

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E MINERALIZAÇÃO
DO CARBONO DE PLANTAS DE COBERTURA E DE
DEJETOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM PLANTIO
DIRETO DE MAMONA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Gabriel de Franceschi dos Santos

Santa Maria, RS, Brasil

2009

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E MINERALIZAÇÃO DO
CARBONO DE PLANTAS DE COBERTURA E DE DEJETOS
DE SUÍNOS E BOVINOS EM PLANTIO DIRETO DE
MAMONA**

por

Gabriel de Franceschi dos Santos

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Sandro José Giacomini

Santa Maria, RS, Brasil

2009

S237e

Santos, Gabriel de Franceschi dos, 1985-

Emissão de óxido nitroso e mineralização do carbono de plantas de cobertura e de dejetos de suínos e bovinos em plantio direto de mamona / por Gabriel de Franceschi dos Santos ; orientador Sandro José Giacomini ; co-orientador Celso Aita. - Santa Maria, 2009.

98 f. ; il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2009.

1. Ciência do solo 2. Dejetos de animais 3. Gases de efeito estufa 4. Desnitrificação 5. Resíduos culturais 6. Decomposição 7. Mamona I. Giacomini, Sandro José, orient. II. Aita, Celso, co-orient. III. Título

CDU: 631.4:633.85

Ficha catalográfica elaborada por
Luiz Marchiotti Fernandes – CRB 10/1160
Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Rurais/UFSM

© 2009

Todos os direitos autorais reservados a Gabriel de Franceschi dos Santos. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita com autorização por escrito do autor. Endereço: Universidade Federal de Santa Maria/Centro de Ciências Rurais/Departamento de Solos/Av. Roraima, n. 1000, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria, RS, 97105-900.

Fone/Fax: (055) 3220-8108; End. Eletr. gfragro@gmail.com

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A comissão examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E MINERALIZAÇÃO DO CARBONO
DE PLANTAS DE COBERTURA E DE DEJETOS DE SUÍNOS E
BOVINOS EM PLANTIO DIRETO DE MAMONA**

elaborada por
Gabriel de Franceschi dos Santos

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Sandro José Giacomini, Dr.
(Presidente/Orientador)

Celso Aita, Dr. (UFSM)
(Co-orientador)

Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)

Santa Maria, 27 de fevereiro de 2009.

***Ao meu pai Hélio (Credinho),
minha mãe Fátima,
meus irmãos Marcelo e Helinho,
e à minha querida Charlene, dedico este trabalho.***

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Hélio e Fátima, os quais não medem esforços para proporcionar uma vida digna aos seus filhos, abdicando de muitas de suas vontades próprias em razão do nosso bem estar, pelos ensinamentos, incentivos constantes e compreensão nos momentos de ausência.

Aos meus irmãos Marcelo e Helinho, pelo convívio, carinho, futebol e compreensão nos momentos de ausência. Agradecimentos estendidos a minha avó Joaquina.

À minha querida Charlene, pelo amor, incentivo, paciência e compreensão nos momentos de ausência, principalmente nos últimos dias de escrita. Faltarão palavras para expressar minha gratidão para contigo. Agradecimentos estendidos aos meus sogros Eloi e Ana, por serem minha segunda família.

A todos os meus tios, em especial a Leda e ao Pedro Milton, pelo apoio incondicional, sem o qual seria quase impossível chegar até aqui, pelas conversas descontraídas e ao mesmo tempo sérias.

Ao povo brasileiro, por fomentar a universidade pública e a concessão das bolsas de iniciação científica e de mestrado, por meio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), o que possibilitou a realização deste curso.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), pelo auxílio estudantil durante boa parte da graduação e pela oportunidade do mestrado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS). Esse título é uma prova da sua importância, e meu desejo, de que seja sempre pública, gratuita e de qualidade.

Aos professores Sandro José Giacomini e Celso Aita, pela orientação e co-orientação, respectivamente, oportunidade de iniciação científica, amizade, críticas, incentivo e ensinamentos em toda as etapas deste trabalho e pelo chimarrão.

A todos os professores do Departamento de Solos, pelos ensinamentos e convívio diários.

A todos os colegas do PPGCS, em especial a Genuir Denega, Stefen Pujol, Ricardo Schenato, Paulo Gubiani, Eduardo Lorensi, Fábio Mallmann, Alcione Miotto e Gerônimo Prado, pelos estudos e trabalhos em grupo, amizade, convívio e por compartilharmos angústias e alegrias durante o mestrado.

Ao professor Cimélio Bayer, por todo o auxílio e contribuição, planejamento das coletas de gás e amizade durante o curso de mestrado. Agradecimentos estendidos a Josiléia Acordi Zanatta, Frederico Costa Beber Vieira e Luiz Antonio da Silveira, suas contribuições foram de extrema validade.

A Jeane Cruz Portela e Sidinei Leandro Klöckner Stürmer, pela hospitalidade, convívio e amizade durante a temporada em Porto Alegre, RS. A solidariedade para conosco jamais será esquecida e servirá de eterno exemplo.

Aos bolsistas e colegas, Cassiano, Andressa, Marciel, Alexandre, Rafael, Douglas, Janquieli, André, Rogério, Leonardo, Jackson, Juliano, entre outros, que participaram efetivamente na condução deste trabalho, não medindo esforços para “lidar com o bostofom”.

Aos colegas da 69ª Turma de Agronomia da UFSM, em especial os remanescentes em Santa Maria, Gabriel Y Castro, Luciano Rozalino e Luciano Pes, entre outros, pela amizade consolidada e convívio nestes sete anos.

Aos professores e funcionários da Escola de Ensino Fundamental Professora Maria José Valmarath e do Colégio Estadual São Sepé, pelo ensino fundamental e médio, respectivamente, e pelo orgulho de ter sido seu aluno.

Ao professor, acima de tudo amigo, Dr. André Paulo Hübner (*in memoriam*), pelos ensinamentos em microbiologia e exemplo de determinação.

Aos funcionários do PPGCS e do Departamento de Solos da UFSM e da UFRGS, por todo o auxílio e amizade.

À Rose, pelas conversas agradáveis, amizade, convívio e por deixar organizados o laboratório e as salas de aula.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela disponibilização, muito valiosa, do portal de periódicos.

***A todos que contribuíram de alguma forma para que eu chegasse até aqui,
muito obrigado de coração.***

“Ninguém ignora tudo, ninguém sabe tudo.

Por isso, aprendemos sempre.”

Paulo Freire

“De que adianta um engenheiro estudar cinco anos ou mais, se as tecnologias geradas por ele na universidade não forem utilizadas para o bem da sociedade?!”

Credinho (2008)

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E MINERALIZAÇÃO DO CARBONO DE PLANTAS DE COBERTURA E DE DEJETOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM PLANTIO DIRETO DE MAMONA

AUTOR: GABRIEL DE FRANCESCHI DOS SANTOS

ORIENTADOR: SANDRO JOSÉ GIACOMINI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 27 de Fevereiro de 2009.

O aumento na disponibilidade de nutrientes aos microrganismos do solo, especialmente de carbono (C) e nitrogênio (N), por meio de resíduos culturais e dejetos de animais pode aumentar as emissões de dióxido de carbono (CO₂) e óxido nitroso (N₂O) à atmosfera. Com o objetivo de avaliar essa hipótese foram realizados dois estudos em condições de campo, em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico, na área experimental do Departamento de Solos da UFSM-RS. Os tratamentos avaliados foram os seguintes: **T1**- Resíduos culturais (RC) de aveia preta; **T2**- RC de aveia preta + dejetos líquidos de suínos (DLS); **T3**- RC de aveia preta + dejetos líquidos de bovinos (DLB); **T4**- RC de aveia preta + N (uréia); **T5**- RC de ervilhaca comum; **T6**- RC do consórcio entre aveia+ervilhaca; e **T7**- Pousio. As avaliações iniciaram logo após o manejo das plantas de cobertura e da aplicação dos dejetos de animais. No primeiro estudo foi avaliada a emissão de CO₂ continuamente por um período de 99 dias. No segundo estudo avaliaram-se as emissões de N₂O durante 322 dias. A inclusão da aveia no consórcio com a ervilhaca reduziu a taxa de mineralização do C dos RC, a qual foi inversamente proporcional à relação C/N dos RC, e acompanhou a seguinte ordem: ervilhaca > aveia+ervilhaca > aveia. A adição de N mineral, via DLB, não aumentou a mineralização do C da palha de aveia. A aplicação dos DLB sobre a palha de aveia diminuiu a mineralização do C dos dejetos em relação a sua aplicação em solo descoberto. Os maiores fluxos de N₂O ocorreram nos primeiros dias após o manejo das plantas de cobertura e da aplicação dos dejetos de animais. Os DLB foram os resíduos orgânicos que promoveram a maior emissão acumulada de N₂O. Em condições favoráveis à emissão de N₂O no solo, a produção desse gás parece ser dependente da disponibilidade de C na forma solúvel.

Palavras-chave: decomposição, resíduos culturais, gases de efeito estufa, desnitrificação, dejetos de animais.

ABSTRACT

Master Dissertation
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

NITROUS OXIDE EMISSION AND CARBON MINERALIZATION OF COVER CROPS AND PIG AND DAIRY CATTLE SLURRIES IN NO-TILLAGE OF CASTOR BEAN

AUTHOR: GABRIEL DE FRANCESCHI DOS SANTOS

ADVISER: SANDRO JOSÉ GIACOMINI

Place and date of defense: Santa Maria, February 27, 2009.

The increase in the availability of nutrients to soil microorganisms, especially carbon (C) and nitrogen (N), through crop residues and animal slurries can increase dioxide carbon (CO₂) and nitrous oxide (N₂O) emissions to the atmosphere. In order, to evaluate this hypothesis, two studies in field conditions were conducted in a typic Hapludalf at experimental area of Soils Department of UFSM-RS. The evaluated treatments were: **T1**-crop residues (CR) of oat; **T2**-CR of oat + pig slurry (PS); **T3**-CR oat + dairy cattle slurry (DCS); **T4**- CR of oat + N (urea); **T5**-CR common vetch, **T6**-CR of mixture between oat+vetch; and **T7**-fallow. The assessments started soon after the management of cover crops and application of animal slurries. The first study, evaluated the CO₂ emission continuously for a period of 99 days. In the second study, it was evaluated the N₂O emissions during 322 days. The inclusion of oat in mixture with vetch reduced the C mineralization rate of the CR, which was inversely proportional to the C/N ratio of CR, and followed this order: vetch> oat+vetch> oat. The addition of mineral N with DCS, did not increase the C mineralization of oat straw. The DCS application on the oat straw decreased C mineralization of slurry in relation to their application on the bare soil. The largest N₂O fluxes occurred in the first days after the management of cover crops and application of animal slurries. The DCS were organic residue wich promoted greatest cumulative N₂O emissions. In favorable conditions for the N₂O emission in the soil, the production of this gas seems to be dependent on the C availability in soluble form.

Keywords: decomposition, crop residues, greenhouse gases, denitrification, animal slurry.

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 – Composição física e química e quantidades adicionadas dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e de bovinos (DLB).....	23
TABELA 3.1 – Composição física e química e quantidades adicionadas dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) e dos resíduos culturais de aveia (RCA), ervilhaca (RCE) e aveia+ervilhaca (RCA+E), utilizados no experimento.	31
TABELA 4.1 – Composição física e química e quantidades adicionadas dos resíduos culturais de aveia (RCA), ervilhaca (RCE) e aveia+ervilhaca (RCA+E), e dos dejetos líquidos de suíno (DLS) e bovinos (DLB) utilizados no experimento.....	58
TABELA 4.2 – Emissão acumulada de N-N ₂ O no período pós-manejo (48 dias) e total (322 dias), percentual de N-N ₂ O emitido no período pós-manejo e percentual do N adicionado que foi emitido como N-N ₂ O.....	85

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 2.1 – Produção de matéria seca (a) e N acumulado (b) pela parte aérea das plantas de cobertura de outono/inverno e da vegetação espontânea (pousio) sem o uso de adubação mineral ou orgânica.....20
- FIGURA 2.2 – Vista geral do experimento com as plantas de cobertura de outono/inverno em fase de pleno desenvolvimento (a) e manejo das mesmas com o rolo-faca (b).21
- FIGURA 2.3 – Temperatura do ar média diária e precipitação pluviométrica diária durante a condução do experimento. Dados da Estação Automática de Santa Maria, RS, ligada ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), distante aproximadamente 2,0 km do experimento, disponíveis em <http://www.inmet.gov.br/sonabra>.24
- FIGURA 3.1 – Vista geral do experimento (a) e das unidades experimentais utilizadas em um dos tratamentos (b).29
- FIGURA 3.2 – Tratamentos avaliados (RCA= resíduos culturais de aveia; RCA + DLB= resíduos culturais de aveia + 54 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de bovinos; RCE= resíduos culturais de ervilhaca; S= solo descoberto; DLB= 54 m³ ha⁻¹ de DLB), prova em branco, aplicação dos DLB sobre os RCA e recipiente com NaOH utilizado para captar o CO₂ evoluído.32
- FIGURA 3.3 – Fluxos de C-CO₂ em solo descoberto (S) e com a adição de resíduos culturais de ervilhaca (RCE), aveia+ervilhaca (RCA+E) e aveia (RCA) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.....36
- FIGURA 3.4 – Fluxos de C-CO₂ no solo descoberto (S) e com a adição de resíduos culturais de aveia (RCA), com a aplicação de dejetos líquidos de bovinos em solo descoberto (DLB) e sobre os resíduos culturais de aveia (RCA + DLB) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.....39
- FIGURA 3.6 – Taxa de mineralização do C (Tmc) dos resíduos culturais de ervilhaca (RCE), aveia+ervilhaca (RCA+E) e aveia (RCA) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.42

FIGURA 3.7 – Taxa de mineralização do C (Tmc) dos resíduos culturais de aveia (RCA), dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) e da mistura de ambos (RCA + DLB) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.45

FIGURA 3.8 – Mineralização acumulada do C dos resíduos culturais de ervilhaca (RCE), aveia+ervilhaca (RCA+E), aveia (RCA), aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB), do solo com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (DLB) e do solo (S). As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%), entre médias de tratamentos e em datas de avaliação escolhidas aleatoriamente.....46

FIGURA 3.9 – Mineralização aparente do C dos resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia com aplicação dos dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB) e dejetos líquidos de bovinos (DLB). As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%), entre médias de tratamentos e em datas de avaliação escolhidas aleatoriamente.50

FIGURA 4.1 – Aplicação dos dejetos de animais na área interior da base de alumínio (a, b e c), detalhes do dispositivo utilizado para avaliação da emissão de N₂O (d, e, f, g e h) e seringa de polipropileno empregada na coleta das amostras de gás (i).60

FIGURA 4.2 – Vista geral do experimento antes (a) e após a emergência da mamona (b), detalhe das três câmaras na parcela durante uma avaliação da emissão de N₂O (c) e cromatógrafo utilizado para determinar a concentração de N₂O nas amostras de gás (d).....61

FIGURA 4.3 – Fluxo de N-N₂O do solo (a), espaço poroso saturado por água (EPSA) (b) na camada de 0-0,10 m e precipitação pluviométrica durante o experimento, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE) e pousio (P). As barras verticais representam o erro padrão da média. S= semeadura da mamona (22 dias). C= colheita da mamona (146 dias).....65

FIGURA 4.4 – Teores de amônio (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃⁻) nas camadas de 0-0,10 m (a e b) e 0,10-0,20 m (c e d) do solo nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE) e pousio (P) durante o experimento. S= semeadura da mamona (22 dias). C= colheita da mamona (146 dias).....69

FIGURA 4.5 – Fluxo de N-N₂O do solo (a), espaço poroso saturado por água (EPSA) (b) na camada de 0-0,10 m e precipitação pluviométrica durante o experimento, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB), resíduos culturais de aveia com aplicação N uréia (RCA + N), resíduos culturais de aveia (RCA) e pousio (P). As barras verticais representam o erro padrão da média. S= semeadura da mamona (22 dias). N= adubação nitrogenada de cobertura na mamona (61 dias). C= colheita da mamona (146 dias).
.....72

FIGURA 4.6 – Teores de amônio ($N-NH_4^+$) e nitrato ($N-NO_3^-$) nas camadas de 0-0,10 m (a e b) e 0,10-0,20 m (c e d) do solo nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N) e pousio (P) durante o experimento. S= semeadura da mamona (22 dias). C= colheita da mamona (146 dias). N= adubação nitrogenada de cobertura na mamona (61 dias). C= colheita da mamona (146 dias)..... 76

FIGURA 4.7 – Relação entre o fluxo de $N-N_2O$ e espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) na camada de 0-0,10 m nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N), resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E) e pousio (P) durante o experimento..... 77

FIGURA 4.8 – Temperatura do solo na camada de 0-0,05 m, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE) e do pousio (P)..... 80

FIGURA 4.9 – Relação entre o fluxo de $N-N_2O$, espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) na camada de 0-0,10 m e temperatura do solo na camada de 0-0,05 m, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N) e pousio (P) durante o experimento..... 82

FIGURA 4.10 – Relação entre o fluxo de $N-N_2O$, espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) na camada de 0-0,10 m e os teores de amônio ($N-NH_4^+$; a) e nitrato ($N-NO_3^-$; b) na camada de 0-0,10 m do solo nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N) e pousio (P) durante o experimento. 83

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Hipóteses	17
1.2 Objetivo	17
2 MATERIAL E MÉTODOS GERAL	18
2.1 Localização e solo.....	18
2.2 Delineamento experimental e tratamentos	18
2.3 Plantas de cobertura e dejetos de animais	19
2.4 Adubação mineral	22
2.5 Cultura da mamona	22
3 MINERALIZAÇÃO DO CARBONO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA E DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS	25
3.1 Introdução	25
3.2 Material e Métodos	28
3.2.1 Localização e solo	28
3.2.2 Delineamento experimental e tratamentos avaliados	28
3.2.3 Resíduos culturais e dejetos líquidos de bovinos	29
3.2.4 Avaliação da mineralização do C	30
3.2.5 Análise estatística	34
3.3 Resultados e Discussão	35
3.3.1 Fluxos de C-CO ₂ no solo com resíduos culturais de plantas de cobertura.....	35
3.3.2 Fluxos de C-CO ₂ no solo com dejetos líquidos de bovinos	37
3.3.3 Taxa de mineralização dos materiais orgânicos.....	41
3.3.4 Mineralização acumulada do C da MOS e dos materiais orgânicos	45
3.3.5 Mineralização aparente do C dos materiais orgânicos	49
3.4 Conclusões	54

4 EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO COM O USO DE PLANTAS DE COBERTURA E DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM PLANTIO DIRETO DE MAMONA	55
4.1 Introdução	55
4.2 Material e Métodos	57
4.2.1 Localização e solo.....	57
4.2.2 Delineamento experimental e tratamentos avaliados.....	57
4.2.3 Avaliação dos fluxos de N ₂ O.....	58
4.2.4 Análises complementares.....	62
4.2.5 Análise estatística.....	63
4.3 Resultados e Discussão	64
4.3.1 Fluxos de N-N ₂ O com resíduos culturais de plantas de cobertura.....	64
4.3.2 Fluxos de N-N ₂ O com dejetos líquidos de animais e adubação mineral.....	70
4.3.3 Variáveis controladoras da emissão de N-N ₂ O.....	75
4.3.4 Emissão acumulada de N-N ₂ O.....	84
4.4 Conclusões	88
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89

1 INTRODUÇÃO GERAL

Em solos agrícolas, ocupados por culturas anuais, a principal fonte de matéria orgânica para o solo são os resíduos vegetais (parte aérea e raízes). Após a colheita, esses materiais orgânicos constituem a principal fonte de nutrientes e energia à vasta população de microrganismos do solo, sendo rapidamente biodegradados (SYLVIA et al., 1998). A dinâmica desse processo determina, em curto prazo, os fluxos de carbono (C) e nutrientes no solo (disponibilidade de nutrientes) em direção à hidrosfera (transporte de nitrogênio e C solúveis) e à atmosfera (emissão de gases de efeito estufa - GEE) (MARY et al., 1996). Em longo prazo, esse processo determina a natureza e a quantidade da matéria orgânica do solo (MOS) e os impactos ambientais associados, como por exemplo, ao sequestro de C e as características químicas e físicas do solo (BAYER et al., 2006).

A decomposição de resíduos vegetais no solo é um processo complexo controlado principalmente por microrganismos, cuja atividade depende de diversos fatores bióticos e, principalmente, abióticos (SWIFT et al., 1979). Em todos agroecossistemas, a decomposição é afetada pela ação interativa dos seguintes fatores: 1) características físicas e químicas do solo, tais como, pH, aeração, temperatura e umidade; 2) tamanho dos resíduos e sua localização no solo (contato solo/resíduo); 3) atividade e biodiversidade de organismos decompositores; e 4) características bioquímicas dos materiais orgânicos. Esse último fator denominado genericamente de “qualidade” tem sido objeto de diversos estudos, principalmente em condições de clima temperado (HEAL et al., 1997; BENDING et al., 1999; TRINSOUTROT et al., 2000). Os resultados desses estudos indicam que a taxa de decomposição e de liberação de nitrogênio (N) de resíduos culturais é inversamente proporcional à concentração de celulose e às relações C/N e lignina/N e diretamente proporcional às concentrações de N total e de N solúvel em água do tecido vegetal das plantas.

Características bastante comuns nesses trabalhos, conduzidos principalmente em outros países, são a incorporação dos resíduos culturais ao solo e, naqueles estudos realizados em condições de laboratório, os resíduos são finamente moídos e uniformemente distribuídos no solo (BENDING et al., 1999; TRINSOUTROT et al., 2000; JENSEN et al., 2005). Por isso, o conhecimento que emerge destes estudos

não pode ser diretamente transferido às condições da região Centro-Sul do Brasil, onde há predomínio do sistema plantio direto (SPD), caracterizado pela permanência dos resíduos culturais na superfície do solo. Outra característica marcante desse sistema de preparo do solo envolve o uso de diferentes espécies de plantas de cobertura de solo antecedendo as culturas comerciais. Relativamente poucos estudos têm sido conduzidos no Brasil até o momento com o objetivo de relacionar a composição bioquímica desses resíduos vegetais com a sua decomposição na superfície do solo. Por isso, a importância e a necessidade de intensificar os trabalhos de pesquisa nessa área, ainda carente de resultados.

O aumento na disponibilidade de nutrientes aos microrganismos do solo, especialmente de C e N, por meio dos resíduos culturais pode afetar as emissões de dióxido de carbono (CO_2) e óxido nitroso (N_2O) à atmosfera, contribuindo ao aquecimento global e também à perda de N e de C do sistema, com reflexos negativos sobre a qualidade do ambiente e à capacidade produtiva do solo. A emissão desses dois gases varia, não apenas com as condições climáticas e as características do solo e do seu manejo, mas também com a quantidade, o tipo e a qualidade dos resíduos vegetais adicionados ao solo (AULAKH et al., 1984; HUANG et al., 2004; TOMA; HATANO, 2007). Tradicionalmente maiores emissões de CO_2 e N_2O são verificadas em solos que receberam resíduos culturais com elevada concentração em N (baixa C/N). Resíduos com tais características são oriundos principalmente de espécies leguminosas, as quais podem apresentar ainda elevadas concentrações em C solúvel em água. Em estudo realizado por Toma e Hatano (2007) foi observado que o processo de desnitrificação foi dependente da quantidade de C prontamente disponível às bactérias envolvidas no processo de desnitrificação. A relação entre a composição bioquímica dos resíduos vegetais com a emissão de CO_2 e, principalmente de N_2O , é ainda pouco conhecida, em especial, quando os resíduos culturais são mantidos na superfície do solo.

Outra fonte importante de C e nutrientes para o solo são os dejetos de animais. Esse aspecto parece ser mais importante na região Sul do país, onde o confinamento dos animais, gera elevada produção de dejetos, os quais são manejados em sua maioria na forma líquida. Em muitas propriedades dedicadas à suinocultura e à bovinocultura de leite, os dejetos são utilizados como fertilizante em SPD com a aplicação sobre os resíduos culturais de plantas de cobertura. Essa modalidade de aplicação dos dejetos, sem incorporação ao solo, deverá ter

implicações distintas daquelas avaliadas no sistema convencional, especialmente na dinâmica do C e do N no solo. Isto porque, principalmente os dejetos de suínos, ricos em N mineral, são aplicados diretamente sobre os resíduos culturais de cereais, pobres em N.

Ao contrário do observado com os dejetos de suínos poucos são os trabalhos relacionando a dinâmica de decomposição e emissão de GEE após a aplicação de dejetos de bovinos (ROCHETTE et al., 2006). Assim, devido à importância da suinocultura e bovinocultura de leite para a agricultura brasileira é necessário intensificar os estudos sobre o efeito da aplicação ao solo dos dejetos de animais gerados nessas atividades sobre a mineralização do C e a emissão de GEE.

Dentro deste contexto, foram conduzidos dois estudos em condições de campo que deram origem à presente Dissertação, a qual foi organizada em dois capítulos.

1.1 Hipóteses

Resíduos culturais de plantas de cobertura apresentam taxas de mineralização do C inversamente proporcionais a sua relação C/N.

A adição de N mineral, pela aplicação de dejetos líquidos de bovinos, sobre resíduos culturais de aveia, favorece a mineralização do C da palha, a qual é pobre em N (alta relação C/N).

O uso de resíduos culturais de plantas de cobertura, em especial, os de leguminosas, e de dejetos líquidos de animais, em plantio direto aumenta a emissão de óxido nitroso para a atmosfera.

1.2 Objetivo

Avaliar o efeito do uso de plantas de cobertura e dejetos líquidos suínos e bovinos sobre a mineralização do carbono e a emissão de óxido nitroso em plantio direto de mamona.

2 MATERIAL E MÉTODOS GERAL

2.1 Localização e solo

O experimento foi realizado no período de maio de 2007 a setembro de 2008 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS, localizada a 29° 45' Latitude Sul, Longitude 53° 42' W GrW e altitude de 95 m. O clima da região, segundo Köppen, é classificado como subtropical úmido, tipo Cfa2.

O solo da área pertence à unidade de mapeamento São Pedro (BRASIL, 1973), e é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Hapludalf) (EMBRAPA, 2006). Anteriormente a instalação do experimento o local encontrava-se com vegetação espontânea, com predomínio de gramíneas. A área foi submetida à calagem (3 Mg ha⁻¹ de calcário tipo “filler” PRNT 100%) seguida de escarificação. Após, realizou-se uma aração e duas gradagens. As características do solo, na camada de 0-0,1 m, no início do experimento foram as seguintes: 155 g kg⁻¹ de argila; pH_{H2O}= 5,3; índice SMP= 6,1; 20,45 mg L⁻¹ de P (Mehlich); 64 mg L⁻¹ de K; 0,15 cmol_c L⁻¹ de Al³⁺; 3,1 mg L⁻¹ de Ca²⁺; 1,25 mg L⁻¹ de Mg²⁺; 4,15 cmol_c L⁻¹ de H + Al³⁺; 4,7 cmol_c L⁻¹ de CTC efetiva; saturação por Al= 3%; saturação por bases (V%)= 52%; e 16 g kg⁻¹ de matéria orgânica (MO). O presente trabalho foi conduzido no segundo ano experimental.

2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições em parcelas de 35 m² (7 m x 5 m). Avaliou-se o efeito do uso de plantas de cobertura de solo e dejetos líquidos de animais (suínos e bovinos) em sistema plantio direto de mamona sobre a mineralização do C e a emissão de gases de efeito estufa nos seguintes tratamentos: **T1**- Resíduos culturais (RC) de aveia preta (*Avena strigosa* Schieb); **T2**- RC de aveia preta + dejetos líquidos de suínos (DLS); **T3**- RC de aveia preta + dejetos líquidos de bovinos (DLB); **T4**- RC de aveia-preta + N (uréia); **T5**- RC de ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.); **T6**- RC do consórcio entre aveia+ervilhaca; e **T7**- Pousio.

2.3 Plantas de cobertura e dejetos de animais

A semeadura das plantas de cobertura foi realizada em 27/05/2007, sendo as sementes da ervilhaca solteira e do consórcio aveia+ervilhaca distribuídas manualmente a lanço e incorporadas ao solo com a passagem da semeadora para plantio direto por ocasião da semeadura da aveia em cultivo solteiro nos tratamentos T1 a T4. A quantidade de sementes utilizada nos cultivos solteiros de aveia preta e ervilhaca comum foi equivalente a 80 kg ha^{-1} de sementes. Já no consórcio (T6) a densidade da aveia preta foi de 24 kg ha^{-1} (30% do cultivo solteiro) e da ervilhaca foi de 56 kg ha^{-1} (70% do cultivo solteiro). As espécies de outono/inverno foram cultivadas sem nenhum tipo de fertilizante.

Em 17/10/07 foi avaliada a quantidade de matéria seca (MS) produzida pelas plantas de cobertura e pela vegetação espontânea da área no pousio. Para isso, foram coletados aleatoriamente em cada parcela, a fitomassa presente em dois segmentos de 0,7 m linear nos tratamentos com aveia solteira (T1 a T4) e em um quadrado de $0,49 \text{ m}^2$ nos demais tratamentos (T5 a T7). No consórcio aveia+ervilhaca, procedeu-se à separação das espécies a fim de determinar a contribuição de cada uma na produção total de MS. Em seguida, o material vegetal foi colocado para secar até peso constante em estufa regulada a $65 \text{ }^\circ\text{C}$.

Após a secagem em estufa, as plantas de cobertura e a vegetação espontânea foram pesadas para a avaliação da produção de MS e moídas, inicialmente, em triturador de forragens, subamostradas e moídas novamente em moinho tipo Willey, com peneira de 40 mesh. Após a digestão úmida do tecido vegetal, o N total foi determinado em destilador de arraste de vapores do tipo semimicro (TEDESCO et al., 1995). A produção de MS e as quantidades de N acumulado na parte aérea das espécies de outono/inverno são apresentadas na figura 2.1.

