

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM LATOSSOLO SOB APLICAÇÃO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA E FERTILIZANTE MINERAL

PRISCILA GRUTZMACHER

CASCAVEL – Paraná – Brasil

Outubro – 2011

PRISCILA GRUTZMACHER

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM LATOSSOLO SOB APLICAÇÃO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA E FERTILIZANTE MINERAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio

CASCADEL – Paraná - Brasil

Outubro – 2011

FICHA CATALOGRÁFICA¹

Grutzmacher, Priscila

G893 Emissão de gases de efeito estufa em latossolo sob aplicação de água residuária da suinocultura e fertilizante mineral. / Priscila Grutzmacher. – Cascavel, 2011.
59 f.

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio.

Dissertação(Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Campus de Cascavel.

1. Suinocultura - Água residuária – Região Oeste do Paraná. 2. Adubação nitrogenada. 3. Dióxido de carbono. 4. Óxido nitroso. 5. Fertilizantes. 6. Solo – Manejo. I. Sampaio, Silvio César. II. Título.

CDD – 636.4

¹ Revisão de Português, Inglês e Normas: Prof. Ms. José Carlos da Costa. Em: 03 out. 2011.

Priscila Grutzmacher

**EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM LATOSSOLO SOB APLICAÇÃO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA E FERTILIZANTE MINERAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, para aprovação pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio

Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Profª. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Dra. Martha Mayumi Higarashi

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA

Prof. Dr. Edson Eiji Matsura

Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP

CASCADEL - Paraná - Brasil

Julho – 2011

BIOGRAFIA RESUMIDA

Priscila Grützmacher, brasileira, nascida 30/12/1984 na cidade de Cascavel – PR. Obteve o título de bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* Cascavel-PR no ano de 2009, sob orientação do professor Dr. Silvio César Sampaio. Seu trabalho intitulou-se “Emissão de dióxido de carbono em solos tratados com efluentes da suinocultura”. No ano de 2008, realizou estágio de um mês coordenado pelo professor Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri, sob o tópico “Dinâmica da matéria orgânica no solo”, no Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP, Piracicaba – SP, laboratório de Biogeoquímica do solo, onde acompanhou análises químicas de solo, dos gases traço por cromatografia gasosa e por infravermelho - IRGA, além de levantamento bibliográfico sobre o tema. Em 2008, até o início de 2009 foi bolsista de iniciação científica pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq. Ingressou no curso de pós-graduação em Engenharia Agrícola na mesma universidade no ano de 2009, na grande área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, área de concentração Saneamento Ambiental, aprofundando-se nos tópicos reúso de águas residuárias e emissão de gases de efeito estufa na agricultura. Foi bolsista nível mestrado pelo CNPq por 24 meses. Possui conhecimento de língua inglesa, melhor desenvolvido na comunicação escrita.

“O solo não é uma herança que herdamos de nossos pais, mas sim um patrimônio que tomamos emprestado de nossos filhos”.

Lester Brown

“Porque todo aquele que faz o mal odeia a luz, e não vem para a luz, para que as suas obras não sejam reprovadas. Mas quem pratica a verdade vem para a luz, a fim de que as suas obras sejam manifestas, porque são feitas em Deus”.

João (3:20)

A Deus, razão de ser, estar e amar;

DEDICO.

Aos meus pais Luiz Alberto e Leslie, meus avós Lourdes e Roberto, minha bisavó Felisbina e meu tio Robson, pelo incentivo e compreensão em todas as fases desta conquista;

OFEREÇO.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço ao Pai Santíssimo, por me conceder o que poucas pessoas podem usufruir neste país, a oportunidade desta vivência maravilhosa de continuidade dos estudos;

À minha linda família, por toda a educação e o amor que me foram dados;

Ao professor Dr. Silvio César Sampaio, pela confiança, amizade e conhecimento científico e pessoal nestes anos de orientação, por quem tenho gratidão;

Às professoras Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa e Dra. Simone Damasceno Gomes, pelo conhecimento científico compartilhado, pelos conselhos pessoais e profissionais, pela amizade e por serem exemplo de belas mulheres. Vocês me inspiram muito;

À Dra. Martha Mayumi Higarashi e ao Dr. Edson Eiji Matsura, pela disponibilidade de se deslocarem para longe de suas cidades, a fim de colaborar com o meu crescimento científico;

À minha grande amiga irmã Olga Marluci Passarin, por toda a ajuda na condução deste experimento e pelos momentos de intensa amizade que passamos juntas. Daqui a pouco chegará a sua vitória e estarei ao seu lado para comemorarmos;

Ao Diego Domingos Della Justina, pela imensa colaboração técnica neste trabalho e por toda a experiência vivida. Como já dizia Vinicius de Moraes: “A vida é a arte do encontro, embora haja tanto desencontro pela vida”;

Ao técnico do laboratório de Saneamento Ambiental e amigo, Edison Barbosa da Cunha, pela amizade, muitas risadas, puxões de orelha e auxílio em inúmeras questões laboratoriais;

Às amigas Mariana (Pudim), Thaisa, Sara, Lara, Simone, Diana, Dinéia, Juliana, Shaiane, Ana Maria, Denise, Adriana (Chaveirinho), Carla e Natássia, por todo o incentivo no desenvolvimento deste projeto, pelo companheirismo entre risos e lágrimas e entre estudos e cachaaas. Vocês moram no meu coração DELÍCIAS do RHESA!

Aos representantes masculinos do PGEAGRI, Leocir, Dércio, Douglas, Lisdeferson (Guarapa) Paulo Gamaro, Jony (Galo), João Guerra, Carlos Henrique (Carlão), Michael (Beltrão), Jian, Wagner (Lacraia), João Eduardo (Perereca), Márcio Piloneto e Jefferson (Ruffus), agradeço a amizade, o intercâmbio científico e aos muitos cafezinhos e mates que tomamos juntos, adoro vocês;

Aos casais amigos que felizmente conheci durante o mestrado por meio de churrascos, sambas de roda e gafieira. Professor Dr. Erivelto Mercante e Vanessa, e

Adriana e Antônio, vocês reafirmaram em mim que compreensão, companheirismo, lealdade e amizade caminham de mãos dadas;

A todos os funcionários da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, que de alguma maneira participaram de minha jornada acadêmica;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico e de Pesquisa – CNPq, pela concessão da bolsa de estudos e fomento do projeto;

Aos professores Dr. Carlos Eduardo Pellegrini Cerri (Esalq/USP) e Dr. Cimélio Bayer (UFRGS), pela possibilidade de estágio e intercâmbio científico;

Finalmente, a todos os amigos e familiares que colaboraram de alguma forma para que eu chegasse até aqui, muito obrigada.

EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM LATOSSOLO SOB APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA E FERTILIZANTE MINERAL

RESUMO

O desenvolvimento do setor agropecuário está diretamente relacionado ao aquecimento global e é grande contribuinte na emissão de gases de efeito estufa (GEE). As atividades agrícolas que mais contribuem para essas emissões são o manejo do solo e o uso de fertilizantes. Sabendo que a região oeste do Paraná possui histórico de aplicação de água residuária da suinocultura (ARS) no solo, aplicada para a fertilização de grandes culturas, e que estudos sobre a emissão de GEE, a partir dessa atividade, são escassos no país, objetivou-se com este trabalho quantificar a emissão de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), oriundos da aplicação de ARS e fertilizante mineral (AD) na cultura da soja. O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola – NEEA da UNIOESTE em LATOSSOLO com histórico de cinco anos de aplicação de ARS. A captura dos gases se deu pelo método da câmara estática e a emissão de CO_2 foi quantificada pelo método alcalino no ciclo da soja. Juntamente com a coleta dos gases, foram registradas a temperatura e a umidade do solo em todas as parcelas em estudo. As análises dos gases foram feitas por cromatografia gasosa e o CO_2 do método alcalino foi quantificado por titulometria. O experimento foi em arranjo fatorial 4×2 em blocos ao acaso com 3 repetições. Os fatores avaliados foram ARS nos níveis 0, 100, 200 ou $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, e AD nos níveis ausência (A) e presença (P). Para a análise estatística da emissão de GEE, C-equivalente e CO_2 por captura alcalina testou-se a interação entre os fatores por meio da ANOVA. Os resultados significativos foram comparados pelo teste de Tukey a 5% de significância. Para as correlações testaram-se os diferentes tratamentos. O efluxo de CO_2 foi significativo ($p\text{-value} < 0,05$) principalmente para o fator ARS, assim como de N_2O na maioria dos dias amostrados, em que os tratamentos com $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS demonstraram os menores efluxos. Os maiores efluxos foram registrados nos tratamentos com o maior nível de ARS (300A e 300P). Para ambos os gases, não houve diferenciação do efluxo entre os tratamentos em D125 e D128. Tal fato é devido à decomposição das plantas de soja, que fornece carbono (C) e nitrogênio (N) aos microrganismos. Houve interação ($p\text{-value} > 0,05$) entre AD e ARS em D1 para os fluxos de CH_4 ; em D125 foram significativos para AD, em que o fluxo de CH_4 foi maior na presença de AD. A presença de grande quantidade de N presente na ARS parece não afetar a comunidade metanotrófica do solo. A emissão de GEE em C-equivalente foi afetada tanto pela fertilização mineral quanto pela aplicação de ARS, apresentando interação entre os fatores. Não houve diferença significativa para a emissão de CO_2 acumulado por meio do método alcalino. O N presente na ARS, provavelmente, foi percolado para zonas mais profundas do solo, não afetando as taxas de decomposição da palha de aveia. Não foi estabelecida correlação entre os métodos alcalino e cromatográfico para registro da emissão de CO_2 . Concluiu-se neste trabalho que a aplicação da ARS é um fator chave para o aumento da emissão de GEE pelo solo e que o potencial de aquecimento global é maior quando se aplica ARS no solo.

Palavras-chave: dejetos suínos, adubação nitrogenada, dióxido de carbono, metano, óxido nitroso.

GREENHOUSE GASES EMISSION FROM SWINE WASTEWATER LAND SPREAD AND MINERAL FERTILIZATION AT AN OXISOL

ABSTRACT

Agriculture is one of the major contributors for the emission of greenhouse gases (GHG), being directly related to global warming. Soil and fertilizer management is the agricultural activity that contributes most to emissions. Considering that the western region of Paraná state has a history of land application of swine wastewater (ARS) for crop fertilization, and that studies of GHG emissions from this activity are scarce in our country, the objective of this research is to quantify the carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emission from ARS and mineral fertilizer (AD) application in soybean culture. The experiment was conducted in drainage lysimeters at the Experimental Center of Agricultural Engineering from Western Paraná State University (UNIOESTE). The static chamber method was used to capture the gases, and CO₂ emission was measured by the alkaline method at soybean cycle. At the time of the gas collections, temperature and moisture analyses were performed in all plots. Gas analyses were by gas chromatography, and the alkaline CO₂ was quantified by titration method. The experiment was arranged in a 4x2 factorial randomized blocks with three replications. The factors evaluated were ARS at doses of 0, 100, 200 or 300 m³ ha⁻¹, and AD levels absence (A) and presence (P). Interactions between SW and SF factors were tested and performed by ANOVA for statistical analysis of GHG, C-equivalent and alkaline CO₂ emission. The significant results were compared by Tukey test at 5% significance level. For the correlations, treatments were tested. The CO₂ efflux was significant (p-value < 0.05) mainly for the factor ARS, as the N₂O one in most sample days. Treatments with 0 m³ ha⁻¹ showed the lowest effluxes and the largest were recorded in treatments with the highest level of ARS (300P and 300A). For both gases, there was no differentiation on the effluxes in D125 and D128 between treatments. This is due to soybean plants decomposition, which provides carbon (C) and nitrogen (N) for micro-organisms. There was interaction (p-value > 0.05) between AD and ARS in D1 for CH₄ influx, and AD were significant at D125, in which the CH₄ efflux was higher in AD presence. The presence of large amount of N in the ARS does not seem to affect the soil methanotrophic community. The GEE C-equivalent emission was affected by AD and by ARS, with interaction between the factors. There was no significant difference in accumulated CO₂ efflux through the alkaline method. The ARS N was probably percolated to deeper soil areas, not affecting the decomposition rate of oat straw. No correlation has been established between the alkaline and chromatographic methods for CO₂ efflux recording. It is concluded with this work that ARS land spread is a key factor for the soil GEE increased emissions and that the global warming potential increases with ARS dose applied.

Keywords: swine manure, nitrogen fertilization, carbon dioxide, methane, nitrous oxide.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE TABELAS.....	xiii
LISTA DE FIGURAS	xiv
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo geral.....	3
2.2 Objetivos específicos	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 Gases de efeito estufa, aquecimento global antrópico e consequências para a agricultura	4
3.2 O cenário nacional do setor agropecuária	6
3.3 Suinocultura	7
3.4 Fatores que influenciam a emissão de gases pelo solo.....	9
3.4.1 Ciclo do carbono no ecossistema terrestre.....	10
3.4.2 Ciclo do nitrogênio no ecossistema terrestre.....	12
3.4.3 Fatores ambientais e microbiológicos	13
3.5 Emissão de GEE em solos fertilizados com N.....	15
3.5.1 CO ₂	15
3.5.2 CH ₄	16
3.5.3 N ₂ O	17
4 MATERIAL E MÉTODOS	20
4.1 Localização e variáveis meteorológicas	20
4.2 Delineamento experimental e tratamentos	20
4.3 Coleta dos gases	22
4.3.1 Coleta via câmara estática (CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O)	22
4.3.2 Coleta via câmara alcalina (CO ₂)	25
4.4 Análise estatística	27
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
5.1 Emissão de GEE: método da câmara estática	28
5.1.1 CO ₂	28
5.1.2 CH ₄	31
5.1.3 N ₂ O	36

5.1.4	C-equivalente.....	39
5.2	Emissão de CO ₂ : método da câmara alcalina	41
5.3	Correlação entre métodos de captura de CO ₂	43
5.4	Correlação entre parâmetros do solo e GEE.....	44
6	CONCLUSÕES.....	50
7	REFERÊNCIAS	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Caracterização química do solo, experimento soja 2010/2011	21
Tabela 2	Caracterização físico-química da água residuária da suinocultura e palha de aveia.....	22
Tabela 3	Fluxos médios de dióxido de carbono em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja.....	28
Tabela 4	Fluxo médio de metano em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja	32
Tabela 5	Desdobramento da interação significativa em D1 para fluxo médio de metano em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja.....	33
Tabela 6	Fluxo médio de óxido nitroso em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja	36
Tabela 7	Conversão dos fluxos de óxido nitroso e metano em carbono equivalente	39
Tabela 8	Desdobramento da interação significativa da média dos fluxos de óxido nitroso e do total emitido em carbono equivalente.....	40
Tabela 9	Correlação linear de Pearson entre os parâmetros do solo e os gases de efeito estufa, relacionados ao fator água residuária da suinocultura na ausência de fertilização mineral.....	46
Tabela 10	Correlação linear de Pearson entre os parâmetros do solo e os gases de efeito estufa, relacionados ao fator água residuária da suinocultura na presença de fertilização mineral.....	48

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Ciclo do carbono.....	11
Figura 2	Processos e organismos envolvidos na nitrificação.	12
Figura 3	Precipitação pluviométrica diária e temperatura média diária, registradas durante a condução do experimento.....	20
Figura 4	Desenho esquemático da câmara estática. Corte frontal. Medidas em cm.	23
Figura 5	Desenho esquemático da câmara alcalina. Corte frontal. Medidas em cm.	26
Figura 6	Emissão média de carbono equivalente no ciclo da soja em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura (ARS), na ausência ou presença de fertilizante mineral (AD); 0A 0 m³ de ARS e ausência de AD, 0P 0 m³ de ARS e presença de AD, 100A 100 m³ de ARS e ausência de AD, 100P 100 m³ de ARS e presença de AD, 200A 200 m³ de ARS e ausência de AD, 200P 200 m³ de ARS e presença de AD, 300A 300 m³ de ARS e ausência de AD, 300P 300 m³ de ARS e presença de AD.....	41
Figura 7	Emissão acumulada de C-CO ₂ no ciclo da soja em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura (ARS), na ausência ou presença de fertilizante mineral (AD); 0A 0 m³ de ARS e ausência de AD, 0P 0 m³ de ARS e presença de AD, 100A 100 m³ de ARS e ausência de AD, 100P 100 m³ de ARS e presença de AD, 200A 200 m³ de ARS e ausência de AD, 200P 200 m³ de ARS e presença de AD, 300A 300 m³ de ARS e ausência de AD, 300P 300 m³ de ARS e presença de AD.....	42
Figura 8	Correlação entre os métodos cromatográfico e alcalino para quantificação do efluxo médio diário de CO ₂ (mg C-CO ₂ ha ⁻¹ d ⁻¹).....	43

1 INTRODUÇÃO

O setor agropecuário relaciona-se diretamente com as mudanças climáticas. Além de contribuir com a emissão de elevadas quantias de gases de efeito estufa - GEE, é um setor que necessita de condições climáticas estáveis para a produção de grãos, fibras e proteínas. Períodos de chuva e seca intensos, além de invernos e verões rigorosos estão sendo previstos em modelos climáticos globais, o que pode prejudicar o desenvolvimento agrícola. Dentre os principais GEE emitidos por este setor estão o CO_2 , CH_4 e o N_2O .

