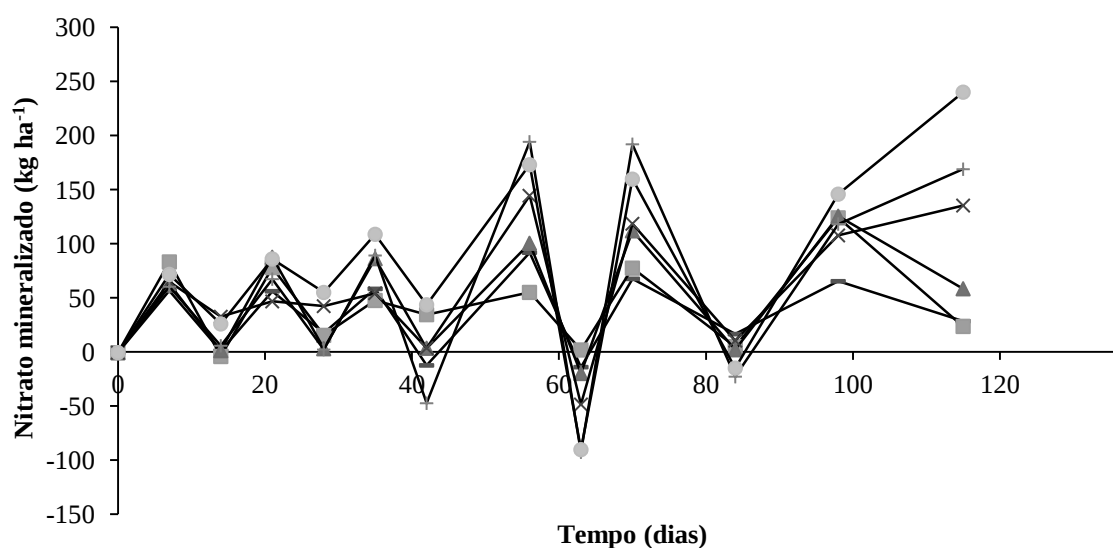


Figura 22. Quantidade de nitrato mineralizado em solo com diversas doses de resíduo de abatedouro - testemunha ■ $0,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de resíduo de abatedouro (ROA); ▲ 1 Mg ha^{-1} ROA; × 2 Mg ha^{-1} ROA + 4 Mg ha^{-1} ROA; ● 8 Mg ha^{-1} ROA.

O acúmulo de NO_3^- (figura 23) apresentou comportamento crescente conforme o aumento das doses de ROA concordando com Li et al. (2007) onde após 3 anos de rotação trigo e milho e aplicação de doses crescentes de N (até 800 kg ha^{-1}) também obteve respostas crescentes no teor de NO_3^- do solo. A principal fonte de NO_3^- foi derivada ROA, do portanto seria esperado que o aumento de NO_3^- no solo foi devido à aplicação do mesmo e aos processos de nitrificação. Se a meta da aplicação do ROA for o suprimento de N para as culturas, a estratégia deve contemplar as necessidades das plantas e evitar a oferta de nitrato em quantidades excessivas que venham a lixiviar no perfil do solo, colocando em risco a qualidade das águas subterrâneas (GANGBAZO et al., 1995).

Os resultados obtidos neste estudo (figura 22) evidenciam que a adição do ROA em doses crescentes e com incubação reduz as quantidades de nitrato no solo na fase inicial de decomposição do material orgânico no solo (em torno de 40 dias). Considerando que o ROA possa ser utilizado como fertilizante orgânico a sua aplicação deve ser realizada antecedendo a semeadura das culturas com isso a redução nas quantidades de nitrato no solo com o uso do ROA na fase inicial de sua aplicação não deve prejudicar a cultura e o potencial de perdas de N por lixiviação de nitrato e/ou desnitrificação após os 40 dias iniciais seriam minimizados.

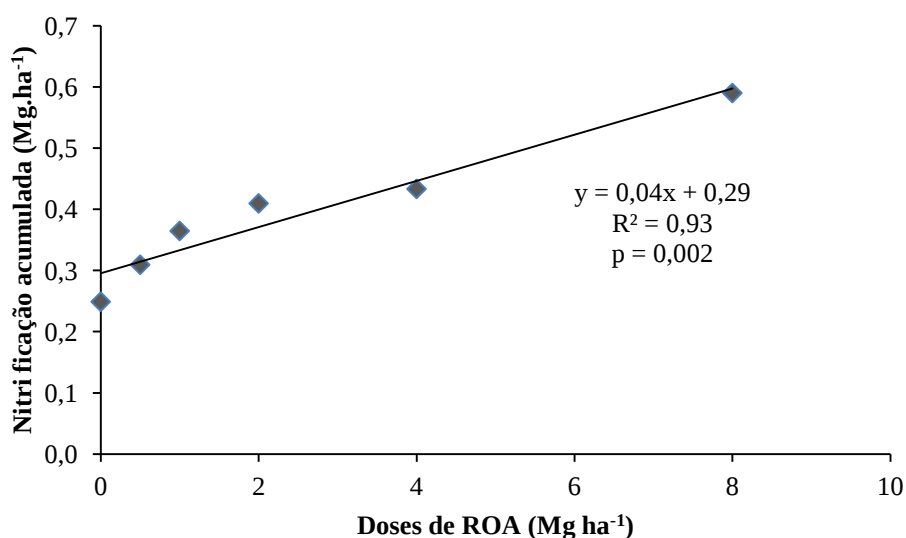


Figura 23. Conteúdo de nitrato acumulado em solo após 115 dias de incubação com aplicação de doses crescentes de ROA segundo ordem de crescente de pontos: 0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

A taxa de nitrificação em resposta a maior dose de ROA (8 Mg ha⁻¹) após o período de 115 dias de incubação foi 2,3 vezes superior as demais doses. O potencial de mineralização de NO₃⁻ em solos com a aplicação de ROA irá dar suporte à tomada de decisão sobre a aplicação em períodos longos para evitar o excesso de níveis de NO₃⁻ no solo e o aumento do risco da perda deste elemento via escoamento superficial ou percolação.