O manejo das espécies de outono/inverno foi realizado em 19/10/07, quando a aveia encontrava-se no estágio de maturação fisiológica e a ervilhaca em pleno florescimento. O manejo das espécies constou de dessecação com herbicida químico (glifosato $2,5 \text{ L ha}^{-1}$) seguido da passagem de rolo-faca. Na figura 2.2 é mostrada uma vista geral do experimento, com as plantas de cobertura em pleno desenvolvimento e o manejo das mesmas com o rolo-faca.

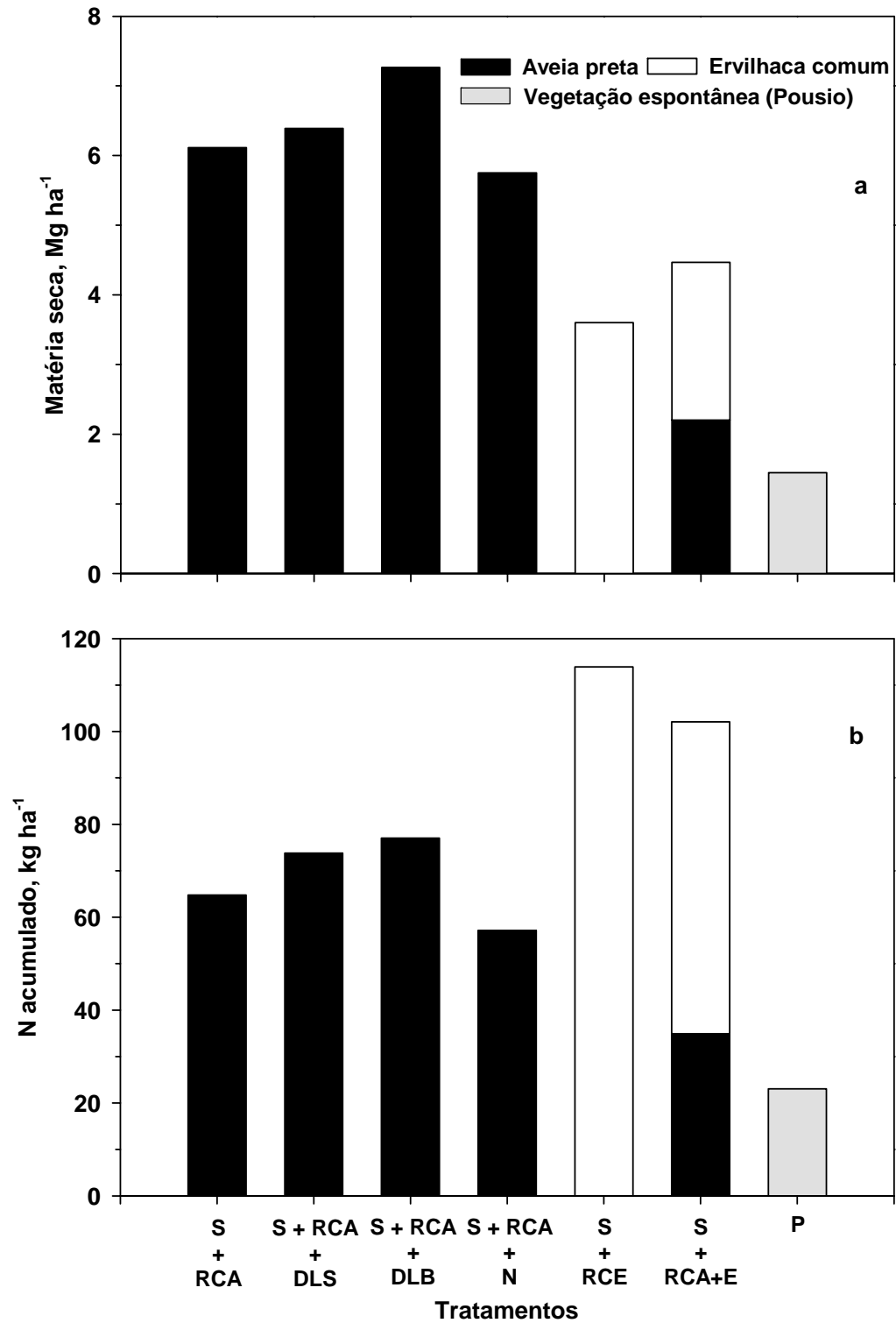


Figura 2.1 – Produção de matéria seca (a) e N acumulado (b) pela parte aérea das plantas de cobertura de outono/inverno e da vegetação espontânea (pousio) sem o uso de adubação mineral ou orgânica.

Os dejetos líquidos de suínos manejados na forma líquida, contendo uma mistura de fezes, urina, água de lavagens e sobra de bebedouros, restos de alimentação, poeira, etc., foram coletados em esterqueira anaeróbica utilizada para o armazenamento dos dejetos provenientes de animais em fase de terminação. Os dejetos de bovinos foram coletados em esterqueira líquida anaeróbica tendo como origem vacas em fase de lactação. Todos os dejetos foram coletados no município de Santa Maria, RS, uma semana antes da sua aplicação e levados à área experimental onde ficaram armazenados em caixas de cimento-amianto cobertas até sua utilização.

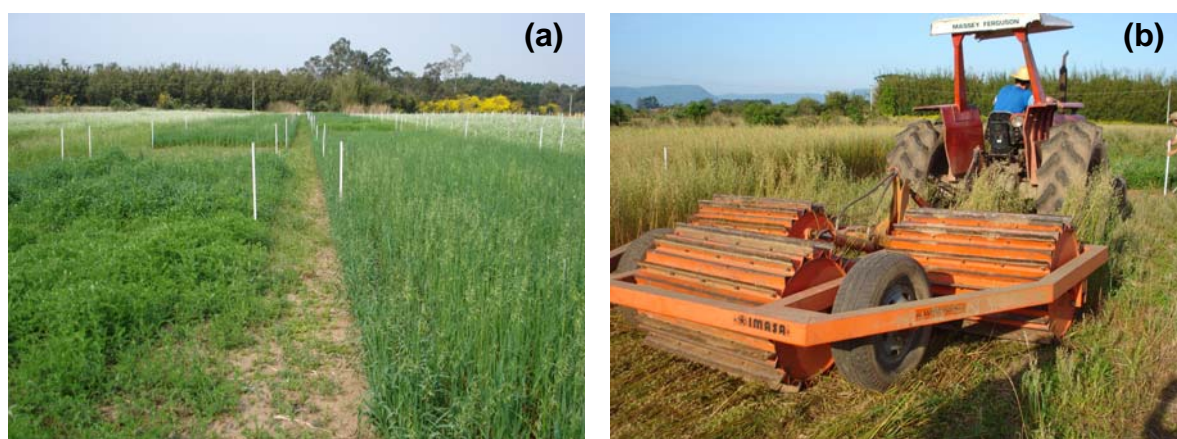


Figura 2.2 – Vista geral do experimento com as plantas de cobertura de outono/inverno em fase de pleno desenvolvimento (a) e manejo das mesmas com o rolo-faca (b).

Nos dejetos de animais, antes de sua aplicação no campo, foram determinados os seguintes parâmetros: pH, MS, C orgânico total, N total e N amoniacal. O pH foi medido diretamente em potenciômetro, em uma alíquota de aproximadamente 50 mL de dejetos. A MS foi determinada a partir da secagem de aproximadamente 100 g de material devidamente homogeneizado em estufa a 65 °C até peso constante. Os teores de C foram medidos na MS por combustão seca em autoanalisador CHNS (modelo FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milão, Itália). Para a análise do N total, foi realizada a digestão das amostras, por via úmida, conforme Tedesco et al. (1995), porém, sem o uso de água oxigenada, já que testes preliminares indicaram que esse reagente provoca a projeção do material para fora dos tubos, durante a digestão. Após a digestão, as amostras receberam NaOH 10 mol L⁻¹ e foram destiladas em destilador de arraste de vapores semimicro Kjeldahl. O

N amoniacal dos dejetos foi determinado por destilação, após adição de água destilada e óxido de magnésio a uma alíquota de dejetos.

A dose utilizada dos dejetos foi estabelecida de acordo com a exigência em N da cultura da mamona e com base na recomendação de adubação orgânica da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004), a qual considera que 80% e 50% do N total aplicado com os DLS e DLB estará disponível para a cultura, respectivamente. Nas condições do presente estudo a quantidade de N recomendada para a mamona foi de 60 kg ha⁻¹ (SILVA et al., 2005). Para disponibilizar tal quantidade de N com os dejetos de animais foi necessário aplicar 29,53 m³ ha⁻¹ de DLS e 54,05 m³ ha⁻¹ de DLB. Os dejetos foram aplicados após as 16 h do dia 25/10/07, manualmente com auxílio de regadores de jardim, com capacidade para oito litros. As características dos dejetos utilizados, bem como as quantidades adicionadas com estes materiais ao solo são apresentadas na tabela 2.1.

2.4 Adubação mineral

Com exceção dos tratamentos T2 e T3, os demais tratamentos receberam no momento da semeadura da mamona a aplicação de fósforo e potássio. A quantidade utilizada desses nutrientes foi estabelecida com base na análise química do solo, realizada no início do experimento, e na recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004). Foi aplicado junto à cova de semeadura o equivalente a 76 kg ha⁻¹ de P e 58 kg ha⁻¹ de K, nas formas de superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente. No tratamento com adubação nitrogenada (T4), foram aplicados 20 kg ha⁻¹ de N, na forma de uréia, junto à cova de semeadura da mamona. O restante do N (40 kg ha⁻¹), foi aplicado manualmente a lanço, em toda a área de cada parcela em 19/12/07 (39 dias após a semeadura da mamona).

2.5 Cultura da mamona

A mamona (*Ricinus communis* L.; híbrido Lyra), foi semeada em 10/11/07 (22 dias após o manejo das espécies e 16 dias após a aplicação dos dejetos), com auxílio de enxada, em covas espaçadas a 1,00 x 0,50 m totalizando uma população final de aproximadamente 20.000 plantas ha⁻¹. Foram colocadas quatro sementes

em cada cova, sendo que após 20 dias da emergência das plantas realizou-se o desbaste deixando-se uma planta por cova. A cultura foi submetida a irrigações por aspersão em situações de déficit hídrico e sempre que necessário, foram utilizados defensivos agrícolas e capina manual localizada para o controle de plantas invasoras. As médias diárias de temperatura do ar e precipitação pluviométrica diária ocorrida durante a condução do experimento são mostradas na figura 2.3.

Tabela 2.1 – Composição física e química e quantidades adicionadas dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e de bovinos (DLB).

Resíduo orgânico	MS ¹	C	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
----- g kg ⁻¹ -----							
DLS	26,7	8,2	2,54	1,54	1,00	3	7,8
DLB	103,9	23,1	2,22	0,78	1,44	10	7,4
----- kg ha ⁻¹ -----							
DLS	788	242	75	45,5	29,5	-	-
DLB	5.616	1.249	120	42,2	77,8	-	-

¹MS= matéria seca; C= carbono orgânico total; Os valores de MS, C e N referem-se à base úmida.

Em 13/03/08 foram amostradas aleatoriamente quatro plantas na área útil de cada parcela (20 m²) a fim de avaliar a produção de MS pela cultura da mamona. O material coletado foi seco em estufa a 65 °C até peso constante, pesado, moído e analisado quanto aos teores de N total conforme descrito para as espécies de inverno.

O rendimento de grãos foi avaliado em uma única colheita em 13/03/2007. Foram colhidas manualmente as três linhas centrais de cada parcela, desprezando-se as plantas até um metro da extremidade das mesmas. Os frutos (bagas) foram colhidos com casca e secos em estufa. Para determinação da produtividade de grãos procedeu-se à pesagem das bagas, contabilizando-se o peso pelo número de plantas colhidas e multiplicando-se por 0,6 (fator de relação semente/casca determinado em laboratório).

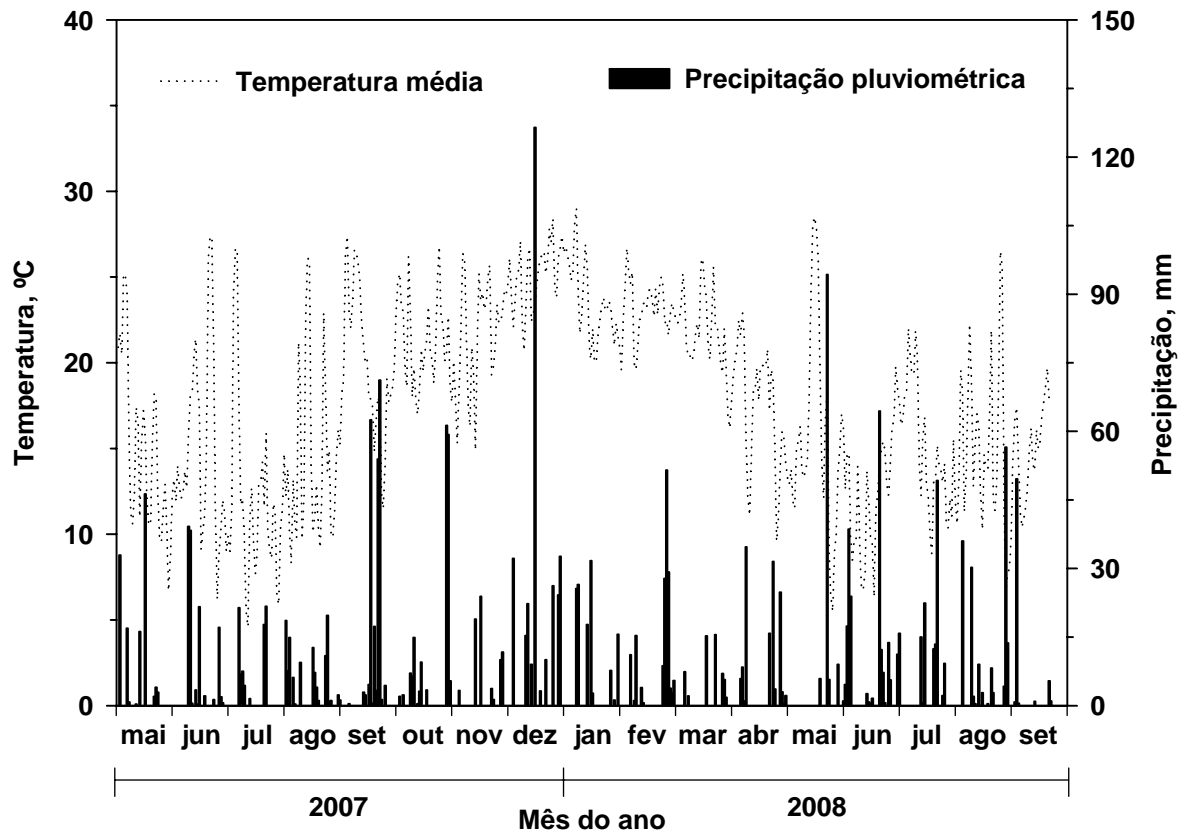


Figura 2.3 – Temperatura do ar média diária e precipitação pluviométrica diária durante a condução do experimento. Dados da Estação Automática de Santa Maria, RS, ligada ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), distante aproximadamente 2,0 km do experimento, disponíveis em <http://www.inmet.gov.br/sonabra>.

3 MINERALIZAÇÃO DO CARBONO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA E DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS

3.1 Introdução

Atualmente, o sistema plantio direto (SPD) representa o manejo conservacionista de solo e de culturas com maiores níveis de adoção no Brasil, com cerca de 25,5 milhões de hectares cultivados. Entretanto, especula-se que parte significativa dessa área não atenda aos requisitos básicos exigidos pelo sistema. Na grande maioria das áreas é incipiente o uso de sistemas de rotação de culturas, enquanto que em outras a quantidade de cobertura do solo com palha está aquém do recomendado (WILDNER et al., 2008). Nesse sentido, há a necessidade de intensificar os estudos a cerca do uso de plantas de cobertura de solo em SPD, em especial as leguminosas e o seu potencial de consorciação com outras espécies, como as gramíneas, no que concerne à taxa de decomposição, a mineralização do carbono (C) e a emissão de gases de efeito estufa (GEE).

Para que o agricultor obtenha sucesso com o SPD é de fundamental importância a utilização de espécies, que ao mesmo tempo protejam o solo contra o impacto da gota de chuva e também forneçam nutrientes para as culturas comerciais em sucessão, diminuindo a demanda em fertilizantes minerais. Os sistemas consorciados de gramíneas com espécies leguminosas podem propiciar uma eficiente cobertura vegetal do solo e maior reciclagem de nutrientes e adição de nitrogênio (SILVA et al., 2007). De acordo com diversos trabalhos (GIACOMINI et al., 2003a; CARVALHO; AMABILE, 2006), esta modalidade de cultivo de plantas de cobertura possibilita reunir as principais características necessárias destas espécies, em relação ao uso isolado: (1) maior rendimento de matéria seca e maior acúmulo de nutrientes; (2) a gramínea no consórcio irá esgotar o nitrogênio (N) disponível do solo e estimulará a fixação biológica de N_2 pela leguminosa; (3) a água e os nutrientes do solo podem ser mais eficientemente utilizados mediante a exploração de diferentes volumes de solo por sistemas radiculares com distribuição distinta, e (4) a presença de gramíneas na mistura com leguminosas adiciona ao solo uma fitomassa com relação C/N intermediária àquelas das culturas isoladas. Aliada a

esse conjunto de vantagens, a taxa de decomposição dos resíduos culturais também fica em um patamar intermediário, se comparada aos cultivos solteiros, proporcionando, simultaneamente, proteção do solo, fornecimento de N à cultura em sucessão (AITA; GIACOMINI, 2003; HEINRICHS et al., 2001). Todavia, para que os efeitos benéficos destas espécies possam ser maximizados em SPD, é necessário compreender a dinâmica da decomposição dos seus resíduos culturais, sobretudo, sob a ótica da taxa com que o C desses resíduos é mineralizado no solo. Também é fundamental entender a influência e as inter-relações dos fatores edafoclimáticos com os intrínsecos aos resíduos, como o tipo e a qualidade desses sobre o processo de decomposição.

Outro aspecto que necessita ser melhor avaliado pela pesquisa, sendo raros os resultados na literatura e por ser uma prática relativamente recente, é o efeito da aplicação dos dejetos líquidos de animais, especialmente daqueles de bovinos, sobre a mineralização do C da palha de aveia. Esta modalidade de aplicação é cada vez mais frequente, principalmente em regiões, onde a bovinocultura de leite é intensiva e está associada à produção de grãos e, ou forragens muitas vezes para a própria alimentação dos animais. No Brasil, o rebanho leiteiro em 2007 apresentava 21,1 milhões de vacas, sendo que 32% desses animais encontravam-se na região Centro-Sul (EMBRAPA, 2009). Considerando que a produção diária de dejetos frescos (sólidos e líquidos) por animais de raças leiteiras é da ordem de 8 a 11% do seu peso vivo (CAMPOS, 1997) e que, em média, um bovino em lactação apresenta 500 kg de peso vivo, constata-se o grande volume de dejetos gerados nessa atividade agropecuária. Atualmente, a forma mais indicada para a reciclagem desse material que contém quantidades apreciáveis de nutrientes é o seu uso na agricultura.

Apesar da proporção de N amoniacal nos dejetos de bovinos ser relativamente pequena (média de 30% do N total; BARCELLOS et al., 1991) quando comparada, com aquela encontrada nos dejetos de suínos (média de 60% do N total; SCHERER et al., 1996) o seu uso sobre a palha de cereais, caracterizada pela alta relação C/N (pobre em N) pode afetar a decomposição da mesma. Nesse sentido, quais seriam os efeitos causados pela adição de N mineral, via dejetos líquidos de bovinos, sobre a taxa de decomposição dos resíduos culturais de gramíneas? Será que a adição de N mineral via dejetos líquidos de bovinos sobre os resíduos culturais de aveia, pobres em N, irá favorecer a decomposição da palha de aveia? Para

responder tais questionamentos torna-se importante conhecer os efeitos da aplicação de dejetos de bovinos sobre a palha de aveia preta, com alta relação C/N, em SPD. Além disso, se os dejetos favorecerem a decomposição da palha, mais rapidamente o solo ficará descoberto e, portanto, estará mais suscetível aos efeitos erosivos da chuva (GIACOMINI et al., 2008a), principalmente em solos com textura superficial arenosa e com baixos teores de matéria orgânica.

Os trabalhos realizados até o momento, em condições de campo no Sul do País, têm sido contraditórios com relação ao efeito da aplicação de dejetos de animais sobre a decomposição de palha de cereais. Por exemplo, Aita et al. (2006) e Giacomini (2005), ao aplicarem 40 e 63 m³ ha⁻¹ (99,5 e 60 kg ha⁻¹ de N-NH₄⁺) de dejetos líquidos de suínos, respectivamente, sobre palha de aveia (C/N média= 42/1), não observaram um aumento na mineralização do C da palha, atribuindo o resultado à saída do N mineral junto aos resíduos culturais, pela ocorrência de chuvas. Por outro lado, e na mesma região, Marques (2005) verificou que houve sinergismo sobre a decomposição de palha de milho (C/N= 84/1) com a aplicação de 44,3 m³ ha⁻¹ (50 kg ha⁻¹ de N-NH₄⁺) de dejetos líquidos de suínos. Já em clima temperado e sob preparo convencional em condições de campo (CHANTIGNY, et al., 2001) ou de laboratório (SAVIOZZI et al., 1997), a aplicação dos dejetos de suínos favoreceu a mineralização do C da palha de cereais.

Considerando o avanço da área cultivada sob SPD no País, notadamente na região Centro-Sul, onde que nesse sistema os resíduos culturais e dejetos de animais aplicados como fertilizante permanecem na superfície do solo, há uma carência de informações sobre a mineralização do C da palha de espécies de cobertura, tanto na literatura nacional como internacional. Grande parte do C fixado pelas plantas de cobertura, pode ser perdida para atmosfera como dióxido de carbono (CO₂) durante o processo de decomposição dos seus resíduos culturais. A necessidade de melhor compreender a dinâmica do C durante a decomposição de resíduos culturais e dejetos de animais está ligada à manutenção e melhoria da capacidade produtiva do solo, bem como à questão ambiental, uma vez que o principal produto da decomposição em condições aeróbias é o CO₂, cuja contribuição para o aquecimento global pelo efeito estufa já é bem conhecida (KUZYAKOV, 2006; LAL, 2004). Esses aspectos devem ser ainda mais relevantes para a cultura da mamona, a qual apresenta baixa densidade de semeadura e desenvolvimento lento, o que indica baixa cobertura do solo, principalmente na fase

inicial do seu ciclo vegetativo. A mamona tem recebido grande destaque pela pesquisa e difusores de tecnologia por apresentar grande potencial para tornar-se uma alternativa de matéria prima para produção de biodiesel e de diversificação da produção nas propriedades agrícolas. Nesse sentido, o presente estudo tem por objetivos específicos: (1) avaliar a taxa de mineralização do carbono de resíduos culturais de plantas de cobertura de outono/inverno, solteiras e consorciadas, e de dejetos líquidos de bovinos; e (2) verificar o efeito da aplicação de N mineral, via dejetos líquidos de bovinos (baixa relação C/N), sobre a decomposição da palha de aveia, pobre em nitrogênio (alta relação C/N).

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Localização e solo

O estudo foi realizado junto ao experimento descrito no material e métodos geral.

3.2.2 Delineamento experimental e tratamentos avaliados

A mineralização do C de resíduos culturais (RC) de plantas de cobertura e de dejetos líquidos de bovinos (DLB) mantidos na superfície do solo foi avaliada nos seguintes tratamentos: **T1**- RC de aveia preta (*Avena strigosa* Schieb) (**RCA**); **T2**- RC de aveia preta + 54 m³ ha⁻¹ de DLB (**RCA + DLB**); **T3**- RC de ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.) (**RCE**); **T4**- RC de aveia + ervilhaca (**RCA+E**); **T5**- solo descoberto (**S**); e **T6**- solo descoberto + 54 m³ ha⁻¹ de DLB (**DLB**).

As unidades experimentais constituíram-se de duas câmaras estáticas, com três repetições, totalizando seis câmaras por tratamento, as quais foram dispostas em delineamento experimental inteiramente casualizado. Na figura 3.1 são mostradas uma vista geral do experimento e as unidades experimentais utilizadas em um dos tratamentos. Com exceção do T6, as seis câmaras de cada tratamento foram instaladas todas juntas em uma única parcela do respectivo tratamento do experimento, descrito no material e métodos geral. As câmaras do T6 foram instaladas em uma extremidade da parcela do tratamento T7 descrito no material e métodos geral.

3.2.3 Resíduos culturais e dejetos Líquidos de bovinos

Os RC e os DLB empregados na avaliação da mineralização do C são os mesmos utilizados nas parcelas principais. A coleta do material vegetal foi realizada em 17/10/07, quando a aveia encontrava-se no estágio de maturação fisiológica e a ervilhaca no pleno florescimento. Foram coletadas três subamostras de 0,5 m linear nos tratamentos com aveia solteira e de 0,25 m² nos tratamentos com ervilhaca. No consórcio, procedeu-se a separação da aveia e ervilhaca para avaliar a contribuição de cada espécie na produção total de MS. A fim de diminuir a variabilidade do material a ser usado no estudo, a ervilhaca foi separada em talos e folhas e a aveia teve as panículas descartadas. Em seguida o material foi seco ao ar e armazenado em ambiente seco até sua utilização. A secagem ao ar do material foi feita para evitar possíveis alterações das suas características químicas caso ele fosse submetido à secagem em estufa.

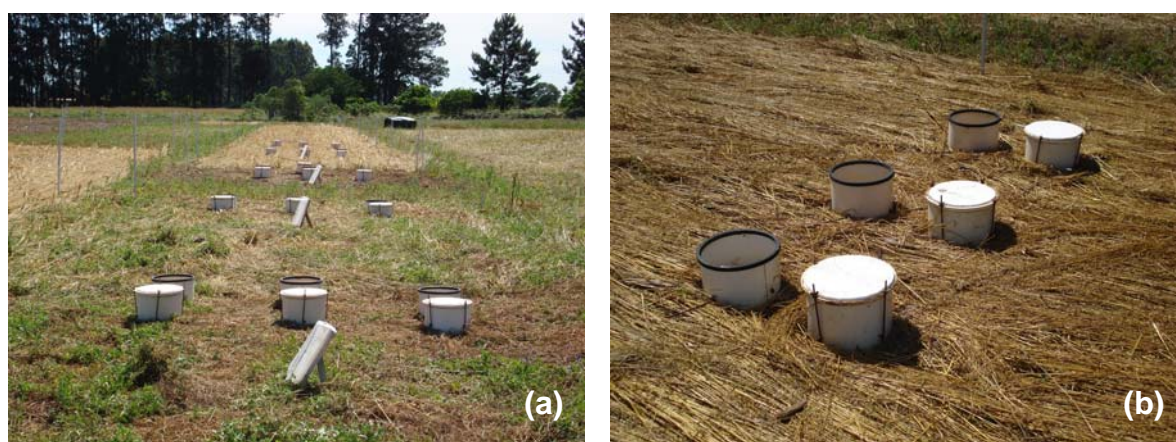


Figura 3.1 – Vista geral do experimento (a) e das unidades experimentais utilizadas em um dos tratamentos (b).

Nos RC secos ao ar foram determinados os teores de C e N total (TEDESCO et al., 1995) e os teores de carbono (Csa) e nitrogênio solúvel em água (Nsa) presentes na fração solúvel em água fria (AITA, 1996). Nos DLB, além das análises de pH, MS, C, N total e N amoniacal descritas no material e métodos geral, também foram determinados os teores de Csa e Nsa. Para a extração da fração solúvel em água fria, utilizou-se 0,5 g de RC picado e 15 g de DLB em 50 mL de água destilada, agitando-se a mistura mecanicamente durante 30 minutos. Após a agitação o

material foi filtrado em filtro Whatman nº 42. No filtrado, determinou-se a concentração de Csa em uma alíquota de 5 mL de filtrado nos quais foram adicionados 5 mL de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$ 1,25 mol L⁻¹) e 10 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4 18 mol L⁻¹). Utilizou-se calor externo e o $K_2Cr_2O_7$ em excesso foi titulado com sulfato ferroso ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0,5 mol L⁻¹), de acordo com Tedesco et al. (1995). Para a determinação do Nsa utilizaram-se 5 mL do filtrado, os quais foram digeridos conforme procedimento adotado para o tecido vegetal (TEDESCO et al., 1995). Na tabela 3.1 é apresentada a composição física e química bem como as quantidades adicionadas dos DLB e dos RC das plantas de cobertura, utilizados no experimento.

3.2.4 Avaliação da mineralização do C

A mineralização do C dos materiais orgânicos foi avaliada por meio da medição contínua da evolução de C-CO₂ durante 99 dias. Para tal utilizou-se um dispositivo descrito por Aita et al. (2006), constituído de uma câmara estática construída a partir de tubos de cloreto de polivinil (PVC) com diâmetro de 0,30 m e 0,30 m de altura. Na parte superior foi colocada uma borracha para facilitar a sua completa vedação pela tampa, impedindo trocas gasosas com a atmosfera externa. A tampa foi constituída de uma chapa de zinco galvanizado, fixada ao cilindro de PVC por meio de quatro parafusos externos distribuídos simetricamente em sua circunferência. Para impedir o aquecimento excessivo da tampa de zinco galvanizado e, conseqüentemente, da atmosfera interna das câmaras, foi colado sobre a mesma uma lâmina de isopor com uma espessura de 0,01 m. No interior da câmara e a uma altura de 0,07 m da superfície do solo foi instalada uma armação em ferro, em forma de “X”, para suportar o recipiente de plástico (0,04 m de altura e diâmetro interno de 0,13 m) que continha a solução alcalina (NaOH 1 mol L⁻¹) utilizada para captar o C-CO₂ evoluído.