O CO_2 está associado ao desmatamento e à queima de biomassa vegetal com a mudança do uso da terra e ao revolvimento do solo pelas práticas convencionais de manejo. O CH_4 é emitido pela mineralização anaeróbia da matéria orgânica, encontrada comumente em campos alagados de arroz, áreas de banhado e nos sistemas anaeróbios de estabilização de dejetos da pecuária. Porém, sua emissão se concentra na fermentação entérica de ruminantes, principalmente na bovinocultura. Outro gás importante e largamente gerado na agricultura é o N_2O . Sua geração ocorre em de sítios com baixo teor de oxigênio em presença de grande quantidade de N e C disponíveis, como em campos alagados de arroz e em outras grandes culturas que utilizem fertilização nitrogenada, também é gerado pela queima de biomassa.

Dentre os fatores citados anteriormente, a fertilização nitrogenada cresce rapidamente como tema de pesquisas, visto que o N_2O é o gás com maior potencial de aquecimento global (PAG). Além de largamente utilizada na agricultura, a composição variada de formas de nitrogênio existentes nos fertilizantes proporciona padrões distintos de emissão, o que estabelece a necessidade de estudos que possibilitem o manejo correto no campo. Não só a utilização de fertilizantes nitrogenados minerais contribui para a emissão de GEE, mas também a sua cadeia produtiva, que utiliza combustíveis fósseis em grande quantidade.

Como alternativa à fertilização mineral, os rejeitos da produção agrícola, que são em grande número, podem suprir parte da nutrição vegetal. A água residuária da suinocultura (ARS) é um rejeito importante na região sul do Brasil e se destaca como forma alternativa de adubação de grandes culturas de verão e de inverno. A grande quantidade gerada faz que a aplicação de ARS seja em grande volume e, muitas vezes, indiscriminada, sem qualquer estudo da capacidade suporte do solo e da extração dos nutrientes pelas plantas. Devido a estes fatores, estudos são conduzidos na região para que o uso da ARS seja efetivo sem causar problemas como a degradação dos recursos hídricos e solos, disseminação de vetores e fitotoxicidade, como já se observam em outros países.

Pesquisas que avaliem as emissões de GEE provenientes da utilização de ARS como fertilizante são poucas em regiões tropicais, sendo mais expressivas em regiões de clima temperado. Outro fato importante a ser considerado é que não existem trabalhos que relatem a aplicação de ARS na cultura da soja, uma vez que se assume a fixação biológica do nitrogênio (FBN) em leguminosas e a ARS usualmente possui quantidades expressivas de N. Porém, é prática comum nesta região que se descarte a ARS no solo no período que antecede o plantio da cultura, não importando o espécime vegetal utilizado, leguminosa ou gramínea.

Devido à variabilidade espacial e temporal da emissão de GEE, faz-se necessário avaliá-la em várias condições edafoclimáticas, tornando importante a condução deste tipo de estudo na região sul do país, principal produtora de suínos e de grãos, onde se observa a aplicação rotineira de ARS e poucos estudos sobre o tema.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Avaliar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O na interface solo/atmosfera em função de taxas de aplicação de ARS na presença e ausência de fertilização mineral, na cultura da soja.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar se os métodos cromatográfico e alcalino empregados na captura e quantificação do fluxo de CO₂ estão relacionados;
- Verificar o índice de correlação entre temperatura, umidade, pH, carbono orgânico total (COT) e teores de N do solo com a emissão de GEE (CO₂, CH₄ e N₂O), em função das taxas de aplicação de ARS na presença ou ausência de fertilização mineral, na cultura da soja.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Gases de efeito estufa, aquecimento global antrópico e consequências para a agricultura

O efeito estufa é um fenômeno natural de aquecimento da superfície terrestre e da baixa atmosfera, causado pelo acúmulo de gases que impedem parte da radiação infravermelha de voltar ao espaço. O acúmulo destes gases causa o aumento das temperaturas na Terra. De acordo com o IPCC (2010a), sem o efeito estufa a temperatura média da superfície terrestre estaria 30°C mais baixa, o que dificultaria o desenvolvimento de certas espécies biológicas.

Os principais gases que controlam a temperatura na Terra são o CO₂, o CH₄, o N₂O, os clorofluorcarbonetos (CFCs), o vapor d'água e o ozônio (O₃), denominados GEE. Os GEE absorvem comprimentos de onda distintos, o que é denominado forçamento radiativo ou potencial de aquecimento global (PAG) do gás, concentrando mais ou menos energia, de acordo com o comprimento de onda que cada um absorve. Estima-se para um período de 100 anos, que uma unidade de massa de CH₄ e uma de N₂O possuem um PAG cerca de 25 e é 296 vezes maior que uma unidade de massa de CO₂, respectivamente (IPCC, 2010b).

A hipótese do efeito estufa “antrópico” surge da intensificação da emissão dos GEE decorrentes das atividades humanas, aumentando suas concentrações na atmosfera. O espessamento da camada de GEE na atmosfera faz que menos radiação escape para o espaço (LAL *et al.*, 1995), fato que aumenta a temperatura da superfície terrestre e, conseqüentemente, ocasiona mudanças climáticas globais. Dentre os GEE, os produzidos em maior quantidade pela atividade humana encontram-se o CO₂, o CH₄, o N₂O e os CFCs.

De acordo com a comissão do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC (IPCC, 2010a), o CO₂ é considerado o GEE antrópico mais importante, pois é lançado em maior quantidade na atmosfera. É de conhecimento que 80% das emissões de CO₂ são decorrentes da queima de combustíveis fósseis e o restante advém das mudanças do uso da terra, principalmente com o desmatamento para uso do potencial do solo pela agricultura.

Registros atmosféricos do período pré-industrial demonstram que o CO₂ oscilou em média 100 partes por milhão em volume (ppmv), algo entre 180 e 280 ppmv em ciclos de 100.000 anos. Após a Revolução Industrial, a concentração atmosférica de CO₂ aumentou de 280 ppmv para 375 ppmv, entre os anos 1960 e 2004, aproximadamente 100 ppmv a mais que no período pré-industrial (FALKOWSKI *et al.*, 2000). A modificação na concentração do CO₂ foi devida à grande transferência de C para a atmosfera pela queima

de combustíveis fósseis, indústria de cimento, desmatamento para abertura de terras agrícolas, produção de carvão vegetal e grandes queimadas.

Outro gás importante para o aquecimento global é o N_2O , contribuindo com 7% do forçamento radiativo. A concentração atual deste gás é de 319 partes por bilhão em volume (ppbv) e está crescendo nas duas últimas décadas (BRASIL, 2004; IPCC, 2010a). Emissões de N_2O estão projetadas para crescer de 30 a 60% até 2030 (FAO, 2001), referentes ao aumento do uso de fertilizantes nitrogenados e ao aumento dos dejetos gerados pela pecuária (KROEZE; MOISER, 2000), confirmando as estimativas de que a agricultura responde por 80% das emissões deste gás. No Brasil, devido à grande extensão territorial ocupada pelas atividades agrícolas, este número cresce para 94% do N_2O envolvido para a atmosfera, sendo a pecuária extensiva e o uso de fertilizantes os emissores mais importantes (BRASIL, 2004).

O metano é emitido pelos ecossistemas naturais em apenas 30% da quantidade total, sendo os 70% restantes emitidos principalmente por ações antrópicas agrícolas como a pecuária, cultivo de arroz inundado e o tratamento biológico de dejetos animais (MOSIER *et al.*, 2004). Concentrações de CH_4 flutuaram entre 715 ppbv, no período pré-industrial, e 1774 ppbv, registrados em 2005, porém desde o começo da década de 1990, modificações na concentração atmosférica de CH_4 foram mínimas (IPCC, 2010a).

Especulações acerca das mudanças climáticas são pouco otimistas. Temperaturas mais altas tendem a aumentar a capacidade de retenção de umidade pela atmosfera e também da evaporação da água na terra, favorecendo o aumento da variabilidade climática, representada por precipitações mais intensas e maiores períodos de seca, aumentando o risco de inundações e secas severas. O acréscimo da temperatura será global, mas o mesmo não é verdadeiro para a precipitação, em que é esperada uma distribuição heterogênea, com aumento considerável em certas regiões e diminuição em muitas outras (IPCC, 2010a).

Regiões como os trópicos e subtrópicos sofrem com a instabilidade climática, seja pelo aumento da temperatura e/ou pela irregularidade pluviométrica, que implicam a queda da produção mundial de alimentos, visto que alguns dos maiores produtores e exportadores de grãos e proteínas animais estão localizados nestas áreas.

Conforme o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (2010b), os emissários globais de GEE dividem-se em quatro setores: Energia; Processos industriais, Agropecuária, Mudança de uso da terra e florestas e Tratamento de resíduos.

O setor Energia reúne as emissões provenientes de combustíveis fósseis e emissões fugitivas, emissões de gases de efeito estufa durante o processo de mineração, estocagem, processamento e transporte de carvão mineral e durante o processo de extração, transporte e processamento de petróleo e gás natural. No setor Processos industriais são contabilizadas as emissões resultantes dos processos produtivos nas

indústrias e que não são resultado da queima de combustíveis, pois estas já se encontram relatadas no setor Energia. Os subsetores analisados são os de produtos minerais, química, metalurgia, papel e celulose, alimentos e bebidas e a produção e utilização de hidrofluorcarbono (HFC) e hexafluoreto de enxofre (SF₆) (IPCC, 2011).

O setor Agropecuária emite GEE pela fermentação entérica de ruminantes, do manejo e disposição de dejetos animais, do cultivo de arroz irrigado, da emissão de N₂O provenientes de solos agrícolas e da queima de resíduos agrícolas. O setor Mudança de uso da terra e florestas está interligado ao setor Agropecuária, pois também contribui para o montante de emissões agrícolas, já que este setor está relacionado às mudanças de usos da terra, entre cenários como o da vegetação nativa, agricultura, pastagem, vegetação secundária, reflorestamento, área urbana, áreas alagadas e reservatórios e de outros usos (BRASIL, 2010). As emissões de florestas nativas não são computadas por não serem provenientes de atividade antrópica, servindo apenas como referência.

Por fim, o último setor referido é o Tratamento de resíduos, no qual as emissões de GEE provêm da disposição de resíduos e do tratamento de esgotos.

3.2 O cenário nacional do setor agropecuária

Segundo a prévia da segunda comunicação brasileira de emissões de GEE (BRASIL, 2010), concordando com primeiro inventário de emissões e remoções antrópicas de GEE não controlados pelo Protocolo de Montreal (BRASIL, 2004), o setor Agropecuária é o segundo maior emissor de GEE no país, com 22,1% do total de gases emitidos, 2% menos que a estimativa mundial, perdendo apenas para o setor Mudança de uso da terra e florestas, responsável por 57,5% das emissões totais (CERRI *et al.*, 2009).

O Brasil é um país agrícola, com vastas porções de terras sendo cultivadas e sob pastejo. Dentre as atividades que mais emitem GEE no setor estão a pecuária bovina em primeiro lugar, com emissões consideráveis de CH₄ e N₂O, e a fertilização dos solos agrícolas (BRASIL, 2010).

Considerando as estimativas calculadas pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), acerca do aumento do consumo de proteína animal para os próximos anos, é esperada uma intensificação nas emissões referentes às pastagens e demais solos agrícolas, principalmente devido à grande contribuição do Brasil na produção mundial de carne (FAO, 2010).

O aumento do consumo de proteína animal eleva o número de animais criados, consequentemente a carga de dejetos gerados, e também contribui para o aumento do cultivo de grãos que é matéria prima para a fabricação de rações, elevando assim o manejo

do solo e a utilização de fertilizantes, fatores que contribuirão positivamente para as emissões futuras de GEE.

Para tanto, ações cautelosas podem ser adotadas a fim de reduzir as emissões, aumentar os sumidouros e, até mesmo, evitá-las. Com relação à pecuária em geral, as medidas mitigadoras a serem adotadas são a adequação do tempo e da intensidade de pastagem, a melhoria na qualidade das rações, com rações de alto rendimento, principalmente no que diz respeito ao nitrogênio, além do melhoramento genético dos animais e cuidados com o manejo dos dejetos, como a compostagem e a digestão anaeróbia, entre outros (IPCC, 2010a).

Dentre as boas práticas para solos agrícolas, destacam-se as que aumentam o poder do solo em sequestrar carbono, como o plantio direto na palha, e as que regulam a oferta de nutrientes de acordo com a necessidade das plantas, como a adubação de cobertura.

3.3 Suinocultura

A proteína de origem animal com maior consumo atualmente é a carne suína, com mais de 115,5 milhões de toneladas comercializadas anualmente (FAO, 2010).

No Brasil, a suinocultura possui um rebanho de quase 32 milhões de animais (IBGE, 2011), exercendo importância econômica e social para o país. Econômica por representar valores próximos a 1% do Produto Interno Bruto (PIB) e social por ser praticada, em sua maioria, por pequenos e médios produtores, empregando mão-de-obra familiar e conservando o homem no campo.

Neste contexto, o Paraná representa 13,5% do rebanho nacional. O estado consome a maior parte da carne que produz, exporta para outros estados e também para outros países. A sua produção anual atinge 230 mil toneladas (TECPAR, 2010). No estado são contabilizados 135 mil estabelecimentos produtores, sendo que cerca de 19,5 mil estão na região oeste, com mais de 2,3 milhões de animais (IBGE, 2011).

O grande número de animais gera, além de crescimento econômico para a região, uma grande carga poluidora com os dejetos. O dejetos suíno é manejado normalmente na forma líquida, composto a partir da mistura de fezes e urina dos animais, da água utilizada na higienização das baias e, também, proveniente do desperdício nos bebedouros (GONÇALVES *et al.*, 2006), restos de ração, pêlos, poeira e outros materiais decorrentes do processo criatório (CORRÊA; CORRÊA, 2003).

De acordo com Perdomo *et al.* (1999), uma granja com 100 matrizes em ciclo completo produz cerca de 10 m³/dia de dejetos em um nível de diluição baixo, 15 m³/dia em diluição média e mais de 20 m³/dia para dejetos muito diluídos.