A nitrificação com a aplicação das doses de 4 e 8 Mg ha⁻¹ de ROA (Figura 23) foram de 17,2% e 21,49 % inferiores ao N adicionado via ROA. Em contrapartida, as demais doses adicionadas equivaleram o conteúdo de nitrato mineralizado com a quantidade de N adicionada pelo ROA. A ocorrência da diferença notada nas doses de 4 e 8 Mg ha⁻¹ indica que o processo de nitrificação durante a incubação não foi eficiente na transformação do N orgânico do ROA em nitrato no período avaliado.

O objetivo principal ao aplicar adubos orgânicos é tentar compatibilizar a taxa de nitrificação ofertando N ao sistema com a demanda pelas culturas de acordo com o seu desenvolvimento.

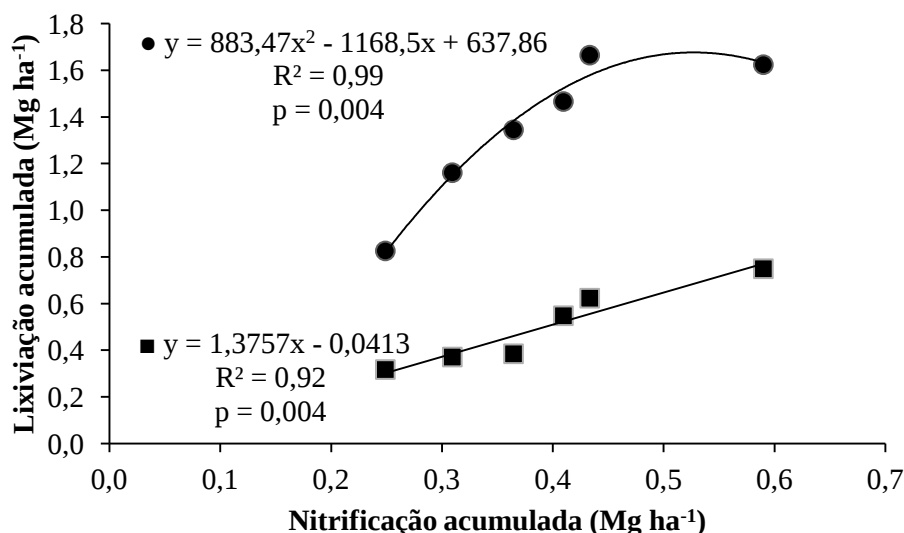


Figura 24. Comparação entre nitrificação e percolação de nitrato em solo acumuladas aos 120 dias de cada experimento. ● indeformado e ■ peneirado incubado com diversas doses de resíduo de abatedouro. ROA adicionado segundo ordem de crescente de pontos: 0, 0,5, 1, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Ao compararmos a relação entre a percolação acumulada de NO₃⁻ e nitrificação em solo indeformado e peneirado com processo de incubação sob as mesmas adições de ROA (Figura 24) há resposta significativa ($p < 0,05$), ou seja, quanto maior a nitrificação maior a percolação. Este dado é importante, pois, confirma a alta mobilidade do NO₃⁻ em solos de textura média conferindo a evolução do NO₃⁻ da percolação com a nitrificação no solo.

Como consequência, pode-se esperar que as adições frequentes e sistemáticas de ROA para o solo sob plantio direto (sem revolvimento) em propriedades agrícolas tenderá ao longo do tempo a manutenção de taxas de nitrificação elevadas e constantes podendo suprir a demanda desse elemento pelas culturas (Figura 24).

4.5 CONCLUSÕES

- A percolação de NO_3^- aumenta conforme há um aumento no conteúdo de N orgânico aplicado na forma de ROA ao solo.

- Em colunas com o solo peneirado a percolação do N-NO_3^- oriundo do ROA foi inferior em relação ao solo indeformado, em razão da menor disponibilidade promovida pela maior imobilização e/ou desnitrificação ocorrida em solo peneirado.

- A nitrificação nas condições do presente estudo foi elevada indicando que o uso de doses elevadas de resíduos ricos em N têm elevado potencial de perdas por percolação.

- A aplicação de ROA com 40 dias de antecedência do plantio de culturas irá contribuir com o melhor aproveitamento do nitrato disponibilizado.