As câmaras foram instaladas no dia em que as espécies foram manejadas (19/10/07), na extremidade das parcelas considerando-se uma bordadura de um metro. Todos os RC presentes na superfície do solo foram retirados e as câmaras inseridas até uma profundidade de 0,05 m, onde permaneceram até o final do estudo. No interior das câmaras foram adicionados os RC das plantas de cobertura, secos ao ar, em quantidades equivalentes as suas produções de MS (Figura 3.2).

Para determinar a MS uma subamostra de cada constituinte foi colocada em estufa a 65 °C até peso constante.

Tabela 3.1 – Composição física e química e quantidades adicionadas dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) e dos resíduos culturais de aveia (RCA), ervilhaca (RCE) e aveia+ervilhaca (RCA+E) utilizados no experimento.

Resíduo orgânico	MS ¹	C	Csa	N total	N amoniacal	N orgânico	Nsa	C/N	pH
----- g kg ⁻¹ -----									
DLB	103,9	23,1	2,63	2,22	0,78	1,44	1,01	10	7,4
RCA	-	452,9	4,93	6,40	-	-	2,63	71	-
RCE	-	419,7	63,96	33,57	-	-	8,94	13	-
RCA+E	-	443,7	40,37	24,82	-	-	7,24	17	-
----- kg ha ⁻¹ -----									
DLB	5.616	1.249	142	120	42,2	77,8	54	-	-
RCA	6.257	2.834	34	40	-	-	18	-	-
RCE	3.732	1.566	254	125	-	-	36	-	-
RCA+E ²	5.101	2.261	223	126	-	-	40	-	-

¹MS= matéria seca; C= carbono orgânico total. Os valores de MS, C e N dos dejetos referem-se à base úmida. ²A adição de MS, C, C solúvel, N total e N solúvel pela ervilhaca quando consorciada à aveia foi de 2.372, 1.001, 147, 86 e 21 kg ha⁻¹, respectivamente.

Logo após a instalação de cada câmara e distribuição dos RC na superfície do solo teve início à medida da evolução de CO₂, a qual foi realizada alternadamente nas duas câmaras de cada unidade experimental. Enquanto uma câmara ficava hermeticamente fechada para a captação do C-CO₂ emitido a outra câmara permanecia aberta. Este procedimento teve por objetivo diminuir a interferência das câmaras sobre as condições ambientais ocorridas durante o experimento e consequentemente sobre o processo de decomposição dos materiais orgânicos no solo. No interior das câmaras, e sobre a armação em ferro, em forma de "X", foi colocado um recipiente contendo uma solução de 100 mL de NaOH 1 mol L⁻¹ para captar o CO₂ evoluído. O excesso de NaOH em cada coleta foi titulado com HCl 1 mol L⁻¹ em presença de BaCl₂ 1 mol L⁻¹ em excesso (STOTZKY, 1956). Em local próximo as 36 câmaras, foi instalada uma câmara com o fundo vedado, ou seja, sem o contato do seu interior com o solo (prova em branco), com a finalidade de

determinar a quantidade de C-CO₂ presente na atmosfera interna das câmaras para descontar dos demais tratamentos em cada avaliação realizada.

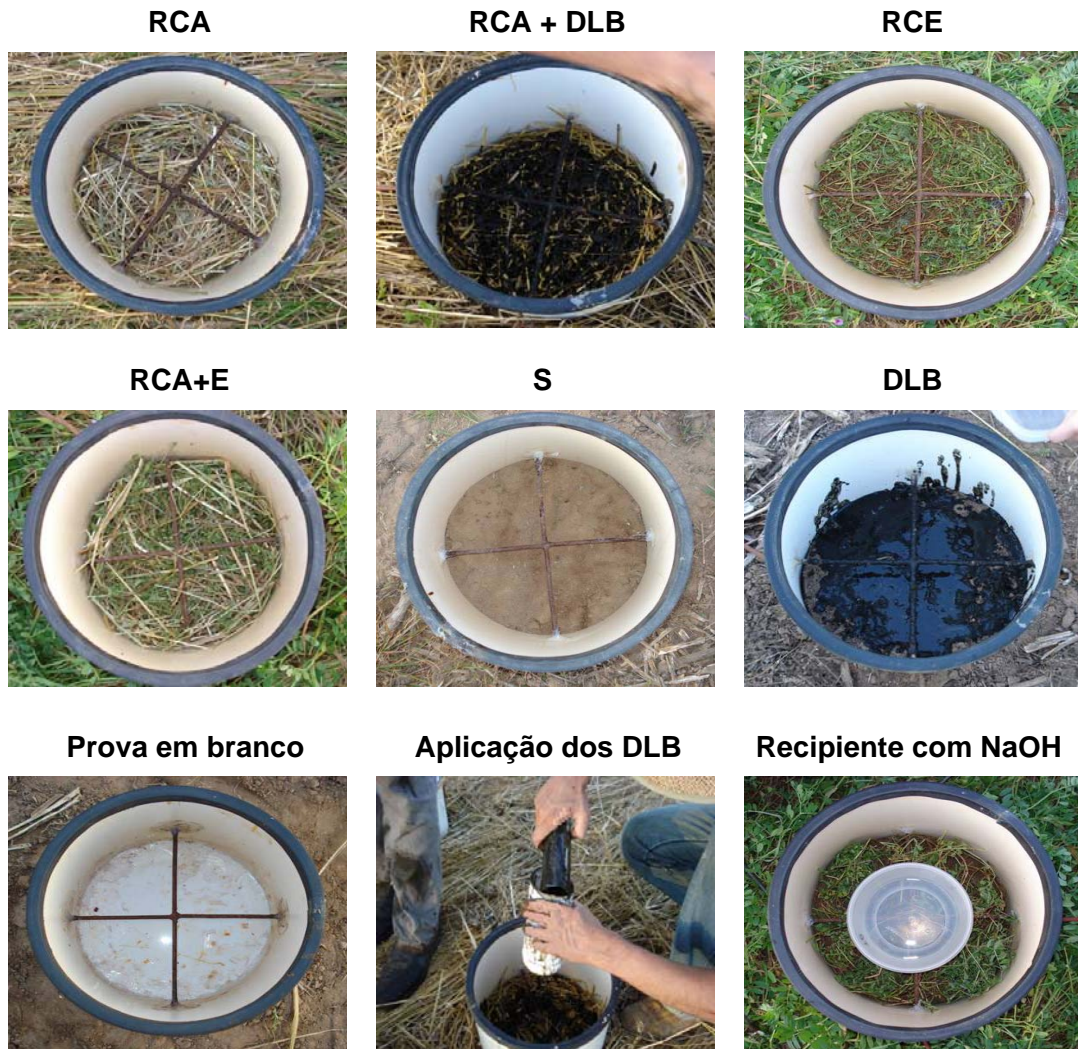


Figura 3.2 – Tratamentos avaliados (RCA= resíduos culturais de aveia; RCA + DLB= resíduos culturais de aveia + 54 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de bovinos; RCE= resíduos culturais de ervilhaca; S= solo descoberto; DLB= 54 m³ ha⁻¹ de DLB), prova em branco, aplicação dos DLB sobre os RCA e recipiente com NaOH utilizado para captar o CO₂ evoluído.

A frequência para a troca da solução de NaOH foi diária durante a primeira semana e a partir desse período variou conforme a intensidade da atividade microbiana. Após cada ocorrência de precipitação pluviométrica e sempre que possível, foram efetuadas as trocas da solução receptora (NaOH) e, naquelas câmaras que permaneceram fechadas captando o CO₂ evoluído, era adicionada água. Considerando que o movimento lateral de água das precipitações provocava o umedecimento de parte do solo do interior dos cilindros, optou-se por adicionar, após

cada evento pluviométrico, somente 1/3 do seu volume total da precipitação, registrada em pluviômetro próximo ao experimento.

Os DLB foram aplicados nas câmaras dos tratamentos T2 e T6 em 25/10/07, seis dias após o início do estudo, ou seja, após o manejo das espécies. Nestes tratamentos, até então, foi medido apenas o C-CO₂ evoluído da palha de aveia e do solo. Para a aplicação dos dejetos, um volume de 3,0 L do material foi amostrado em um béquer, homogeneizado com um bastão de vidro e o volume necessário (382 mL) colocado em uma proveta graduada. Um recipiente plástico com o fundo perfurado foi utilizado para a distribuição homogênea dos dejetos no interior das câmaras (Figura 3.2).

O fluxo de CO₂ (F_{C-CO_2}) para a atmosfera em cada intervalo de coleta foi calculado a partir da seguinte equação:

$$F_{C-CO_2} = \left[\frac{(QC \div 100)}{A \times t} \right] \quad (1)$$

sendo, F_{C-CO_2} o fluxo de C-CO₂ (kg ha⁻¹ h⁻¹) no intervalo de tempo t ; QC a quantidade de C-CO₂ (mg de C-CO₂) captada pela solução de NaOH no intervalo de tempo t ; A a área da câmara (m²); e t o tempo em horas.

O valor de QC foi determinado conforme a seguinte equação:

$$QC = [((VB - VT) \times N \times E)] \quad (2)$$

onde, QC é a quantidade de C-CO₂ evoluída (mg de C-CO₂); VB é o volume (mL) gasto de HCl para titular o NaOH da prova em branco; VT é o volume (mL) de HCl gasto para titular o NaOH dos tratamentos; N é a normalidade do HCl; e E é o equivalente-grama do C (6).

A quantidade de C-CO₂ emitida entre duas coletas foi obtida multiplicando-se o F_{C-CO_2} pelo tempo em horas transcorrido durante essas coletas. Para o cálculo da quantidade acumulada de C-CO₂ em cada tratamento, foram somadas as quantidades de C-CO₂ determinadas em cada coleta.

A taxa de mineralização do C (Tmc) foi calculada em cada data de avaliação por meio da seguinte equação:

$$Tmc = \left[\frac{(QCTrat - QCTest)}{(QCAdic \times t)} \right] \times 100 \quad (3)$$

sendo, Tmc a taxa de mineralização do C (% do C adicionado dia⁻¹); $QCTrat$ a quantidade de C-CO₂ emitida nos tratamentos contendo os RC e, ou, os DLB (kg ha⁻¹); $QCTest$ a quantidade de C-CO₂ emitida no tratamento solo descoberto (kg ha⁻¹); $QCAdic$ a quantidade de C adicionada nos tratamentos com RC e, ou, DLB (kg ha⁻¹); e t o tempo em dias.

A mineralização aparente do C (MC) dos RC e dos DLB foi calculada com base nos dados de C-CO₂ medidos em cada data de avaliação. Para isso, assumiu-se que tanto os RC das plantas de cobertura como os DLB não afetaram a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (efeito “*priming*”). O cálculo da MC foi realizado de acordo com a seguinte equação:

$$MC = \left[\frac{(QCTrat - QCTest)}{(QCAdic)} \right] \times 100 \quad (4)$$

onde, MC é a mineralização aparente do C (% do C adicionado); $QCTrat$ é a quantidade de C-CO₂ emitida nos tratamentos contendo os RC e os DLB (kg ha⁻¹); $QCTest$ é a quantidade de C-CO₂ emitida no tratamento solo descoberto (kg ha⁻¹); $QCAdic$ é a quantidade de C adicionada nos tratamentos com RC e DLB (kg ha⁻¹).

3.2.5 Análise estatística

Para os dados relativos aos de fluxos de C-CO₂ e Tmc foi calculado, em cada data de avaliação, o erro padrão da média. Já os resultados referentes a mineralização acumulada de C foram submetidos à análise da variância e as médias de tratamentos comparadas pelo teste de Tukey a 5 %.

3.3 Resultados e Discussão

A emissão de C-CO₂ teve início logo após o manejo das plantas de cobertura de solo e foi medida continuamente entre as fileiras da cultura da mamona. Assim, o C-CO₂ quantificado é oriundo da decomposição dos materiais orgânicos adicionados ao solo (resíduos culturais e DLB), das raízes das plantas de cobertura, da matéria orgânica do solo (MOS), e da respiração das raízes da mamona. Na fase inicial do experimento a contribuição das raízes da mamona para a emissão de C-CO₂ deve ser pequena e pode aumentar com o desenvolvimento da cultura.

3.3.1 Fluxos de C-CO₂ no solo com resíduos culturais de plantas de cobertura

A adição dos RC ao solo aumentou os fluxos de C-CO₂ (F_{C-CO_2}) para a atmosfera em relação ao solo descoberto (Figura 3.3), sendo que esse aumento foi maior nos primeiros 20 dias após o aporte dos RC ao solo. Nesse período, o F_{C-CO_2} médio atingiu 1,80 kg ha⁻¹ h⁻¹ nos RCE, 1,69 kg ha⁻¹ h⁻¹ nos RCA+E e 1,32 kg ha⁻¹ h⁻¹ nos RCA. Já no tratamento com solo descoberto o F_{C-CO_2} médio foi de apenas 0,64 kg ha⁻¹ h⁻¹. Esse aumento na emissão de C-CO₂ logo após o manejo das plantas de cobertura se deve ao ataque microbiano aos compostos de mais fácil decomposição dos RC, principalmente aqueles solúveis em água.

Após 20 dias do manejo das plantas de cobertura, os F_{C-CO_2} reduziram e foram próximos entre os tratamentos com RC, atingindo um valor médio de 0,96 kg ha⁻¹ h⁻¹. Nesse mesmo período, no tratamento solo descoberto o F_{C-CO_2} médio foi 0,57 kg ha⁻¹ h⁻¹. A redução no F_{C-CO_2} nos tratamentos com RC ocorreu em função de que após a degradação da fração de compostos carbonados mais lábeis, restam nos RC compostos de mais difícil decomposição como celulose, hemicelulose e lignina. A biodegradação desses compostos é mais lenta e dependente da atividade de alguns grupos de microrganismos, os quais sintetizam as enzimas necessárias para a degradação dos mesmos. O F_{C-CO_2} obtido no pousio está próximo aos valores obtidos por Da Ros (2004), Giacomini (2005) e Aita et al. (2006) trabalhando nas mesmas condições edafoclimáticas do presente estudo, indicando que esse possivelmente seja o fluxo basal de C-CO₂ desse solo no período de primavera/verão.

Observa-se na tabela 3.1 que embora a quantidade de C adicionado com os RC de aveia+ervilhaca tenha superado em 44% aquela adicionada com os RC da ervilhaca, os F_{C-CO_2} entre esses dois tratamentos foram semelhantes. Tal resultado deve-se às diferenças que os RC apresentam quanto à taxa de mineralização (Figura 3.6), a qual é condicionada, entre outros fatores, pela qualidade bioquímica dos RC (Tabela 3.1).

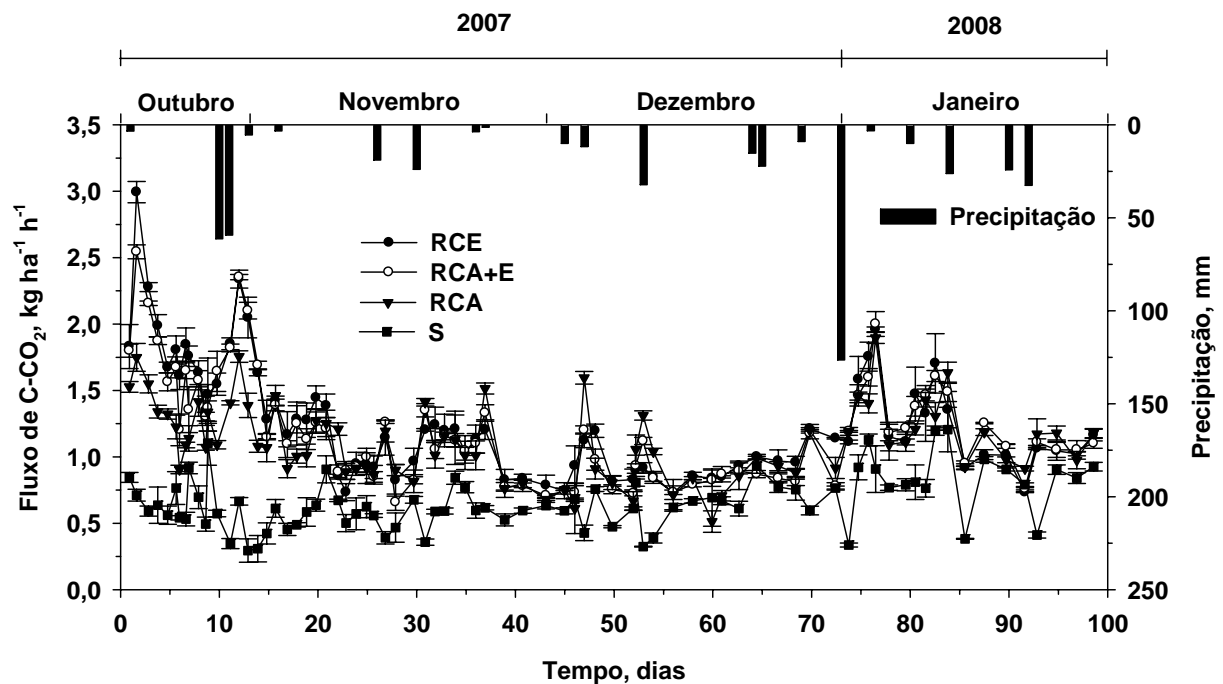


Figura 3.3 – Fluxos de C-CO₂ em solo descoberto (S) e com a adição de resíduos culturais de ervilhaca (RCE), aveia+ervilhaca (RCA+E) e aveia (RCA) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.

Na figura 3.3, observa-se que logo após o manejo das plantas de cobertura o F_{C-CO_2} aumentou da primeira para a segunda avaliação. Tal resultado deve estar ligado a pequena precipitação (3,4 mm) ocorrida logo após a primeira avaliação e à fase de adaptação da população microbiana ao substrato, onde ocorre a síntese de enzimas e outros compostos para a degradação do mesmo. Ainda, observa-se que esse comportamento foi semelhante entre os três tipos de RC utilizados. Trabalhando em colunas deformadas, Coppens (2005) também verificou um período de adaptação dos microrganismos ao substrato adicionado ao solo, sendo a duração desse período superior nos tratamentos onde a palha foi mantida na superfície do

que quando incorporada ao solo. Tal resultado foi atribuído ao menor contato entre os resíduos e o solo quando eles foram mantidos na superfície do solo.

As flutuações nos F_{C-CO_2} estiveram em muitos casos relacionados aos eventos pluviométricos. Observa-se que esse efeito da chuva foi mais pronunciado nos tratamentos com RC do que no solo descoberto. Isso deve estar relacionado não somente à disponibilidade de C para os microrganismos, mas também à qualidade do C. Enquanto nos RC os compostos carbonados são de fácil decomposição, grande parte do C presente na MOS está humificado, sendo de difícil decomposição. Esse efeito da chuva sobre a emissão de C-CO₂ fica evidente nas duas primeiras semanas após o início da avaliação. Observa-se que após um aumento do F_{C-CO_2} até a segunda avaliação, os F_{C-CO_2} decrescem até a 11ª avaliação. Com a ocorrência de duas chuvas (61 e 59 mm) nas duas avaliações seguintes ocorreu um aumento dos F_{C-CO_2} para valores próximos aos observados no início do experimento. Essa oscilação nos F_{C-CO_2} está ligada ao efeito da disponibilidade de água na atividade dos microrganismos. Com a ocorrência de períodos de baixa precipitação, o déficit de água reduz a atividade microbiana e conseqüentemente a emissão de C-CO₂. Quando da ocorrência de chuvas, o umedecimento do solo cria condições favoráveis à atividade dos microrganismos, o que aumenta a atividade enzimática e a taxa de respiração dos mesmos, elevando o consumo de oxigênio e a produção de CO₂ (JABRO et al., 2008). Além disso, os ciclos de secagem e umedecimento podem favorecer a liberação dos compostos solúveis em água para o solo, onde se tornam mais acessíveis ao ataque microbiano. Aita et al. (2006), avaliando a decomposição de palha de aveia em plantio direto, também verificaram que em períodos secos ocorreu redução na emissão de C-CO₂ para a atmosfera, evidenciando que a taxa de decomposição dos materiais orgânicos nesse sistema está intimamente relacionada aos ciclos de umedecimento e secagem do solo.

3.3.2 Fluxos de C-CO₂ no solo com dejetos líquidos de bovinos.

A aplicação dos dejetos líquidos de bovinos sobre a palha de aveia (RCA + DLB) e o solo (DLB) aumentou o F_{C-CO_2} para a atmosfera, sendo que esse aumento foi mais elevado nas primeiras horas após a aplicação dos DLB. Verifica-se que, os F_{C-CO_2} na primeira avaliação realizada 16 h após a aplicação dos dejetos, atingiram valores de 3,49 e 3,33 kg ha⁻¹ h⁻¹ nos tratamentos RCA + DLB e DLB,

respectivamente (Figura 3.4). Com exceção do F_{C-CO_2} obtido na segunda avaliação no tratamento RCA + DLB observa-se uma rápida diminuição dos F_{C-CO_2} nos dois tratamentos com DLB. Por exemplo, na terceira avaliação (46 h da aplicação) o F_{C-CO_2} reduziu para $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no tratamento RCA + DLB e $1,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no tratamento DLB.

Esse aumento na emissão de C-CO₂ logo após a aplicação de DLB também foi constatado em outros trabalhos (GÈNERMONT, 1996; FLESSA; BEESE, 2000; ROCHETTE et al. 2006) sendo atribuído principalmente à liberação do C-CO₂ dissolvido nos dejetos e aquele formado a partir do HCO₃⁻ e CO₃²⁻ gerados durante o armazenamento desses resíduos (FLESSA; BEESE, 2000). Essas formas de carbono inorgânico dissolvido nos dejetos são formadas a partir do CO₂ produzido pela hidrólise da uréia e pela decomposição anaeróbia dos ácidos orgânicos voláteis, durante o armazenamento dos dejetos líquidos em esterqueira anaeróbica (SOMMER; HUSTED, 1995). Além disso, parte do C-CO₂ emitido nessa fase pode ter origem da decomposição de compostos de baixo peso molecular, tais como ácidos graxos voláteis, os quais são produzidos durante a fermentação dos dejetos líquidos em esterqueiras anaeróbicas (KIRCHMANN; LUNDVALL, 1993).

Em condições de campo e em um estudo de curta duração, Gènermont (1996) utilizando um sistema automático para avaliar a emissão de CO₂ verificou que logo após a aplicação de $132 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB na superfície do solo o F_{C-CO_2} passou de $0,58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para $13,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Após 30 minutos da aplicação dos DLB o F_{C-CO_2} reduziu para $4,58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, sendo que nas primeiras 7,5 h após a aplicação dos DLB o F_{C-CO_2} médio foi de $3,46 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Tais resultados indicam que a liberação do C-CO₂ dissolvido e aquele formado a partir do HCO₃⁻ e CO₃²⁻ contidos nos dejetos é rápida e ocorre nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos. No presente estudo a primeira quantificação do C-CO₂ evoluído foi realizada 16 h após a aplicação dos DLB, sendo determinado um F_{C-CO_2} de $3,33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Na literatura nacional não foram encontrados resultados de pesquisa, tanto em condições de laboratório como de campo, sobre a emissão de C-CO₂ com o uso de DLB. Trabalhando com dejetos líquidos de suínos em plantio direto Aita et al. (2006), também verificaram aumento nos fluxos de C-CO₂ logo após a aplicação dos dejetos sobre a palha ou em solo descoberto. Esses autores também atribuíram esse efeito a dissociação dos carbonatos presentes nos dejetos. No Canadá, Chantigny et al. (2001) relataram que nas primeiras 10 h de avaliação após

incorporarem dejetos de suínos juntamente com a palha de cevada, 5% do C adicionado com estes materiais evoluiu como C-CO₂, sendo que este valor foi próximo da proporção inicial de carbono inorgânico presente nos dejetos.

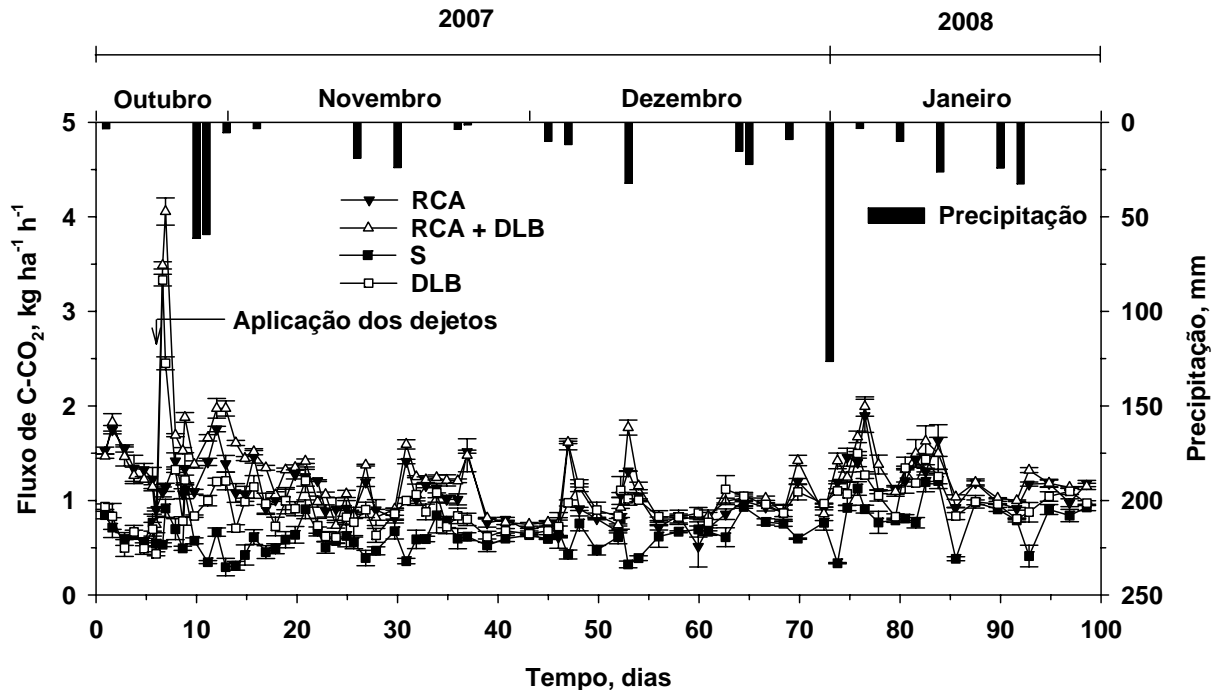


Figura 3.4 – Fluxos de C-CO₂ no solo descoberto (S) e com a adição de resíduos culturais de aveia (RCA), com a aplicação de dejetos líquidos de bovinos em solo descoberto (DLB) e sobre os resíduos culturais de aveia (RCA + DLB) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.

Após 20 dias da aplicação dos DLB, observa-se que os F_{C-CO_2} reduziram ainda mais, indicando que o C mais facilmente decomponível presente nos dejetos foi utilizado pela população microbiana, restando apenas compostos recalcitrantes de difícil biodegradação. O F_{C-CO_2} médio após esse período nos tratamentos RCA + DLB e DLB foram, respectivamente, 1,15 kg ha⁻¹ h⁻¹ e 0,96 kg ha⁻¹ h⁻¹. Essa dinâmica na emissão de CO₂, com maiores fluxos nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos ao solo, corrobora resultados de diversos estudos realizados em condições de laboratório (DA LUZ, 2007; GIACOMINI et al., 2008a) e de campo (ROCHETTE et al., 2006; GIACOMINI et al., 2008b). No entanto, o período de duração e a intensidade de cada uma dessas fases são afetados pelas características físicas e

químicas dos dejetos. Além disso, o tipo de dejetos apresenta grande influência sobre a dinâmica da emissão de C-CO₂ para atmosfera (VINTHER; MAAG, 1999).

Observa-se na figura 3.4 que, de maneira geral, o aumento nos F_{C-CO_2} provocado pela aplicação dos dejetos foi maior quando eles foram aplicados em solo descoberto do que sobre a palha de aveia. Por exemplo, nos primeiros 20 dias após a aplicação dos dejetos (Figura 3.4), a diferença média dos F_{C-CO_2} entre os tratamentos DLB e S foi de 0,53 kg ha⁻¹ h⁻¹ e entre RCA + DLB e RCA de 0,44 kg ha⁻¹ h⁻¹. Após esse período e até o final do experimento essa diferença média reduziu e se manteve constante em 0,26 kg ha⁻¹ h⁻¹ e 0,09 kg ha⁻¹ h⁻¹, respectivamente. Essa redução no F_{C-CO_2} quando os dejetos foram aplicados sobre a palha comparados a sua aplicação sobre o solo, pode ser atribuída à barreira física criada pela palha de aveia, a qual diminui o contato entre os dejetos e o solo. O fracionamento físico da matéria seca dos DLB utilizados no presente estudo revelou que mais de 78 % do C adicionado com esse material orgânico encontrava-se em na fração maior que 0,42 mm. Na figura 3.5 observa-se que logo após a aplicação dos DLB parte do material particulado presente nos dejetos permaneceu sobre a palha, reforçando a hipótese de que a palha deve ter limitado que os microrganismos do solo tivessem acesso ao C presente nessa fração dos DLB. Além disso, a perda de umidade naqueles dejetos que permanecem sobre a palha deve ser mais rápida do que naqueles presentes na superfície do solo.