A partir do conhecimento do alto valor poluente desse dejetos, faz-se necessário evitar o lançamento em corpos d'água receptores sem tratamento prévio e sem a exigência mínima de alguns parâmetros em sua composição final. A Resolução nº. 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA regula os padrões de emissão, estabelecendo as condições máximas que o efluente poderá apresentar para ser descartado nos cursos d'água (CONAMA, 2010).

Existem inúmeras opções de tratamento para os dejetos suínos. A biodigestão anaeróbia destaca-se por ser um processo eficiente na remoção de carga orgânica dos efluentes suinícolas e contribuir para a diminuição da emissão de GEE e gastos com fertilizantes, com o uso do CH₄ como matriz energética e do biofertilizante nas culturas de grãos.

Baseando-se na carga orgânica, na quantidade e qualidade de nutrientes presentes, os rejeitos da pecuária passaram a ser vistos como um potencial fertilizante para as lavouras e pastos, áreas de reflorestamento e também em solos improdutivos (MANCUSO; SANTOS, 2003), haja vista a emergência de se encontrar um destino final para estes dejetos que não fossem os mananciais. O alto custo com insumos químicos e a sua grande demanda, a disponibilidade e fácil acesso aos resíduos da agroindústria, somados a uma consciência ambiental mais ativa por parte da sociedade, também facilitaram a introdução do reúso de águas residuárias por parte da agricultura.

O biofertilizante pode ser denominado de água residuária da suinocultura (ARS). Encontra-se na forma líquida, com matéria orgânica estabilizada, baixo teor de carbono e é rica em nutrientes (GASPAR, 2003), comumente utilizados como fertilizante, associados ou não a adubos químicos, em grandes culturas como as do milho, trigo, aveia, soja, entre outras.

Segundo Queiroz *et al.* (2004), o solo possui propriedades que o possibilitam tratar as águas residuárias e age como um filtro natural, sendo um sistema disperso, polifásico e heterogêneo. Por meio de suas propriedades de adsorção química e física e a ação de microorganismos e plantas, o solo pode depurar as águas residuárias interceptando sólidos em suspensão, removendo nutrientes e oxidando o material orgânico pela ação dos microrganismos que o colonizam.

Khiehl (1985) justifica a utilização do dejetos suíno, quando este é fornecedor de matéria orgânica ao solo, produzindo modificações em sua estrutura física, pela formação de agregados, refletindo em maior capacidade de retenção da água e uniformidade espacial de temperatura, além de efeitos químicos como o aumento da capacidade de troca catiônica, formação de quelatos e aumenta a capacidade de tamponamento do solo. Tal aplicação provoca efeitos biológicos como a intensificação e diversificação da atividade microbiana e enzimática.

Entretanto, as ARS contêm baixa quantidade de sólidos e é rica em compostos minerais dissolvidos, como o nitrogênio (N), o fósforo (P), o potássio (K), entre outros (SCHERER; AITA, BALDISSERA, 1996). Estes são os principais nutrientes utilizados para a fertilização dos sistemas agrícolas, demonstrando grande potencial sócio-econômico, atuando como uma fonte alternativa para a fertilização e não como condicionadora do solo.

Sobre estas afirmações, há, entretanto, controvérsias. Alguns pesquisadores defendem a ideia de que alto aporte de N no solo contribui para o acúmulo e preservação da matéria orgânica no solo por promover o aumento da biomassa vegetal e estabilizar o carbono no solo por reagir com a lignina na formação do húmus (SNYDER *et al.*, 2009), e existem estudos que asseguram não só a degradação do material adicionado ao solo como da matéria orgânica nativa também (SIX *et al.*, 2004; KHAN *et al.*, 2007; MULVANEY; KHAN; ELLSWORTH, 2009).

Para que se disponha a ARS no solo, é preciso avaliar a qualidade e quantidade dos nutrientes presentes, bem como as características químicas e físicas do solo e o valor nutricional requerido pela cultura (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002), e também a época e a topografia do local onde será disposta.

A produtividade obtida com adubação por ARS mostra-se positiva em vários estudos. Konzen (2003) relata que em um plantio de milho em áreas de cerrado, as doses de ARS aplicadas supriram as necessidades de nitrogênio da cultura. As doses que variam de 45 a 90 m³ ha⁻¹ promoveram produtividade iguais. Freitas *et al.* (2004) obtiveram um aumento de 52% na produtividade do milho com fertilização composta por ARS e adubo químico. A aplicação da ARS também promoveu aumento na altura das plantas, no peso e no índice de espigas em relação à adubação estritamente química. Além da produtividade do milho, a ARS é também utilizada para a fertilização de pastos.

Não existem estudos no Brasil com a aplicação de ARS na produção de soja, visto que esta cultura é uma leguminosa e obtém o N por meio da FBN. Atualmente é comum que se inocule microorganismos fixadores de N nas sementes. Tal prática diminui os custos com fertilização e garante boa produtividade.

Estudos conduzidos com as águas residuárias da região oeste do estado do Paraná demonstram potencial poluidor, principalmente por lixiviação de nitratos (CAOVILLA *et al.*, 2005; ANAMI *et al.*, 2007; BAUMGARTNER *et al.*, 2007; SAMPAIO *et al.*, 2007; ANAMI *et al.*, 2008; PELISSARI *et al.*, 2009; SAMPAIO *et al.*, 2010a; SAMPAIO *et al.*, 2010b) e escoamento superficial de outros íons (DAL BOSCO *et al.*, 2008; DOBLINSKI *et al.*, 2010).

3.4 Fatores que influenciam a emissão de gases pelo solo

Os principais recursos naturais explorados, em uma visão ampla, são a terra, a água e o ar. Estes três recursos estão intimamente ligados entre si por meio de fluxos de massa e energia nos ciclos biogeoquímicos elementares. O equilíbrio dinâmico entre eles é inevitavelmente interrompido por intervenção antrópica, advinda principalmente das práticas agrícolas, da urbanização, da exploração de minérios e petróleo e, mais recentemente, por fenômenos climáticos ocasionados pelo aquecimento global, entre outros.

O solo é o meio em que a maioria das transformações dos ciclos elementares ocorre, agindo como integrador entre os demais compartimentos, isto se deve à grande proporção de microbiota residente, aproximadamente 10 bilhões de microrganismos em 1 g de solo, algo em torno de 2 milhões de espécies (ROSSELÓ-MORA; AMMAM, 2001).

Os microrganismos que habitam o solo são a chave da cadeia trófica, principalmente os decompositores, dos quais a ciclagem de nutrientes depende primeiramente, pois permitem o fluxo dos nutrientes para os demais níveis tróficos, não permitindo que os elementos fiquem depositados indefinidamente no solo.

Com relação à emissão de GEE, os principais elementos a serem abordados são o C e o N. Ambos emitem CO_2 , N_2O e CH_4 em seus ciclos e apresentam papel importante na manutenção da vida na terra.

3.4.1 Ciclo do carbono no ecossistema terrestre

O ciclo do C caracteriza-se pela transferência do elemento entre os compartimentos atmosférico, oceânico, terrestre e biológico (BERNER, 2004; HORWATH, 2007). A conexão do C por entre os compartimentos se dá por meio da superfície do solo, onde ocorre a ciclagem da matéria e transformações de energia (McGILL, 2007), por meio da atividade microbiana e dos vegetais.

O ciclo do C de curta duração (Figura 1), assim referido por transformar o C em um curto período da escala geológica, é determinado pela respiração e fotossíntese de organismos aquáticos e terrestres, além da formação da matéria orgânica do solo (MOS) (BERNER, 2004).

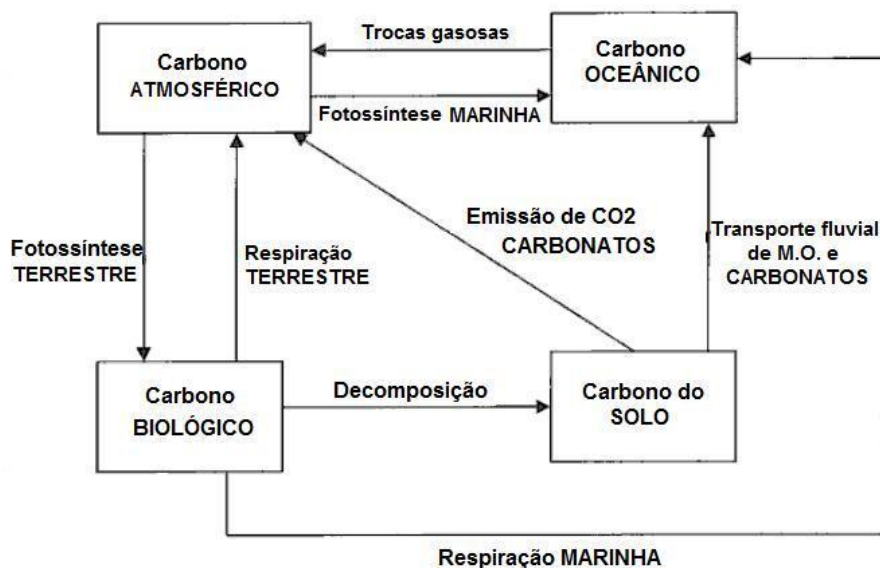


Figura 1 Ciclo do carbono.

Fonte: Berner (2004).

O ciclo começa a partir da fixação do CO₂ atmosférico na etapa de fotossíntese, culminando na síntese celular e de moléculas de reserva energética, reação de redução do C. Compostos orgânicos de C, como por exemplo, açúcares, quando decompostos na presença de oxigênio gasoso (O₂), liberam energia e retornam o C para o estado oxidado de CO₂ por meio do processo denominado respiração aeróbia (PRESCOTT; HARLEY; KLEIN, 2002; LUO; ZHOU, 2006; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Na ausência de O₂, o consumo de compostos orgânicos é lento e forma CH₄ e/ou CO₂, dependendo do substrato utilizado (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A morte de organismos animais e vegetais torna disponível a fração de C orgânico para a utilização por outros organismos, denominados heterotróficos, ou comumente referidos como decompositores. Estes microrganismos utilizarão parte do C para crescimento e reprodução e parte tornar-se-á componente da matéria orgânica do solo (MOS) (PRESCOTT; HARLEY; KLEIN, 2002; LUO; ZHOU, 2006; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; KANDELER, 2007).

Pode-se dividir a MOS em dois compartimentos principais: a MOS fresca e a MOS recalcitrante. A MOS fresca é constituída pela biomassa viva dos microrganismos e do material orgânico parcialmente decomposto e atua como um reservatório de nutrientes de acesso rápido, pois pode tornar-se fonte energética quando condições propícias para a população microbiana estão estabelecidas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; HORWATH, 2007).

A MOS recalcitrante, por ser de difícil degradabilidade, atua como condicionadora do solo. Normalmente é composta por polissacarídeos como lignina e hemicelulose,

compostos fenólicos e restos de diversas outras moléculas (BALDOCK, 2007), num arranjo complexo, e interage na estabilização de agregados, elevando a capacidade de retenção de água, também funcionando como reserva de nutrientes e complexos enzimáticos em sua superfície, entre outros (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; HORWATH, 2007).

3.4.2 Ciclo do nitrogênio no ecossistema terrestre

Após o C e o oxigênio (O), o N é o elemento mais requerido pelos seres vivos (McNEILL; UNKOVICH, 2007), pois se constitui as bases nitrogenadas, aminoácidos, proteínas e complexos enzimáticos nas células vivas. Grande parte do N consumido pelas plantas e microrganismos é advinda da fixação biológica do N (FBN), fenômeno realizado por microrganismos colonizadores dos solos e de raízes de algumas espécies vegetais capazes de transformar o N gasoso atmosférico (N_2) em amônia (NH_3) (BOTTOMLEY; MYROLD, 2007).

A presença de N no solo sob forma orgânica, o N das biomoléculas, faz com que seja oxidado pelos microrganismos primeiramente a NH_3 . O íon é oxidado até o íon nitrato (NO_3^-) (Figura 2) por organismos da família bacteriana *Nitrobacteriaceae*, por meio do processo de nitrificação (WRAGE *et al.*, 2001; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Numa primeira etapa da nitrificação, denominada nitritaço, bactérias do gênero *Nitrosomonas* sp. e *Nitrospira* sp., organismos amônio-oxidantes, oxidam o amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-). Durante a segunda etapa, tem-se a nitrataço, conversão do NO_2^- a NO_3^- pelas bactérias nitrito-oxidantes do gênero *Nitrobacter* sp. (WRAGE *et al.*, 2001; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

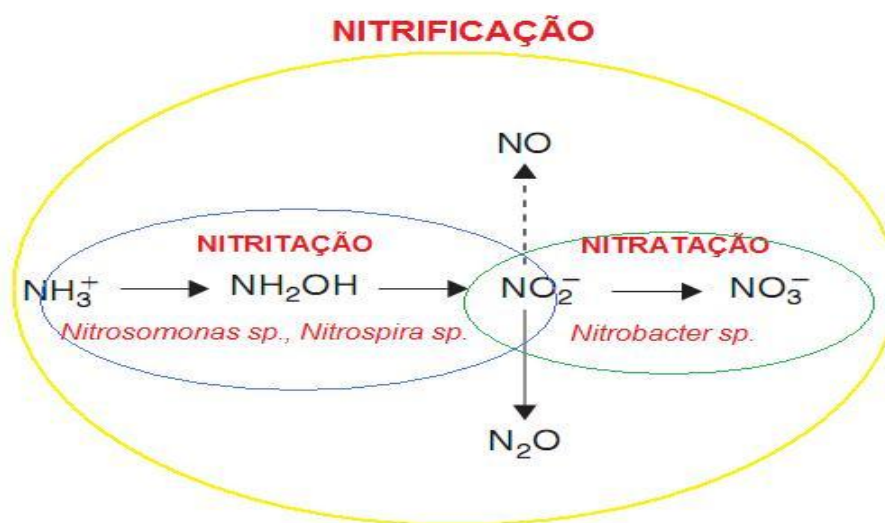


Figura 2 Processos e organismos envolvidos na nitrificação.

Fonte: Robertson e Groofman (2007).

As etapas de nitrificação ocorrem em ambientes com disponibilidade de O_2 . Estabelecidas as condições de ausência parcial ou total de O_2 , outro grupo de microrganismos entra em atividade, denominados desnitrificantes ou redutores de N (ROBERTSON; GROOFMAN, 2007). O metabolismo facultativo ou anaeróbico exige a presença de um aceptor de elétrons alternativo, que não o O_2 na cadeia respiratória. O NO_3^- é de ótima utilização, pois se encontra em um estado altamente oxidado, podendo receber 5 elétrons até que o processo de redução termine (PRESCOTT; HARLEY; KLEIN, 2002). A desnitrificação exige fontes orgânicas de C, diferentemente da nitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), sendo a disponibilidade de C facilmente assimilável uma das condições limitantes importantes.

Geralmente, condições favoráveis à desnitrificação são encontradas em solos com drenagem deficiente, na presença de NO_2^- e NO_3^- e fontes disponíveis de C (ROBERTSON; GROOFMAN, 2007; STEPNIEWSKI; STEPNIEWSKA, 2009). A desnitrificação é um processo importante de perda de N do solo, além da lixiviação, podendo ocasionar baixas significativas na fertilidade dos solos.

3.4.3 Fatores ambientais e microbiológicos

Muitas são as variáveis que influenciam as emissões de gases do solo, tendo como principais a umidade, a porosidade, o conteúdo de C e N, a temperatura, o pH e a condutividade elétrica do solo.