5. CONCLUSÕES GERAIS

A aplicação de ROA no solo, promoveu com a combinação de FMI com ROA (50% + 50%) aumentos na produção das culturas e no estoque de COT (0-20cm). As combinações dos tratamentos alteraram tanto o C-OXP quanto o C-AQ, sendo que a fração C-OXP relacionou-se estreitamente com as adições acumuladas de C via resíduos culturais, as quais foram mais elevadas nas parcelas que receberam a combinação de ROA com FMI. As emissões de C-CO₂ aumentaram com a elevação de doses de ROA, porém refletiu no aumento do C-OXP e COT. As emissões se relacionaram com o estoque de COT indicando potencial de ação como agente mitigador de C no solo. O aumento de doses de ROA promoveu aumento no teor de NO₃⁻ lixiviado e mineralizado, e em solos indeformados perderam maior quantidade de nitrato indicando haver maior nitrificação e condições físicas favoráveis à percolação do elemento. O revolvimento do solo promoveu impacto na fração mais ativa da MOS, promovendo aumento da mineralização no perfil e possível retenção ou desnitrificação do N, fato que reduziu a percolação do NO₃⁻. A ruptura de macroporos promovida pelo peneiramento do solo também contribuiu neste processo. A nitrificação foi maior nas camadas superficiais em solo indeformado e o mesmo não ocorreu com o solo peneirado. O conteúdo de NO₃⁻ obtido pelo processo de incubação teve resposta crescente conforme aumento das doses de ROA. Elevados teores de NO₃⁻ obtidos sofrem interferência das condições favoráveis simuladas em laboratório. A nitrificação e a percolação caminharam juntas e a resposta foi crescente conforme aumento ROA. Os resultados desse estudo nos permitem afirmar que a aplicação de ROA em solo de textura média altera as formas lábeis de C possibilitando um fluxo de C para atender processos e mecanismos de acúmulo e proteção do C no solo e um fluxo constante de N com potencial para atender a demanda das culturas. Além disso, é uma alternativa de minimizar as emissões e aumentar a mitigação de C com benefício ao ambiente.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. *Tópicos Especiais em Ciência do Solo*, Viçosa, 4, 391-470, 2005.
- ADDISCOTT, T. M.; WHITMORE, A. P.; POWLSON, D. S.; Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. CAB International, Wallingford. 1991
- ALVARENGA, M. I. N., SIQUEIRA, J. O., & DAVIDE, A. C. (1999). Teor de carbono, biomassa microbiana, agregação e micorriza em solos de cerrado com diferentes usos. *Ciência e Agrotecnologia*, 23(3), 617-625.
- ALVES, S. V.; ALVES, S. S. V.; CAVALCANTI, M. L. F.; DEMARTELAERE, A. C. F.; LOPES, W. A. R. Produção de feijão caupi em função de diferentes dosagens e concentração de biofertilizantes. *Revista Verde*, Mossoró: RN, 3: 45-49. 2009.
- AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. *Revista Brasileira Ciência Solo*, 25: 189-197, 2001.
- AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; AITA, C. Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.26, n.2, p.241-248, 2002.
- ANDA - Anuário da Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2012.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C.; Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo tratado com Biossólido e cultivado com eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 29: 803-816. 2005.
- ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; MENDONÇA, E. S.; OLSZEWSKI, N. Propriedades químicas de uma terra estruturada influenciada pela cobertura vegetal de inverno e pela adubação orgânica e mineral. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24: 609-620, 2000.
- APPEL, T. & MENGEL, K. Importance of organic nitrogen fractions in sandy soils, obtained by electro-ultrafiltration or CaCl_2 extraction, for nitrogen mineralization and nitrogen uptake of rape. *Biology and Fertility of Soils*, 10: 97–101. 1990.
- ARGENTA, G. Monitoramento do nível de nitrogênio na planta como indicador da adubação nitrogenada em milho. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Programa de Pós-graduação em Fitotecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 112, 2001
- BALESDENT, J.; BESNARD, E.; ARROUAYS, D.; CHENU C.; The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil*, 201: 49–57, 1998.

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Oxford, 66, 3: 241-249. 1997.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24: 905-915, 2000.

BASSOI, L. J. A industrialização avícola e a proteção ambiental: a questão das águas residuárias. In: CONFERÊNCIA APINCO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AVÍCOLA. 1991. Campinas. Anais...Campinas: FACTA: 25-36, 1991.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C. A.; Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. *Soil Tillage. Research*, 53: 95-104, 2000.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; SAAB, S.C.; MILORI, D.M.B.P.; BAGNATO, V. Tillage and cropping system effects on soil humic acid characteristics as determined by electron spin resonance and fluorescence spectroscopies. *Geoderma*, 105:81–92, 2002.

BELLAVER, C. Inter-relações do beneficiamento dos subprodutos do abate com a produção animal, ambiente e economia no Brasil. In: Workshop sobre subprodutos de origem animal na alimentação, São Paulo. Memória... Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves, 2: 1-7. 2003.

BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES C.; ROIG A.; Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agric Ecosyst Environ*, 69: 175–189. 1999.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N.; & LAVORANTI, O. J.; Perdas de nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. *Floresta*, 35(3). 2006.

BLAIR G. J; LEFORRY, R. D.; Soil C fractions based on their degree of oxidation and the development of a C management index for agricultural system. *Australian Journal Agriculture Resource*, 46: 1459–1466, 1995.

BLAIR, N., & CROCKER, G. J.; Crop rotation effects on soil carbon and physical fertility of two Australian soils. *Soil Research*, 38(1): 71-84. 2000.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A.V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 37: 1639-1647, 2002.

BOEIRA, R., LIGO, M., MAXIMILIANO, V., & PIRES, A.; Determinação da fração de mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto aplicados em solo agrícola. Embrapa Meio Ambiente. Circular Técnica, 20. 2009

BRADY, N. C. *The Nature and Properties of Soils*, MacMillan Publishing Company, New York. 10: 1990.