O fato das diferenças nos fluxos após os 20 dias dos tratamentos RCA + DLB e RCA reduzirem ainda mais quando comparadas com os tratamentos DLB e S sugere que após a fase inicial restaram compostos carbonados que dependem ainda mais do contato com o solo. Reforçando a idéia de que nos primeiros 20 dias foi decomposta a fração mais facilmente decomponível dos dejetos que é independente do contato com solo. Conforme evidenciado por Aita et al. (2006) em um estudo onde dejetos líquidos de suínos foram aplicados sobre a palha e o solo, este resultado reforça a idéia de que quando doses equivalentes de dejetos forem aplicadas sobre resíduos culturais de aveia a contribuição dos DLB para o C orgânico do solo poderá ser maior do que quando eles forem aplicados sobre solo descoberto.



Figura 3.5 – Material particulado presente nos dejetos líquidos de bovinos que permaneceu sobre a palha de aveia logo após a sua aplicação no campo.

Considerando as características da palha, a qual apresentou baixos teores de N (alta C/N), era esperado que a aplicação dos dejetos sobre a palha provocasse um aumento mais expressivo nos F_{C-CO_2} comparado com a palha sem dejetos. Já que o N aplicado com os DLB poderia suprir a demanda desse elemento pela população microbiana decompositora, possibilitando que essa utilizasse o C da palha e consequentemente aumentasse a mineralização do C presente na mesma. No entanto, a barreira física provocada pela palhada de aveia impedindo o contato do solo com os dejetos deve contribuir para redução dos F_{C-CO_2} no tratamento RCA + DLB. A ausência desse efeito corrobora resultados obtidos por Aita et al. (2006), que após aplicar dejetos de suínos ricos em N amoniacal sobre a palha de aveia não verificaram aumento no fluxo de C-CO₂ para a atmosfera comparado a palha sem dejetos.

3.3.3 Taxa de mineralização dos materiais orgânicos

A taxa de mineralização do C (Tmc) diferiu entre os RC avaliados (Figura 3.6). No entanto, a Tmc dos RC apresentou um padrão semelhante, com uma fase inicial rápida nos primeiros 20 dias após o manejo das plantas de cobertura, seguida de outra mais lenta durante o restante do período de avaliação. Nos primeiros 20 dias após o manejo das plantas de cobertura a Tmc média dos RCE, RCA+E e RCA foi de 1,67%, 1,03% e 0,55 % do C adicionado dia⁻¹, respectivamente. Tais resultados corroboram aqueles obtidos em diversos estudos em que a Tmc de leguminosas

superou aquela de gramíneas, tanto em condições de campo (AITA; GIACOMINI, 2003; COCHRAN; KOENIG, 1994) como de laboratório (DAHLIN et al., 2008).

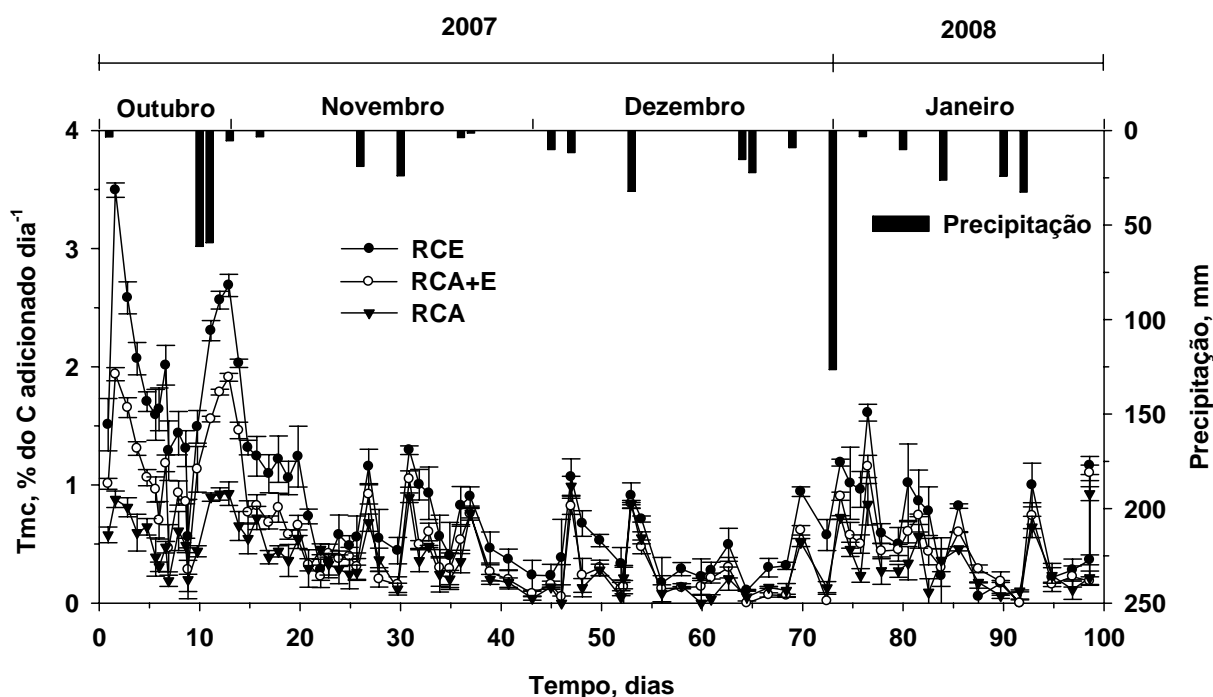


Figura 3.6 – Taxa de mineralização do C (T_{mc}) dos resíduos culturais de ervilhaca (RCE), aveia+ervilhaca (RCA+E) e aveia (RCA) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.

A redução da T_{mc} dos RCA+E, ficando em um nível intermediário daquela observada para os RCA e os RCE, pode ser atribuída a inclusão da aveia no consórcio. Observa-se na tabela 3.1, que com a introdução da aveia no consórcio ocorreu uma redução nas concentrações de C e N solúvel em relação a ervilhaca solteira. Com isso diminui a quantidade de compostos de mais fácil decomposição.

As quantidades adicionadas de C e N nas formas solúveis com os RC, e suas relações C/N, foram relativamente similares às obtidas por Aita e Giacomini (2003), exceto para os RC da aveia, porém inferiores no presente estudo, especialmente o C. Em parte isso pode ser explicado pelo estágio em que foram coletados os RC da aveia. Enquanto no trabalho de Aita e Giacomini (2003) a palha foi coletada no pleno florescimento, no presente estudo a coleta foi efetuada na maturação fisiológica, o que provavelmente favoreceu a diminuição dos compostos solúveis em água. Conforme ressaltam Reinertsen et al. (1984) a fração solúvel exerce grande influência na taxa de mineralização dos resíduos culturais. Esse aspecto fica bem

ilustrado no trabalho de Bertrand et al. (2009). Esses autores avaliaram em condições de laboratório a mineralização do C de resíduos culturais de trigo (entre nós), coletados em diferentes estágios fisiológicos (florescimento pleno, 20 dias após o florescimento pleno e na maturação fisiológica). Ao final de 111 dias, os autores verificaram que tanto a emissão cumulativa de C-CO₂, como as taxas de decomposição dos resíduos foram inversamente proporcionais ao estágio em que foram coletados os materiais, sendo que a diferença entre os tratamentos na taxa de mineralização do C foi maior nos primeiros 10 dias de incubação. A explicação para tal resultado foi de que com a maturação dos tecidos há uma queda no teor de componentes solúveis, aumentando a contribuição de substâncias mais recalcitrantes, ou seja, de difícil decomposição, como por exemplo a lignina.

Em um trabalho realizado por Dahlin et al. (2008), em que foi avaliada a mineralização do carbono de diferentes resíduos (pastagens e leguminosas) em condições controladas, a taxa de decomposição desses foi maior nas primeiras horas após o início das avaliações, sendo que esse aumento foi relacionado com o conteúdo de carboidratos e açúcares (compostos solúveis em água) dos materiais. Esses resultados evidenciam que a emissão de C-CO₂ a atmosfera nos primeiros estágios da decomposição de resíduos culturais no solo está intimamente relacionada ao conteúdo de compostos solúveis, os quais são facilmente atacados pelos microrganismos decompositores do solo.

Após os primeiros 20 dias, a *Tmc* (% do C adicionado dia⁻¹) reduziu, atingindo um valor médio de 0,58 nos RCE, 0,38 nos RCA+E e de 0,31 nos RCA. Possivelmente, essa redução esteja ligada a exaustão dos compostos carbonados solúveis e aqueles de mais fácil biodegradação. Trinsoutrot et al. (2000) verificaram, em um estudo de laboratório, uma alta correlação ($r^2 = 0,79$) entre a concentração de carbono solúvel em água e a quantidade de C mineralizado de 47 diferentes tipos de resíduos nos primeiros 7 dias de incubação. A partir dos 28 dias de incubação, esses autores observaram que, outros parâmetros como concentração em celulose, lignina, hemicelulose e relação lignina/N correlacionaram-se melhor com a taxa de decomposição dos resíduos, mostrando claramente que não só a quantidade, mas a qualidade do carbono (formas e tipos) é um fator que determina a taxa de decomposição de RC. Além da exaustão dos compostos facilmente decomponíveis pelos microrganismos, as chuvas de alta intensidade ocorridas até os primeiros 15 dias após o manejo das plantas de cobertura (Figura 3.6), cujo volume totalizou 126

mm de água, provavelmente podem ter contribuído para a diminuição da taxa de mineralização do C dos RC, causando a transferência dos compostos solúveis da palha para zonas além do sítio de decomposição microbiana do solo.

Para os tratamentos com aplicação de DLB sobre os RC de aveia e sobre o solo, a *Tmc* obtida nos primeiros 20 dias de avaliação, foi de 0,66 e 1,24% do C adicionado dia^{-1} , sendo que após esse período as taxas reduziram em aproximadamente 61% (0,26 % do C adicionado dia^{-1}) e 60% (0,49 % do C adicionado dia^{-1}), respectivamente (Figura 3.7). Essa rápida redução da *Tmc* deve-se que a fração do C solúvel em água contida nos dejetos é facilmente hidrolisável e rapidamente utilizada pelos microrganismos do solo (YANG et al., 2002). Observa-se na tabela 3.1 que os dejetos de bovinos adicionaram 4,2 e 3 vezes mais C e N solúvel, respectivamente, em relação à palha de aveia, o que deve ter favorecido a maior taxa de mineralização do C dos dejetos na fase inicial de decomposição. Após a exaustão dessa fração, sobram nos dejetos compostos carbonados de mais difícil decomposição (YANG et al., 2002).

Analisando a *Tmc* dos tratamentos RCA, RCA + DLB e DLB, observa-se que após os primeiros 20 dias os valores médios são de 0,31, 0,26 e 0,49 % do C adicionado dia^{-1} , respectivamente. A menor *Tmc* no tratamento RCA + DLB comparada ao tratamento RCA e principalmente ao DLB, indica que provavelmente parte do C contido nos dejetos não tenha sofrido um ataque microbiano. Isso reforça a hipótese de que à barreira física, criada pela palha de aveia, deve ter limitado o acesso dos microrganismos do solo ao C presente nessa fração dos DLB, diminuindo assim a *Tmc* dos RCA + DLB.

A taxa de mineralização do C presente nos materiais orgânicos foi afetada pelas condições de umidade do solo. Observa-se nas figuras 3.6 e 3.7, que em períodos com baixa precipitação houve uma redução na taxa de mineralização do C. Nessa condição, a deficiência de umidade na residossfera diminui a atividade microbiana e, conseqüentemente, a mineralização do C dos RC e dos DLB. Após a ocorrência de chuvas, observa-se que a *Tmc* aumenta em resposta da biomassa microbiana as melhores condições de umidade no solo.

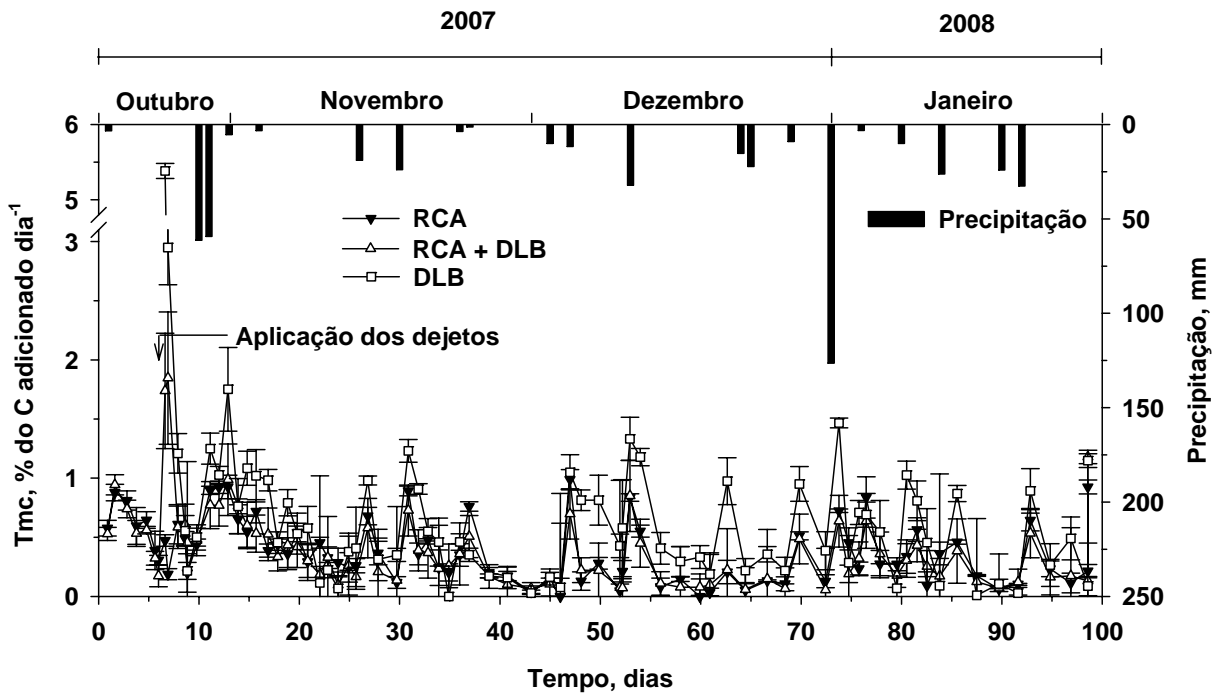


Figura 3.7 – Taxa de mineralização do C (T_{mc}) dos resíduos culturais de aveia (RCA), dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) e da mistura de ambos (RCA + DLB) e precipitação pluviométrica durante o experimento. As barras verticais representam o erro padrão da média.

3.3.4 Mineralização acumulada do C do solo e dos materiais orgânicos

Observa-se na figura 3.8 que a adição dos materiais orgânicos (RC e DLB) ao solo aumentou a quantidade de C-CO₂ emitida para a atmosfera em relação ao tratamento com solo descoberto. As maiores quantidades de C-CO₂ emitidas foram observadas nos tratamentos contendo os RC. O aumento na quantidade de C-CO₂ emitido para a atmosfera provocado pelos RCE, RCA e RCA+E em relação ao solo descoberto foi de 1.214, 1.080 e 924 kg ha⁻¹, respectivamente. Observa-se que mesmo a ervilhaca tendo adicionado menor quantidade de C do que os outros RC, a quantidade de C mineralizada nesse tratamento não diferiu dos demais. Esse resultado pode ser explicado pela quantidade total de C-CO₂ produzida, que não depende apenas da quantidade de C adicionada ao solo, mas também da T_{mc} dos RC, a qual foi maior com os RCE.

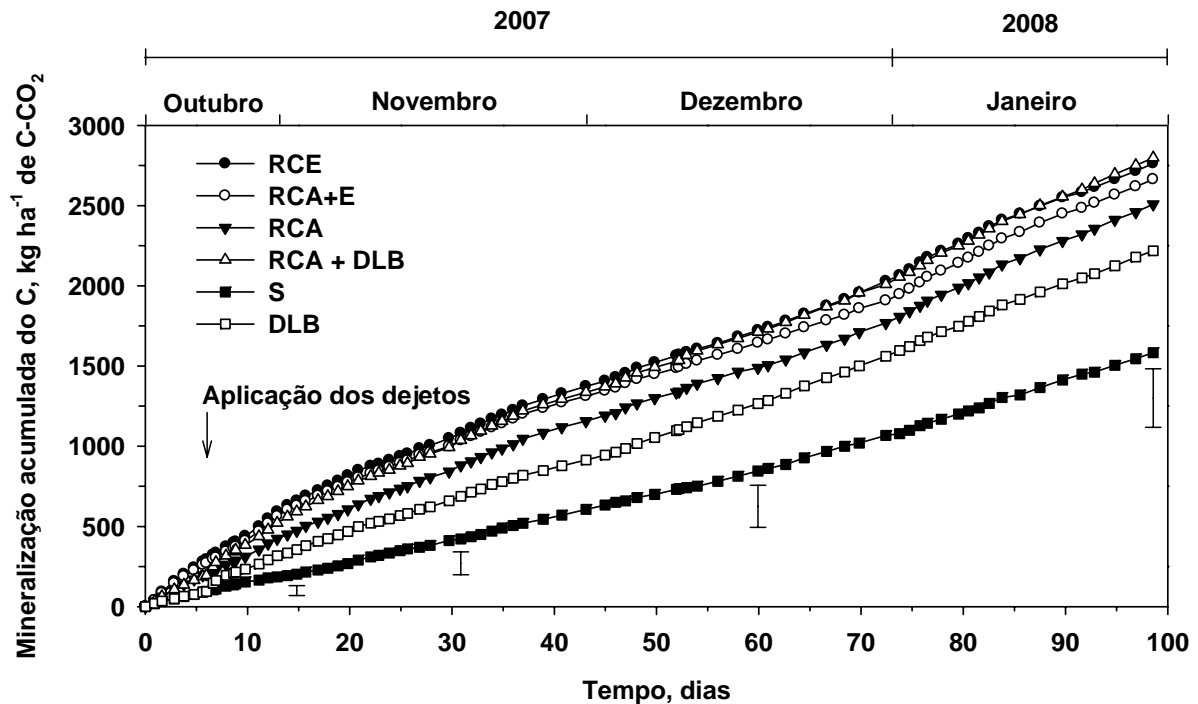


Figura 3.8 – Mineralização acumulada do C dos resíduos culturais de ervilhaca (RCE), aveia+ervilhaca (RCA+E), aveia (RCA), aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB), do solo com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (DLB) e do solo (S). As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%), entre médias de tratamentos e em datas de avaliação escolhidas aleatoriamente.

A partir dos resultados da figura 3.8, é possível avaliar o efeito da aplicação dos DLB sobre a decomposição dos RCA. A quantidade de C-CO₂ emitida a partir dos RCA + DLB foi de 1214 kg ha⁻¹ (C-CO₂ RCA + DLB - C-CO₂ solo descoberto), sendo 28% inferior a soma do C-CO₂ proveniente dos DLB (634 kg ha⁻¹) e dos RCA (924 kg ha⁻¹), quando utilizados isoladamente. Esse resultado contraria a hipótese de que a adição de N mineral com os DLB sobre a palha de aveia pobre em N (alta C/N) aumentaria a quantidade do C mineralizado presente na palha de aveia. O fato dos DLB não terem provocado um aumento na quantidade de C mineralizado da palha de aveia pode estar ligado a dois aspectos principais. O primeiro está relacionado às elevadas precipitações (121 mm) ocorridas nos primeiros dias após a aplicação dejetos. Possivelmente, essas chuvas tenham causado a saída do N mineral para além da zona de decomposição, impedindo que o mesmo fosse utilizado pela população microbiana e conseqüentemente não aumentasse a mineralização do C da palha. Aliado a isso, o contato limitado entre o solo, os dejetos e a palha no sistema plantio direto, pode ter dificultado o acesso dos microrganismos a estas fontes de carbono. O segundo aspecto deve-se que após a

aplicação dos dejetos, grande parte da fração grosseira presente nesse material orgânico permaneceu sobre a palha de aveia. Tal condição deve ter contribuído para que a quantidade de C mineralizada no tratamento RCA + DLB fosse inferior àquela determinada pela soma das quantidades de C mineralizada com o uso isolado desses materiais orgânicos. Isso porque, conforme discutido anteriormente, a permanência de parte dos dejetos sobre a palha deve ter diminuído a mineralização do C presente nessa fração dos dejetos, quando comparado a sua aplicação em solo descoberto. Dessa forma, conforme ressaltam Aita et al. (2006), mesmo que os dejetos possam ter aumentado a mineralização do C presente na palha, esse efeito seria mascarado pelo efeito da barreira física provocada pela palhada.

Ao contrário do observado para dejetos líquidos de suínos, na literatura nacional e internacional disponível, não foi encontrado trabalhos onde se avaliou o efeito da aplicação de DLB sobre a decomposição de palhas de cereais. Saviozzi et al. (1997) trabalhando em condições controladas verificaram que a incorporação conjunta da palha de trigo (C/N= 79,6/1) com dejetos líquidos de suínos provocou um incremento na mineralização do C da palha em 23%. Em condições de campo, Chantigny et al. (2001) também verificaram efeito positivo da incorporação conjunta da palha de cevada (C/N= 47,3/1) e dejetos de suínos ao solo sobre a decomposição da palha. Em sistema plantio direto, Aita et al. (2006) ao aplicarem 40 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos (80 e 119 kg ha⁻¹ de N mineral, respectivamente em dois anos consecutivos) sobre resíduos culturais de aveia preta (C/N= 45/1, média dos dois anos) não constataram efeito da adição de N mineral via dejetos de suínos sobre a mineralização do C da palha de aveia. Segundo esses autores, tal resultado pode ser atribuído às precipitações ocorridas após a distribuição dos dejetos e o reduzido contato entre o solo e os materiais orgânicos, o que pode ter dificultado o acesso dos microrganismos a estas fontes de C e N. A incorporação uniforme da palha e dos dejetos ao solo, realizada nos trabalhos de Saviozzi et al. (1997) e Chantigny et al. (2001), deve otimizar a relação entre as dinâmicas do N e do C durante a decomposição, fazendo com que o aumento na disponibilidade de N, condicionada pelos dejetos, estimule a população microbiana do solo acelerando a mineralização do C da palha. A composição bioquímica dos resíduos culturais e dos dejetos utilizados em cada trabalho também podem contribuir para as diferenças observadas.

Com o objetivo de avaliar a influência do contato entre o solo e a palha+dejetos de suínos sobre a mineralização do C da palha de aveia Giacomini et al. (2008a,b) realizaram experimentos de campo e de laboratório. Nesses estudos os resultados indicaram que os dejetos de suínos não provocaram aumento da mineralização do C da palha de aveia (C/N= 46,5/1) tanto na superfície como incorporados ao solo. Segundo esses autores possivelmente esse efeito esteja ligado ao baixo valor da relação C/N da palha. É provável que a quantidade de N presente na palha tenha atendido a demanda em N dos microrganismos atuantes na decomposição dos constituintes carbonados da mesma. Além disso, o N proveniente da mineralização da MOS também pode ter contribuído para complementar as necessidades microbianas relativas a este nutriente.

Para avaliar precisamente o efeito do N mineral aplicado com os dejetos de suínos sobre a mineralização do C de uma palha de trigo Da Luz (2007) desenvolveu um estudo em condições controladas onde utilizou uma palha de trigo (C/N= 65,2/1) enriquecida com ^{13}C , possibilitando desta forma a avaliação da mineralização real do C da palha. Nesse estudo os dejetos foram utilizados com a palha em três tratamentos: 1) incorporados juntamente com a palha; 2) incorporados ao solo e a palha mantida na superfície do solo; e 3) aplicados sobre a palha presente na superfície do solo. Os resultados obtidos indicaram que a incorporação conjunta dos dejetos com a palha não aumentou a mineralização do C da palha comparado à palha incorporada isoladamente e quando utilizados com a palha em superfície, os dejetos aumentaram a mineralização do C somente no tratamento em que os mesmos foram mantidos sobre a palha, ou seja, quando o N dos dejetos ficou junto da palha. O autor explicou tais resultados indicando que em condições em que o contato da palha com o solo é deficiente, a permanência do N mineral dos dejetos junto da palha favoreceu a população microbiana heterotrófica, responsável pela decomposição da palha. Já com o maior contato da palha com o solo, pela sua incorporação, os microrganismos atenderam sua demanda biossintética em N a partir da mineralização da palha e da MOS, independentemente do N aplicado com os dejetos, conforme sugerido no estudo de Giacomini et al. (2008a).

Esse conjunto de resultados obtidos em estudos onde dejetos de suínos foram aplicados sobre a palha e em sistema plantio direto indica que o efeito dos dejetos sobre a mineralização do C de palhas de cereais irá depender principalmente do período em que o N aplicado com os dejetos permanecer junto da

palha. A duração desse período é definida pela ocorrência e intensidade das chuvas. Quanto maior for esse período, possivelmente, maior vai ser o efeito dos dejetos sobre a mineralização do C da palha. Além disso, esses resultados parecem indicar que a mineralização do C da palha de aveia somente será aumentada pela adição de N, se a mesma apresentar uma elevada relação C/N. Isso pode estar relacionado ao fato de que no sistema plantio direto existe uma maior proporção de fungos em relação a bactérias, os quais são mais eficientes e apresentam uma maior relação C/N (PAUL; CLARK, 1996), sugerindo que para uma mesma quantidade de C degradado por bactérias e fungos, esses últimos irão necessitar menor quantidade de N para sua biossíntese. Esses são aspectos necessitam de mais atenção por parte da pesquisa para uma melhor compreensão do efeito do N aplicado com dejetos de animais sobre a mineralização do C de palhas de cereais na superfície do solo.

3.3.5 Mineralização aparente do C dos materiais orgânicos

A mineralização aparente do C diferiu entre os RC avaliados (Figura 3.9). Ao final dos 99 dias de avaliação 33%, 75% e 48% do C adicionado com os RCA, RCE e RCA+E foram mineralizados, respectivamente. Em função dos RC terem apresentado maior *Tmc* na fase inicial de decomposição a maior parte do C mineralizado nos 99 dias de avaliação foi liberado nos primeiros 20 dias após o manejo das plantas de cobertura. Por exemplo, nos tratamentos com RCE e RCA+E durante os primeiros 20 dias foram mineralizados 46% do C-CO₂ liberado no período de 99 dias.

Esses resultados estão de acordo com aqueles obtidos em trabalhos realizados em condições de laboratório (BREMER et al., 1991; AJWA; TABATABAI, 1994; QUEMADA; CABRERA, 1995; TRINSOUTROT et al., 2000) e de campo (RANNELS; WAGGER, 1996; AITA; GIACOMINI, 2003) onde foi observado que a maior parte da mineralização do C dos RC ocorre na fase inicial de decomposição e que com os RC oriundos do cultivo consorciado de aveia e ervilhaca houve uma redução na mineralização aparente do C (Figura 3.9). Esse resultado pode ser atribuído às alterações na composição química dos RC do consórcio em relação às culturas solteiras. As concentrações de N, Nsa e Csa diminuíram com a presença da aveia provocando conseqüentemente um aumento nas relações C/N e Csa/Nsa

(Tabela 3.1). Aita e Giacomini (2003) avaliaram a decomposição de diferentes resíduos culturais, em plantio direto, por meio de bolsas de decomposição. Os autores observaram que nos primeiros 30 dias da colocação das bolsas no campo, 43% da MS dos resíduos de ervilhaca e 19% da MS dos resíduos de aveia foram decompostos. Entretanto, quando a gramínea foi introduzida no consórcio com a leguminosa, em proporção similar ao do presente estudo (68% de ervilhaca e 32 % de aveia), a porcentagem da MS dos resíduos decompostos foi de 35%, ao final dos primeiros 30 dias de avaliação. Essa redução na mineralização aparente, provocada pela presença da aveia no consórcio, preserva maior quantidade de RC sobre o solo, em relação à ervilhaca solteira, contribuindo para a manutenção da umidade do solo e também para a proteção do mesmo contra o efeito erosivo da chuva. Esse aspecto é ainda mais importante no caso da cultura da mamona, pois a mesma apresenta baixa densidade de semeadura e desenvolvimento lento, o que indica baixa cobertura do solo, principalmente na fase inicial do seu ciclo vegetativo.

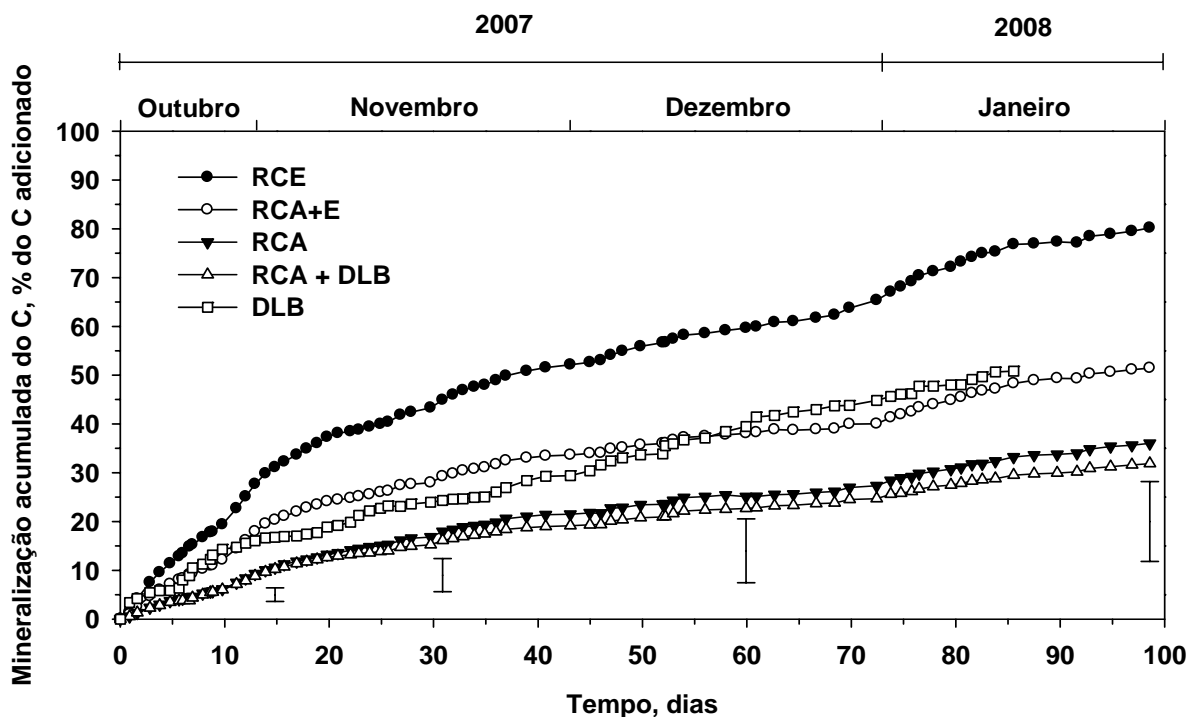


Figura 3.9 – Mineralização aparente do C dos resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia com aplicação dos dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB) e dejetos líquidos de bovinos (DLB). As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%), entre médias de tratamentos e em datas de avaliação escolhidas aleatoriamente.