A umidade divide o espaço dos poros do solo com a fase gasosa, indicando que quanto maiores as condições de umidade, menor a fase gasosa. O impedimento parte tanto para o movimento ascendente dos gases no solo, quanto para os descendentes, ocorrendo tanto a falta de oxigenação no perfil, quanto acúmulo de gases produzidos em profundidade no perfil (CLOUGH; SHERLOCK; ROLSTON, 2005; STEPNIEWSKI; STEPNIEWSKA, 2009). Pequenos índices de umidade podem existir, contanto que suficientes para manter a difusão dos gases, dos metabólitos e nutrientes para os microrganismos.

Comumente a umidade correlaciona-se com a porosidade, em que maior quantidade de macroporos promove rápida drenagem e, conseqüentemente, maior aeração, e de microporos proporciona maior adesão das moléculas de água. Os microporos são importantes para a retenção de água no solo, sendo assim importantes para a manutenção da atividade microbiana (VORONEY, 2007). Microporos muito pequenos podem limitar as interações entre os organismos, limitando o acesso a determinados substratos.

O conteúdo de C se faz presente em maior quantidade na superfície, sendo depositado mais material recalcitrante em profundidade. Quantidades de C solúvel podem lixiviar para perfis mais profundos e acelerar temporariamente o crescimento dos

microrganismos ali residentes (BALDOCK, 2007; VORONEY, 2007). A forma na qual o C se encontra também é determinante na quantidade de gás emitido. Quanto maior a concentração de compostos de carbono de fácil degradabilidade, com ligações simples e baixa relação C/N, mais intensos serão o metabolismo e a reprodução dos organismos (DITTER *et al.*, 2005; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; BALDOCK, 2007). Compostos recalcitrantes como a lignina e taninos, por exemplo, necessitam de microflora especializada com enzimas específicas para realizar o acesso e a quebra das fortes ligações que se estabelecem entre os monômeros (BALDOCK, 2007).

O N também é requerido para a síntese e manutenção celular. A cada três moléculas de C utilizadas, uma de N é requerida. Cessando o suprimento de N, cessa a atividade biológica, normalmente encontrada nos microrganismos heterotróficos, pois não ocorre o consumo de C (PRESCOTT; HARLEY; KLEIN, 2002), com isso, pode ocorrer a fase de mortalidade característica da curva de crescimento dos microrganismos. Interações entre alguns dos fatores aqui descritos influenciam no tipo metabólico predominante em função do aceptor final de elétrons da cadeia respiratória, aeróbio e anaeróbio, além do consumo de distintas fontes de C, autótrofos e heterótrofos. A investigação destes fatores determinará quais processos poderão estar ocorrendo no solo, conseqüentemente qual a forma de N predominante.

A temperatura está ligada diretamente ao ritmo metabólico dos organismos. Existe uma correlação linear com o aumento da temperatura quando a aeração e a umidade do solo são fatores não limitantes. Geralmente se aceita que mudanças de 10°C na temperatura podem acelerar ou diminuir a taxa metabólica duas vezes (BALDOCK, 2007; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; VORONEY, 2007). Devido ao alto valor de calor específico da água, solos com umidade moderada tendem a oscilar menos o calor que solos secos, contribuindo para a velocidade das reações metabólicas (VORONEY, 2007).

Solos em regiões quentes e com elevadas precipitações podem ser mais ácidos devido à lixiviação de bases. O pH influencia a solubilidade e o poder de ionização de substâncias orgânicas e inorgânicas constituintes da solução do solo, o que pode afetar a atividade enzimática (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Muitas enzimas necessitam de metais pesados e outros elementos que dependem de limites de pH para se encontrarem em solução ou adsorvidos nos colóides do solo (PRESCOTT; HARLEY; KLEIN, 2002; BALDOCK, 2007; VORONEY, 2007), porém a alta solubilidade dependente de pH pode trazer perturbação aos microrganismos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A condutividade elétrica é um parâmetro importante em estimar a quantidade de sais presentes na solução do solo. Normalmente, a umidade correlaciona-se inversamente com a condutividade, visto que a concentração de sais aumenta à medida que se evapora a água de diluição. A resposta para o aumento da condutividade é o estresse e conseqüente aumento da atividade, pois os microrganismos são na maioria osmotolerantes, necessitando

regular a pressão osmótica interna em função da concentração crescente de sais no meio (PRESCOTT; HARLEY; KLEIN, 2002). A regulação se dá por meio de síntese de compostos equivalentes ou pelo consumo de aminoácidos e íons presentes em solução (PRESCOTT; HARLEY; KLEIN, 2002; ADVIENTO-BORBE *et al.*, 2006).

3.5 Emissão de GEE em solos fertilizados com N

3.5.1 CO₂

Estudos que avaliem a emissão de CO₂ decorrente da aplicação de ARS no solo são escassos, mas sempre demonstram emissões superiores ao solo nativo, controle.

Comumente, a emissão de CO₂ na interface solo/atmosfera se dá por meio da decomposição da matéria orgânica por microrganismos. Parte do C que não é utilizado para constituir a biomassa microbiana deixa o sistema na forma de CO₂, molécula gerada na respiração de organismos com metabolismo aeróbio e anaeróbio, e também pelo processo de oxidação das moléculas de CH₄ difundidas no interior do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Dentre os fatores que influenciam a emissão de CO₂, não só a produção pela microbiota do solo determina o seu potencial de emissão, mas a interação dos processos de produção e de transporte deste gás no interior do solo.

Os processos são fortemente influenciados pelas condições de temperatura, umidade (MAAG; VINTHER, 1999) e porosidade do solo (SMITH *et al.*, 2003). O aumento da temperatura influencia o metabolismo microbiano, fazendo com que a taxa de crescimento da biomassa se eleve, aumentando assim a emissão de CO₂ (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; FANGUEIRO *et al.*, 2007). Em condições com abundância de substrato e umidade suficiente, a respiração se correlaciona positivamente com a temperatura do solo, conforme Rochette & Gregorich (1998), influenciando na velocidade com que as reações bioquímicas ocorrem.

A umidade e microporosidade do solo se relacionam inversamente à emissão de CO₂ por determinarem o potencial oxirredutor do solo, ou seja, a quantidade de O₂ disponível para as reações oxidativas da matéria orgânica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Solos mais úmidos e com maior quantidade de microporos possuem mais sítios anaeróbicos, podendo diminuir a emissão de CO₂.

No experimento de Maag e Vinther (1999), em que testaram a aplicação de águas residuárias de gado e de suínos na emissão de GEE, não houve correlação positiva da emissão de CO₂ com a temperatura, mas sim com a umidade. Nas parcelas em que o solo

possuía 43% do espaço poroso do solo preenchido por água (EPSA), a emissão foi até três vezes maior que no solo saturado a 72% e, em torno de duas vezes maior com o solo a 57% dos poros saturados, fator limitante para o metabolismo aeróbio.

Para Liu *et al.* (2007), em experimento variando o tipo de fertilizante e a forma de manejo, esta relação de emissão de CO₂ com a umidade não foi encontrada. As emissões em solos com o EPSA a 60 e 75% diferiram entre si, inversamente ao que se postula. Foram maiores as emissões em solo sob plantio direto (PD) com adubação de NH₄⁺ a 75% de EPSA do que a 60%. Os autores atribuem o fato ao aumento da atividade metabólica de diversas comunidades de microrganismos, nitrificantes e desnitrificantes, já que sob PD o solo apresenta condições de umidade e aeração características do acúmulo de C no solo.

Rochette, Angers e Côté (2000) obtiveram fluxos de CO₂ extremamente baixos em parcelas com aplicação de fertilizantes químicos, em comparação com aquelas que receberam diferentes doses de ARS, 60 e 120 m⁻³. Isto pode ser devido ao aumento da comunidade microbiana ou de sua atividade, característica da introdução de substrato facilmente degradável.

De acordo com Rochette, Angers e Côté (2000), Fangueiro *et al.* (2007) e Bertora *et al.* (2008), a dinâmica da degradação do material carbonáceo adicionado via água residuária pelos microrganismos do solo constitui-se de uma cadeia com três etapas principais. Na fase inicial, a microflora deixa de utilizar os compostos de difícil degradação presentes no solo (MOS), para utilizar os compostos com fontes de C facilmente assimiláveis introduzidos com os dejetos, comumente denominada de utilização preferencial do substrato. Na segunda fase, denominada de ativação microbiana é consequência da anterior e é caracterizada pelo aumento da atividade microbiana, em que depois de consumidas as fontes de C lábil, a microflora ativada irá utilizar as fontes mais comuns de substratos que não aquelas normalmente consumidas do solo. Finalizando o ciclo, como consequência do declínio da atividade microbiana e da biomassa, o estado inicial em que o solo se encontrava é atingido.

3.5.2 CH₄

Os solos de florestas, agrícolas e pastagens são grandes contribuintes para o sumidouro de CH₄. Bactérias metanotróficas são responsáveis pela oxidação do CH₄ em condições aeróbias, utilizando exclusivamente este gás como fonte de C e energia.

Um inconveniente encontrado em solos que possuem grande quantidade de N, caso de solos agricultáveis, é que as bactérias metanotróficas possuem baixa afinidade pelo substrato. O metabolismo oxidativo do CH₄ é muito similar ao da oxidação quimioautotrófica de NH₃, pois ambos utilizam o mesmo tipo de enzima: a monoxigenase, diferenciando-se,

porém, nas taxas de utilização de NH_3 , que pelas metanotróficas já se mostrou mais lento que entre as nitrificadoras quimioautotróficas (HÜTSCH, 2001).

A fertilização nitrogenada parece possuir efeito negativo sobre a oxidação do CH_4 , isto porque a quantidade de NH_3 disponível na solução do solo se encontra maior que a de CH_4 , favorecendo a assimilação de NH_3 pelas metanotróficas ao invés do próprio gás. Mosier *et al.* (1991) encontraram um decréscimo de 41% no consumo de CH_4 em pastagem que recebeu 22 kg N ha^{-1} de nitrato de amônio (NH_4NO_3), quando comparado com pastagem sem fertilização.

De acordo com estudos realizados por Hütsch, Russel e Mengel (1996), a aplicação de N amoniacal é muito mais relevante para a diminuição da captação de CH_4 pelo solo do que a de N nítrico. Foram aplicados 96 kg N ha^{-1} em cada uma das formas em diferentes parcelas, com taxas de captação de CH_4 pelo solo distintas, sendo de 0,008 e 1,46 mg $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para os tratamentos com N amoniacal e nítrico, respectivamente. Rochette e Côté (1999) acusam a abundância de N amoniacal em dejetos suínos, manejados na forma líquida, como a principal interferência nas taxas de oxidação de CH_4 .

Relacionado à aplicação de dejetos animais ao solo, é comum que a emissão de CH_4 também ocorra, principalmente nos primeiros momentos após a aplicação dos dejetos. Sherlock *et al.* (2002) encontraram fluxos com alta taxa de emissão de CH_4 , logo após a aplicação de dejetos líquidos suínos, 39,33 g C- $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, que decresceram a fluxos de 10 g C- $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ em 6 horas após a adição. Este fato pode ser explicado pela existência de CH_4 dissolvido em dejetos armazenados ou até mesmo tratados que, após a aplicação no solo, é rapidamente conduzido para a atmosfera (ROCHETTE; CÔTÉ, 1999; SHERLOCK *et al.*, 2002).

3.5.3 N_2O

O potencial poluidor da ARS destaca-se por possuir alta concentração de N, elemento que assume vasta diversidade de formas. A facilidade com que este elemento se movimenta no perfil do solo, podendo atingir águas subterrâneas e superficiais, além da perda por volatilização da NH_3 e emissão de N gasoso (N_2), N_2O e do óxido nítrico (NO), torna-o alvo de investigação científica.

O N presente nas ARS pode estar na forma reduzida em compostos orgânicos, e/ou oxidada na forma de moléculas inorgânicas.

De acordo com Wrage *et al.* (2001), N_2O pode ser formado pelo processo de nitrificação, na etapa de nitritação, por meio da decomposição química do intermediário hidroxilamina (NH_2OH), na transformação entre NH_4^+ e NO_2^- ou na redução direta do NO_2^- .

Ritchie e Nicholas (1972) acreditam que a formação de N_2O é um mecanismo de defesa para minimizar o acúmulo intracelular de NO_2^- pelos microrganismos.

Em estudo conduzido em laboratório e a campo, por Williams, Jarvis e Dixon (1998), comprovou-se o fato de que a quantidade de NO_3^- é um fator limitante importante. Ao se aplicar urina no solo forma-se rapidamente NH_4^+ e, conseqüentemente, NO_2^- . O acúmulo de NO_2^- foi muito grande ao ponto de inibir a nitrificação, resultando em baixas concentrações de NO_3^- , logo, a pequena emissão de N_2O , provavelmente foi originária da decomposição química do próprio NO_2^- ou do intermediário NH_2OH . Quando aplicado fertilizante químico a base de NO_3^- , em conjunto ou não à urina, a taxa de emissão de N_2O aumentou.

Na redução do N, os organismos desnitrificantes estão distribuídos em uma ampla variedade de taxas como *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Propionibacterium*, entre outros (WRAGE *et al.*, 2001; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Nesta etapa, tem-se o N_2O como um intermediário regular, e não esporádico. Na falta de oxigênio, o NO_3^- é utilizado como receptor final de elétrons, porém em condições de acúmulo de NO_3^- , este é preferido na redução por ter maior capacidade de receber elétrons, fazendo com que o N_2O se acumule no solo e, então, difunda-se para a atmosfera (WRAGE *et al.*, 2001).

Assim como na emissão de CO_2 , muitos fatores ambientais, temporais e espacialmente variáveis estão envolvidos na emissão de N_2O , entre eles a concentração de NO_3^- , o EPSA, C disponível, entre outros (SNYDER *et al.*, 2009). A falta de O_2 está intimamente relacionada com o EPSA e a umidade, além da atividade microbiana.

Rochette *et al.* (2000) encontraram pequenos fluxos de N_2O nas parcelas com aplicação de fertilizante químico, porém estes fluxos aumentaram ligeiramente após um período de chuvas, o que está de acordo com a dependência da umidade para a formação de N_2O . No mesmo estudo, os autores encontraram fluxos maiores nas parcelas que receberam aplicações de ARS, em sete das nove observações. Eles atribuem o resultado à maior concentração de C e de NH_4^+ disponíveis para que a desnitrificação, causando o aumento da atividade microbiana e, conseqüentemente, maior ocorrência de sítios anaeróbios.

Estudos correlacionando a taxa de emissão de N_2O com a porcentagem de EPSA em solos que obtiveram aplicação de ARS demonstraram relação positiva. Giacomini *et al.* (2006), observando o comportamento da emissão de N_2O em solos manejados sob plantio reduzido (PR) e sob PD, ambos com palha de aveia e aplicação de ARS, demonstraram que o PD obteve maior fluxo de N_2O após três dias de observação. Os autores atribuíram a este resultado o fato de que o EPSA do solo sob PD foi maior que o solo de PR, fato que favorece a desnitrificação, considerando maior retenção de umidade fornecida pelo acúmulo de C no solo.

Outro fator atribuído seria o aumento da taxa metabólica microbiana após a aplicação da ARS, consequência do consumo de C prontamente disponível, causando exaustão de O₂ em determinados microsítios, concordando com Rochette *et al.* (2000).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e variáveis meteorológicas

O experimento foi conduzido em Latossolo Vermelho distroférico típico com histórico de cinco anos consecutivos de aplicação de ARS nas sucessões milho – aveia – soja, localizado no Núcleo experimental de Engenharia Agrícola – NEEA, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), em Cascavel/PR, nas coordenadas geográficas 02°46'483"S e 72°39'117"W, com altitude média de 700 metros. Segundo a classificação de Köppen, o clima enquadra-se no tipo Cfa, com temperatura média e precipitação média anual de 19,5°C e 1.950,1 mm, respectivamente (Figura 3).