BRELAND, T.A. & HANSEN, S.; Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 655–663. 1996.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. D. M.; DE-CARLI, R. S.; ANTUNES, E. A. P.; SIMON, L.; ROMKO, M. L.; & FERREIRA, A. D. O.; Particulate soil organic carbon and stratification ratio increases in response to crop residue decomposition under no-till. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(5): 1483-1490, 2012.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; FERREIRA, A. O.; RAMOS, F. S. Efeito primário e residual de resíduos orgânicos de abatedouros de aves e suínos na produtividade do trigo. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável Grupo Verde de Agricultura Alternativa . Mossoró – RN – Brasil*, 2, 6: 221 – 226, 2011.

BRITO, O. R.; VENDRAME, P. R. S.; BRITO, R. M. Alterações das propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférrico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, 1, 26: 33-40, 2005.

BROUYÈRE, S.; DASSARGUES, A.; HALLET, V. Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: A field investigation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72, 1-4: 135-164, 2004.

CABRERA, M. L.; KISSEL, D. E.; VIGIL, M. F.; Nitrogen mineralization from organic residues: research opportunities. *Journal of Environmental Quality*, 34, 75–79. 2005.

CAIRES, E. F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J.; KUSMAN, M. T.; Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema de plantio direto. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, 275-286. 2003.

CAMPBELL, C. D.; CHAPMAN, S. J.; CAMERON, C. M.; DAVIDSON, M. S.; POTTS, J. M.; A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (6): 3593-3599. 2003.

CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas Tropicais & Subtropicais*. 2 ed. rev. atual. Porto Alegre: Metropole, 113-135, 2008.

CARTRON, J. M.; WEIL, R. R.; Seasonal trends in soil nitrogen from injected or surface incorporated sewage sludge applied to corn. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 29 (1-2): 121-139. 1998.

CEMBRANELLI, M. A. R.; Lixiviação de íons inorgânicos em colunas com solos que receberam fertilizantes nitrogenados. *Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) - Pós-Graduação - IAC*, 72. 2006.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S.; Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Ciência Rural*, 6, 35: 1287-1295. 2005.

CHAN, K.Y; BOWMAN, A.; OATES, A.; Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an Oxic Paleustalf under different pasture leys. *Soil Sci*, 166: 61–67, 2001.

CHRISTOPHER, S.F.; LAL, R.; Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils. *Crit Rev Plant Sci*, 26: 45–64, 2007.

CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK J.; "Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados." *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 29:5, 2005.

CONTEH, G. T.; BLAIR, R. D. B.; LEFROY, A. M.; WHITBREAD, M.; "Labile organic carbon determined by permanganate oxidation and its relationships to other measurements of soil organic carbon." *Humic Substances in the Environment Journal* 1:, 1999.

COSTA, A. M da.; 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 *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, 33, Edição Especial: 1991-1998, 2009.

COSTA, S. N.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; RAMOS, V. B. N. Mobilidade do nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 3, 2:190-194, 1999.

COULTER, J. A.; NAFZIGER, E. D.; WANDER, M. M.; Soil organic matter response to cropping system and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal*, 101(3): 592-599. 2009.

CUNHA, R. C. A.; COSTA, A. C. S.; MASET FILHO, B.; CASARINI, D. C. P. Effects of irrigation with vinasse and dynamics of its constituents in the soil: I – physical and chemical aspects. *Water Science Technology*, 19, 8: 155-165, 1981.

da SILVA, M. A. S.; NORI, P.; GRIEBELER, L. O. C.; "Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático." *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 11.1: 108-114. 2007

DE MATOS, Antonio Teixeira. Tratamento de resíduos agroindustriais. 2005.

DI, H. J; CAMERON, K. C.; Sources of nitrous oxide from ¹⁵N-labelled animal urine and urea fertilizer with and without a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD). *Australian Journal of Soil Research*, 46: 76-82, 2008.

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.W. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Ed.) *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. Honolulu: University of Hawaii Press, NifTAL Project, 33-67: 1989.

DYNIA, J. F.; CAMARGO, O. A.; Retenção de nitrato num solo de carga variável, influenciada por adubação fosfatada e calagem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 34(1): 141- 144, 1999.

EDMEADES, D. C.; The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 66: 165-180. 2003.

EGHBALL, B.; JOHN E. G.; "Phosphorus and Nitrogen in Runoff Following Beef Cattle Manure or Compost Application." *Biological Systems Engineering: Papers and Publications*. 131. 1999.

ELDER, J. W. E LAL, R.; Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. *Soil and Tillage Research*, 98(1): 45-55. 2008.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro. 2, 2006.

EPSTEIN, E.; KEANE, D. B.; MEISINGER, J. J.; LEGG, J. O. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 7, 2, 217-221, 1978.

FELLER, C.; Lá matière organique dans le sols tropicaux à argiles 1:1. Recherche de compartiments organiques fonctionnels. Une approche granulométrique. Thèse Doctorate ès Science (in French). University of Strasbourg (ULP), Strasbourg, France. 393. 1994.

FERMINO, M. H.; KAMPF, A. N. Uso do solo bom Jesus com condicionadores orgânicos como alternativa de substrato para plantas. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha*, v.9, n.1-2, p.33-41, 2003.

FERNANDES, E. C.; MOTAVALLI, P.P.; CASTILLA, C. & MUKURUMBIRA, L. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. *Geoderma*, 79:49-67, 1997.

FERREIRA, A. O; Compartimentos da matéria orgânica do solo como indicadores do sequestro de carbono em sistema plantio direto de longa duração. Dissertação de Mestrado em Agronomia – Universidade Estadual de Ponta Grossa. 2009.