Com base nos dados de mineralização aparente e considerando que o C adicionado com os RC que não foi mineralizado está presente nos resíduos e na biomassa microbiana do solo pode-se estimar que após 99 dias do manejo das plantas de cobertura permaneciam no solo nos tratamentos com RCA, RCE e RCA+E, respectivamente, 1.899 kg ha^{-1} (67%), 313 kg ha^{-1} (25%) e 1.176 kg ha^{-1} (52%) de C. O menor valor de C remanescente no solo no tratamento com RCE deve-se a menor quantidade de C adicionada e a maior *Tmc* dos RCE comparada aos demais RC. Embora os RCA preservem maior C no solo deixando-o protegido por mais tempo do que os RCA+E, sua contribuição para o fornecimento de N as culturas é limitado devido sua alta relação C/N (SILVA et al., 2007). O fato do consórcio entre aveia e ervilhaca proporcionar resíduos que se decomponham de forma intermediária aos RC da aveia e da ervilhaca indica que essa prática pode aliar o efeito benéfico da aveia na proteção do solo e o da ervilhaca para o fornecimento de N as culturas conforme observado em alguns trabalhos (SILVA et al., 2007; GIACOMINI et al., 2004). Além disso, o consórcio entre aveia e ervilhaca adicionou maior quantidade de C do que a ervilhaca solteira (Tabela 3.1).

A mineralização aparente do C dos DLB no final do período de avaliação atingiu 50,8%. Assim como verificado para os RC, aproximadamente 40% desse valor foi medido nos primeiros 20 dias após a aplicação dos DLB ao solo. Esse resultado corrobora com aqueles obtidos em outros estudos (AJWA; TABATABAI, 1994; FLESSA; BEESE, 2000) onde foi observado que a maior parte do C adicionado ao solo com os DLB foi mineralizado na fase inicial de decomposição. Em condições de laboratório, Ajwa e Tabatabai (1994) verificaram que em 30 dias de incubação 48% do C presente nos dejetos de bovinos incorporados ao solo foi mineralizado. Também sob condições controladas Flessa e Beese (2000), após terem incorporando ou deixando na superfície do solo dejetos de bovinos não verificaram diferenças entre as modalidades de aplicação dos dejetos sobre a mineralização do C, sendo que em 63 dias de incubação 38% do C adicionado tinha sido mineralizado. Trabalhando em condições de campo e em dois solos (argiloso e siltoso), Rochette et al. (2006) verificaram que seis meses após a incorporação dos dejetos de bovinos no solo argiloso 64% do C aplicados com os dejetos foram mineralizados e no solo siltoso 74% do C foi mineralizado, no mesmo período. Nesse mesmo estudo, nos primeiros 100 dias a mineralização do C atingiu 59% e 66% do C adicionado com os dejetos no solo argiloso e siltoso, respectivamente.

Essas diferenças encontradas para os valores de mineralização aparente nos diversos estudos devem estar ligadas as diferenças nas condições edafoclimáticas, preparo do solo e na composição física e química dos dejetos.

Considerando que parte do C-CO₂ emitido logo após aplicação dos dejetos tem origem não biológica devido a dissociação dos carbonatos dos dejetos, pode-se inferir que o índice de mineralização aparente do C encontrado para os DLB no presente estudo pode estar superestimado. Desconsiderando o C-CO₂ medido nas primeiras 24 h no presente estudo, a mineralização aparente do C dos dejetos reduz de 50,8% para 46,6%. Entretanto, grande parte dos trabalhos realizados não considera, no cálculo da mineralização aparente do C, esta contribuição do carbono inorgânico como ressaltam Aita et al. (2006). Como a emissão de C-CO₂, atribuída a dissociação dos carbonatos quando da aplicação de dejetos líquidos de animais ao solo, é relativamente rápida e de curta duração, a contribuição de tal efeito na quantidade total de C mineralizado deve ser pequena. Como fizeram Chantigny et al. (2001) e Morvan (1999), que desprezaram o C-CO₂ emitido nas primeiras 10 e 24 h de avaliação, respectivamente. Ao simular tal fato nas primeiras 24 h em seu trabalho, Aita et al. (2006) verificaram que a mineralização aparente do C dos dejetos de suínos diminuiria de 28 para 25% em um experimento e de 26 para 22% em um segundo experimento, indicando que a contribuição dos carbonatos na quantidade total de C mineralizada dos dejetos foi relativamente pequena.

O uso de dejetos de animais em sistema plantio direto é uma prática recente e poucos são os resultados de pesquisa disponíveis. Além disso, não foi encontrado na literatura disponível nenhum trabalho com a avaliação da mineralização do C com o uso de DLB em sistema plantio direto. Avaliando a mineralização do C contido em dejetos líquidos de suínos Aita et al. (2006) verificaram em dois estudos que após 62 e 97 dias da aplicação de 40 m³ ha⁻¹ de dejetos em solo descoberto 28% e 26% do C adicionado com os dejetos foi mineralizado, respectivamente. Esses valores são inferiores ao encontrado no presente estudo para os dejetos líquidos de bovinos e devem estar relacionados à composição física e química dos dejetos. Os dejetos de bovinos por serem originados de ruminantes apresentam uma composição química diferenciada, devido a maior degradação enzimática sofrida por estes resíduos no intestino desses animais, resultado da população de microrganismos altamente especializada que habita tal local, comparada a dos monogástricos (VINTHER; MAAG, 1999; PETERSEN; ANDERSEN, 1998). Em contrapartida, os dejetos de

bovinos apresentaram partículas, aparentemente, com maior grau de recalcitrância, como resíduos de feno e silagem (constatação visual), os quais têm origem das sobras de alimentação ofertadas aos animais e que acabam na esterqueira aumentando o teor de MS e C dos dejetos (PETERSEN; ANDERSEN, 1998).

Comparando a mineralização aparente dos DLB com os RC observa-se que até os 46 dias, 22, 25 e 19% do C da palha de aveia, dos DLB e da mistura da palha com os dejetos foram mineralizados, respectivamente. Entretanto, após este período a diferença em favor dos DLB, em relação à aveia e à mistura de ambos, foi aumentando, superando em, valores absolutos, 15% e 19% do C adicionado respectivamente aos 99 dias (Figura 3.9). Esses resultados evidenciam a diferença na qualidade dos componentes carbonados entre dejetos de animais e resíduos culturais de cereais. Saviozzi et al. (1997) observaram que frações mais lábeis (compostos solúveis) foram encontradas em maior quantidade nos dejetos líquidos de suínos, enquanto a palha de trigo apresentou maior teor de material fibroso, ou seja, de elevada recalcitrância. De fato, a composição bioquímica diferenciada entre estes materiais, pode alterar a estrutura da comunidade microbiana do solo e modificar a sua eficiência no uso do C, decorrendo diferenças na mineralização do C.

Proporcionalmente a quantidade de C adicionada, a mistura entre os RC de aveia + DLB foram os materiais orgânicos que promoveram maior manutenção de C no solo (Figura 3.9), onde foram mineralizados, ao final do estudo, apenas 32% do C adicionado com estes materiais. Isso indica que permaneceu no solo ainda 2.592 kg ha⁻¹ de C. Considerando a soma das quantidades remanescentes de C nos tratamentos RCA e DLB o valor obtido é de 2.253 kg ha⁻¹ de C, sendo 15% inferior ao obtido no RCA + DLB. Esse resultado indica que o C dos dejetos líquidos foi pouco atacado pela população microbiana heterotrófica do solo conforme verificou Aita et al. (2006) sugerindo que a aplicação dos dejetos sobre a palha de aveia pode ser uma estratégia mais eficiente para promover a manutenção de C no solo do que a aplicação dos mesmos em solo descoberto (pousio).

Além disso, a ausência de efeito dos dejetos de bovinos sobre a mineralização do C da palha reforça a idéia de Aita et al. (2006) de que esse resultado é positivo do ponto de vista ambiental e de qualidade do solo, pois diminui a emissão de C-CO₂ a atmosfera e aumenta a retenção de C no solo, como pode ser observado analisando a mineralização aparente do C, na figura 3.9. Por outro lado, Marques (2005), em adição, reporta que se o efeito sinérgico entre palha e dejetos

ocorrer, do ponto de vista do ciclo do N, ele é benéfico, pois aumenta a imobilização de N na forma orgânica nos tecidos microbianos, diminuindo o seu potencial de perda por volatilização, lixiviação e desnitrificação.

Resultados de mineralização do C de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo em sistema plantio direto, especialmente de leguminosas e do seu consórcio com gramíneas, são escassos tanto na literatura internacional como na brasileira, necessitando de mais ênfase a esse aspecto por parte da pesquisa.

3.4 Conclusões

A inclusão da aveia no consórcio com a ervilhaca reduziu a taxa de mineralização do carbono dos resíduos culturais, a qual foi inversamente proporcional a relação C/N dos resíduos culturais, e acompanhou a seguinte ordem: ervilhaca > aveia+ervilhaca > aveia.

A adição de N mineral, via dejetos líquidos de bovinos, não aumentou a mineralização do carbono da palha de aveia.

A aplicação dos dejetos de bovinos sobre a palha de aveia diminuiu a mineralização do C presente nos dejetos em relação a sua aplicação em solo descoberto.

4 EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO COM O USO DE PLANTAS DE COBERTURA E DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM PLANTIO DIRETO DE MAMONA

4.1 Introdução

O óxido nitroso (N_2O) é um gás de efeito estufa que possui um potencial de aquecimento global de 296 a 310 vezes superior ao do CO_2 . Aliado a isso, sua concentração atmosférica tem aumentado, principalmente nas últimas décadas, a uma taxa de 0,25% ao ano (IPCC, 2007). Esse aumento deve-se principalmente as atividades antrópicas, como o desmatamento, o uso de combustíveis fósseis, a queima de biomassa, etc, que passaram a contribuir significativamente para o aquecimento global a partir do início da revolução industrial no século XIX (IPCC, 2007), caracterizando o efeito estufa antropogênico. Além disso, é estimado que 80% das emissões mundiais desse gás estejam ligadas à agricultura e a mudanças no uso da terra, sendo que no Brasil esse índice pode ultrapassar 94% (CERRI; CERRI, 2007).

De acordo com Paul e Clark (1996), os processos biológicos são responsáveis por aproximadamente 90% da produção global de N_2O . No solo, a produção desse gás é, sobretudo, consequência das transformações do N, nos processos de nitrificação e desnitrificação (CONRAD, 1996). A nitrificação, que requer condições aeróbias e está diretamente relacionada ao suprimento de NH_4^+ , é mediada principalmente por bactérias autotróficas. Já a desnitrificação, que ocorre em condições anaeróbias, é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas, as quais dependem da disponibilidade de carbono orgânico e de nitrato. Essas biotransformações do N podem ocorrer concomitantemente no solo, já que no interior de um agregado, por exemplo, podem desenvolver-se zonas de aerobiose e anaerobiose (FARQUHARSON; BALDOCK, 2008). A intensidade desses processos microbianos pode ser afetada por meio da adição de C e N ao solo, com destaque para a adubação nitrogenada, tanto orgânica como mineral, influenciando dessa forma a magnitude e a variação temporal das emissões de N_2O do solo. Assim, a aplicação de dejetos de animais e o uso de plantas de cobertura, em especial as leguminosas, podem aumentar a emissão de N_2O , por estimular os processos de

nitrificação e de desnitrificação (AITA et al., 2007; GIACOMINI et al., 2006). Esse é um aspecto que merece ser melhor estudado principalmente em plantio direto porque nesse sistema as condições para ocorrência do processo de desnitrificação são mais favoráveis em relação a outros tipos de manejo de solo.

Com a utilização de plantas de cobertura no SPD, em especial as leguminosas, não somente grandes quantidades nutrientes, principalmente C e N, nas formas totais são adicionadas ao solo, mas também nas formas solúveis, as de mais fácil assimilação pelos microrganismos (AITA; GIACOMINI, 2003). Isso também é válido para os dejetos líquidos de suínos e bovinos (YANG et al., 2002; VINTHER; MAAG, 1999), que também adicionam apreciáveis quantidades de N amoniacal, o qual pode ser rapidamente nitrificado, bem como de água ao solo. Esses aspectos podem promover um aumento na atividade microbiana, levando ao consumo do oxigênio disponível no solo e o desenvolvimento de zonas anóxicas, além fornecerem os substratos necessários à produção de N_2O . No entanto, o suprimento parcial de N por leguminosas, ou o seu consórcio com gramíneas parece ser uma alternativa para mitigação das emissões de N_2O decorrente do uso de fertilizantes minerais (GOMES, 2006).

Raros são os estudos sobre o efeito da qualidade de RC e dejetos de animais em SPD sobre a emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera, especialmente o N_2O . Grande parte dos trabalhos de campo conduzidos até o momento para avaliar tais aspectos foi realizada sob condições de clima temperado e com o revolvimento do solo. Um dos poucos estudos desenvolvidos no Sul do Brasil constatou que a perda de N com aplicação de dejetos líquidos de suínos, por meio da emissão de N_2O , em sistema plantio direto e preparo reduzido de solo, foi pequena, representando menos de 0,3% do total de N aplicado (GIACOMINI et al., 2006). O efeito de sistemas de culturas incluindo plantas de cobertura foi avaliado por Gomes (2006) onde em SPD o aporte de 115 kg ha^{-1} de MS pela ervilhaca aumentou a emissão de N_2O comparada à aveia. Esse mesmo autor avaliando o efeito da adição de $180 \text{ kg de N ha}^{-1}$ via biomassa de ervilhaca e adubação nitrogenada, verificou que após a aplicação de uréia as emissões de N_2O foram sete vezes superiores às aquelas observadas após ervilhaca. Tais resultados indicam que a mineralização gradativa do N presente nos RC da ervilhaca pode ser uma opção de suprimento parcial de N que apresenta uma capacidade mitigadora das emissões de N_2O .

Considerando que em muitas propriedades dedicadas a suinocultura e a bovinocultura de leite os dejetos são utilizados como fertilizante em sistema plantio direto com a aplicação sobre os resíduos culturais de plantas de cobertura é necessário intensificar os estudos sobre as emissões de N_2O nesse sistema de produção. Nesse sentido, o presente estudo tem por objetivo avaliar a emissão de N_2O em sistema plantio direto de mamona com o uso de plantas de cobertura de outono/inverno, solteiras e consorciadas, e dejetos de animais (bovinos e suínos).

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Localização e solo

O estudo foi realizado junto ao experimento descrito no material e métodos geral.

4.2.2 Delineamento experimental e tratamentos avaliados

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, com três repetições. Os tratamentos consistiram de resíduos culturais (RC) de plantas de cobertura de solo e dejetos líquidos de animais mantidos na superfície do solo: **T1**- RC de aveia preta (**RCA**); **T2**- RC de Aveia preta + $29,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (**RCA + DLS**); **T3**- RC de aveia preta + $54 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de bovinos (**RCA + DLB**); **T4**- RC de aveia-preta + N uréia (**RCA + N**); **T5**- RC de ervilhaca comum (**RCE**); **T6**- RC de aveia+ervilhaca (**RCA+E**); e **T7**- pousio invernal (vegetação espontânea; **P**).

As informações referentes a implantação das espécies de inverno, a avaliação da produção de MS, as análises químicas dos RC, a composição física e química dos dejetos líquidos de bovinos bem como sua aplicação nas parcelas e a implantação da cultura da mamona encontram-se descritas no material e métodos geral. A composição física e química, bem como as quantidades adicionadas dos RC das plantas de cobertura e dos dejetos líquidos de animais utilizados neste estudo são apresentadas na tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Composição física e química e quantidades adicionadas dos resíduos culturais de aveia (RCA), ervilhaca (RCE) e aveia+ervilhaca (RCA+E), e dos dejetos líquidos de suíno (DLS) e bovinos (DLB) utilizados no experimento.

Resíduo orgânico	MS ¹	C	Csa	N total	N amoniacal	N orgânico	Nsa	C/N	pH
----- g kg ⁻¹ -----									
DLS	26,7	8,2	3,82	2,54	1,54	1,00	1,55	3	7,8
DLB	103,9	23,1	2,63	2,22	0,78	1,44	1,01	10	7,4
RCA	-	452,9	4,93	6,40	-	-	2,63	71	-
RCE	-	419,7	63,96	33,57	-	-	8,94	13	-
RCA+E	-	443,7	40,37	24,82	-	-	7,24	17	-
----- kg ha ⁻¹ -----									
DLS	788	242	113	75	45,5	29,5	46	-	-
DLB	5.616	1.249	142	120	42,2	77,8	54	-	-
RCA	6.257	2.834	34	40	-	-	18	-	-
RCE	3.732	1.566	254	125	-	-	36	-	-
RCA+E ²	5.101	2.261	223	126	-	-	40	-	-

¹MS= matéria seca; C= carbono orgânico total. Os valores de MS, C e N dos dejetos referem-se à base úmida. ²A adição de MS, C, Csa, N total e Nsa pela ervilhaca quando consorciada à aveia foi de 2.372, 1.001, 147, 86 e 21 kg ha⁻¹, respectivamente.

4.2.3 Avaliação dos fluxos de N₂O

Para as coletas de gás utilizou-se um dispositivo descrito por Gomes (2006), composto por uma base de alumínio e uma câmara estática (Figura 4.1). A base circular de alumínio, ficava permanentemente no campo, inserida no solo até 0,05 m de profundidade, deixando exposta uma calha para encaixe da câmara, no momento das amostragens. As câmaras estáticas foram confeccionadas em cloreto de polivinil (PVC) com 0,20 m de altura e 0,25 m de diâmetro. Cada câmara possuía um *cooler* (ventilador), o qual era conectado e ligado a uma bateria de 12 V durante 30 segundos para homogeneização da atmosfera interna, imediatamente antes da coleta de gás. Um termômetro digital foi utilizado para monitorar a temperatura do ar no interior das câmaras a cada amostragem. Na parte superior da câmara existia uma válvula de três vias, pela qual eram retiradas as amostras de gás durante as coletas com auxílio de seringas de polipropileno. No momento das amostragens, a câmara era encaixada à calha da base metálica, e eram adicionados 50 mL de água na calha para selar a câmara, buscando-se impedir trocas gasosas entre o interior da câmara e o ambiente externo durante as coletas.

As bases de alumínio foram instaladas em 25/10/07 (dois dias antes da primeira coleta de gás), na extremidade das parcelas, considerando-se uma bordadura de um metro e nas entre linhas da cultura da mamona. As bases foram inseridas a 0,05 m de profundidade sobre os RC presentes na superfície do solo.

No interior das bases foram adicionados os DLS e DLB em quantidades equivalentes às doses recomendadas. No tratamento com RC de aveia preta + N (uréia), a aplicação do fertilizante nitrogenado ocorreu em duas épocas: 20 kg ha⁻¹ de N aplicados na cova no momento da semeadura da mamona e 40 kg ha⁻¹ de N aplicados em cobertura (30 dias após a semeadura da mamona). Apenas a adubação nitrogenada de cobertura foi aplicada no interior das bases em quantidade equivalente à dose recomendada. Na figura 4.1 são apresentados o procedimento empregado na aplicação dos dejetos de animais dentro das bases de alumínio e alguns detalhes do dispositivo utilizado para avaliação da emissão de N₂O.

As bases permaneceram no mesmo local até o dia 17/06/08, quando foram retiradas para o manejo dos RC da cultura da mamona e para a semeadura das espécies de inverno no ano de 2008. O manejo dos RC de mamona foi realizado com a passagem de roçadeira tratorizada. A semeadura das espécies de inverno no ano de 2008 foi realizada conforme descrito no material e métodos geral para o ano de 2007. Após essas operações, as bases foram colocadas aproximadamente no mesmo local em que se encontravam anteriormente. Assim, as bases (e conseqüentemente o solo no seu interior) não foram perturbadas até a 18^a amostragem (208 dias após o manejo). O controle de invasoras na área interior de coleta foi realizado manualmente, tomando-se o cuidado para não perturbar o solo. Na figura 4.2 é mostrada uma vista geral do experimento, com e sem plantas, onde se observam as câmaras instaladas durante uma avaliação dos fluxos dos N₂O e o cromatógrafo utilizado determinar a concentração de N₂O nas amostras de gás.

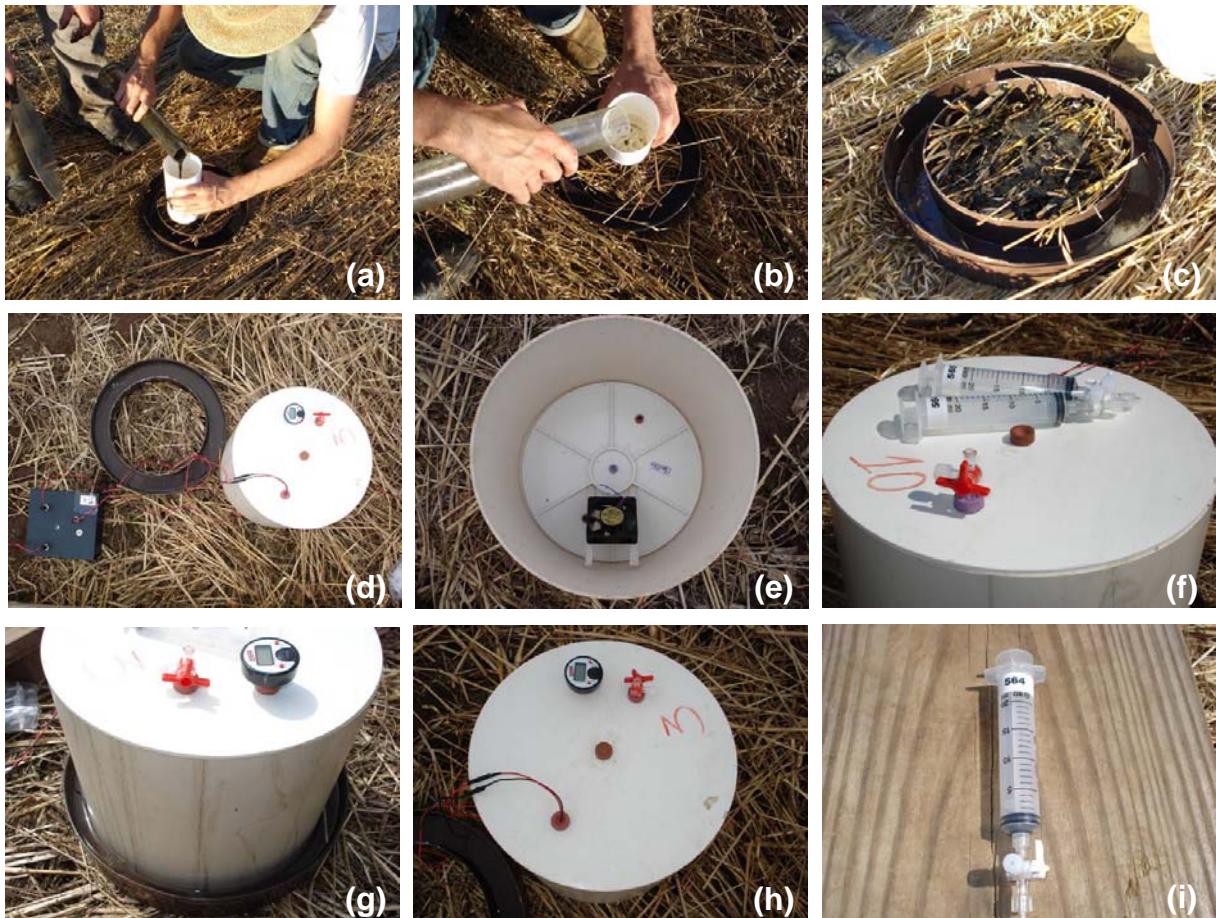


Figura 4.1 – Aplicação dos dejetos de animais na área interior da base de alumínio (a, b e c), detalhes do dispositivo utilizado para avaliação da emissão de N_2O (d, e, f, g e h) e seringa de polipropileno empregada na coleta das amostras de gás (i).

Em cada coleta, as amostras de gás eram retiradas nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos após a colocação das câmaras sobre as bases. As amostras de ar foram coletadas sempre entre as 9 e 11 horas da manhã, com auxílio de seringas de polipropileno de 20 mL equipadas com válvulas, as quais eram conectadas as câmaras por meio de roscas helicoidais (Figura 4.1). As amostras de ar foram armazenadas nestas seringas, conservadas a baixa temperatura em caixas de isopor contendo bolsas de gelo em forma de gel, e enviadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS - Porto Alegre, RS) onde foram realizadas as análises em laboratório. As concentrações de N_2O nas amostras de ar coletadas foram analisadas dentro de 24 horas após a coleta.

A quantificação do N_2O nas amostras foi realizada por meio de cromatografia gasosa. O cromatógrafo utilizado (Shimadzu GC – 2014 modelo *Greenhouse*; Figura 4.2d) é equipado com detector de captura de elétrons (ECD) a $325^{\circ}C$, coluna

empacotada porapak-Q a 70°C, gás de arraste N_2 a um fluxo de 26 mL minuto^{-1} e injeção de volume de amostra de 1 mL. A curva padrão foi determinada utilizando-se uma mistura gasosa contendo N_2O . As concentrações de N_2O no padrão foram de 328, 528, 1.204 e 2.109 ppb.

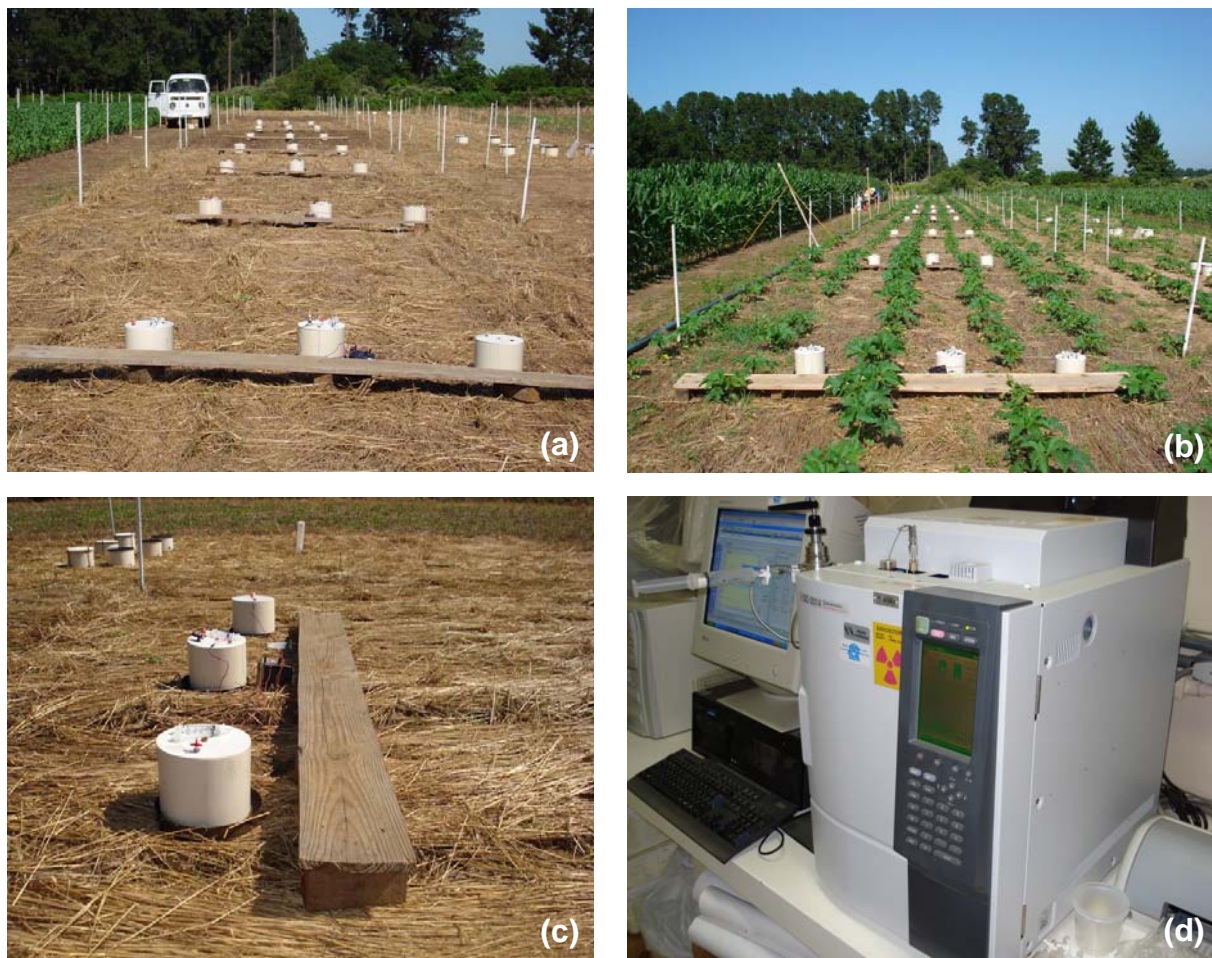


Figura 4.2 – Vista geral do experimento antes (a) e após a emergência da mamona (b), detalhe das três câmaras na parcela durante uma avaliação da emissão de N_2O (c) e cromatógrafo utilizado para determinar a concentração de N_2O nas amostras de gás (d).