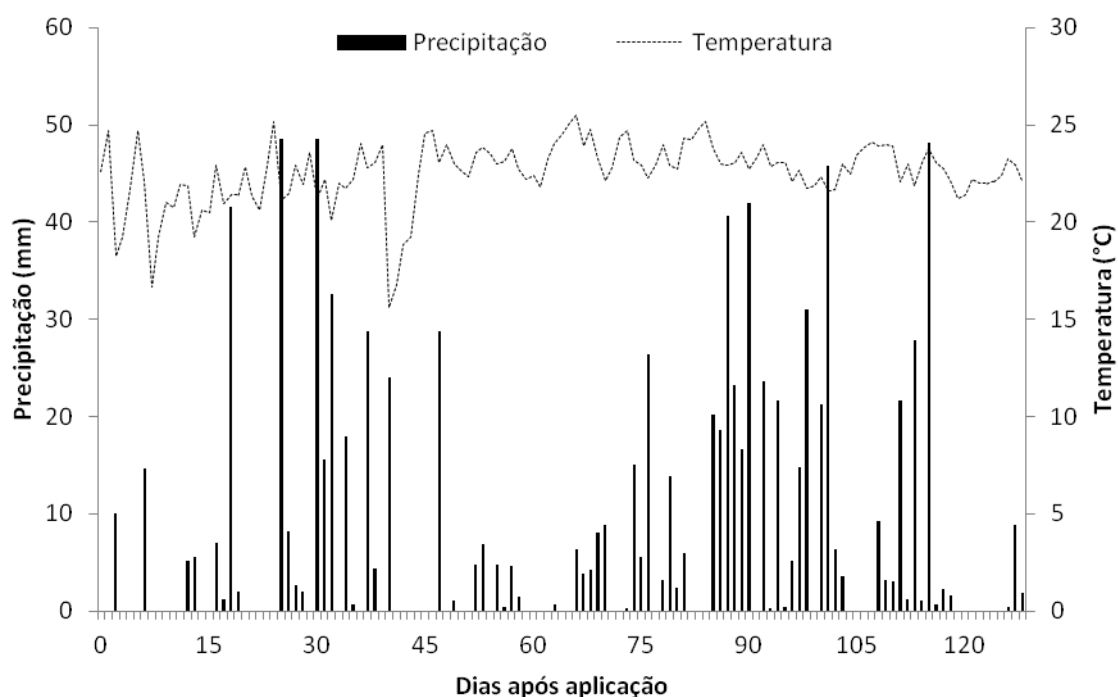


Figura 3 Precipitação pluviométrica diária e temperatura média diária, registradas durante a condução do experimento.

4.2 Delineamento experimental e tratamentos

Os tratamentos foram compostos por dois fatores. O primeiro fator foi a aplicação de ARS no início da cultura, nos níveis 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹. O segundo fator foi a fertilização mineral, nos níveis ausência e presença, em que a taxa de aplicação segue recomendação para a soja. A combinação dos

fatores ARS e AD propiciou 8 tratamentos que, com 3 repetições, resultou em 24 parcelas experimentais.

O solo, classificado como Latossolo Vermelho distroférico segundo EMBRAPA (1999), foi coletado dentro de cada parcela no início e no final do ciclo da soja, na profundidade de 0,0-0,2 m. As amostras das repetições foram misturadas a fim de constituir uma amostra composta para cada tratamento. Posteriormente, as amostras compostas foram secas ao ar, peneiradas em peneira com abertura de malha de 2 mm (TFSA), homogeneizadas e reservadas para as análises físico-químicas (Tabela 1).

Tabela 1 Caracterização química do solo, experimento soja 2010/2011

Inicial							
Tratamento	pH	CE	COT	NTK	N-NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	N-org.
		(μS m ⁻¹)	(g dm ⁻³)		(mg dm ⁻³)		
0A	7,37	74,06	25,03	840,00	11,67	7,58	820,75
0P	7,47	75,77	27,70	933,33	11,08	10,50	911,75
100A	7,52	80,04	25,33	1143,33	9,92	8,17	1125,25
100P	6,54	72,04	23,15	980,00	12,25	9,33	958,42
200A	7,06	73,18	24,73	1166,67	12,25	9,33	1145,08
200P	6,42	182,89	25,60	1213,33	9,92	8,75	1194,66
300A	6,89	55,61	24,64	1166,67	7,58	7,00	1152,08
300P	7,11	68,36	27,73	1120,00	8,75	9,33	1101,92
Final							
Tratamento	pH	CE	COT	NTK	N-NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	N-org.
		(μS m ⁻¹)	(g dm ⁻³)		(mg dm ⁻³)		
0A	7,29	59,94	24,85	1073,33	9,92	4,08	1059,33
0P	7,55	65,86	24,47	1050,00	9,92	4,67	1035,42
100A	7,37	67,76	27,89	1073,33	9,92	4,67	1058,75
100P	6,71	66,66	28,73	1260,00	8,75	6,42	1244,83
200A	7,40	71,63	28,88	1166,67	8,75	4,67	1153,25
200P	6,71	73,46	25,16	1213,33	7,58	5,25	1200,50
300A	7,17	61,21	26,68	956,67	12,25	5,83	938,58
300P	6,79	119,27	27,44	1120,00	9,92	5,83	1104,25

Notas: CE, condutividade elétrica; COT, carbono orgânico total; NTK, nitrogênio total Kjeldahl; N-org, nitrogênio orgânico; NO₃⁻ + NO₂⁻, nitrato + nitrito; NH₄⁺, amônio.

A ARS utilizada é proveniente de um biodigestor pertencente à suinocultura Irno Pretto, produtora de leitões, localizada na cidade de Toledo - PR. Realizou-se a aplicação em dose única, um dia após o plantio da soja. Anteriormente, houve cultivo de aveia preta na mesma área experimental, que proporcionou 3,6 Mg ha⁻¹ de matéria seca. As análises realizadas na ARS e palha de aveia seguiram metodologia APHA, AWWA e WEF (1998) e Tedesco *et al.* (1995) (Tabela 2).

Tabela 2 Caracterização físico-química da água residuária da suinocultura e palha de aveia

Resíduo orgânico	pH*	CE	MS	COT	NTK	N-org	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	C/N
		μS m ⁻¹	----- mg L ⁻¹ -----						
Água residuária	7,62	18160	3498,3	684,8	481,7	130,6	153,8	351,1	1,42
			----- g kg ⁻¹ -----						
Palha da aveia	-----	-----	-----	437,8	11,3	-----	-----	-----	38,75

Notas: CE, condutividade elétrica; MS, matéria seca; COT, carbono orgânico total; NTK, nitrogênio total Kjeldahl; N-org, nitrogênio orgânico; NO₃⁻ + NO₂⁻, nitrato + nitrito; NH₄⁺, amônio; C/N, relação carbono/nitrogênio.

O fertilizante mineral é composto por fosfato super-simples (18% P₂O₅) e cloreto de potássio (60% K) na dose 20 kg ha⁻¹ de cada elemento. A fertilização foi feita por meio de covas de 5 cm de profundidade, 3 cm abaixo da cova da semente, simulando plantio direto por semeadora.

4.3 Coleta dos gases

Dentro da área útil de cada tratamento, constituída por um lisímetro, foi instalada uma câmara estática para coleta de GEE e uma câmara alcalina para a captura de CO₂.

4.3.1 Coleta via câmara estática (CO₂, CH₄ e N₂O)

A câmara estática é adaptada de Escobar (2006) (Figura 4) e possui dois compartimentos: a base, confeccionada em aço inoxidável em formato cilíndrico nas dimensões 0,24 x 0,19 x 0,12 m (diâmetro externo, interno e altura), com calha lateral na parte superior do anel com 0,05 m de altura; e a câmara, confeccionada em cloreto de polivinil (PVC), com 5 L de volume interno.

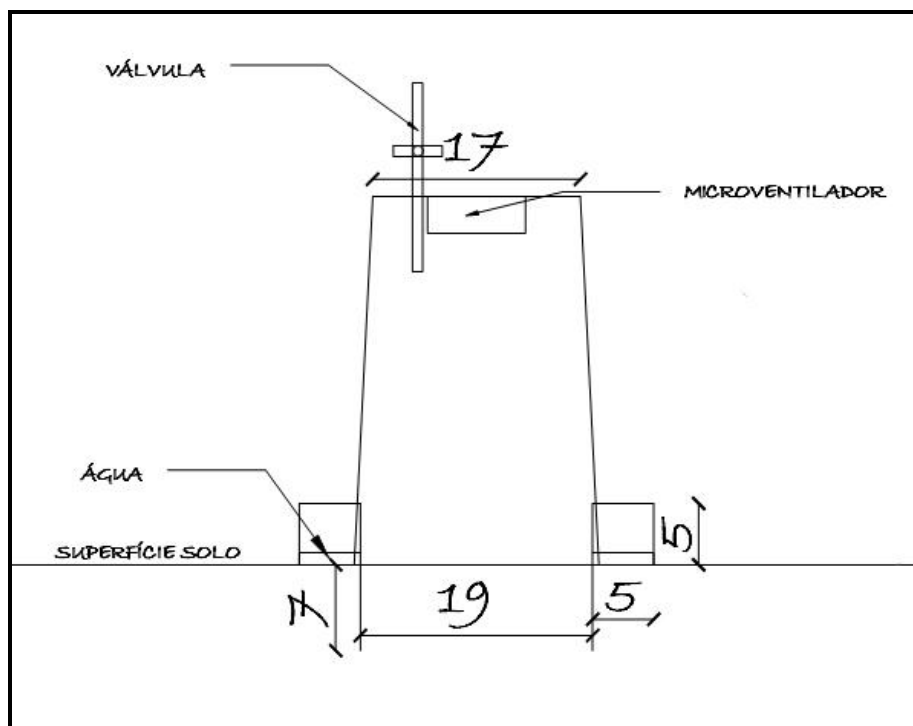


Figura 4 Desenho esquemático da câmara estática. Corte frontal. Medidas em cm.

Um microventilador de 12 V foi acoplado internamente na extremidade superior da câmara, e externamente, encontra-se uma válvula de duas vias na qual é acoplado o frasco amostrador na ocasião da coleta. O frasco amostrador é do tipo penicilina, com volume de 20 mL, previamente feito vácuo, lacrado com borracha especial para coleta de gases.

No momento da coleta dos GEE a câmara foi encaixada na calha lateral da base. A calha foi preenchida com água a fim de impossibilitar a troca do ar da atmosfera interna da câmara com a externa, permitindo o acúmulo dos gases emitidos pelo solo. Ao fechamento das câmaras, os microventiladores foram acionados por 15 segundos, e após cessada a atividade dos microventiladores, as válvulas foram abertas. Alíquotas do ar interno foram retiradas nos tempos 0, 15 e 30 minutos após o fechamento das câmaras. Em cada intervalo, os microventiladores foram acionados a fim de homogeneizar o ar interno às câmaras.

As amostras dos gases coletados no ciclo da soja foram enviadas imediatamente após a coleta para o Laboratório do Departamento de Solos da UFRGS para a determinação dos GEE. Utilizou-se sistema de cromatografia gasosa Shimadzu GC – 2014 modelo *Greenhouse*, equipado com detector de ionização em chama (FID) para quantificar os gases CO_2 e CH_4 , e detector de captura de elétrons (ECD) para quantificar o N_2O . O CO_2 foi determinado com auxílio de um metanador, porquanto sua quantificação no FID não é linear. As condições cromatográficas empregadas foram: FID a 250°C, ECD a 325°C, coluna empacotada Porapack-Q a 70°C, forno a 150°C e nitrogênio gasoso (N_2) como gás de arraste.

Os fluxos de CO₂ (F_{C-CO_2}) foram calculados pela Equação 1:

$$F_{C-CO_2} = \frac{\partial C}{\partial t} \left(\frac{M_{mol} * P * V}{R * T} \right) \quad \text{Equação (1)}$$

em que: $\partial C / \partial t$ é a mudança na concentração de C-CO₂ no tempo t (mol mol⁻¹ min⁻¹); M_{mol} é o peso molecular do carbono (g C mol⁻¹); P é a pressão atmosférica (atm); V é o volume interno da câmara (L); R é a constante universal dos gases (L atm K⁻¹ mol⁻¹); T é a temperatura interna da câmara (K).

Os fluxos de CH₄ (F_{C-CH_4}) foram calculados pela Equação 2:

$$F_{C-CH_4} = \frac{\partial C}{\partial t} \left(\frac{M_{mol} * P * V}{R * T} \right) \quad \text{Equação (2)}$$

em que: $\partial C / \partial t$ é a mudança na concentração de C-CH₄ no tempo t (mol mol⁻¹ min⁻¹); M_{mol} é o peso molecular do carbono (g C mol⁻¹); P é a pressão atmosférica (atm); V é o volume interno da câmara (L); R é a constante universal dos gases (L atm K⁻¹ mol⁻¹); T é a temperatura interna da câmara (K).

Os fluxos de N-N₂O (F_{N-N_2O}) foram calculados pela Equação 3:

$$F_{N-N_2O} = \frac{\partial C}{\partial t} \left(\frac{M_{mol} * P * V}{R * T} \right) \quad \text{Equação (3)}$$

em que: $\partial C / \partial t$ é a mudança na concentração de N-N₂O no tempo t (mol mol⁻¹ min⁻¹); M_{mol} é o peso molecular do nitrogênio (g N mol⁻¹); P é a pressão atmosférica (atm); V é o volume interno da câmara (L); R é a constante universal dos gases (L atm K⁻¹ mol⁻¹); T é a temperatura interna da câmara (K).

O fluxo dos gases em cada ocasião foi obtido pelo coeficiente angular da reta ajustada para os tempos 0, 15 e 30 minutos. Denominou-se efluxo os coeficientes angulares positivos, indicando que houve emissão de GEE, e influxo os coeficientes angulares negativos, que indicam o consumo de GEE pelo solo.

A coleta dos dados foi realizada em 1, 3, 12, 15 e 19 dias após aplicação (DAA) da ARS, que constituem a amostragem de GEE do início do ciclo da soja, e nos 125 e 128 DAA, constituindo a amostragem ao final do ciclo. Utilizou-se uma câmara por lisímetro, instalada entre as linhas da cultura. A base da câmara permaneceu na parcela durante todo

o período de avaliação (128 dias) para que não houvesse qualquer tipo de perturbação ao solo. As amostras de GEE foram coletadas entre as 09:00 e 10:00 horas, em todas as ocasiões.

Estimaram-se em C-equivalente, os fluxos de CH₄ e N₂O, obtidos pelo método da câmara estática para melhor compreensão do PAG de cada tratamento estudado.

O equivalente em carbono para os fluxos de CH₄ ($Ceq_{(C-CH_4)}$) foi calculado pela Equação 5:

$$Ceq_{(C-CH_4)} = F_{(C-CH_4)} * 25 * (12/44) * (16/12) \quad \text{Equação (5)}$$

em que: $F_{(C-CH_4)}$ é o fluxo de CH₄ do DAA avaliado (kg ha⁻¹ d⁻¹); 25 é o PAG do CH₄ em relação ao CO₂; (12/44) é a relação entre o peso molecular do carbono e do CO₂; (16/12) é a relação entre o peso molecular do CH₄ e do carbono.

O equivalente em carbono para os fluxos de N₂O ($Ceq_{(N-N_2O)}$) foi calculado pela Equação 6:

$$Ceq_{(N-N_2O)} = F_{(N-N_2O)} * 296 * (12/44) * (44/28) \quad \text{Equação (6)}$$

em que: $F_{(N-N_2O)}$ é o fluxo de N₂O do DAA avaliado (kg ha⁻¹ d⁻¹); 296 é o PAG do N₂O em relação ao CO₂; (12/44) é a relação entre o peso molecular do carbono e do CO₂; (44/28) é a relação entre o peso molecular do N₂O e do nitrogênio.