FERREIRA, A.O.; SÁ, J.C.M.; NASCIMENTO, C.G.; BRIEDIS, C.; RAMOS, F.S. Impacto de resíduos orgânicos de abatedouro de aves e suínos na produtividade do feijão na região dos Campos Gerais – PR – Brasil. *Revista Verde*, Mossoró, 4, 5: 15-21, 2010.

FERREIRA, C. M. Fundamentos para a implantação e avaliação da produção sustentável de grãos. EMBRAPA. Arroz e Feijão, 2008.

FERREIRA, D. F. SISVAR 5.0. Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2007.

FIGUEIREDO, C. C. D., RESCK, D. V. S., GOMES, A. C., FERREIRA, E. A. B., & RAMOS, M. L. G. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em resposta a diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Vermelho no Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(3): 551-562, 2007.

FRANZLUEBBERS, A. J. "Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth." *Soil and Tillage Research* 66.2: 197-205, 2002.

GANGBAZO, G.; PESANT, A. R.; BARNETT, G. M.; CHARUEST, J. P.; CLUIS, D. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 3 24: 420-425, 1995.

GERBENS-LEENES, P.W.; NONHEBEL, S.; Consumption patterns and their effects on land required for food. *Ecological Economics*. 42: 185-199. 2002.

GHANI, A.; DEXTER, M.; PERROTT, K. W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 9, 35: 1231-1243, 2003.

GILMOUR, J.T.; SKINNER, V.; Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1122–1126. 1999.

GLOEDEN, E.; CUNHA, R. C. A.; FRACCAROLI, M. J. B.; CLEARY, R. W. The behaviour of vinasse constituents in the unsaturated and saturated zones in the Botucatu aquifer recharge area. *Water Science Technology*, 24, 11: 147-157, 1991.

GOMES, J. A.; SCAPIM, C. A.; BRACCINI, A. L.; VIDIGAL FILHO, O. S.; SAGRILO, E.; MORA, F. Adubações orgânica e mineral, produtividade do milho e características físicas e químicas de um Argissolo Vermelho Vermelho-Amarelo. *Acta Scientiarum Agronomy*, 27:521-529, 2005.

GOODLAND R.; Environmental sustainability in agriculture: diet matters, *Ecological Economics*, 23:189–200. 1997.

HE, Z.L.; ALVA, A.K.; YAN, P.; LI, Y.C.; CALVERT, D.V.; STOFFELLA, P.J.; BANKS, D.J.; Nitrogen mineralization and transformation from composts and biosolids during field incubation in a sandy soil. *Soil Science*, 165(2), 161–169. 2000.

HOUGHTON, R. A.; SKOLE, D. L. & LEFKOWITZ, D. S. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985. II Net release of CO₂ to the atmosphere. *For. Ecol. Manag.*, 38:173-199, 1991.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. IAPAR. Cartas climáticas do Paraná. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=856>>. Acesso em: 27 jan. 2013.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em 10 set. 2012.

Instituto Paranaense de desenvolvimento Econômico e social (IPARDES). Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/pdf/indices/producao_animal.pdf> Acesso em: 05 de abril de 2013.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), Intergovernmental Panel on Climate Change WGI, Fourth Assessment Report, Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. IPCC Secretariat, c/o WMO, 7bis, Avenue de la Paix, C.P.N. 2300, 1211 Geneva 2, Switzerland (2007) Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/SPMfeb07.pdf>>. Acesso em 10 set. 2012.

IQBAL, J.; HU, R.; LIN, S.; AHAMADOU, B.; FENG, M.; Carbon dioxide emissions from Ultisol under different land uses in mid-subtropical China. *Geoderma*, 152(1), 63-73. 2009.

JANSEN, H.H. Soil carbon: A measure of ecosystem response in a changing world? *Canadian Journal Science*. 85: 467-480, 2005.

JANSSON, S.L.; PERSSON, J.; Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In: Stevenson, F.J. *Nitrogen in Agricultural Soils*, Agronomy. 22: 229-252. 1992

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S.V.; A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 8: 209-213, 1976.

KANCHIKERIMATH, M. & SINGH, D. Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambissol in semiarid region of India. *Agric. Ecosys. Environ.*, 86:155-162, 2001.

KAUR, T.; BRAR, B. S.; DHILLON, N. S.; Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize-wheat cropping system *Nutrient Cycling and Agroecosystem*, 81:59-69, 2008.

KIEHL, E.J. *Fertilizantes orgânicos*. São Paulo: Ceres, 1: 482, 1998.

KNAPP, A. K.; FAY, P. A.; BLAIR, J. M.; COLLINS, S. L.; SMITH, M. D.; CARLISLE, J. D.; ... MCCARRON, J. K.; Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in a mesic grassland. *Science*, 298(5601): 2202-2205. 2002.

KONZEN, E. A. Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves. In: V Seminário técnico da cultura do milho. Informe Técnico. Videira: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2003.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. Manejo e utilização d dejetos animais: aspectos agrônômicos e ambientais (Circular Técnica 63). Embrapa Milho e Sorgo: Sete lagoas, 2005.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 204: 1623-1627. 2004.

LAL, R. Soils and sustainable agriculture: A review. In *Sustainable Agriculture*. Springer Netherlands. 15:23, 2009.

LAL, R.: 'Carbon sequestration in dryland ecosystems', *Environment Management*. 33: 528-544, 2003.

LAL, R.; Soil science and the carbon civilization. *Soil Science American Journal*.71: 1425-1437. 2007.