As emissões de N_2O foram calculadas a partir da variação da concentração do respectivo gás nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos dentro da câmara, ou seja, após o acoplamento da câmara à base, ambas isoladas da atmosfera com água. A amostragem no tempo 0 era realizada sempre com a câmara aberta, isto é, na atmosfera exterior. Os fluxos de N_2O em sua forma elementar, isto é, N na forma de N_2O , em cada um dos quatro tempos de amostragem, foram calculados a partir da seguinte equação:

$$F_{N_2O} = \left[\frac{((\Delta C \div \Delta t) \times Ma \times P \times V)}{(R \times T)} \right] \quad (5)$$

sendo, F_{N_2O} o fluxo de N_2O ($ng \text{ câmara}^{-1}$ de N); $\Delta C/\Delta t$ a variação na concentração do gás dentro da câmara no intervalo de tempo (t); Ma a massa atômica do N na molécula de gás (28 para o N_2O); P a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atmosfera; V o volume (L) da câmara; T a temperatura interna da câmara em Kelvin; e R a constante universal dos gases ($0,0821 \text{ L atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$).

A variação da concentração de cada gás no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação linear ajustada. As emissões de N_2O foram obtidas pelo valor médio das três câmaras instaladas em cada tratamento. A estimativa da emissão acumulada no período avaliado foi obtida pela integração da área sob a curva, a qual foi estabelecida pela interpolação dos valores diários de emissão utilizando o *software* Microcal Origin 6.0. A porcentagem do N adicionado, via resíduos culturais, dejetos líquidos e fertilizante mineral, que foi emitido como N- N_2O foi estimada da mesma forma que para o carbono no capítulo anterior. Para tanto, dividiu-se o resultado da diferença entre as quantidades acumuladas de N- N_2O emitidas nos tratamentos com adição de N e a quantidade acumulada de N- N_2O emitida no tratamento pousio (solo) pela quantidade de N adicionada ao solo com o material adicionado.

4.2.4 Análises complementares

Por ocasião de cada amostragem de gás, também foram monitorados os teores de N mineral ($N-NH_4^+$ e $N-NO_2^- + N-NO_3^-$), a temperatura e a umidade do solo. A temperatura do solo foi obtida com auxílio de geotermômetros, instalados a 0,05 m de profundidade nos tratamentos **T1-** RC de aveia preta (**RCA**), **T5-** RC de ervilhaca comum (**RCE**), **T6-** RC de aveia+ervilhaca (**RCA+E**) e **T7-** pousio invernal (**P**). Assim, a temperatura do solo determinada no tratamento **RCA** equivale a dos demais tratamentos que continham apenas RC de aveia (**RCA + DLS**, **RCA + DLB** e **RCA + N**).

As coletas de solo foram realizadas nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m de profundidade. Os teores de N mineral do solo foram obtidos após extração com KCl

1 M e destilação em destilador semimicro Kjeldahl. A umidade gravimétrica do solo foi determinada pela secagem de uma subamostra de solo em estufa a 105°C por 24 horas (TEDESCO et al., 1995).

No início do experimento foi determinada a densidade aparente (0-0,1 e 0,1-0,2 m) e de partícula (0-0,1 m) do solo, utilizando-se o método do anel volumétrico e a técnica do balão volumétrico, respectivamente (KIEHL, 1979). Os resultados obtidos foram: densidade aparente de 1,54 g cm⁻³ na camada de 0-0,1 m; 1,55 g cm⁻³ na camada de 0,1-0,2 m; e densidade de partícula de 2,61 g cm⁻³ na camada de 0-0,1 m.

Com base nos resultados obtidos de umidade, densidade aparente e densidade de partícula do solo foi calculada a porcentagem do espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA) em cada avaliação por meio da seguinte equação, descrita por Paul e Clark (1996):

$$EPSA = \left[\frac{(U \times da)}{1 - (da \div dp)} \right] \quad (6)$$

sendo, *EPSA* o espaço poroso do solo ocupado por água (%); *U* a umidade gravimétrica do solo (g g⁻¹); *da* a densidade aparente do solo (g cm⁻³); e *dp* a densidade de partículas do solo (g cm⁻³).

4.2.5 Análise estatística

Para os dados relativos aos de fluxos de N₂O foi calculado, em cada data de avaliação, o erro padrão da média. Já os resultados referentes às estimativas das emissões acumuladas desse gás no período avaliado foram submetidos à análise da variância e as médias de tratamentos foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 %.

4.3 Resultados e Discussão

4.3.1 Fluxos de N-N₂O com resíduos culturais de plantas de cobertura

As emissões de N-N₂O para atmosfera foram afetadas pelo aporte dos RC ao solo em relação ao tratamento pousio (Figura 4.3). A partir dos fluxos de N-N₂O medidos durante os 342 dias foi possível separar as emissões de N₂O em três fases. A primeira, nos 48 dias iniciais (período pós-manejo), com maiores diferenças, onde os fluxos médios de N-N₂O nos tratamentos com RCE e RCA+E superaram aquele do tratamento pousio em 33,6 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e 37,8 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente. A segunda, entre 48 e 174 dias com os tratamentos RCE (13,3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e RCA+E (14,3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) não diferindo do pousio (10,5 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Na última fase, dos 174 dias até o final das avaliações, onde o fluxo médio de N-N₂O nos tratamentos contendo a ervilhaca foi negativo e de apenas 1,3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no pousio. Comparando os fluxos médios de N-N₂O do tratamento RCA com aqueles do pousio, verifica-se que na primeira e segunda fase os fluxos não diferiram entre esses tratamentos. Porém na terceira fase, o fluxo médio de N₂O no tratamento RCA superou aquele observado no pousio, atingindo 9,8 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Como pode ser observado na tabela 4.1, embora os RCA tenham aportado maiores quantidades de MS e conseqüentemente C quando comparados aos RCE e RCA+E, estes adicionaram, em média, sete vezes mais carbono e o dobro de nitrogênio solúvel que os RCA. Além disso, a relação C/N dos RC que continham a leguminosa foi, em média, cinco vezes menor que os RCA. Esses resultados em que os RCE e RCA+E ricos em N (baixa C/N) promoveram maior emissão de N₂O do que os RCA pobres em N (alta C/N) estão de acordo com aqueles obtidos em diversos estudos realizados em condições de laboratório (GILLAM et al., 2008; AULAKH et al., 2000; GARCIA-RUIZ; BAGGS, 2007) e de campo (ESCOBAR, 2008; GOMES, 2006; ROCHETTE et al., 2004b) e indicam que não é apenas a quantidade de compostos carbonados adicionados ao solo que afeta a emissão de N₂O, mas também a qualidade bioquímica desses compostos.

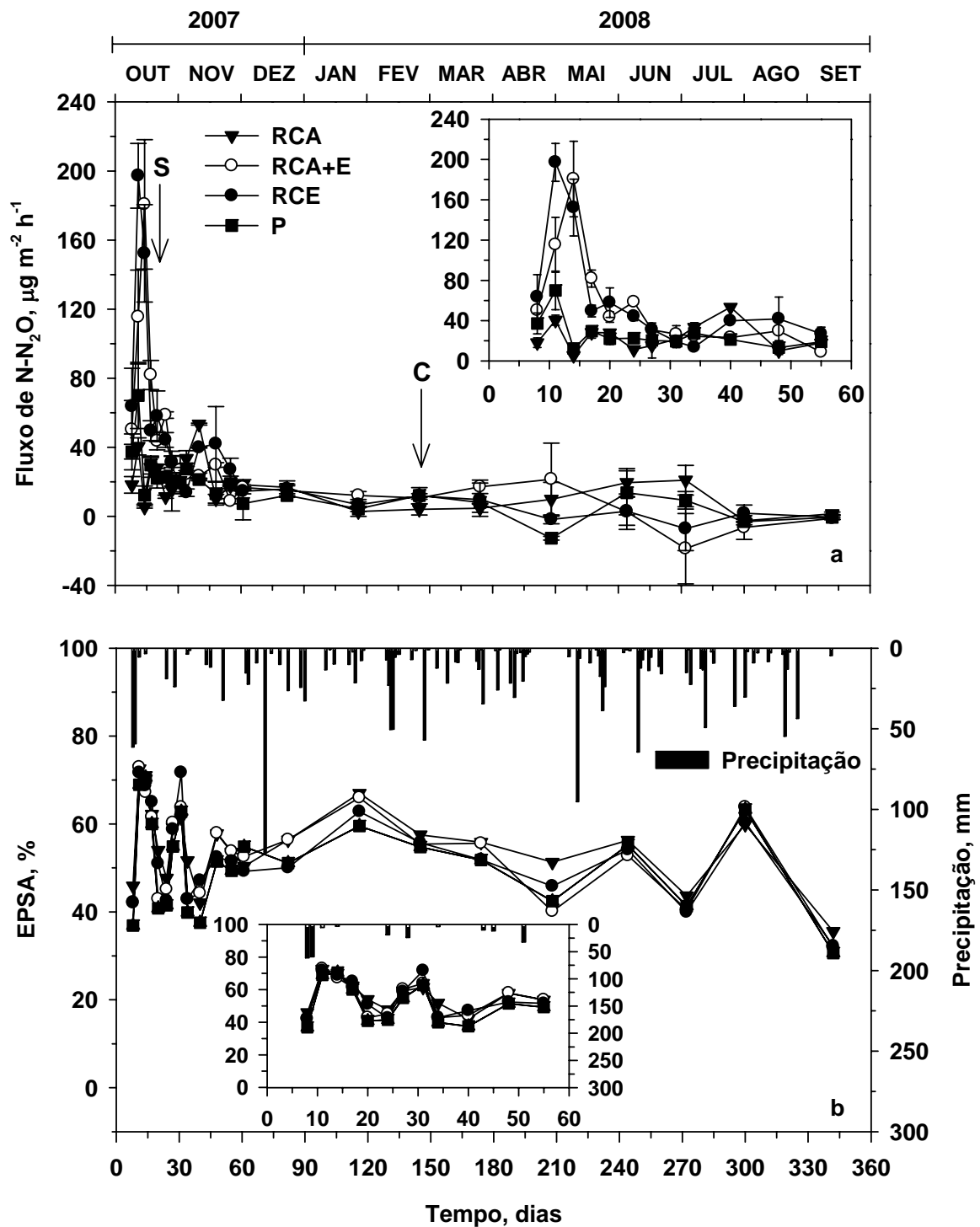


Figura 4.3 – Fluxo de N-N₂O do solo (a), espaço poroso saturado por água (EPSA) (b) na camada de 0-0,10 m e precipitação pluviométrica durante o experimento, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE) e pousio (P). As barras verticais representam o erro padrão da média. S= semeadura da mamona (22 dias). C= colheita da mamona (146 dias).

Em um estudo de laboratório de curta duração, Gillam et al. (2008) ao incorporarem 1.000 mg de C kg⁻¹ de solo, por meio de RC de trevo vermelho e palha de cevada, verificaram que a emissão acumulada de N₂O em 8 dias foi aproximadamente 5 vezes maior com os RC de trevo do que com os RC da cevada. Trabalhando em sistema plantio direto, Baggs et al. (2003) não verificaram diferenças na emissão de N₂O após o aporte de RC de lab-lab (C/N= 12/1) e de centeio (C/N= 42/1). Nesse mesmo estudo, quando esses RC foram incorporados ao solo, a emissão com labe-labe foi aproximadamente o dobro daquela observada com centeio. Os autores atribuíram esse resultado a rápida e a maior liberação de N dos RC com baixa C/N, promovendo um aumento na disponibilidade de N, o qual pode ser usado nos processos de nitrificação e desnitrificação. A rápida decomposição dos RC com baixa C/N, em relação aos RC com elevada C/N, também provoca um aumento na atividade microbiana podendo gerar sítios de anaerobiose no solo onde o nitrato pode ser transformado, via desnitrificação, até N₂O (GOMES, 2006; ROCHETTE et al., 2004b; GARCIA-RUIZ; BAGGS, 2007).

Ao avaliar os fluxos de N-N₂O de diferentes sistemas de culturas sob SPD em Eldorado do Sul - RS, Gomes (2006) também verificou maiores picos de emissão nos sistemas com RC de ervilhaca do que nos sistemas com RC de aveia. Na média de dois anos, os picos de emissão no solo com RC de ervilhaca foram aproximadamente duas vezes superiores comparados aos picos máximos observados nos sistemas com aveia. Cabe destacar que esses resultados foram obtidos na ausência de plantas. No entanto, quando Gomes (2006) avaliou os mesmos tratamentos na presença de plantas de milho a diferença nos picos máximos de N-N₂O obtidos em favor dos RCE em relação aos RCA foi de 30%. Esses resultados reforçam o efeito da leguminosa sobre a emissão de N₂O em relação à gramínea e também evidenciam o efeito da presença de uma cultura absorvendo o N liberado dos RC da leguminosa sobre as emissões de N₂O.

As maiores emissões de N-N₂O foram observadas nos primeiros 20 dias após o manejo dos RC, coincidindo com o período em que foram observados os maiores valores de *Tmc* (Capítulo anterior). Esse aumento na emissão de N₂O no período após manejo dos RC corrobora com resultados de outros estudos (GOMES, 2006; ESCOBAR, 2008; HUANG et al., 2004) e deve estar ligado ao aumento na disponibilidade de nutrientes aos microrganismos do solo, especialmente de C e N. Em um estudo realizado por Huang et al. (2004), durante 21 dias em laboratório,

para avaliar o efeito da relação C/N de RC (C/N variando de 8/1 a 118/1) sobre a emissão de N_2O , foi verificada uma estreita relação entre a evolução de C- CO_2 e a emissão de N- N_2O após o aporte dos RC ao solo. Tais resultados indicam que a quantidade de C biodegradável pode ser um indicativo do potencial de RC em provocar um aumento nas emissões de N_2O para a atmosfera.

No presente estudo, as maiores emissões de N- N_2O observadas na fase inicial de decomposição dos RCE e RCA+E podem ser atribuídas à combinação de três fatores principais: 1) os RC contendo ervilhaca são ricos em C solúvel em água, o qual pode tornar-se fonte de C para as bactérias desnitrificantes, as principais responsáveis pela produção de N_2O no solo; 2) a rápida liberação do N dos RC da ervilhaca aumenta os teores de N mineral no solo após o seu manejo, o qual pode ser utilizado nos processos de nitrificação e desnitrificação responsáveis pela produção de N_2O no solo; e 3) as chuvas ocorridas nesse período elevaram o EPSA a valores considerados ideais para a produção de N_2O . Assim, a disponibilidade de C e de nitrato no solo, combinado a uma redução dos teores de O_2 no mesmo período, potencializou a emissão de N_2O para a atmosfera nessa fase.

Aliado a isso, o aumento da atividade microbiana, ocasionado pelo aporte de nutrientes nas formas solúveis, prontamente assimiláveis pelos microrganismos, provavelmente aumenta a demanda de oxigênio, o que pode gerar sítios de anaerobiose no solo, favorecendo o processo de desnitrificação. Assim, nessa fase mesmo em condições de EPSA com valores abaixo de 60% pode ocorrer um aumento na produção de N_2O no solo via o processo de desnitrificação pelo efeito dos RC sobre a atividade microbiana. Conforme enfatizam Beauchamp et al. (1989), o C pode afetar a desnitrificação por meio de duas maneiras: sendo fonte de C para os microrganismos desnitrificadores e, ou, estimulando a atividade microbiana, aumentando o consumo de O_2 e criando condições favoráveis para que esse processo ocorra. Além dos RC, a decomposição das raízes das plantas de cobertura, deve contribuir para as emissões de N_2O , principalmente na fase inicial das avaliações. Esse é um aspecto que deve ser estudado pela pesquisa no que concerne às emissões de GEE.

Como pode ser observado na figura 4.4, logo após o manejo das espécies de inverno há um aumento nos teores tanto de amônio ($N-NH_4^+$) como de nitrato ($N-NO_3^-$) no solo. Esses valores se mantêm até os 55 dias após o manejo das espécies, quando os mesmos reduzem, possivelmente devido à absorção do N mineral do solo

pela cultura da mamona. Aos 146 dias (16ª avaliação), verifica-se um aumento nos teores de N mineral do solo em todos os tratamentos, tanto na camada superficial como em profundidade (Figura 4.4). Esse resultado possivelmente deve-se a decomposição dos RC das plantas de mamona, os quais foram manejados com a passagem de uma roçadeira tratorizada. Todavia, esse aumento na disponibilidade de N mineral, e provavelmente de carbono facilmente decomponível, não apresentaram efeito sobre a emissão de N-N₂O, o que deve estar relacionado possivelmente com os baixos valores de EPSA observados a partir dessa avaliação.

O consórcio entre aveia e ervilhaca, indicado como uma estratégia para conciliar os benefícios da proteção do solo, promovida pelos RC da aveia, com o fornecimento de N, via os RC da ervilhaca, não promoveu uma redução nas emissões de N₂O em relação à ervilhaca solteira. Esse resultado possivelmente deve-se ao aporte de quantidades similares de C e N solúvel entre os RC do consórcio e da ervilhaca solteira (Tabela 4.1). Além disso, no tratamento RCA+E mais de 68% do N adicionado estava contido nos RC da ervilhaca, o qual é liberado rapidamente dos RC conforme verificado por Aita e Giacomini (2003).

Durante o período de amostragem (outubro de 2007 a setembro de 2008) estas emissões variaram de $-18,7 \pm 20,4$ a $197,2 \pm 18,8$ $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N-N₂O (média \pm erro padrão da média). A amplitude de variação nas emissões de óxido nitroso verificada neste estudo está de acordo com aquelas observadas em solos sob plantio direto na região Sul do Brasil. Jantalia et al. (2008) e Jantalia et al. (2006) trabalhando em um Latossolo na região de Passo Fundo-RS e de Londrina-PR, respectivamente, verificaram fluxos de N₂O que variaram de 0 a 110 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e -10 a 35 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Fluxos maiores foram observados por Gomes (2006) trabalhando em um Argissolo em Eldorado do Sul-RS (20 a 300 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N-N₂O) e por Escobar (2008) em um Latossolo em Cruz Alta-RS (10 a 670 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N-N₂O).

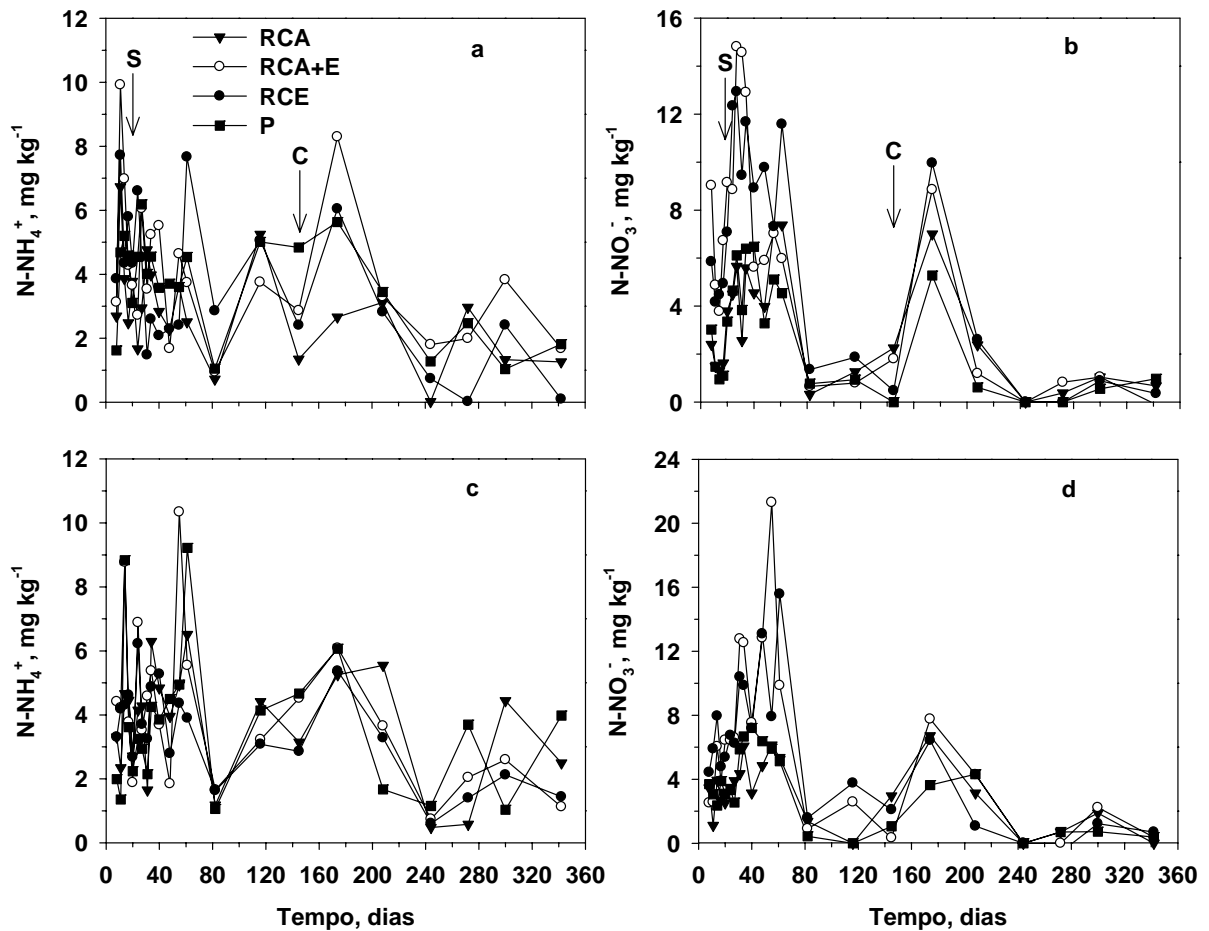


Figura 4.4 – Teores de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) nas camadas de 0-0,10 m (a e b) e 0,10-0,20 m (c e d) do solo nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE) e pousio (P) durante o experimento. S= semeadura da mamona (22 dias). C= colheita da mamona (146 dias).

Após essa fase inicial de 48 dias, as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ diminuíram consideravelmente. Tal fato pode ser explicado pela diminuição da atividade microbiana neste período (Capítulo anterior), causada pela exaustão dos compostos carbonados de fácil biodegradação, os quais são facilmente utilizados pelos microrganismos heterotróficos do solo como fonte de carbono para biossíntese e energia (PAUL; CLARK, 1996). Com o decorrer do processo de decomposição, a qualidade e a forma do C ficam restritas a compostos recalcitrantes, como por exemplo a lignina, diminuindo a disponibilidade de C para o processo de desnitrificação. Essa dinâmica das emissões, onde períodos mais intensos logo após o manejo dos RC e constantes no decorrer do tempo avaliado, também foi observado, tanto em condições de campo (GOMES, 2006; JANTALIA et al., 2008;

JANTALIA et al., 2006, ESCOBAR, 2008; BAGGS et al. 2003; AULAKH et al. 2001) como em laboratório (AULAKH et al., 2000).

A partir da 18ª amostragem (208 dias) foram observados fluxos negativos de N-N₂O (Figura 4.3) caracterizando absorção ou influxo deste gás no solo. Alguns trabalhos de campo, por exemplo, os de Gomes (2006) e Mahmood et al. (1998), e de laboratório (VIETEN et al., 2007) têm verificado absorção de N-N₂O por solos. Em condições de baixa disponibilidade de N mineral no solo, as bactérias desnitrificadoras podem utilizar o N₂O da atmosfera ou produzido no interior do solo, exclusivamente, utilizando-o como oxidante no processo respiratório e reduzindo-o a N₂ (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989; CHAPUIS-LARDY et al., 2007; VIETEN et al., 2007). Segundo Vieten et al. (2007) solos são capazes de atuarem como dreno de N₂O, ou seja, consumi-lo, embora tal fato não ocorra habitualmente. Em um estudo realizado por esses autores com o uso de ¹⁵N foi verificado que o N₂O pode ser reduzido assimilatoriamente por organismos que possuem a enzima nitrogenase, responsável pela quebra da molécula de N₂, porém em pequenas quantidades. A magnitude e os mecanismos envolvidos na absorção de N₂O por solos agrícolas, a qual, segundo Chapuis-Lardy et al. (2007), parecem ser importantes em certas condições edafoclimáticas, embora não comum de uma maneira geral, são outros aspectos que devem ser melhor avaliados em trabalhos futuros, pois afetam de forma direta a estimativa da quantidade emitida de N₂O em um dado período de tempo, o que do ponto de vista de balanço e mitigação das emissões de GEE é importante.

4.3.2 Fluxos de N-N₂O com dejetos líquidos de animais e adubação mineral

O fluxo de N-N₂O para a atmosfera aumentou com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos e bovinos (Figura 4.5). Observa-se que este aumento ocorreu nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, sendo mais pronunciado com o uso dos DLB. Na segunda avaliação, realizada cinco dias após a aplicação dos dejetos (11 dias após o manejo), os tratamentos com DLS e DLB superaram o tratamento com RCA sem dejetos em $281,5 \pm 35,2$ e $684,9 \pm 271,0$ $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N-N₂O, respectivamente. Esse aumento dos fluxos de N₂O logo após a aplicação de dejetos de animais é observado em diversos trabalhos (FANGUEIRO et al., 2008; GIACOMINI et al., 2006; ROCHETTE et al., 2000). Na Inglaterra, Fanguero et al.

(2008), ao aplicarem $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (23 kg ha^{-1} de N-NH_4^+) de DLB sobre pastagem de azevém, verificaram fluxos de 160 e $25 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$ após uma e cinco horas da aplicação dos dejetos. Giacomini et al. (2006), em condições de clima subtropical, reportaram que após 3 dias da aplicação de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (105 kg ha^{-1} de N-NH_4^+) de DLS sobre palha de aveia, o fluxo de $\text{N-N}_2\text{O}$ no tratamento com dejetos superou em aproximadamente $221 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ aquele no tratamento apenas com palha de aveia. Rochete et al. (2000) observaram um aumento na emissão de N_2O na primeira avaliação, realizada 18 horas após a aplicação de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (69 kg ha^{-1} de N-NH_4^+) de dejetos de suínos na cultura do milho. Em condições de laboratório, Yang et al. (2002) também observaram um incremento na emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ já nas duas primeiras horas após a aplicação dos dejetos de suínos.

Assim como observado para os RC das plantas de cobertura, os dejetos afetaram a emissão de N_2O principalmente nos primeiros dias após a aplicação. Diversos estudos têm demonstrado que o efeito da aplicação dos dejetos sobre os fluxos de N_2O tem curta duração (CATES; KEENEY, 1987: 50 dias; CHADWICK et al., 2000: <30 dias; LI et al., 2002: 30 dias; MOGGE et al., 1999: 50 dias; ROCHETTE et al., 2000: 60 dias), o que deve estar ligado a grande adição de C solúvel e N mineral na forma de NH_4^+ . No presente estudo, aliado a isso, as chuvas ocorridas nesse período, elevando os valores de EPSA para próximo de 70%, devem ter contribuído para aumentar os fluxos de N_2O nessa fase inicial. Nessa condição, o C prontamente disponível pode ser utilizado pelas bactérias desnitrificadoras para reduzir o nitrato até N_2O .

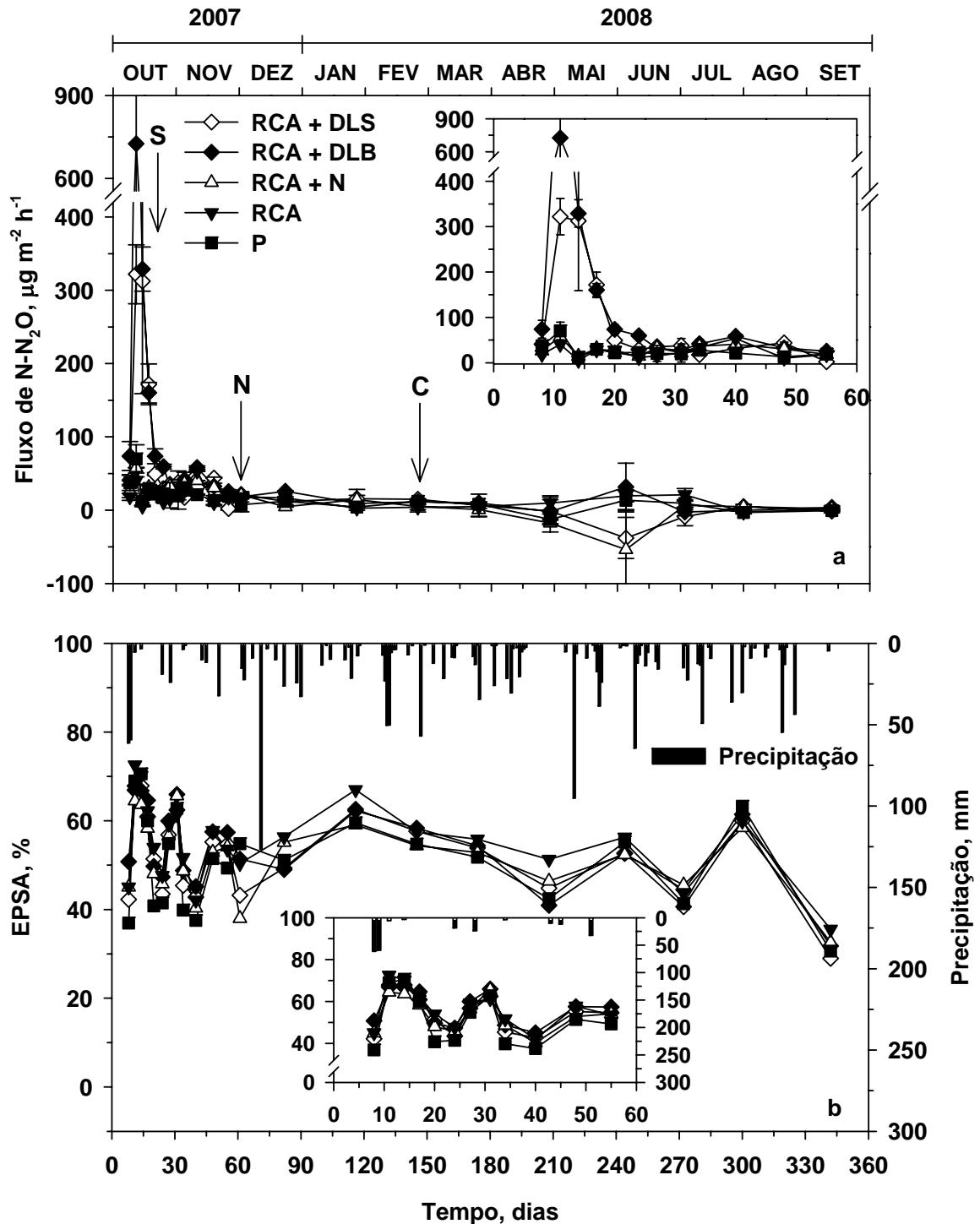


Figura 4.5 – Fluxo de N-N₂O do solo (a), espaço poroso saturado por água (EPSA) (b) na camada de 0-0,10 m e precipitação pluviométrica durante o experimento, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB), resíduos culturais de aveia com aplicação N uréia (RCA + N), resíduos culturais de aveia (RCA) e pousio (P). As barras verticais representam o erro padrão da média. S= semeadura da mamona (22 dias). N= adubação nitrogenada de cobertura na mamona (61 dias). C= colheita da mamona (146 dias).