O PAG utilizado para o CH₄ e para o N₂O segue valor estipulado por IPCC (2010b).

4.3.2 Coleta via câmara alcalina (CO₂)

As câmaras alcalinas (Figura 5) foram confeccionadas em PVC, com dimensões de 0,20 m x 0,30 m. A tampa foi construída com uma lâmina de madeira, com a superfície interna forrada com material deformável e impermeável. Externamente à lâmina, aplicou-se um sobrepeso com força de 5,0 kg_f para enclausurar a atmosfera interna. Câmaras com as mesmas dimensões, porém com o fundo vedado, foram utilizadas para captar o CO₂ presente na atmosfera (testemunha). Utilizou-se uma testemunha por bloco e uma câmara alcalina por lisímetro, esta última inserida no solo a 0,05 m, entre as linhas da cultura da soja.

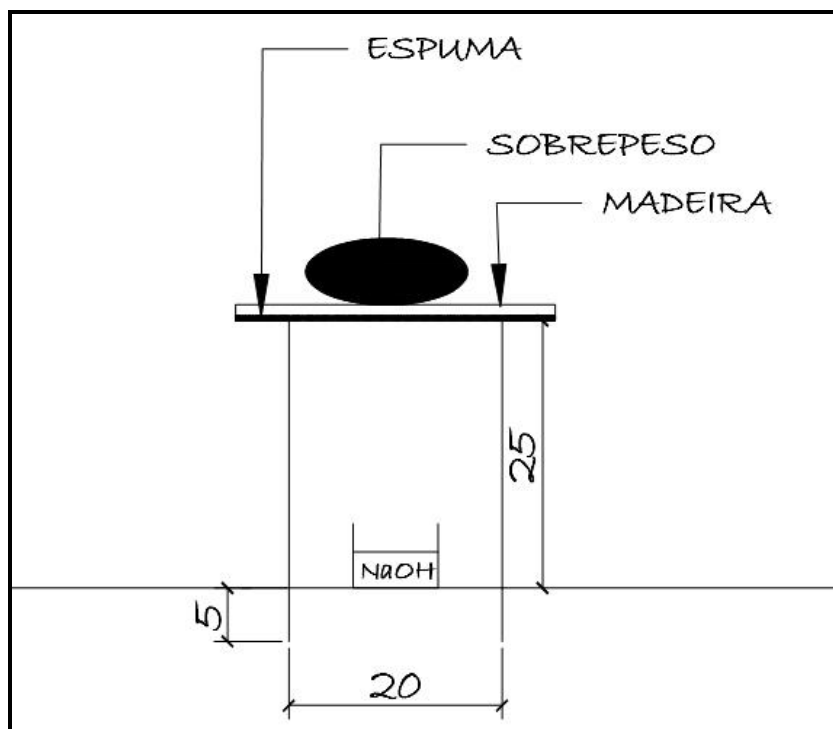


Figura 5 Desenho esquemático da câmara alcalina. Corte frontal. Medidas em cm.

Em cada amostragem, as câmaras permaneceram vedadas por 24 horas. Um recipiente com 100 mL de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1M, utilizado para a captura do CO₂, foi depositado internamente às câmaras. Decorridas 24 horas, as soluções eram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE, *campus* Cascavel/PR, onde foi quantificada a concentração de CO₂ pelo método titulométrico, utilizando solução padrão de ácido clorídrico (HCl) 1M e indicador fenolftaleína.

O fluxo diário de C-CO₂ (F_{C-CO_2}) foi obtido a partir da Equação 7:

$$F_{(C-CO_2)} = \frac{[(QC - QC_b * 10)]}{(A * t)} \quad \text{Equação (7)}$$

em que: QC é a quantidade de C-CO₂ captada pela solução de NaOH do tratamento x, no intervalo de tempo t (mg h⁻¹); QC_b é a quantidade de C-CO₂ captada pela solução de NaOH da testemunha no intervalo de tempo t (mg h⁻¹); A é a área da câmara (m²); t é o tempo de incubação percorrido (horas).

As coletas foram realizadas em ciclos alternados de fechamento e abertura das câmaras durante as 128 DAA, permanecendo 24 horas sob incubação e 24 horas abertas, sob repouso. Os ciclos foram realizados para que o fechamento da câmara não interferisse na insolação, aeração e umidade do solo. A quantidade de CO₂ emitido entre duas coletas

foi obtida multiplicando-se o $F(C-CO_2)$ pelo número de horas transcorridas entre as coletas, e a quantidade total emitida durante o ciclo (C-acumulado) foi determinada por meio da soma dos totais emitidos diários nos 128 DAA.

4.4 Análise estatística

O delineamento experimental utilizado foi o fatorial 4x2 em blocos casualizados. O primeiro fator considerado foi a aplicação de ARS no início da cultura, nos níveis 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹. O segundo fator foi a fertilização mineral, nos níveis ausência e presença, em que a taxa de aplicação segue recomendação para a cultura. A combinação dos fatores ARS e AD propiciou 8 tratamentos, que com 3 repetições resultou em 24 parcelas experimentais.

Antes de realizar a análise de variância (ANOVA), regressão linear ou correlação de Pearson foi verificada a normalidade dos erros pelo teste Anderson-Darling às variáveis dependentes. Aos dados que não apresentaram normalidade utilizou-se a transformação Johnson com auxílio do *software* Minitab 16.0., garantindo variância residual constante.

As variáveis dependentes (fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O; C-equivalente; C-acumulado; temperatura, umidade, COT, teores de N e pH do solo) foram submetidas à ANOVA em análise fatorial 4 x 2 em blocos ao acaso, e os resultados significativos comparados pelo teste Tukey ao nível de 5 % de probabilidade, por meio do *software* Sisvar 5.3.

Utilizou-se correlação linear de Pearson e regressão linear para verificação da existência de efeitos das propriedades do solo (pH, temperatura, umidade, COT e teores de N), em cada tratamento, sobre os fluxos de GEE no início e no final do ciclo da soja.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Emissão de GEE: método da câmara estática

5.1.1 CO₂

Houve diferença significativa entre os tratamentos avaliados para os fatores ARS e AD em todos os dias amostrados no início do experimento, com exceção de D3, em que não houve diferença significativa para o fator AD (Tabela 3). O efluxo de CO₂ foi maior na presença de AD do que na ausência, em todas as avaliações em que o fator foi significativo. Os tratamentos com aplicação de 300 m³ ha⁻¹ diferiram dos demais em D1, D12, D14 e D19, porém não diferiram de 200 m³ ha⁻¹ em D3. A ausência de ARS (0A e 0P) ocasionou os menores efluxos de CO₂ em D1, D3, D12, e D19, não diferindo de 100 e 200 m³ ha⁻¹ em D14. Nas avaliações em D125 e D128 não houve diferença significativa entre os tratamentos.

Tabela 3 Fluxos médios de dióxido de carbono em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja

		Dias após aplicação ^{‡§}						
Fator	Nível [†]	D1	D3	D12	D14	D19	D125	D128
AD		C-CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)						
	A	170,33 B	175,19 A	113,51 B	126,35 B	206,59 B	102,59 A	127,51 A
	P	202,13 A	182,91 A	143,52 A	158,66 A	261,62 A	107,04 A	135,63 A
ARS								
	0	122,80 c	123,39 b	97,92 c	124,06 b	206,50 c	104,03 a	122,91 a
	100	168,46 bc	174,65 ab	124,77 b	132,63 b	221,61 bc	109,44 a	148,35 a
	200	203,90 ab	206,13 a	131,43 b	137,80 b	241,72 ab	96,96 a	124,71 a
	300	249,77 a	212,02 a	159,94 a	175,52 a	266,58 a	108,84 a	130,32 a
		<i>p-value</i>						
AD		0,030*	0,684 ^{ns}	0,000*	0,001*	0,000*	0,548 ^{ns}	0,375 ^{ns}
ARS		0,000*	0,017*	0,000*	0,003*	0,001*	0,602 ^{ns}	0,209 ^{ns}
AD*ARS		0,756 ^{ns}	0,383 ^{ns}	0,430 ^{ns}	0,090 ^{ns}	0,219 ^{ns}	0,808 ^{ns}	0,731 ^{ns}

Notas:

^{ns} = não significativo a 5% de significância;

* = significativo a 5% de significância;

[†] = médias seguidas de letras maiúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator fertilizante mineral (AD);

[§] = médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator água residuária da suinocultura (ARS);

[†] = A, ausência de AD; P, presença de AD; 0, 0 m³ ha⁻¹ de ARS; 100, 100 m³ ha⁻¹ de ARS; 200, 200 m³ ha⁻¹ de ARS; 300, 300 m³ ha⁻¹ de ARS.

Pode-se assumir que até D19 não houve contribuição da respiração das raízes de soja neste experimento, nem mesmo em D125 e D128, visto que neste período final as plantas já se encontravam mortas.

A presença de AD estimulou positivamente a microbiota, ocasionando maior efluxo de CO₂ na presença de AD do que na ausência em 4 das 5 avaliações iniciais. As exigências estritas da biomassa microbiana do solo por nutrientes, combinado ao *status* relativamente baixo da disponibilidade de fósforo (P) em solos de baixa latitude, limitam a atividade e o desenvolvimento da comunidade microbiana (CLEVELAND; LIPTZIN, 2007). Valladares, Pereira e Anjos (2003) apontam a maior capacidade de solos argilosos derivados de rochas básicas e ácidas, em adsorver P, como é o caso do Latossolo Vermelho utilizado neste estudo. Portanto, a maior quantidade de P introduzida no solo por meio da fertilização mineral aumenta a probabilidade de acesso dos microrganismos a este nutriente, pois o aumento da disponibilidade de P na solução do solo está relacionado à quantidade de P introduzida no solo via fertilização (RANNO *et al.*, 2007).

Como esperado, o efluxo de CO₂ foi significativamente maior nas parcelas com aplicação de ARS do que naquelas que não receberam aplicação. Isto indica que a ARS aplicada possui efeito positivo no efluxo de CO₂ do solo, provavelmente devido à adição de compostos de C facilmente decomponíveis e maior quantidade de nutrientes adicionados com a aplicação de ARS, em relação aos tratamentos controle (0A e 0P).

Giacomini (2005) observou efluxo de 224 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ um dia após aplicar 60 m³ ha⁻¹ de ARS ao solo, valor próximo ao observado neste estudo, em solo sob aplicação de 300 m³ ha⁻¹. Ressalta-se que o volume de ARS aplicado no trabalho referido anteriormente é menor, porém a quantidade de C presente foi similar a deste estudo. O autor também expõe que os efluxos de CO₂ se mantiveram mais elevados nas parcelas com aplicação de ARS do que sem aplicação até os 18 DAA.

Muitos estudos relatam que as altas taxas de efluxo de CO₂ ocorridas inicialmente devem-se ao deslocamento do equilíbrio físico-químico dos carbonatos existentes em dejetos animais estocados por longo período ou anaerobicamente digeridos (MAAG; VINTHER, 1999; ROCHETTE; ANGERS; CÔTÉ, 2000; GIACOMINI, 2005; FANGUEIRO *et al.* 2007; BERTORA *et al.*; 2008). O CO₂ formado durante a hidrólise da ureia e pela decomposição anaeróbia de compostos orgânicos de C resulta em carbonatos de NH₃ e sódio (Na) em solução aquosa. A aplicação de ARS com pH de 7,62 em solo mais ácido incorre na dissociação dos carbonatos e, conseqüentemente, na liberação do CO₂ (SOMMER; SHERLOCK; KHAN 1996).

A ARS utilizada possuía quantidade de C inorgânico (Tabela 2) suficiente para sustentar o efluxo de CO₂ por 10 dias se considerado o efluxo encontrado em D1, porém a

literatura considera que o efluxo de CO_2 induzido por carbonatos está presente em maior taxa somente nas primeiras horas após a aplicação (CHANTIGNY; ROCHETTE; ANGERS, 2001; FANGUEIRO *et al.* 2007).

Dejetos tratados anaerobiamente, como é o caso da ARS deste estudo, contêm maior proporção de compostos de C dissolvidos na solução do que dejetos crus ou que sofreram separação física das frações sólida e líquida (FANGUEIRO *et al.* 2007). Isto proporciona à ARS maior quantidade de moléculas de C de baixo peso molecular, os ácidos graxos voláteis (AGV) e compostos de C solúveis em água (MAAG; VINTHER, 1999). A degradação dos AGV ocorre rapidamente no solo, após a aplicação de ARS (CHANTIGNY *et al.*, 2004). Portanto, o efluxo de CO_2 no início do experimento (D1) pode ter sido induzido pelo consumo de AGV e de compostos de C solúveis pela microbiota do solo.

Após este primeiro evento de emissão, encontrou-se o segundo pico de efluxo de CO_2 em D19, provavelmente sustentado pela decomposição dos restos culturais da aveia que estavam depositados na superfície do solo. A aplicação de ARS sobre os restos culturais da aveia, provavelmente, acelerou a decomposição do material vegetal devido à adição de N ao solo, diminuindo a relação C/N do sistema.

O efluxo de CO_2 pelo solo envolve uma cadeia dinâmica de decomposição da matéria orgânica por meio dos microrganismos do solo. Numa primeira etapa, os microrganismos do solo trocam a decomposição de compostos de difícil degradação, a matéria orgânica do solo (MOS), por compostos de C facilmente decomponíveis, os AGV introduzidos com a ARS. Esta etapa é denominada utilização preferencial do substrato e ocorre em um curto período de tempo. A etapa seguinte é denominada ativação microbiana, que corresponde ao aumento da atividade dos microrganismos em consequência da primeira etapa, fase em que normalmente se percebe o aumento do efluxo de CO_2 . Após o consumo dos compostos de C introduzidos pela ARS ao solo, a atividade microbiana declina e o estado inicial do solo é atingido novamente (ROCHETTE; ANGERS; CÔTÉ, 2000; FANGUEIRO *et al.*, 2007, BERTORA *et al.*, 2008), momento percebido pela aproximação das taxas de efluxo de CO_2 dos solos tratados com o solo controle.

Em estudo conduzido por Fangueiro *et al.* (2007), em que houve fracionamento da ARS em diferentes tamanhos de partículas, a aplicação da fração líquida da ARS apresentou o maior efluxo de CO_2 no início do experimento, entre os tratamentos avaliados. Este fato foi atribuído a maior porcentagem de C lábil dissolvido na fração líquida da ARS em relação às demais frações. Porém, aos 332 DAA, os autores não encontraram nenhuma diferença significativa entre qualquer fração da ARS e a testemunha. Outro estudo em que houve fracionamento físico da ARS (FANGUEIRO *et al.*, 2010), mais de 45% do C orgânico adicionado ao solo foi emitido na forma de CO_2 no primeiro DAA.

Aparentemente a umidade não afetou o efluxo de CO_2 , sendo encontrado apenas um evento de aumento na emissão (D19) posterior a precipitação de 41,6 mm (Figura 3). A

capacidade de retenção de água e a capacidade de drenagem de solos latossólicos bem manejados são fatores que podem explicar a inexistência de diferença significativa na umidade do solo, mesmo sob diferentes regimes pluviométricos nas datas em que o fluxo foi amostrado. A literatura atribui diferença significativa aos efluxos de CO₂ do solo na existência de condições de extrema seca ou de encharcamento (BOWDEN; NEWKIRK; RULLO, 1998; SMITH *et al.*, 2003; SEY *et al.*, 2008).