LEITE, L. F. C. Compartimentos e dinâmica da matéria orgânica do solo sob diferentes manejos e sua simulação pelo modelo Century. Viçosa Universidade Federal de Viçosa, 2002. 146p. (Tese de Doutorado)

LEITE, L. F. C., MENDONÇA, E. S., NEVES, J. C. L., MACHADO, P. L. O. A., & GALVÃO, J. C. C.; Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(5): 821-832. 2003.

LERCH, R. N.; AZARI, P.; BARBARICK, K. A.; SOMMERS, L. E.; WESTFALL, D. G. Sewage sludge proteins II: extract characterization. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 22, n. 3, p. 625-629, 1993.

LI, X.; HU, C.; DELGADO, J. A.; ZHANG, Y.; OUYANG, Z.; Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. *Agricultural Water Management*, 89(1): 137-147. 2007.

LOUREIRO, D. C., Biomassa microbiana e constituintes lábeis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo fitotécnico e cobertura vegetal.. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia, 50, 2008.

MA, B.L.; DWYER, L.M. Within plot variability in available soil mineral nitrogen in relation to leaf greenness and yield. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, 30 (13/14): 1919-1928, 1999.

MACDONALD, N.W., ZAK, D.R. & PREGITZER, K.S.; Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulphur mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 233–240. 1995

MANFOGOYA, P. L.; DZOWELA, B. H. & NAIR, P. K. Effect of multipurpose trees, age of cutting and drying method on pruning quality. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E., eds. *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. Wallingford CAB, International. 167-174, 1997.

MARQUES, M. O.; Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 111, 1996.

MATOS, A.T. Manejo e Tratamento de Resíduos Agroindustriais. Viçosa: AEAGRI. (Série Cadernos Didáticos) 3: 128, 2005.

MAZZER, C.; CAVALCANTI, O. A.; Introdução à gestão ambiental de resíduos. Infarma, Brasília, ano, 8: 73-77. 2004.

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*, 32:101-110, 2008.

MENÉNDEZ, S.; LÓPEZ-BELLIDO, R. J.; BENÍTEZ-VEGA, J.; GONZÁLEZ-MURUA, C.; LÓPEZ-BELLIDO, L.; ESTAVILLO, J. M.; Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 28(4): 559-569, 2008.

MENGEL, K. Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. *Plant and Soil*, 181(1): 83–93. 1996.

MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Poluentes do solo e do ambiente. In: Meurer, E. J. (ed.). Fundamentos de química do solo. Porto Alegre:Genesis, 1:151-168, 2000.

MIELNICZUK, J.; SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. de O. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Genesis, 1-8, 1999.

MONEDERO, S.; PAREDES, A ROING; Mineralização do carbono a partir de resíduos orgânicos em diferentes estágios de compostagem durante a incubação com o solo. Agriculture Ecosystems Ambiente, 69: 175-189, 1999.

NAKAMAE, I. J. Anualpec 2007: Anuário da pecuária brasileira. São Paulo: Instituto FNP, 340: 2007.

NEETESON, J. J.; CARTON, O. T.; The environmental impact of nitrogen in field vegetable production. Acta Horticultura, 563: 21–28, 2001.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E.; Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Methods of Soil Analysis Part 3. Chemical Methods-SSSA Book Series. Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. 5: 963-1010, 1995.

NICOLOSO R.da S.; "Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de integração lavoura-pecuária sob sistema plantio direto." Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Pós-Graduação - UFSM, 150. 2005.

NOAA, National Climatic Data Center. Disponível em: <<http://www.noaa.gov/>>; Acesso em 05-03-2013).

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana de açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. Revista brasileira de ciência do solo. 26: 505-519, 2002.

Oren, O.; Yechieli, Y.; Boehlke, J. K.; Dody, A. Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, Central Arava Valley, Israel. Journal of Hydrology, 209, 3- 4:312-328, 2004.

OREN, O.; YECHIELI, Y.; BOEHLKE, J. K.; DODY, A. Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, Central Arava Valley, Israel. Journal of Hydrology, 209, 3- 4: 312-328, 2004.

Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO/ONU). Disponível em <<http://www.fao.org>> Consultado em 12/04/2012.

PALM, C. A.; GACHENKO, C. N.; DELVE, R.J.; CADISCH, G. & GILLER, K. E. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of organic resource database. Agri. Ecosys. Environ., 83:27-42, 2001.

PARDI, M. C.; SANTOS, I. F.; SOUZA, E. R.; PARDI, H. S. Ciência, higiene e tecnologia da carne. Goiânia, UFG; 2, 1: 624, 2006.

PARKER, C. F.; SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 12, 1, 150-156, 1983.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E.; *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, California, USA. 2, 1996.

PAULETTI, V.; BARCELLOS, M.; MOTTA, A. C. V.; MONTE SERRAT, B.; SANTOS, I. R. Produtividade de culturas sob diferentes doses de esterco líquido de gado de leite e de adubo mineral. *Scientia Agraria*, Curitiba, 2, 9: 199-205, 2008.

PINHEIRO, É. F. M.; *Fracionamento Físico e Caracterização da Matéria Orgânica do Solo sob Diferentes Coberturas Vegetais*. 2007.

PIRES, A.M.M.; MATTIAZZO, M.E. Avaliação da viabilidade do uso de resíduos na agricultura. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, 2008. 9p. (Circular Técnica 19).

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária*, Brasília, v. 38, p. 857-865, 2003.

RAMBO, L.; SILVA, P. R. F. da; ARGENTA, G.; BAYER, C. Testes de nitrato no solo como indicadores complementares. *Ciência Rural*, Santa Maria, 4, 34: 1279-1287, 2004.