Em condições de EPSA abaixo de 60%, o NH_4^+ quando utilizado pelas bactérias nitrificadoras pode promover a emissão de N_2O via redução da hidroxilamina (NH_2OH) e do nitroxil (NOH), os quais são intermediários da oxidação do NH_4^+ a nitrito (NO_2^-). Por sua vez, o NO_2^- também pode ser reduzido a N_2O por ação enzimática (PAUL; CLARK, 1996). Além disso, a grande quantidade de compostos solúveis adicionadas, principalmente com os DLB, pode provocar um aumento da atividade microbiana elevando o consumo de O_2 , podendo gerar sítios de anaerobiose no solo (GIACOMINI et al., 2006; ROCHETTE et al., 2004a). Esses sítios de anaerobiose também podem ser gerados pela grande quantidade de líquidos adicionados com os dejetos no momento da aplicação dos mesmos, criando condições favoráveis à utilização do NO_3^- , como receptor final de elétrons na cadeia respiratória de bactérias anaeróbicas facultativas.

As emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ após a aplicação dos dejetos foram bastante variáveis durante todo o período de amostragem, sendo que foram observados valores de $53,5 \pm 51,2$ a $725,4 \pm 276,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$. Diversos trabalhos, que avaliaram o efeito da aplicação de dejetos de animais sobre as emissões de N_2O para a atmosfera, também verificaram uma ampla variação nas emissões desse gás ao longo do período estudado, tanto em condições de campo (GIACOMINI et al., 2006; ROCHETTE et al., 2004a; MKHABELA et al., 2008; SCHILS et al., 2008; FANGUEIRO et al., 2008), como de laboratório (VINTHER; MAAG, 1999; FLESSA; BEESE, 2000; AULAKH et al. 2000). Possivelmente, as diferenças de magnitude e tempo para ocorrência do pico máximo de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ verificadas entre estes trabalhos e o presente estudo, estejam relacionadas às interações entre as condições edafoclimáticas, o manejo dos materiais orgânicos (superfície ou incorporado), a composição bioquímica bem como as quantidades adicionadas destes ao solo.

Os dejetos de animais apresentaram efeito diferenciado sobre as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$. Observa-se na figura 4.5, que a máxima emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ ocorrida aos três dias da aplicação dos dejetos no tratamento RCA + DLB ($725,4 \pm 276,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) foi acima do dobro da verificada no tratamento RCA + DLS ($321,9 \pm 40,2 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Além disso, a variação do fluxo desse gás apresentou maior efemeridade no solo onde foi aplicado DLB do que DLS. Tais resultados devem estar relacionados à composição química dos dejetos e nas diferenças das quantidades adicionadas destes, bem como de C e N com esses materiais orgânicos ao solo. Observa-se

tabela 4.1, que apesar de as quantidades de N amoniacal adicionadas com ambos os dejetos terem sido similares, uma quantidade 25 e 17% superior em C e N solúveis foi adicionada com os DLB em relação aos DLS. Segundo Vinther e Maag (1999) essas diferenças devem-se a maior concentração de compostos orgânicos facilmente degradáveis com dejetos oriundos de ruminantes, os quais apresentam uma maior degradação enzimática no intestino desses animais, comparada a dos monogástricos. Essa foi a explicação reportada pelos autores em seu trabalho para explicar as emissões de N₂O efêmeras e superiores do solo com DLB em relação ao solo com DLS, nos maiores valores de EPSA. Resultados similares também foram observados por Petersen e Andersen (1996), os quais incubaram dejetos de suínos e bovinos em solo com 49 e 36% da capacidade de campo, durante 6 dias. Os autores concluíram que os dejetos de bovinos apresentam um potencial de emissão de N₂O maior que os dejetos de suínos devido ao elevado conteúdo de matéria orgânica e maior retenção de água pelos resíduos de ruminantes. Provavelmente, seria interessante detalhar, futuramente, a qualidade estrutural do carbono contido na matéria orgânica dos diferentes tipos de dejetos de animais, já que conforme o tipo de animal, alimentação ofertada e manejo dado aos dejetos a composição destes pode variar.

Entre os 55 e 342 dias após o manejo das culturas de inverno, as emissões de N-N₂O foram bastante inferiores e constantes, ficando entre $7,3 \pm 4,2 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N-N₂O na média dos tratamentos com dejetos. Provavelmente nesta fase, as partículas de feno e silagem, que contém substâncias mais resistentes ao ataque microbiano, por exemplo, compostos lignínicos e fenólicos, encontradas principalmente nos dejetos de bovinos, forneceram uma menor quantidade de energia aos microrganismos do solo, reduzindo a sua atividade e o seu potencial para produção de N₂O.

A aplicação de N uréia em cobertura não resultou em um aumento nos fluxos de N₂O para a atmosfera. Possivelmente esse resultado esteja relacionado ao baixo número de avaliações realizadas logo após a aplicação da uréia. Trabalhando em um Argissolo, Gomes (2006) aplicou 180 kg ha^{-1} de N uréia em cobertura, parcelados em duas doses, na cultura do milho sob RCA. Após a aplicação de 1/3 da dose (60 kg ha^{-1}), a autora não observou efeito na emissão de N-N₂O, embora sem ocorrência de precipitações durante o período. Entretanto, os fluxos aumentaram após a ocorrência de uma chuva de 38 mm poucas horas antes de uma

coleta, realizada um dia depois da aplicação dos 2/3 restantes da dose (120 kg ha^{-1}). A partir dessa amostragem, a autora verificou picos entre 211 e $307 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$ em um intervalo de quatro dias, e 1 kg ha^{-1} de N em perdas acumuladas pela emissão desse gás em 41 dias. Ao aplicar 300 kg ha^{-1} de N uréia, em doses de 100 kg ha^{-1} , em uma pastagem sobre um Gleissolo da Escócia, Jones et al. (2007) obtiveram picos de até $375 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$. Os resultados obtidos no presente trabalho com a adubação nitrogenada mineral provavelmente estejam subestimados, desta forma não foi possível comparar o efeito da adubação mineral com o uso de dejetos e plantas de cobertura sobre as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$.

A aplicação dos dejetos de animais aumentou a disponibilidade de N mineral no solo (Figura 4.6). Após a aplicação dos dejetos observam-se maiores teores de N-NH_4^+ do que de N-NO_3^- no solo, isso em função de que os dejetos na forma líquida possuem elevada concentração de N amoniacal, a qual pode chegar a 70% (SCHERER et al., 1996). Após 15 dias da aplicação dos dejetos, observa-se que as quantidades de N-NH_4^+ reduziram, sendo que tal fato foi acompanhado de um aumento nos teores de nitrato no solo, possivelmente devido ao processo de nitrificação, que é rápido nas condições do presente trabalho (AITA et al., 2007). Com base nesses resultados, pode-se estimar que a contribuição do processo de nitrificação para a emissão de N_2O foi mais significativa nessa fase.

4.3.3 Variáveis controladoras da emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$

O N_2O emitido do solo tem origem principalmente de dois processos, a nitrificação e a desnitrificação. A nitrificação é o processo predominante para a contribuição de N_2O em condições de EPSS variando entre 35% a 60%. O substrato da nitrificação é o NH_4^+ , o qual depende da mineralização do N orgânico presente na matéria orgânica do solo, nos RC das plantas de cobertura e nos dejetos de animais. No caso dos dejetos e da uréia uma grande quantidade de N na forma de amônio é aplicado ao solo. Em condições de maior umidade, as emissões de N_2O são muito maiores e estão associadas primeiramente ao processo de desnitrificação, o qual é realizado por bactérias anaeróbicas facultativas. Essas bactérias necessitam de C para a produção de energia e do nitrato como receptor final de elétrons. Nesse processo, o nitrato é transformado a formas gasosas como N_2O e N_2 . Diversos estudos indicam que quando as condições de oxigenação são ideais à

desnitrificação, esse processo foi controlado pela disponibilidade de nitrato e, principalmente de C facilmente biodegradável (SÁNCHEZ-MARTÍN et al., 2008; CIAMPITTI et al., 2008; BEAUCHAMP et al., 1989).

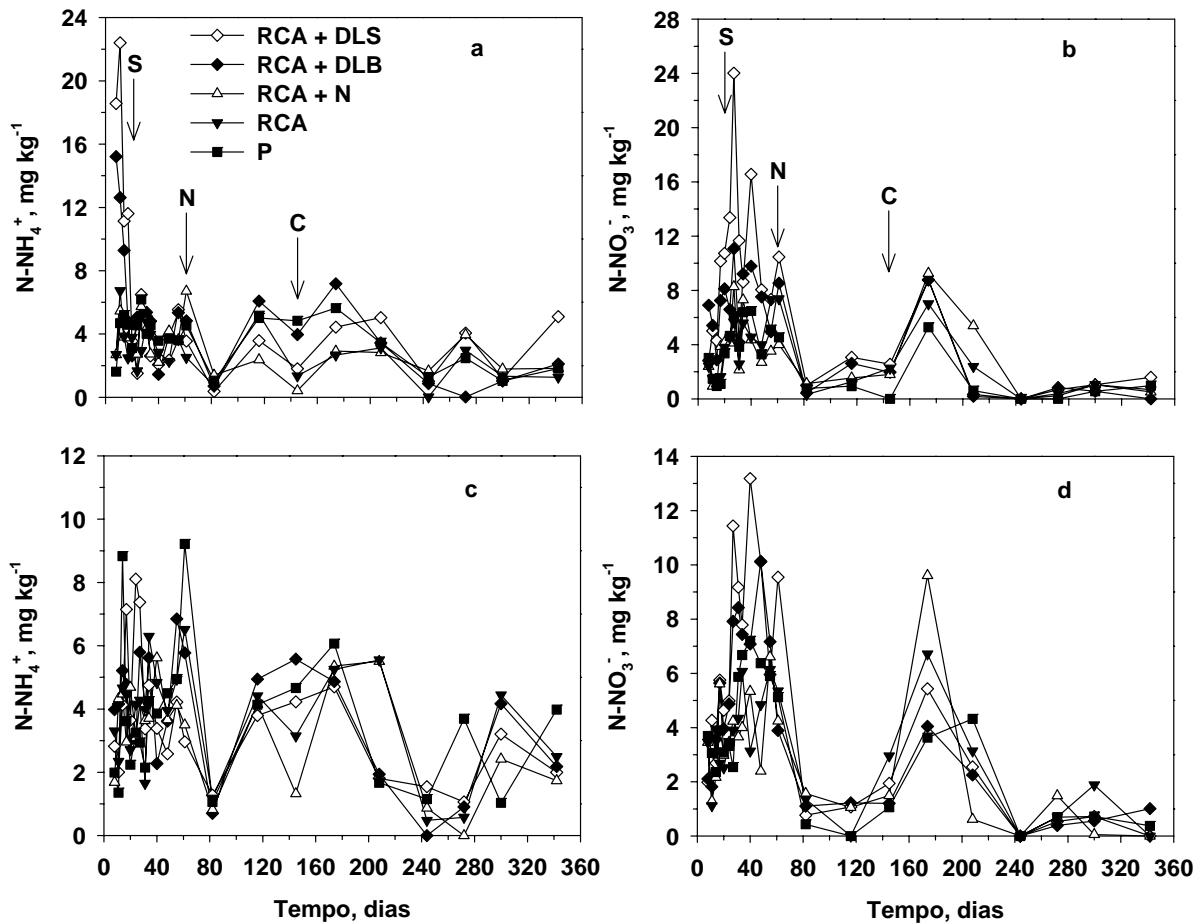


Figura 4.6 – Teores de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) nas camadas de 0-0,10 m (a e b) e 0,10-0,20 m (c e d) do solo nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N) e pousio (P) durante o experimento. S= semeadura da mamona (22 dias). N= adubação nitrogenada de cobertura na mamona (61 dias). C= colheita da mamona (146 dias).

No presente estudo, os valores de EPSA na maioria das avaliações ficaram abaixo de 60%, nessa condição as emissões de N_2O para a atmosfera foram baixas (BATEMAN; BAGGS, 2005; LIN; DORAN, 1984). O efeito do EPSA sobre a emissão de N_2O pode ser verificado nas primeiras cinco avaliações. Observa-se na figura 4.7 que na primeira avaliação realizada o valor médio do EPSA para os tratamentos

RCE e RCA+E foi de apenas 45%. Com a ocorrência de chuvas após essa avaliação, houve um aumento nos valores de EPSA (72% e 68%). Já na quarta e quinta avaliação o EPSA reduziu para 63 e 47%, respectivamente.

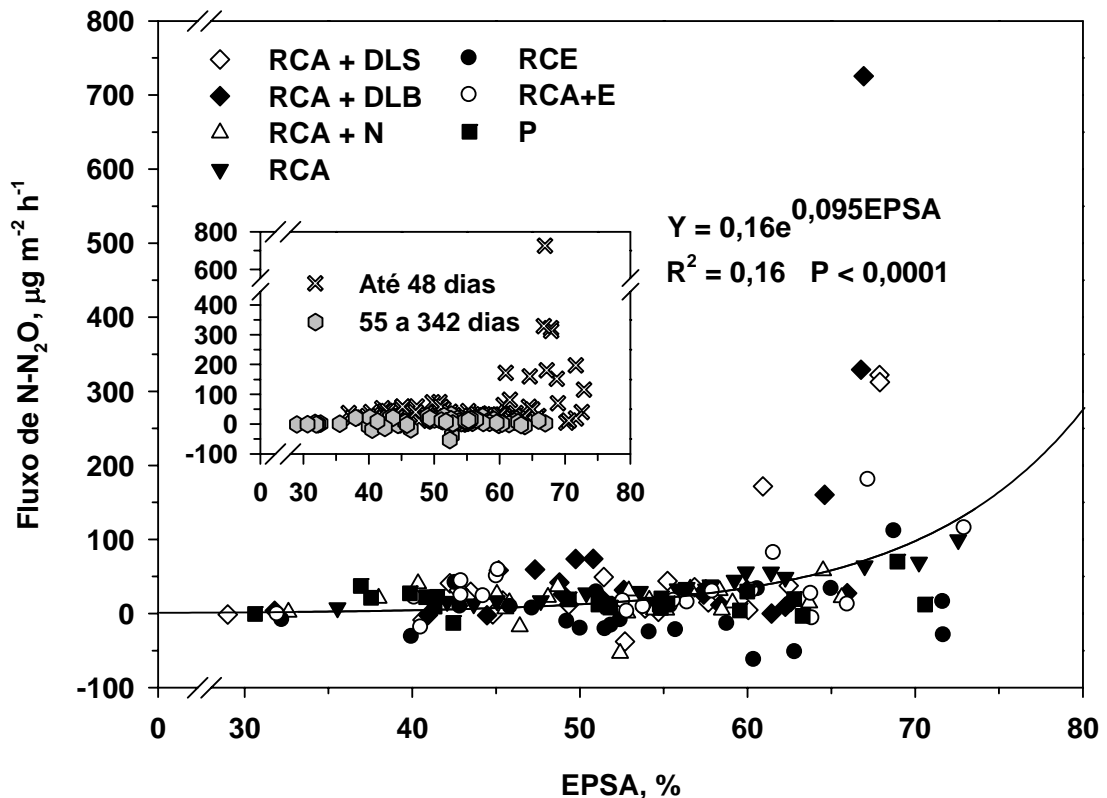


Figura 4.7 – Relação entre o fluxo de $N-N_2O$ e espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) na camada de 0-0,10 m nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N), resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E) e pousio (P) durante o experimento.

Essa variação nos valores de EPSA teve grande impacto sobre as emissões de N_2O . Por exemplo, o fluxo médio de N_2O foi de $57 \mu g m^{-2} h^{-1}$ na primeira avaliação, $156 \mu g m^{-2} h^{-1}$ na segunda avaliação, $166 \mu g m^{-2} h^{-1}$ na terceira avaliação e reduziu para 65 e $50 \mu g m^{-2} h^{-1}$ na quarta e quinta avaliação, respectivamente. É importante salientar que esse mesmo comportamento foi observado para a emissão de $C-CO_2$. Foi observado, no capítulo anterior, que a ocorrência dessas chuvas elevou a Tmc dos RC, indicando um aumento da atividade microbiana decompositora dos RC. Com isso, pode ter potencializado a ocorrência

de sítios de anaerobiose no solo, o que também deve ter contribuído para as emissões de N_2O .

No período entre 24 e 34 dias após o início das avaliações também foram observadas variações nos valores do EPSA, sendo que aos 31 dias valores acima de 60% foram verificados. Apesar dessa condição e a presença de nitrato no solo, os fluxos de N_2O nos tratamentos com RCE foram aproximadamente três vezes menores ($31 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) do que no período entre 8 e 20 dias ($99 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Possivelmente, esse resultado esteja relacionado a uma redução na disponibilidade de C biodegradável no solo. Em um estudo de laboratório realizado por Gillam et al. (2008) com o objetivo de avaliar o efeito da adição de nitrato (0 e 100 mg kg^{-1}) e C (0 e 62 mg kg^{-1}) em um solo com diferentes valores de EPSA (45, 60 e 75%) os autores obtiveram os seguintes resultados: 1) as emissões de N_2O no solo com EPSA de 45% foram negligíveis ($10 \mu\text{g kg}^{-1}$), mesmo com a adição de nitrato e C ao solo; 2) com o EPSA a 60% a adição ao solo de nitrato ou C isoladamente teve efeito sobre a emissão de N_2O , porém quando o C foi adicionado juntamente com o nitrato a emissão de N_2O atingiu $740 \mu\text{g kg}^{-1}$; 3) na condição de EPSA a 75%, a emissão de N_2O foi sensivelmente superior as demais condições de umidade do solo ($2.250 \mu\text{g kg}^{-1}$), sendo que a adição de nitrato nessa condição aumentou a emissão de N_2O para $3.570 \mu\text{g kg}^{-1}$ e quando o C foi adicionado isoladamente aumentou para $9.040 \mu\text{g kg}^{-1}$ e para $10.470 \mu\text{g kg}^{-1}$ quando o C e o nitrato foram aplicados conjuntamente. Tais resultados reforçam o efeito da disponibilidade de C biodegradável no processo de desnitrificação, principal responsável pela produção de N_2O no solo (SÁNCHEZ-MARTÍN et al., 2008; CIAMPITTI et al., 2008; BEAUCHAMP et al., 1989).

Observa-se na figura 4.7 que houve uma tendência de aumento exponencial entre os fluxos de N_2O e os valores de EPSA do solo. Tal resultado está de acordo com resultados obtidos em outros estudos (LIN; DORAN, 1984; LIVESLEY et al., 2008). De acordo com Lin e Doran (1984) e Bateman e Baggs (2005), valores de EPSA entre 70 e 90% parecem ser ótimos para que ocorra um aumento considerável nas emissões de N_2O , se os demais fatores que afetam o processo de desnitrificação não forem limitantes.

Nas avaliações realizadas após os 48 dias do manejo das culturas, as emissões de N- N_2O reduziram. Esse fato está relacionado às condições desfavoráveis a produção de N_2O nesse período. Além da redução dos teores de N

mineral no solo devido, em parte, pela absorção de N pela cultura da mamona, os valores do EPSA raramente alcançaram os níveis ótimos para a produção de N_2O via o processo de desnitrificação. Outro aspecto importante que deve ter influenciado os baixos valores de emissão de N_2O diz respeito à baixa disponibilidade de C biodegradável no solo nesse período. Conforme Sánchez-Martín et al. (2008) e Beauchamp et al. (1989), a disponibilidade de C é um dos fatores que mais limita o processo de desnitrificação no solo.

Embora o solo com menor quantidade e qualidade de RC, em pousio, tenha apresentado valores de EPSA favoráveis à produção de N_2O nas primeiras avaliações e temperaturas do solo relativamente maiores que os demais tratamentos em grande parte das avaliações (Figura 4.8), a baixa adição de C facilmente biodegradável e a baixa disponibilidade de N mineral neste tratamento provavelmente limitaram a produção desse gás.

Os valores de temperatura no solo no presente trabalho variaram de 12°C na fase final das avaliações até 28°C após três meses do início das avaliações (Figura 4.8). No período onde foram observados os maiores fluxos de N_2O a temperatura média foi de $21,5^\circ\text{C}$. Os maiores fluxos de N- N_2O observados no presente estudo estiveram relacionados a altos conteúdos de umidade (EPSA entre 65 e 75%) e temperaturas do solo (17 a 20°C) relativamente intermediárias. Smith et al. (1998) observaram, sob condições de campo, maiores emissões de N_2O em um solo arenoso com EPSA entre 80 e 90% no verão da Inglaterra com temperaturas do solo entre 15 e 23°C .

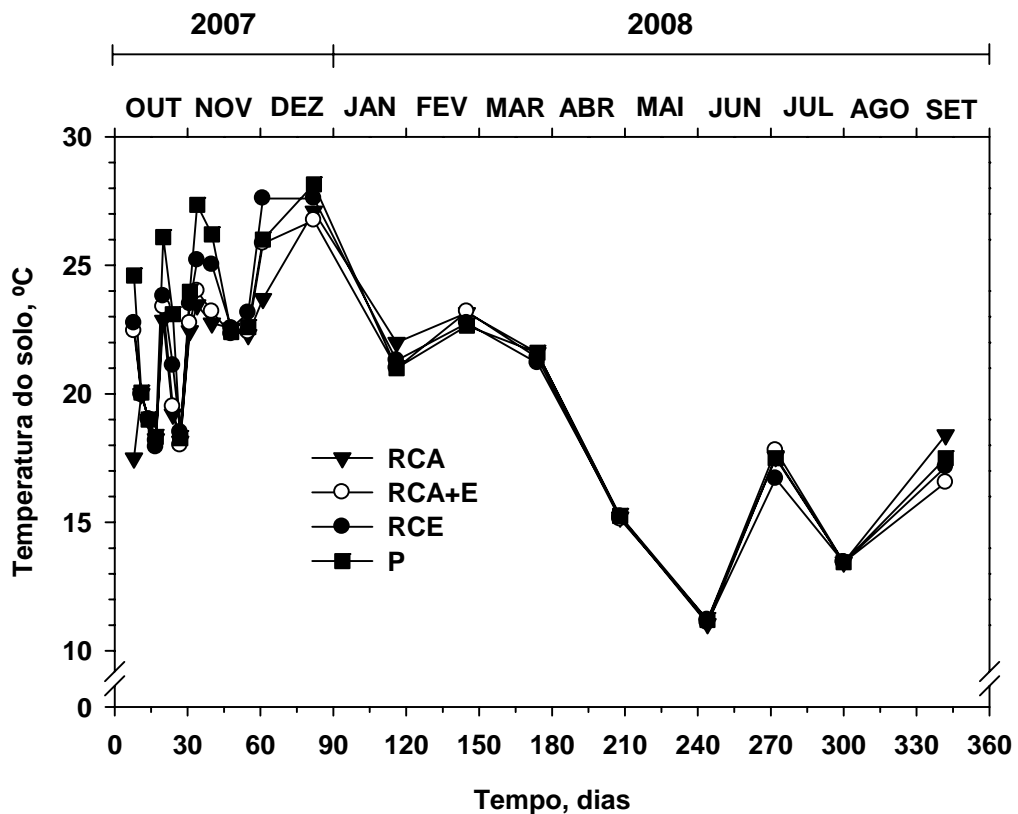


Figura 4.8 – Temperatura do solo na camada de 0-0,05 m, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE) e do pousio (P).

O efeito da temperatura (10 ou 20 °C) e do EPSA (43 ou 72%) sobre as emissões de N₂O com aplicação de dejetos de suínos e bovinos, em condições controladas, também foi explorado por Vinther e Maag (1999). Os autores evidenciaram que o aumento de 10 °C na temperatura de incubação, ou seja, o valor de Q₁₀, combinado com maiores conteúdos de umidade, resultou em taxas de desnitrificação aproximadamente cinco e três vezes superiores nos tratamentos com dejetos de bovinos e suínos, respectivamente.

As emissões de N-N₂O estiveram relacionadas a valores de EPSA na faixa de 29 a 73% e temperaturas do solo entre 11 e 28 °C durante todo o período de amostragem. Estabelecendo uma relação entre a emissão de N-N₂O, o EPSA e a temperatura do solo pode-se observar na figura 4.9 que grande parte das emissões ocorreram com valores de 40 a 60% do EPSA e em temperaturas do solo entre 22 e 28 °C. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Livesley et al. (2008), os quais observaram que os maiores fluxos de N-N₂O foram relacionados a

temperaturas do solo na faixa de 15 a 20 °C e com valores de EPSA entre 65 e 70%, em uma pastagem na Austrália. As emissões desse gás também tiveram um aumento exponencial e uma alta correlação com a temperatura do solo e o EPSA no trabalho de Smith et al. (1998). Ao incubarem amostras de um Gleissolo sob diferentes temperaturas (5, 12 e 18 °C) e EPSA (60, 80 e 85%), Dobbie e Smith (2001) verificaram uma resposta linear dos fluxos de N-N₂O aumentando a temperatura e o EPSA, sendo que a alta taxa respiratória e a menor difusão do O₂ no solo foram os principais fatores que afetaram os resultados obtidos por esses autores.

De maneira geral, as emissões de N-N₂O foram bastante variáveis com teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ na camada de 0-0,10 m do solo, durante todas as avaliações, ficando na faixa de 0 a 22,4 mg kg⁻¹ e 0 a 24,0 mg kg⁻¹, respectivamente. Os maiores fluxos de N-N₂O, obtidos 11 dias após o manejo das espécies, estiveram condicionados a maiores conteúdos de N-NH₄⁺ (7,7 a 22,4 mg kg⁻¹) do que N-NO₃⁻ (4,2 a 5,4 mg kg⁻¹) no solo e valores de EPSA entre 65 e 73% (Figura 4.10). Desse modo, tais fatos sugerem que a nitrificação e desnitrificação ocorreram concomitantemente no solo, contribuindo para a produção de N₂O. No entanto, os elevados valores de EPSA entre 65 e 73% indicam que a desnitrificação tenha sido o principal processo responsável pelo aumento da emissão de N₂O nesse período. No trabalho realizado por Gomes (2006), as concentrações entre 4 e 7 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ e de 2 a 5 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻ no solo do tratamento com RCE, aliadas a altos conteúdos de umidade, induziram altas emissões de N-N₂O. Bateman e Baggs (2005) ao aplicarem nitrato de amônio (200 kg ha⁻¹ de N) com a fração amoniacal e nítrica enriquecidas com ¹⁵N em um solo siltoso com diferentes conteúdos de umidade (20, 35, 50, 60 e 70% do EPSA), verificaram que a principal fonte de N₂O foi a nitrificação, na faixa do EPSA de 35 a 60%, ficando a desnitrificação restrita a valores de EPSA de 70%.

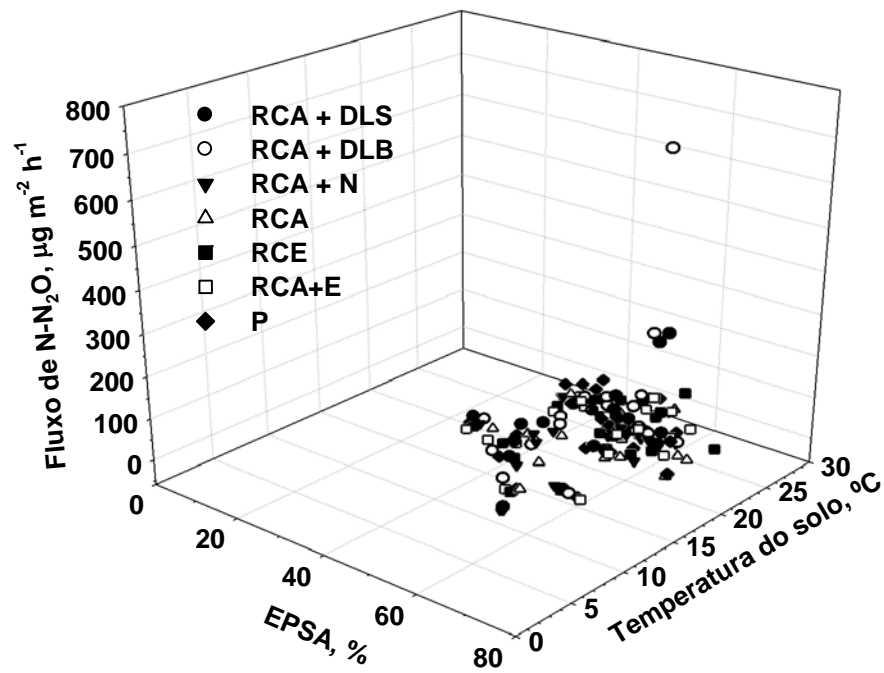


Figura 4.9 – Relação entre o fluxo de $N-N_2O$, espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) na camada de 0-0,10 m e temperatura do solo na camada de 0-0,05 m, nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N) e pousio (P) durante o experimento.