A temperatura também parece não ter influenciado o efluxo de CO₂ encontrado. Comumente o aumento da temperatura está associado ao aumento das taxas metabólicas dos microrganismos e por acelerar a difusão de substratos solúveis no solo. As taxas fisiológicas são duplamente aumentadas ou diminuídas ao ocorrer mudança de 10°C na temperatura do solo (VORONEY, 2007), quando condições de umidade e nutrientes não são limitantes. No presente estudo a temperatura variou 5,3°C, somente para a temperatura atmosférica, e 3°C no solo a 10 cm, não se diferenciando estatisticamente entre os tratamentos.

5.1.2 CH₄

Houve interação significativa para os fluxos de CH₄ entre os fatores AD e ARS em D1 (Tabela 4). Desdobrando o fator ARS dentro de AD observa-se que, na presença de fertilizante mineral, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Porém, na ausência pode-se distinguir que o maior influxo de CH₄ ocorreu em 100A, seguido de faixa intermediária definida entre os tratamentos 0A e 300A, sendo o maior influxo atribuído ao tratamento 200A.

Tabela 4 Fluxo médio de metano em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja

		Dias após aplicação ^{†§}						
Fator	Nível [†]	D1	D3	D12	D14	D19	D125	D128
AD		-----			C-CH ₄ (µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)		-----	
	A	-48,99 A	-21,90 A	11,24 A	-17,67 A	48,76 A	4,96 B	-12,08 A
	P	-43,56 A	-20,72 A	1,87 A	-10,15 A	45,70 A	57,40 A	24,32 A
ARS								
	0	-44,05 a	-31,58 a	12,40 a	-15,64 a	63,88 a	17,25 a	-20,37 a
	100	-50,07 a	-25,87 a	1,29 a	-11,30 a	54,14 a	22,22 a	61,46 a
	200	-44,45 a	-6,77 a	16,25 a	-2,08 a	35,41 a	18,68 a	-2,95 a
	300	-46,53 a	-21,02 a	-3,71 a	-26,61 a	35,50 a	66,56 a	-13,66 a
		<i>p-value</i>						
AD		0,437 ^{ns}	0,570 ^{ns}	0,343 ^{ns}	0,619 ^{ns}	0,823 ^{ns}	0,017*	0,197 ^{ns}
ARS		0,498 ^{ns}	0,483 ^{ns}	0,439 ^{ns}	0,706 ^{ns}	0,374 ^{ns}	0,257 ^{ns}	0,126 ^{ns}
AD*ARS		0,020*	0,407 ^{ns}	0,577 ^{ns}	0,808 ^{ns}	0,987 ^{ns}	0,532 ^{ns}	0,319 ^{ns}

Notas:

^{ns} = não significativo a 5% de significância;

* = significativo a 5% de significância;

[¶] = médias seguidas de letras maiúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator fertilizante mineral (AD);

[§] = médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator água residuária da suinocultura (ARS);

[†] = A, ausência de AD; P, presença de AD; 0, 0 m³ de ARS; 100, 100 m³ de ARS; 200, 200 m³ de ARS; 300, 300 m³ de ARS.

O efluxo de CH₄ ocorre devido à degradação de compostos de carbono disponíveis pelas bactérias metanogênicas em ambientes com baixo potencial oxiredutor. O contrário é o influxo de CH₄, realizado por bactérias metanotróficas em ambiente com boa oxigenação e utilizam o CH₄ como fonte energética para a manutenção celular e reprodução (CONRAD, 1996; HÜTSCH, 2001; LE MER; ROGER, 2001).

Diversos estudos relatam alta taxa de emissão de CH₄ nos primeiros DAA de ARS. Rochette e Côté (1999) observaram fluxos de 83,16 até 1371,00 µg CH₄ m⁻² h⁻¹ em solo siltoso com aplicação de 60 e 120 m³ ha⁻¹ de ARS por 19 anos consecutivos, equivalentes a 126 e 252 kg N ha⁻¹. Sherlock *et al.* (2002) relatam fluxos de 39,33 g C-CH₄ m⁻² h⁻¹ até ¼ DAA de ARS em solo de pastagem, reduzindo posteriormente para 10,0 g C-CH₄ m⁻² h⁻¹, não havendo consumo de CH₄ durante 12 dias. Segundo os autores citados, este fluxo acentuado logo após a aplicação de ARS é devido à grande quantidade de CH₄ dissolvido nos dejetos e não por possíveis transformações bioquímicas do C no solo.

Tabela 5 Desdobramento da interação significativa em D1 para fluxo médio de metano em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja

ARS	AD	
	A	P
	C-CH ₄ (µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	
0	-42,31 abA	45,79 aA
100	-76,46 bB	-23,69 aA
200	-19,69 aA	-69,20 aB
300	-57,50 abA	-35,57 aA
<i>p-value</i>		
AD		0,437 ^{ns}
ARS		0,498 ^{ns}
AD*ARS		0,020*

Notas:

^{ns} = não significativo a 5% de significância;

* = significativo a 5% de significância;

[¶] = médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o desdobramento do fator água residuária da suinocultura (ARS) dentro do fator fertilizante mineral (AD);

^s = médias seguidas de letras maiúsculas iguais na linha não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o desdobramento do fator AD dentro do fator ARS;

[†] = A, ausência de AD; P, presença de AD; 0 0 m³ de ARS; 100, 100 m³ de ARS; 200, 200 m³ de ARS; 300, 300 m³ de ARS.

A alta taxa do influxo de CH₄ no solo, registrada logo após a aplicação de ARS (D1 e D3) (Tabela 4) contraria o que preconiza a literatura. Tal fato é devido à presença de N amoniacal, um forte inibidor da oxidação microbiana do CH₄ (CONRAD, 1996; HÜTSCH; RUSSEL; MENGEL, 1996; HÜTSCH, 2001; LE MER; ROGER, 2001). Embora as medições dos fluxos de CH₄ tenham começado somente um dia após a aplicação de ARS, houve tempo suficiente para que a totalidade do CH₄ dissolvido na ARS fosse emitida (ROCHETTE; CÔTÉ, 1999).

Modificações no efluxo ou influxo de CH₄ derivam da combinação de fatores relacionados ao solo, incluindo insumos nitrogenados, pH, umidade, espessura de material vegetal adicionado à superfície e estratificação da absorção de CH₄ (ADAMSEN; KING, 1993).

Bactérias metanotróficas e quimioautotróficas oxidantes de NH₃ são muito similares na forma em que oxidam CH₄ e NH₃, respectivamente (HANSON; HANSON, 1996). O íon NH₄⁺ compete com o CH₄ pela enzima monoxigenase (HOLMES *et al.*, 1995), por isso é responsável por inibir o metabolismo metanotrófico nos solos. A enzima presente nas oxidadoras de CH₄, comumente encontradas em solos não inundados, possuem baixa afinidade por substrato e, na presença de NH₄⁺ passam a oxidá-lo (HIGGINS *et al.*, 1981; BEDÁRD; KNOWLES, 1989; HOLMES *et al.*, 1995). Entretanto a taxa de oxidação de NH₄⁺

pelas metanotróficas é duas vezes menor do que a apresentada pelas nitrificantes quimioautotróficas.

Altas taxas de nitrificação ou de volatilização da NH_3 diminuem o tempo de residência do N amoniacal na solução do solo, atenuando o efeito inibitório do NH_4^+ sobre as bactérias metanotróficas (CONRAD, 1996). Observou-se alta taxa de efluxo de N_2O nos primeiros DAA (Tabela 6), sendo necessária a rápida ocorrência de nitrificação e, posteriormente, desnitrificação. A aplicação regular de N em solos agricultáveis pode resultar em aumento da população de microrganismos nitrificantes (CHAN; PARKIN, 2001), gerando respostas metabólicas rápidas após a adição do substrato. Aplicações sucessivas de N foram realizadas na área experimental deste estudo por cinco anos consecutivos, compreendendo 150, 300 e 450 kg N ha^{-1} ano^{-1} nos tratamentos com aplicações de 100, 200 e 300 m^3 ha^{-1} de ARS que, na sua maioria, se encontra na forma amoniacal.

Segundo Schimel e Gulledge (1998), a inexistência de um padrão de restrição ao consumo de CH_4 no solo, devido à presença de NH_4^+ , está relacionada à presença de comunidades metanotróficas distintas em cada local de estudo, esta variabilidade pode desencadear três níveis de inibição. A inibição do influxo pode ser imediata, ocorrendo em horas ou dias após a aplicação de N amoniacal, podendo ser gradual, ou mesmo, nunca existir tal inibição. No presente estudo, não houve restrição a oxidação de CH_4 imediatamente após a aplicação de ARS com alto conteúdo nitrogenado (Tabela 4).

DeVisscher, Boeckx e Cleemput (1998), utilizando modelagem cinética para a oxidação de CH_4 e NH_4^+ , assumiram que a inibição do consumo de CH_4 devido à presença de N amoniacal não segue padrão linear. Fato que se acentua quando ocorre também padrão não linear na sorção de NH_4^+ pela matriz do solo.

Solos argilosos demonstram maior habilidade em sorver íons NH_4^+ , devido a sua maior capacidade de troca catiônica (CTC) (MOSIER *et al.*, 1991; DEVISSCHER; BOECKX; CLEEMPUT, 1998), dificultando a inibição. Outro fenômeno que pode ocorrer é a fixação do NH_4^+ na matriz mineral do solo ou mesmo em coloides orgânicos, tornando-o não trocável pelos métodos comuns de troca catiônica, impossibilitando sua disponibilidade aos microrganismos. O solo utilizado no presente estudo possui CTC com valores médios de 120,0 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, valor considerado alto, além de pH próximo à neutralidade (6,77).

Outro fator a se considerar é o conteúdo de matéria seca (MS) presente na ARS, que foi muito baixa (0,35%). Águas residuárias com baixo conteúdo de MS infiltram facilmente no solo, permitindo trocas gasosas entre o espaço de poros do solo e a atmosfera externa e, conseqüentemente, a oxidação do CH_4 (CONRAD, 1996). O alto conteúdo de sólidos contribui para o selamento superficial do solo, criando condições anaeróbias propícias ao desenvolvimento da metanogênese (CHADWICK; PAIN; BROOKMAN, 2000), além de contribuir com maior quantidade de compostos de C a serem decompostos.

A estratificação da atividade metanotrófica ao longo do perfil do solo é demonstrada por Adamsen e King (1993), sendo inversamente proporcional à distribuição da concentração de NH_4^+ no perfil. Os microrganismos oxidantes de CH_4 prevaleceram em camadas mais profundas no perfil, em torno de 0,07-0,09 m, e a maior concentração de íons NH_4^+ foi descrita de 0,0-0,03 m. Dunfield e Knowles (1995) obtiveram resultados semelhantes em um solo turfoso, e assumiram que o efeito da fertilização não inibe a atividade metanotrófica, quando concentrada no subsolo, e que a NH_3 seja volatilizada, imobilizada ou oxidada a NO_3^- rapidamente nas camadas superficiais do solo. Quando manejados corretamente, solos latossólicos apresentam elevada estabilidade de agregados e, portanto, boa porosidade, permitindo que condições de aerobiose sejam estabelecidas mesmo em camadas mais profundas, propiciando ambiente favorável ao desenvolvimento de microrganismos metanotróficos, o que provavelmente ocorreu no presente estudo.

O efluxo de CH_4 ao final do experimento, D125 e D128, se deve principalmente a presença de material carbonáceo facilmente degradável, como os restos vegetais da soja. Adamsen e King (1993) encontraram fluxos de CH_4 na superfície do solo e atribuíram tal fato ao consumo de serrapilheira. Ressalta-se também que a adição de frações frescas de material orgânico ao solo causa aumento da atividade microbiana e gera microsítios anaeróbios, propícios ao crescimento de metanogênicas.

A presença de água no solo, além de influenciar a atividade microbiana, dificulta as trocas gasosas na interface solo/atmosfera e, ainda, afeta o potencial oxiredutor (CONRAD, 1996; HÜTSCH, 2001; LE MER; ROGER, 2001). Especificamente para CH_4 , deve-se considerar também a sua capacidade de difusão diminuída 10^4 vezes em água (ROCHETTE; CÔTÉ, 2000). Por outro lado, a restrição da umidade acarreta diminuição do potencial de diluição dos sais no solo, podendo causar estresse osmótico. A presença de grande quantidade de sais contida nas parcelas com aplicação de ARS não demonstrou potencial inibitório à oxidação do CH_4 , no presente estudo.

As taxas de influxo de CH_4 foram inversamente proporcionais a umidade do solo na faixa de 20 a 50% e, quando saturados, houve redução maior que 90% na atividade metanotrófica em estudo realizado por Adamsen e King (1993). Os autores também encontraram inibição total da oxidação do CH_4 em precipitações de 19 mm, 50% de inibição em precipitações de 13 mm e nenhuma inibição quando a malha d'água perfazia 6 mm em solos sob floresta subártica e tundra.

No presente estudo não houve inibição da metanotrofia logo após a ocorrência de precipitações de 9 mm (D2) e 5,5 mm (D13), porém na amostragem em D12, em que ocorreu precipitação de 5 mm, houve inibição do influxo e alguns tratamentos passaram a emitir CH_4 . A maior precipitação (41,2 mm), ocorrida em D18, provavelmente tornou o ambiente anóxico, facilitando a atividade de bactérias metanogênicas, pois foram registrados fluxos de CH_4 em D19 entre 30,41 e 65,77 $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

5.1.3 N₂O

Os fluxos médios diários de N₂O nos tratamentos foram influenciados pelo fator ARS na maioria dos dias avaliados, não diferindo estatisticamente somente para os dias D125 e D128 (Tabela 6). Houve diferença significativa entre os tratamentos para o fator AD nos dias D12 e D19, em que a presença de AD resultou em fluxos maiores que na sua ausência.

Tabela 6 Fluxo médio de óxido nitroso em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura, na ausência ou presença de fertilizante mineral, sob plantio de soja

		Dias após aplicação ^{†§}						
Fator	Nível [†]	D1	D3	D12	D14	D19	D125	D128
AD		-----			N-N ₂ O (µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)		-----	
	A	253,80 A	173,26 A	18,54 B	0,02 A	8,56 B	76,02 A	45,95 A
	P	206,11 A	136,72 A	142,28 A	21,32 A	33,43 A	85,87 A	58,33 A
ARS								
	0	10,33 c	11,37 c	-5,22 c	-9,62 b	2,43 c	42,30 a	49,79 a
	100	117,91 b	97,75 b	15,54 b	-6,19 b	10,43 bc	89,53 a	49,81 a
	200	216,51 b	149,37 ab	47,07 ab	11,92 ab	19,75 ab	74,45 a	53,06 a
	300	575,07 a	361,46 a	264,24 a	46,58 a	51,37 a	117,51 a	55,92 a
		<i>p-value</i>						
AD		0,821 ^{ns}	0,479 ^{ns}	0,008*	0,076 ^{ns}	0,003*	0,548 ^{ns}	0,375 ^{ns}
ARS		0,000*	0,000*	0,000*	0,006*	0,001*	0,602 ^{ns}	0,209 ^{ns}
AD*ARS		0,191 ^{ns}	0,251 ^{ns}	0,261 ^{ns}	0,946 ^{ns}	0,433 ^{ns}	0,808 ^{ns}	0,731 ^{ns}

Notas:

^{ns} = não significativo a 5% de significância;

* = significativo a 5% de significância;

[†] = médias seguidas de letras maiúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator fertilizante mineral (AD);

[§] = médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator água residuária da suinocultura (ARS);

[†] = A, ausência de AD; P, presença de AD; 0, 0 m³ de ARS; 100, 100 m³ de ARS; 200, 200 m³ de ARS; 300, 300 m³ de ARS

Considerando o fator ARS, observa-se que os valores dos efluxos de N₂O foram superiores nos tratamentos com 300 m³ ha⁻¹ em todo o experimento, ao contrário dos tratamentos em que não houve aplicação de ARS (0 m³ ha⁻¹), nos quais os efluxos se mantiveram como os mais baixos. Os tratamentos que receberam aplicação de 100 e 200 m³ ha⁻¹ exibem emissão intermediária, sendo que 100A e 100P não diferiram estatisticamente de 0A e 0P em D14 e de 200A e 200P em D1.