RAMOS, A. F. D., SANTANA, Á. C., PRIETO, C. C., & MATIAS, L. F. Mapeamento do uso da terra nos Campos Gerais. 2007.

RANDALL, G.; MULLA, D.J.; Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agriculture practices. *Agronomy Journal*, Madison, v.30, n.2, p.337- 344, 2001.

REICOSKY, D. C.; ARCHER, D. W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. *Soil and Tillage Research*, 94.1: 109-121. 2007.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. *Pedologia: base para distinção de ambientes*. 4. ed. Viçosa: NEPUT, 2002. 338.

RIMSKI-KHORSKOV, H.; RUBIO, G.; LAVADO, R. S. Potential nitrate losses under different agricultural practices in Pampas regions, Argentina. *Agriculture Water Management*, 65, 2, 83-94, 2004.

ROCHA, G. N.; GONÇALVES, J. L. M.; MOURA, I. M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28, 623-639, 2004.

ROWELL, D. M.; PRESCOTT, C. E.; PRESTON, C. M. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: relationship with initial chemistry. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 30, 4: 1401-1410, 2001.

RUDRAPPA, L.; PURAKAYASTHA, T. J.; DHYAN, S.; BHADRARARY S.; Long-term manuring and Fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustept of semiarid sub-tropical India. *Soil and Tillage Research*, 88: 180–192, 2006.

RYAN, J. A.; KEENEY, D. R.; WALSH, L. M. Nitrogen transformations and availability of anaerobically digested sewage sludge in soil. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 2, 2: 240-243, 1973.

SÁ, J. C. M & R. LAL. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil & Tillage Research. Res.* 103: 46–56, 2009.

SÁ, J. C. M. ; SA, M. F. M. ; SANTOS, J.B. ; FERREIRA, A. O. Dinâmica da Matéria Orgânica nos Campos Gerais.. In: I. Santos, Gabriel de Araújo (Ed.). II. Silva, Leandro Souza da (Ed.). III. Canellas, Luciano Pasqualoto (Ed.). IV. Camargo, Flávio A. de O.(Ed.).. (Org.). *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas tropicais & subtropicais*. 2 ed. Porto Alegre: Metropole, 1: 443-461, 2008.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R; VENSKE-FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.E.; Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1486–1499. 2001.

SALL, J.; CREIGHTON, L.; LEHMAN, A.; JMP start statistics: a guide to statistics and data analysis using JMP and JMP IN software. Cary: Duxbury Press, 3: 580, 2005

SANTOS, R. H. S.; FRANCELII, S.; CASALI, W. D.; E CONDE; A. R.; Efeito residual da adubação com composto orgânico. *Pesquisa agropecuária brasileira*, Brasília, 36: 1395-1398, 2001.

SARTOR, L. R., ASSMANN, A. L., ASSMANN, T. S., BIGOLIN, P. E., MIYAZAWA, M., & CARVALHO, P. C. D. F. Effect of swine residue rates on corn, common bean, soybean and wheat yield. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(2), 661-669. 2012.

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R.; VANNI, G.; Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. *Biology and fertility of soils*, 25(4): 401-406. 1997.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizante. *Dia de Campo sobre manejo e utilização de dejetos de suínos*, 1: 33-37. 1994.

SCOARIZE, R.; LOPES, S. M. R.; Utilização do upsizing na agricultura do estado do Paraná: proposta de redução de problemas sociais urbanos através do contra-êxodo rural. III Seminário do Centro de Ciências Sociais Aplicadas Cascavel. 2004.

SCOTT, N.A.; COLE, C.V.; ELLIOT, E.T.; HUFFMAN, S.A.; Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 1102–1109. 1996.

SEAB/DERAL. Números da pecuária Paranaense, 2007. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/seab/deral/nppr.pdf>>. Acesso em: 09 abr 2007.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; PÉREZ, M. G.; MARTIN NETO, L.; VASQUEZ, F.M. Relações entre matéria orgânica do solo e declividade de vertentes em topossequência de Latossolos do Sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 1.31:5 1059-1068, 2007.

SILVA, C. A. Uso de Resíduos Orgânicos na Agricultura. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas Tropicais & Subtropicais*. 2 ed. rev. atual. Porto Alegre: Metropole, p.597-624, 2008.

SILVA, J.; SILVA, P.S.L.; OLIVEIRA, M.; SILVA, K.M.B. Efeito de esterco bovino sobre os rendimentos de espigas verdes e de grãos de milho. *Horticultura Brasileira*, 2, 22: 326-331, 2004.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.11, p.108–114, 2007.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M.; FERREIRA, J. A.; Resíduos sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar. Rio de Janeiro, ed: FIOCRUZ, 2000.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K.; A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.*, 79:7-31, 2004.

SIX, J.; MERCKX, R.; KIMPE, K.; PAUSTIAN, K. & ELLIOT, E. T. A re-evaluation of the enriched labile soil organic matter fraction. *Eur. J. Soil Sci.*, 51:283-293, 2000.

SMITH, J.L.; PAPENDICK, R.I.; BEZDICEK, D.F.; LYNCH, J.M.; Soil organic matter dynamics and crop residue management. in: metting f.b.j. (eds): *soil microbial ecology: applications in agricultural and environmental management*. marcel dekker inc., new york. 3: 65-94, 1999

SOUZA, E. D. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S. D.; CARVALHO, P. C. D. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(1): 79-88, 2010

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V., ROSALES, M., DE HAAN C. *Livestock's Long Shadow. Environmental Issues and Options*. FAO, Rome, Italy (2006)

STOTT, D. E.; STROO, H. F.; ELLIOT, L. F.; PAPENDICK, R. I.; UNGER, W.; Wheat residue loss from fields under no-till management. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 92–98. 1990.