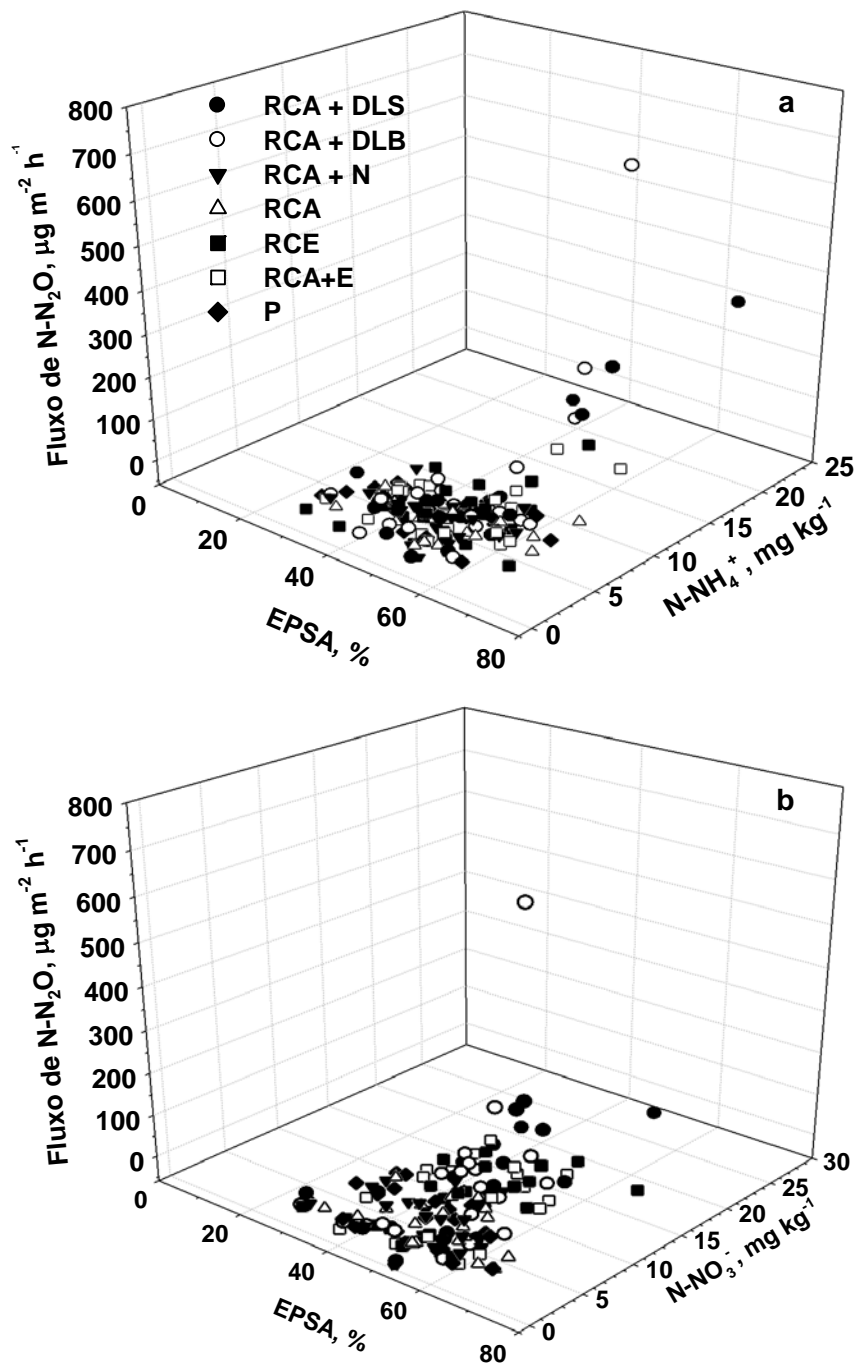


Figura 4.10 – Relação entre o fluxo de $N-N_2O$, espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) na camada de 0-0,10 m e os teores de amônio ($N-NH_4^+$; a) e nitrato ($N-NO_3^-$; b) na camada de 0-0,10 m do solo nos tratamentos com resíduos culturais de aveia (RCA), resíduos culturais de aveia+ervilhaca (RCA+E), resíduos culturais de ervilhaca (RCE), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de suínos (RCA + DLS), resíduos culturais de aveia com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (RCA + DLB), resíduos culturais de aveia com aplicação de N uréia (RCA + N) e pousio (P) durante o experimento.

4.3.4 Emissão acumulada de N-N₂O

A emissão acumulada de N-N₂O durante os 322 dias de avaliação variou de $16,7 \pm 48,2$ a $206,9 \pm 11,2$ mg m⁻² (Tabela 4.2). Enquanto nos tratamentos com RCE e com dejetos de animais mais de 50% da emissão acumulada de N₂O ocorreu no período pós-manejo, no tratamento com RCA nesse mesmo período foi emitido apenas 30% do N₂O produzido em 342 dias. Esses resultados sugerem que os materiais ricos em N e C solúvel apresentam um efeito mais intenso na fase inicial de decomposição e de curta duração sobre a emissão de N₂O. Além disso, tais fatos reforçam a idéia de que a disponibilidade de C decomponível no solo apresenta grande influência na emissão de N₂O para a atmosfera.

Embora as diferenças entre tratamentos atingiram mais 100%, na maioria dos casos não foram observadas diferenças nas quantidades totais de N₂O emitidas entre os tratamentos avaliados. Provavelmente, isso deve estar relacionado ao alto coeficiente de variação observado nas emissões acumuladas de N-N₂O (Tabela 4.2). De acordo com Gomes (2006), essa alta variabilidade nos dados de emissões de GEE no sistema solo-atmosfera é comum, sendo aceita em estudos dessa natureza.

Comparando os tratamentos com o uso exclusivo de RC, verifica-se na tabela 4.2, que o solo com resíduos de ervilhaca (RCE e RCA+E), em média, emitiu quase o dobro de N-N₂O do que o solo em pousio e 13% a mais do que o tratamento RCA. Sob condições ótimas de laboratório, Aulakh et al. (1991) reportaram que o solo incubado com RCE peluda emitiu uma quantidade sete vezes superior de N-N₂O comparado ao solo sem RC em 30 dias. Rochette et al. (2004b), na média de um ano, verificaram que o solo com RC de alfafa apresentou uma de emissão de 145 mg m⁻² de N-N₂O e o solo com RC de pastagem de gramínea emitiu 38 mg m⁻² de N-N₂O. Já para Baggs et al. (2003) não houve diferença na emissão acumulada em 65 dias entre RC de lab-lab (79 mg m⁻² de N-N₂O) e RC de centeio (67,5 mg m⁻² de N-N₂O).

As diferenças entre os tratamentos RCE e RCA+E foram pequenas. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de que o tratamento RCA+E adicionou quantidade de N e C solúvel próxima ao adicionado no tratamento RCE (Tabela 4.1). Além disso, no tratamento RCA+E mais de 68% do N total adicionado estava contido nos RC da ervilhaca. Esses resultados indicam que o uso do consórcio entre aveia e ervilhaca não proporciona redução das emissões de N₂O em relação à ervilhaca

solteira, nas condições do presente trabalho. Em condições de laboratório, Garcia-Ruiz e Baggs (2007), não encontraram diferenças na emissão acumulada de N-N₂O, em 28 dias de avaliação, com o uso de RC de leguminosas e da mistura desses com os de gramíneas, em proporção similar a do presente trabalho. Tal fato deve estar relacionado, pelo menos em parte, a baixa mineralização do N dos RC verificada pelos autores, o que provavelmente, disponibilizou menores quantidades de substratos para a produção de N₂O.

Tabela 4.2 – Emissão acumulada de N-N₂O no período pós-manejo (48 dias) e total (322 dias), percentual de N-N₂O emitido no período pós-manejo e percentual do N adicionado que foi emitido como N-N₂O.

Tratamento ¹	N-N ₂ O acumulado		N-N ₂ O emitido no pós-manejo	N adicionado emitido como N-N ₂ O
	Pós-manejo	Total		
	----- mg m ⁻² -----		----- % -----	
RCA + DLS	87,6 ± 10,0 ab	102,6 ± 27,1 ab	85,4	0,34 (0,13) ²
RCA + DLB	130,8 ± 21,2 a	206,9 ± 11,2 a	63,2	0,90 (0,95)
RCA + N	32,3 ± 2,2 c	16,7 ± 48,2 b	193,4	-0,47 (-0,78)
RCA	27,7 ± 1,9 c	99,1 ± 7,2 ab	27,9	0,90
RCE	62,2 ± 7,1 bc	118,1 ± 18,8 ab	52,7	0,44
RCA+E	56,6 ± 7,0 bc	106,7 ± 42,7 ab	53,0	0,34
P	27,9 ± 5,0 c	68,4 ± 12,4 b	40,1	-
CV ³ , %	28,2	47,5	-	-

¹P= pousio; RCA= resíduos culturais de aveia; RCE= resíduos culturais de ervilhaca; RCA+E= resíduos culturais de aveia+ervilhaca; N= uréia; DLS= dejetos líquidos de suínos; DLB= dejetos líquidos de bovinos. ²O valor entre parênteses refere-se apenas a porcentagem do N total, adicionado com o dejetos ou uréia, que foi emitida como N-N₂O. ³CV= coeficiente de variação. Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre tratamentos pelo teste Tukey (5%).

Durante o período pós-manejo, os tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de animais emitiram, em média, 109,2 ± 15,6 mg m⁻² de N-N₂O (71% do total), enquanto que no tratamento onde não se aplicou dejetos (RCA) a emissão acumulada foi de 27,7 ± 1,9 mg m⁻² de N-N₂O (30% do total). O tratamento com DLB apresentou, no período total, uma emissão acumulada de 205,9 ± 11,2 mg m⁻² de N-N₂O enquanto que aproximadamente metade desse valor foi verificada no tratamento com DLS. Giacomini et al. (2006), em área próxima a do presente trabalho, verificaram que a diferença na emissão acumulada de N-N₂O entre o

tratamento com aplicação de DLS ($40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; 105 kg ha^{-1} de N-NH_4^+) sobre RCA e o tratamento sem dejetos, em 28 dias, foi de $30,8 \text{ mg m}^{-2}$. Nesse mesmo período de tempo, Chantigny et al. (2001), no Canadá, observaram que esta diferença foi de apenas 12 mg m^{-2} de $\text{N-N}_2\text{O}$, aplicando $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($99,5 \text{ kg ha}^{-1}$ de N-NH_4^+) sobre RC de cevada, valor este similar ao encontrado por Fangueiro et al. (2008), 8 mg m^{-2} , aplicando $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (22 kg ha^{-1} de N-NH_4^+) em pastagem de azevém na Austrália. No presente trabalho, a diferença na emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$, em 27 dias, entre o tratamento com aplicação de DLS sobre os RCA e o tratamento somente com RCA foi de $59,7 \text{ mg m}^{-2}$. Fazendo esta relação com o tratamento com aplicação de DLB sobre os RCA, a diferença fica em 98 mg m^{-2} de $\text{N-N}_2\text{O}$, apesar da menor quantidade de N amoniacal aplicada no presente trabalho com os dejetos de suínos ($45,5 \text{ kg ha}^{-1}$) e bovinos ($42,2 \text{ kg ha}^{-1}$) em relação aos trabalhos de Giacomini et al. (2006) e Chantigny et al. (2001). Além da composição de cada dejetos utilizado em cada trabalho, as condições climáticas também devem ter sido fatores preponderantes para essa variabilidade de resultados.

Se por um lado dejetos líquidos com maiores teores de MS, como os de bovinos utilizados neste trabalho, podem favorecer a perda de N por volatilização de amônia, pela menor infiltração no solo, e diminuir o potencial de emissão de N_2O (MKHABELA et al., 2008. SHERLOCK et al., 2002), por outro, esses materiais tendem a formar rapidamente uma crosta superficial no solo, em condições de alta temperatura, o que aumentaria a resistência do equilíbrio físico-químico $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, ou seja, uma menor quantidade de amônio se transformaria em NH_3 (THOMPSON e MEISINGER, 2002), o que provavelmente potencializaria a emissão de N_2O com dejetos de maior teor de MS. Esse aspecto também pode explicar as maiores emissões obtidas no presente trabalho com aplicação de DLB sobre RCA em relação aos DLS, embora sem diferença significativa.

Cabe destacar que esses valores podem estar subestimados, devido também a provável perda de parte do N amoniacal aplicado com os dejetos de animais, o que atenuaria a emissão de N_2O pela aplicação desses materiais ao solo. Basso et al. (2004) observaram que, após seis dias da aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (264 kg ha^{-1} de N-NH_4^+) de DLS sobre RCA, 39% do N da fração amoniacal foi perdida por volatilização de amônia.

Como foi comentando anteriormente, os resultados obtidos no presente trabalho com a adubação nitrogenada mineral, além de implicarem em fluxos,

provavelmente subestimados, também tiveram implicações diretas nas emissões acumuladas durante todo o período avaliado. Como pode ser observado na tabela 4.2, as emissões acumuladas nos tratamentos RCA e RCA + N foram semelhantes no período pós-manejo, embora com uma pequena superioridade no tratamento em que se aplicou 20 kg ha⁻¹ de N uréia na semeadura da mamona (22 dias). Todavia, no período total, esse tratamento apresentou uma emissão acumulada muito inferior à verificada no período pós-manejo, e até mesmo a observada no tratamento onde não se aplicou uréia (RCA), apesar de 40 kg ha⁻¹ de N uréia terem sido aplicados em cobertura (61 dias). Em estudo realizado por Baggs et al. (2003) a aplicação de N sobre RC de centeio resultou em emissões de N₂O cinco vezes superior àquela observada no tratamento com RC de centeio sem N. Em estudo a campo no RS, Gomes (2006) relatou perdas de 1 kg ha⁻¹ de N-N₂O com a aplicação de 180 kg ha⁻¹ de N uréia sobre RCA na cultura do milho.

Os problemas de logística não permitiram uma avaliação mais detalhada do efeito do uso de adubação nitrogenada em sistema plantio direto de mamona sobre a emissão de N₂O. A aplicação do fertilizante nitrogenado em cobertura foi realizada ao término da 13^a coleta de gás, sendo que a amostragem posterior (14^a) foi realizada somente 21 dias após, o que certamente limitou a quantificação do efeito do N fertilizante sobre a emissão de N-N₂O. Possivelmente, até o próprio início das avaliações, oito dias após o manejo das espécies e dois dias após a aplicação dos dejetos de animais, pode ter favorecido uma subestimativa das emissões acumuladas de N-N₂O. Em estudos futuros é necessário iniciar as avaliações logo após o aporte dos materiais orgânicos e minerais ao solo e intensificar o número de avaliações nesse período para uma melhor estimativa do efeito de RC e dejetos de animais sobre as emissões de N₂O.

O fator de emissão, isto é, a porcentagem do N adicionado que foi emitido como N-N₂O nos 342 dias de avaliação, variou de -0,49 a 0,95% (Tabela 4.2). Os valores observados para esse parâmetro, tanto para os tratamentos com uso exclusivo de RC (0,34 a 0,90) como para os tratamentos em que os dejetos de suínos (0,34 [0,13]) e bovinos (0,90 [0,95]) foram aplicados sobre os RCA, estão de acordo com o valor proposto pelo IPCC (2006), o qual estima que 1% (com variação de 0,3-3%) do N aplicado com fertilizantes orgânicos e, ou, minerais ao solo é emitido como N-N₂O anualmente, e por outros estudos prévios conduzidos em diferentes condições edafoclimáticas (JANTALIA, et al., 2008; HUANG, et al., 2004;

ROCHETTE, et al., 2004b; GIACOMINI, et al., 2006; FANGUEIRO, et al., 2008; ROCHETTE et al., 2004a). Porém, os resultados do presente trabalho são superiores aos encontrados por Gomes (2006), em que perdas, por meio da emissão de N_2O , de 0,20 a 0,50% do N aplicado com RC de gramíneas e leguminosas foram verificadas.

4.4 Conclusões

Os maiores fluxos de N_2O ocorreram nos primeiros 20 dias após o manejo das plantas de cobertura e da aplicação dos dejetos de animais.

Os dejetos de bovinos foram os resíduos orgânicos que promoveram a maior emissão acumulada de N_2O .

Em condições favoráveis à emissão de N_2O no solo, a produção desse gás parece ser dependente da disponibilidade de C na forma solúvel.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés: étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche**. 1996. 209 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paris VI, Paris.

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 149-161, Jan./Fev. 2006.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio dos resíduos culturais de plantas de cobertura solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 601-612, Jul./Ago. 2003.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 1, p. 95-102, Jan. 2007.

AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.18, n. 3, p. 175-182, Aug. 1994.

AULAKH, M. S. et al. Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 34, n. 6, p. 375–389, Dec. 2001.

AULAKH, M. S. et al. Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 23, n. 12, p. 1161-1167, 1991.

AULAKH, M. S. et al. Mineralization and denitrification in upland, nearly saturated and flooded subtropical soil II. Effect of organic manures varying in N content and C:N ratio. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 31, n. 2, p. 168–174, May 2000.

AULAKH, M. S.; RENNIE, D. A.; PAUL, E. A. The influence of plant residues on denitrification rates in conventional and zero-tilled soils. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 48, n. 4, p. 790-794, 1984.

BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 254, n. 2, p. 361–370, July 2003.

BARCELOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. 1991. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

BASSO, C. J. et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1773-1778, Nov./Dez. 2004.

BATEMAN; E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 41, n. 6, p. 379–388, Aug. 2005.

BAYER, C. et al. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, Amsterdam, v. 133, n. 3-4, p. 258-268, Aug. 2006.

BEAUCHAMP, E. G. ; TREVORS J. T.; PAUL, J. W. Carbon sources for bacterial denitrification. **Advances in Soil Science**, Oxford, v. 10, p. 113–142, 1989.

BENDING, G. D.; TURNER, M. K. Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effects on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation into soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 29, n. 3, p.319-327, July 1999.

BERTRAND, I. et al. Soil decomposition of wheat internodes of different maturity stages: relative impact of the soluble and structural fractions. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 1, p. 155-163, Jan. 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisas Pedológicas. **Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife. 1973. 431p. (Boletim Técnico, 30).

BREMER, E.; VANHOUTUM, W.; VANKESSEL, C. Carbon-dioxide evolution from wheat and lentil residues as affected by grinding, added nitrogen, and the absence of soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 11, n. 3, p. 221-227, 1991.

CAMPOS, A. T. **Análise da viabilidade da reciclagem de dejetos de bovinos com tratamento biológico, em sistema intensivo de produção de leite**. 1997. 141 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

CARVALHO, A. M.; AMABILE, R. F. **Cerrado: adubação verde**. Planaltina, Brasília, DF, EMBRAPA Cerrados. 369 p. 2006.

CATES, R. L.; KEENEY, D. R. Nitrous-oxide production throughout the year from fertilized and manured maize fields. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 16, n. 4, p. 443-447, Oct./Dec.1987.

CHADWICK, D. R.; PAIN, B. F.; BROOKMAN, S. K. E. Nitrous oxide methane emissions following application of animal manures to grassland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 277-287, 2000.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 81, p. 131-137, 2001.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n.1, p. 1-17, Oct. 2007.

CIAMPITTI, I. A.; CIARLO, E. A.; CONTI, M. E. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [(Glycine max (L.) Merrill)] crop phenological stages and stubbles decomposition period. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 4, p. 581-588, Mar. 2008.

COCHRAN, V. L.; KOENIG, R. T. Decomposition and nitrogen mineralization from legume and non-legume crop residues in a subarctic agricultural soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 17, n. 4, p. 269-275, Apr. 1994.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004. 400 p.

CONRAD, R. Soil Microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). **Microbiological Reviews**, Washington, v. 60, n. 4, p. 609-640, Dec. 1996.

COPPENS, F. **Water, carbon and nitrogen dynamics in soil: Influence of crop residue location and quality**. 2005. 203 p. Tese (Doutorado em Agricultura) - Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.

DA LUZ, L. P. **Dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo marcada com ¹³C e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

DA ROS, C. O. **Dinâmica do carbono e do nitrogênio com o uso de uréia, na sucessão aveia preta/milho, no sistema plantio direto**. 2004. 151 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

DAHLIN, A. S. et al. Influence of non-cellulose structural carbohydrate composition on plant material decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 45, n. 1, p. 27-36, Oct. 2008.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 52, n. 4, p. 667-673, Jan. 2001.

DORAN, J. W.; LINN, D. M. Microbial ecology of conservation management systems. In: HATFIELD, J. L.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil biology: effects on soil quality**. Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p.1-27.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2^a ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006. 306p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Principais indicadores leite e derivados: boletim eletrônico mensal**. Juiz de Fora, MG, Embrapa Gado de Leite, v. 2, n. 7, 2009.

ESCOBAR, L. F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do rio grande do sul**. 2008. 104 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

FANGUEIRO, D. et al. Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 15, p. 7132–7142, Oct. 2008.

FARQUHARSON, R.; BALDOCK, J. Concepts in modelling N₂O emissions from land use. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 309, n. 1-2, p. 147–167, Aug. 2008.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds) **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**, Berlin: John Wiley e Sons, p. 7-21, 1989.

FLESSA, H.; BEESE, F. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 1, p. 262-268, Jan./Feb. 2000.

GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E. M. N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 299, n. 1-2, p. 263-274, Oct. 2007.

GÈNERMONT, S. **Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole**. 1996. 257 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paul Sabatier, Toulouse.

GIACOMINI, S. J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 247 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GIACOMINI, S. J. et al. Consorciação de plantas de cobertura antecedendo o milho em plantio direto. II - Nitrogênio acumulado pelo milho e produtividade de grãos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 751-762, Jul./Ago. 2004.

GIACOMINI, S. J. et al. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 1, p. 107-114, Jan. 2008b.

GIACOMINI, S. J. et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, Nov. 2006.

GIACOMINI, S. J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 9, p. 1097-1104, Set. 2003a.

GIACOMINI, S. J. et al. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 325-334, Mar./Abr. 2003b.

GIACOMINI, S. J. et al. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. especial, p. 2661-2668, Out./Dez. 2008a.

GILLAM, K. M.; ZEBARTH, B. J.; BURTON, D. L. Nitrous oxide emissions from denitrification and the partitioning of gaseous losses as affected by nitrate and carbon addition and soil aeration. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 2, p. 133-143, Apr. 2008.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 151 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: CADISCH, G.; GILLER, K.E. (org.) **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. London: CAB INTERNATIONAL, 1997. p. 3-30.

HEINRICHS, R. et al. Cultivo consorciado de aveia e ervilhaca: relação C/N da fitomassa e produtividade do milho em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 331-340, Mar./Abr. 2001.

HUANG, Y. et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 36, n. 6, p. 973-981, May 2004.

IPCC, **Climate Change 2007: Mitigation.**, In: METZ, B. et al., eds. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York. 841 p. 2007.

IPCC, **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme.** Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006.

JABRO, J. D. et al. Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. **Journal of Environmental Management**, London, v. 88, n. 4, p. 1478-1484, Sep. 2008.

JANTALIA, C. P. et al. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação das práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B.J.R. et al. **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa.** EMBRAPA, Editora Gênese, Porto Alegre, RS. 215p. 2006.

JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, n. 2, p. 161-173, Oct. 2008.

JENSEN, L.S. et al. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. **Plant and Soil**, Oxford, v. 273, n. 1-2, p. 307-326, June 2005.

JONES, S. K. et al. Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 121, n. 1-2, p. 74-83, June 2007.

KIEHL, J. **Manual de edafologia: relações solo-planta.** São Paulo: Agronômica Ceres, 262p. 1979.

KIRCHMANN, H.; LUNDEVALL, A. Relationship between N-immobilization and volatile fatty-acids in soil after application of pig and cattle slurry. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 15, p. 161-164, 1993.

KUZYAKOV, Y. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 38, n. 9, p. 425–448, Sep. 2006.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, n. 1-2, p. 1–22, Nov. 2004.

LI, X.; INUBUSHI, K.; SAKAMOTO, K. Nitrous oxide concentrations in an Andisol profile and emissions to the atmosphere as influenced by the application of nitrogen fertilizers and manure. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, n. 2, p. 108-113, Apr. 2002.

LIVESLEY, S. J. et al. Trace gas flux and the influence of short-term soil water and temperature dynamics in Australian sheep grazed pastures of differing productivity. **Plant and Soil**, Oxford, v. 309, n. 1-2, p. 89–103, Aug. 2008.

MAHMOOD, T. et al. Nitrous oxide emissions from an irrigated sandy-clay loam cropped to maize and wheat. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 27, p. 189–196, 1998.

MARQUES, M. G. **Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto**. 2005. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MARTÍN-SANCHEZ, L. et al. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 40, n. 1, p. 142–151, Apr. 2008.

MARY, B. et al. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, Oxford, v. 181, p. 71-82, 1996.

MKHABELA, M. S. et al. Gaseous and leaching nitrogen losses from no-tillage and conventional tillage systems following surface application of cattle manure. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, n. 2, p. 187–199, Mar. 2008.

MOGGE, B.; KAISER, E. A.; MUNCH, J. C. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhoved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 31, p. 1245-1252, 1999.

MORVAN, T. **Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier**. 1999. 157 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paris VI, Paris.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2nd ed. California: Academic Press, 340p. 1996.

PETERSEN, S. O.; ANDERSEN, M. N. Influence of soil water potencial and slurry type on denitrification activity. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 28, p. 977–980, 1996.

QUEMADA, M.; CABRERA, M. L. Ceres-N model predictions of nitrogen mineralized from cover crop residues. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 59, p. 1059-1065, 1995.

RANELLS, N. N.; WAGGER, M. G. Nitrogen release grass and legume cover crop monocultures and bicultures. **Agronomy Journal**, Madison, v. 88, p. 777-782, 1996.

REINERTSEN, S. A. et al. The role of available C and N in determining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 16, p. 459-464, 1984.

ROCHETTE, P. et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 4, p. 1410-1420, July/Aug. 2004a.

ROCHETTE, P. et al. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 2, p. 493–506, Mar./Apr. 2004b.

ROCHETTE, P. et al. In situ mineralization of dairy cattle manures as determined using soil-surface carbon dioxide fluxes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 3, p. 744-752, May/June. 2006.

ROCHETTE, P. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: I. carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 4, p. 1389-1395, July/aAug. 2000.

SAVIOZZI, A. et al. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 25, p. 401-406, 1997.

SCHERER, E.E., AITA, C., BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis, EPAGRI, 46 p. (Boletim Técnico, 79), 1996.

SCHILS, R. L. M. et al. Nitrous oxide emissions from multiple combined applications of fertiliser and cattle slurry to grassland. **Plant and Soil**, Oxford, v. 310, n. 1-2, p. 89–101, Sep. 2008.

SHERLOCK, R. R. et al. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 5, p. 1491–1501, Oct. 2002.

SILVA, A. A. et al. Sistemas de coberturas de solo no inverno e seus efeitos sobre o rendimento de grãos do milho em sucessão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 928-935, Jul./Ago. 2007.

SILVA, S. D. A. et al. **A Cultura da Mamona na Região de Clima Temperado: Informações Preliminares**. Pelotas, RS: Embrapa – CPACT, 2005. 33p. (Embrapa CPACT. Documentos, 149).

SMITH, K. A. et al. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 32, p. 3301-3309, 1998.

SOMMER, S. G.; HUSTED, S. The chemical buffer system in raw and digested animal slurry. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 124, p. 45-53, 1995.

SOMMER, S. G.; MOLLER, H. B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 134, n. 3, p. 327-335, Mar. 2000.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C. A. eds. **Methods of soil analysis**. Part 2. Madison, American Society of Agronomy, p.1550-1572. 1956.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystem**. Oxford: Blackwell Scientific, 1979. 372 p.

SYLVIA, D. M. et al. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1998. 550 p.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

THOMPSON R. B.; MEISINGER, J. J. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 4, p. 1329–1338, Apr. 2002.

TOMA, Y.; HATANO, R. Effect of crop residue C/N ratio on N₂O emissions from Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 53, n. 2, 198-205, Mar. 2007.

TRINSOUTROT, I. et al. Relationships between biochemical quality of crop residues and C and N mineralisation kinetics under non-limiting N conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 918–926, Apr. 2000.

VIETEN, B. et al. The fate of N₂O consumed in soils. **Biogeosciences Discussions**, Katlenburg-Lindau, v. 4, n. 5, p. 3331–3341, June 2007.

VINTHER, F. P.; MAAG, M. Effect of temperature and water on gaseous emissions from soils treated with animal slurry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 858–865, 1999.

WILDNER, L. DO P. et al. Diagnóstico do sistema plantio direto em áreas de produção de grãos de sequeiro dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. In: VII REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 19 a 21 de novembro de 2008, Santa Maria. **Anais...** Rio Grande do Sul, CD-ROM.

YANG, X. M. et al. Influence of composts and liquid pig manure on CO₂ and N₂O emissions from a clay loam soil. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 72, n. 6, p. 395- 401, Aug. 2002.