SU, S. Y.; WANG F.; SUO, D. R.; ZHANG, Z. H.; DU, M. W.; Long-term effect of fertilizer and manure application on soil-carbon sequestration and soil fertility under the wheat–wheat–maize cropping system in northwest China Nutrient Cycling and Agroecosystem, 75: 285–295, 2006.

SUTTON, A.L.; NELSON, D.W.; MAYROSE, V.B. & NYE, J.C. Effects of liquid swine waste applications on corn yield and soil chemical composition. Journal Environment Quality. 333, 1978.

SYERS, J. K.; CRASWELL, E. T. Role of Soil Organic Matter in Sustainable Agricultural Systems. In: ACIAR PROCEEDINGS. Australian Centre for International Agricultural Research, 7-7, 1994.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHENEN, H. and VOLKWEISS, S. L.; Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto alegre: UFRGS, Departamento de Solos. (Boletim técnico, 5). 2: 1995.

TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos Orgânicos no Solo e os Impactos no Ambiente. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.da; mineralization of soil organic matter in the tropics. Geoderma, 79:117-161, 1997.

THORBURN, P. J.; BIGGS, J. S.; WEIER, K. L.; KEATING, B. A. Nitrate in groundwater of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. Agriculture, Ecosystems and Environment, 94, 1:49-58, 2003.

TIROL-PADRE, J. K. LADHA; Avaliar a confiabilidade de permanganato-oxidável carbono como um índice de solo instável de carbono Soil Science Society of America Journal, 68: 969-978. 2004.

TIVET, F., DE MORAES SÁ, J. C., LAL, R., BRIEDIS, C., BORSZOWSKI, P. R., DOS SANTOS, J. B., & SÉGUY, L.; Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. Soil and Tillage Research, 126: 203-218. 2013

TORMENA, C. A.; FRIEDRICH, R.; PINTRO, J. C.; COSTA, A. C.S. & FIDALSKI, J. Propriedades físicas e taxa de estratificação de carbono orgânico num Latossolo Vermelho após dez anos sob dois sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.28(2), p.1023-1031, 2004.

TORRES, E.; SARAIVA, O. F.; Camadas de impedimento mecânico do solo em sistemas agrícolas com a soja. Embrapa Soja, 1999.

TRINDADE, H.; COUTINHO, J.; JARVIS, S.; MOREIRA, N.; Nitrogen mineralization in sandy loam soils under an intensive double-cropping forage system with dairy-cattle slurry applications. European Journal of Agronomy, 15(4): 281-293. 2001.

TRINDADE, H.; COUTINHO, J.; VAN BEUSICHEM, M. L.; SCHOLEFIELD, D., & MOREIRA, N; Lixiviação de nitrato de arenoso da área sob um sistema duplo de corte de

forragem estimada a partir de medições da sonda de aspiração. planta e do solo , 195 (2), 247-256.1997.

TRINSOUTROT, I., RECOUS, S., MARY, B., & NICOLARDOT, B.; C and N fluxes of decomposing¹³ C and¹⁵ N¹⁵ Brassica napus¹⁵ L.: effects of residue composition and N content. Soil Biology and Biochemistry, 32(11): 1717-1730. 2000.

UNEP, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; COWI Consulting Engineers and Planners AS, Denmark. Cleaner production assessment in meat processing. Paris:, 2000. Disponível em <<http://www.agrifood-forum.net/publications/guide/index.htm>>. Acesso em 23/04/2011.

VANOTTI, M. B., & BUNDY, L. G.; Frequency of nitrogen fertilizer carryover in the humid Midwest. Agronomy journal, 86(5), 881-886. 1994.

VIEIRA, S. A., ALVES, L. F., AIDAR, M., ARAÚJO, L. S., BAKER, T., BATISTA, J. L. F., ... & TRUMBORE, S. E.; Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. Biota Neotropica, 8(2): 0-0. 2008.

WALKLEY, A. & BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science, 29-38, 1934.

WEBER, C. F.; ZAK, D. R.; HUNGATE, B. A.; JACKSON, R.B.; VILGALYS, R.; EVANS, R.D.; SCHADT, C.W.; MEGONIGAL, J. P.; KUSKE, C.R.; Responses of soil cellulolytic fungal communities to elevated atmospheric CO₂ are complex and variable across five ecosystems. Environmental Microbiology. 13: 2778-2793. 2011.

WEIDEMA, B.P.; WESNAES, M., HERMANSEN, J., KRISTENSEN, T., HALBERG, N.,; Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products. Joint Research Center, European Commission. EUR, 234: 91, 2008.

WHITE T. Diet and the distribution of environmental impact. Ecological Economics, 34: 145–153, 2000.

WOOD, C. W., TORBERT, H. A., ROGERS, H. H., RUNION, G. B., & PRIOR, S. A.; Free-air CO₂ enrichment effects on soil carbon and nitrogen. Agricultural and Forest Meteorology, 70(1), 103-116. 1994.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T.M.; MILTNER, A. & SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. Geoderma, 79(1), 117-161, 1997.

ZHANG, J. S., TAO, S., & CAO, J.; Soil sample preservation and pretreatment for water soluble organic carbon determination. J. Chinese Journal of Soil Science, 4, 009. 2000.