Em um estudo desenvolvido no estado do Rio Grande do Sul, Giacomini *et al.* (2006), após aplicarem 60 m³ de dejetos líquido de suíno (154 kg N ha⁻¹) em solo agrícola, encontraram fluxos de 7,3 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹ no terceiro DAA, concentração bem menor que a encontrada neste estudo na dose de 300 m³ ha⁻¹ (361,46 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹), equivalente a 156 kg N ha⁻¹.

O efluxo de N₂O nas parcelas sem aplicação de ARS manteve-se mais baixo do que nas parcelas com aplicação de ARS em 4 das 7 avaliações (D1, D3, D12 e D19), e houve influxo deste gás em duas avaliações (D12 e D14). Para Wrage *et al.* (2004), a heterogeneidade espacial e fluxos muito próximos ao limite de detecção do método cromatográfico são responsáveis pelo aparecimento de influxos. Aparentemente a heterogeneidade espacial foi a causa da variabilidade neste estudo, visto que a curva de calibração do cromatógrafo gasoso apresentou alto coeficiente de correlação ($r^2 = 0,998$) na faixa de concentração avaliada.

Quando o N disponível na solução do solo é o fator limitante para a desnitrificação, o N₂O presente na atmosfera é utilizado como aceptor final de elétrons, sendo reduzido a N₂ pelas bactérias desnitrificantes (CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2007). Tal fato, provavelmente, ocorreu porque os influxos foram registrados com maior frequência nas parcelas que não receberam nenhum tipo de fertilização nitrogenada (0A e 0P) em dias com eventos de precipitação.

A aplicação de ARS em solo agrícola parece estimular rapidamente a população nitrificante. Solos bem aerados e drenados que sofrem aplicações sucessivas de grande quantidade de NH₄⁺ possuem alta taxa de nitrificação (LÓPEZ-HERNÁNDEZ *et al.*, 2007), como é o caso do Latossolo Vermelho utilizado neste estudo. Além disso, Morita e Jones (1984) provaram a sobrevivência da população de bactérias nitrificantes por até 24 semanas, quando privada de suprimento nitrogenado. Portanto, o intervalo médio entre as aplicações de ARS na área experimental, 12 a 14 semanas, parece não interferir na atividade nitrificante, visto que os maiores efluxos de N₂O foram registrados em D1 (Tabela 5).

As duas vias de formação de N₂O comumente encontradas no solo são a nitrificação e a desnitrificação. O N₂O é produzido na nitrificação autotrófica como subproduto da oxidação da NH₃ e na desnitrificação heterotrófica como produto intermediário obrigatório no processo de redução do NO₃⁻ a N₂ (WRAGE *et al.*, 2001). Solos argilosos com boa drenagem e com quantidade adequada de matéria orgânica são passíveis de reter umidade sem que a capacidade de campo seja ultrapassada. Tal fato possibilita que ambos os processos de nitrificação e desnitrificação ocorram no horizonte superficial. A nitrificação torna-se a principal via metabólica na superfície dos agregados e a desnitrificação no interior dos agregados do solo (SEY *et al.*, 2008).

Não é possível prever qual foi a via utilizada para a formação de N_2O , visto que a metodologia no presente estudo não foi a comumente utilizada (WRAGE *et al.*, 2001; WRAGE *et al.*, 2004) para inferir tal afirmativa. Contudo, vários autores atribuem a desnitrificação às altas taxas de efluxo de N_2O no período imediato a aplicação de águas residuárias com alto conteúdo de N (CHADWICK; PAIN; BROOKMAN, 2000; ROCHETTE *et al.*, 2000; BARTON; SCHIPPER, 2001; GIACOMINI, 2005).

A adição de compostos de C e N ao solo por meio da ARS, além da umidade, promoveu incremento imediato do efluxo de N_2O em D1, sendo também reportado em diversos trabalhos (CHADWICK; PAIN; BROOKMAN, 2000; ROCHETTE *et al.*, 2000; BARTON; SCHIPPER, 2001; GIACOMINI, 2005; JARECKI *et al.*, 2009). O C disponível presente na ARS aumenta diretamente a taxa de desnitrificação no solo por prover fonte de C orgânico aos microrganismos desnitrificantes, e indiretamente aumenta as taxas respiratórias, diminuindo a concentração de O_2 no solo (CHADWICK; PAIN; BROOKMAN, 2000; ROCHETTE *et al.*, 2000; BARTON; SCHIPPER, 2001; SHERLOCK *et al.*, 2002; CANNAVO; RICHAUME; LAFOLIE, 2004; GIACOMINI, 2005).

A umidade é uma variável muito importante para a compreensão dos fluxos de N_2O em solo. Frequentemente o efluxo de N_2O em solos agrícolas está associado a eventos de precipitação e irrigação, quando as concentrações de N, principalmente NO_3^- , não são limitantes (MAAG; VINTHER, 1999; WILLIAMS; JARVIS; DIXON, 1998; ROCHETTE *et al.*, 2000; SHERLOCK *et al.*, 2002; SMITH *et al.*, 2003; MCSWINEY; ROBERTSON, 2005; MEIJIDE *et al.*, 2007; SEY *et al.*, 2008; STEPNIEWSKI; STEPNIEWSKA, 2009). A faixa de umidade gravimétrica nos estudos reportados varia entre 40 e 80 $dm^3 dm^{-3}$.

Aparentemente, ao aplicar ARS ocorreu incremento sutil na umidade do solo permitindo que houvesse água suficiente para o transporte de NH_4^+ para as bactérias nitrificantes, enquanto que no interior dos microagregados a anaerobiose foi favorecida, permitindo o desenvolvimento do metabolismo desnitrificante. Vale ressaltar que o efluxo de N_2O ocorre devido à interação de diversas variáveis que culminam na disponibilidade de NO_3^- , sítios anaeróbios no solo e difusão do gás para fora dos poros do solo.

Ocorreram precipitações em D2 (10 mm), D12 (5 mm), D13 (6 mm), D18 (41 mm), D125 (4 mm) e D128 (8 mm), resultando em umidade média do solo entre 32 e 53 $dm^3 dm^{-3}$. A alta precipitação em D18 provavelmente lixiviou o NO_3^- presente no solo, não podendo ser observado efluxo maior que em D1 e D3. Mesmo que tenha ocorrido produção de N_2O nas camadas mais profundas, a estratificação da umidade, O_2 e NO_3^- presentes no perfil do solo permitem que o N_2O seja reduzido a N_2 antes de chegar à superfície (STEPNIEWSKI; STEPNIEWSKA, 2009).

A qualidade do material orgânico presente no solo também influencia as trocas gasosas nitrogenadas. Huang *et al.* (2004) observaram que a relação C/N dos resíduos

culturais exerce influência nas emissões nitrogenadas, pois o efluxo cumulativo de N_2O correlacionou-se negativamente com a relação C/N.

Efluxos de N_2O em solos sob cultivo de soja descritos na literatura variam entre 25 e $5.516 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Os maiores valores são atribuídos a períodos com alto conteúdo de C e N no solo, decomposição dos restos culturais, e os menores valores atribuídos ao período de desenvolvimento da cultura (ROCHETTE *et al.*, 2004; YANG; CAI, 2005; PARKIN; KASPAR, 2006; WAGNER-RIDDLE *et al.*, 2007; CIAMPITTI; CIARLO; CONTI, 2008).

Percebe-se que os valores dos efluxos de N_2O (Tabela 6) ao final do experimento não diferiram estatisticamente entre os tratamentos, provavelmente devido à fase inicial da decomposição da biomassa de soja.

5.1.4 C-equivalente

O fator ARS ocasionou diferença significativa entre os tratamentos para o C-equivalente referente ao fluxo inicial de N_2O no ciclo da soja (Tabela 7). Os tratamentos que não sofreram aplicação de ARS (0A e 0P) foram os que emitiram menor quantidade em C-equivalente, seguidos dos tratamentos com aplicações de 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS, que não diferiram entre si. Os tratamentos que receberam a maior quantidade de ARS aplicada (300A e 300P) foram os que mais emitiram C-equivalente.

Tabela 7 Conversão dos fluxos de óxido nitroso e metano em carbono equivalente

Conversões dos fluxos de óxido nítrico e metano em carbons equivalentes								
Fator	Nível	N-N ₂ O ^{1§}			C-CH ₄ ^{1§}			Total ^{1§}
		Início	Final	Média	Início	Final	Média	
----- C-equivalente (kg C ha ⁻¹ ciclo ⁻¹) -----								
AD	A	832,13 A	237,67 A	534,90 A	-9,11 A	-0,91 B	-5,01 B	529,89 A
	P	668,01 A	280,99 A	474,50 A	-8,26 A	10,50 A	1,12 A	475,62 A
ARS	0	42,28 c	179,45 a	110,86 c	-9,72 a	-0,40 a	-5,06 a	105,81 c
	100	420,22 b	271,50 a	345,86 b	-9,76 a	10,75 a	0,50 a	346,36 b
	200	712,92 b	248,45 a	480,68 b	-6,58 a	2,02 a	-2,28 a	478,40 b
	300	1824,86 a	337,92 a	1081,39 a	-8,68 a	6,80 a	-0,94 a	1080,45 a
p-value								
AD		0,967 ^{ns}	0,479 ^{ns}	0,514 ^{ns}	0,526 ^{ns}	0,021*	0,031*	0,468 ^{ns}
ARS		0,000*	0,344 ^{ns}	0,000*	0,670 ^{ns}	0,365 ^{ns}	0,489 ^{ns}	0,000*
AD*ARS		0,078 ^{ns}	0,748 ^{ns}	0,047*	0,526 ^{ns}	0,309 ^{ns}	0,260 ^{ns}	0,045*

Notas:

^{ns} = não significativo a 5% de significância;

* = significativo a 5% de significância;

- [¶] = médias seguidas de letras maiúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator fertilizante mineral (AD);
- ^s = médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o fator água residuária da suinocultura (ARS);
- [†] = A ausência de AD, P presença de AD, 0 0 m³ de ARS, 100 100 m³ de ARS, 200 200 m³ de ARS, 300 300 m³ de ARS.

Não houve diferença significativa entre os tratamentos para o C-equivalente referente ao fluxo final de N₂O no ciclo da soja.

Quanto aos fluxos de CH₄, não houve diferença estatística para o C-equivalente referente ao fluxo inicial no ciclo da soja. A emissão em C-equivalente foi significativamente diferente entre os tratamentos para o período final do ciclo da soja e média geral. Os tratamentos com ausência de AD obtiveram emissão em C-equivalente inferior aos tratamentos com presença de AD.

Tabela 8 Desdobramento da interação significativa da média dos fluxos de óxido nitroso e do total emitido em carbono equivalente

ARS	N-N ₂ O Média		Total	
	AD			
	A	P	A	P
	----- C-equivalente (kg C ha ⁻¹ ciclo ⁻¹) -----			
0	73,41 cA	148,32 bA	65,61 cA	146,00 bA
100	248,85 bcB	442,88 aA	242,96 bcB	449,76 aA
200	503,48 bA	457,88 aA	502,33 bA	454,47 aA
300	1313,86 aA	848,92 aA	1308,65 aA	852,25 aA
<i>p-value</i>				
AD		0,514 ^{ns}		0,468 ^{ns}
ARS		0,000*		0,000*
AD*ARS		0,047*		0,045*
AD*ARS		0,047*		0,045*

Notas:

^{ns} = não significativo a 5% de significância;

* = significativo a 5% de significância;

[¶] = médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o desdobramento do fator água residuária da suinocultura (ARS) dentro do fator fertilizante mineral (AD);

^s = médias seguidas de letras maiúsculas iguais na linha não diferem ao teste Tukey a 5% de significância para o desdobramento do fator AD dentro do fator ARS;

[†] = A, ausência de AD; P, presença de AD; 0, 0 m³ de ARS; 100, 100 m³ de ARS; 200, 200 m³ de ARS; 300, 300 m³ de ARS.

Desdobrando a interação ARS dentro de AD para o C-equivalente referente ao fluxo médio de N₂O no ciclo da soja (Tabela 8), na ausência de AD as emissões em C-equivalente agrupam-se em ordem crescente para os tratamentos 0A, 100A, 200A e 300A, todos diferindo estatisticamente entre si. Na presença de AD, o fluxo médio de N₂O em C-equivalente foi menor para o tratamento 0P, e os demais tratamentos não diferiram estatisticamente entre si. Para o desdobramento AD dentro de ARS houve diferença

significativa somente entre os tratamentos com aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em que o C-equivalente referente à presença de AD foi maior que na ausência.

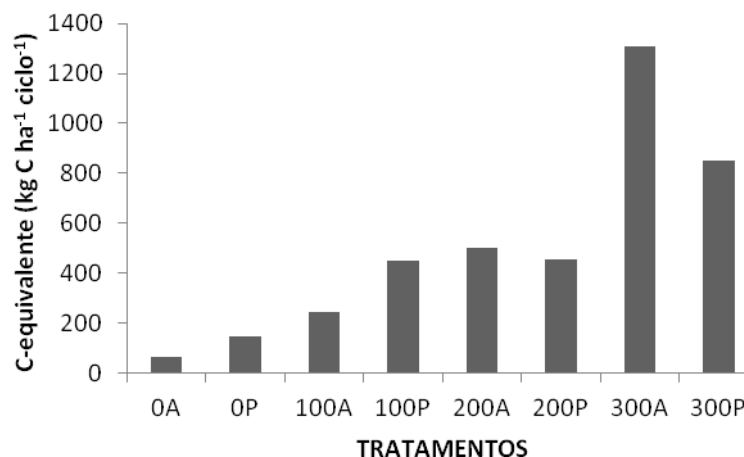


Figura 6 Emissão média de carbono equivalente no ciclo da soja em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura (ARS), na ausência ou presença de fertilizante mineral (AD); 0A 0 m³ de ARS e ausência de AD, 0P 0 m³ de ARS e presença de AD, 100A 100 m³ de ARS e ausência de AD, 100P 100 m³ de ARS e presença de AD, 200A 200 m³ de ARS e ausência de AD, 200P 200 m³ de ARS e presença de AD, 300A 300 m³ de ARS e ausência de AD, 300P 300 m³ de ARS e presença de AD.

A emissão total em C-equivalente (Figura 6) consistiu na soma das médias para os fluxos dos gases N₂O e CH₄. O resultado do teste de médias para a interação entre AD e ARS para o C-equivalente referente ao total no ciclo da soja foi o mesmo que para o C-equivalente do fluxo médio de N₂O, em que desdobrando a interação ARS dentro de AD, na ausência de AD as emissões em C-equivalente agrupam-se em ordem crescente para os tratamentos 0A, 100A, 200A e 300A, todos diferindo estatisticamente entre si. Na presença de AD, o fluxo médio de N₂O em C-equivalente foi menor para o tratamento 0P, e os demais tratamentos não diferiram estatisticamente entre si. Para o desdobramento AD dentro de ARS houve diferença significativa somente entre os tratamentos com aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em que o C-equivalente na presença de AD foi maior que na ausência.

5.2 Emissão de CO₂: método da câmara alcalina

Não houve diferença para o efluxo de CO₂ capturado em método alcalino, expresso em C-acumulado, durante os 128 DAA (Figura 7). A emissão foi de 3,83 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 0A, 3,92 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 0P, 4,05 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 100A, 3,80 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 100P, 3,95 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 200A, 3,97 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 200P, 4,27 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 300A e 3,93 Mg C-CO₂ ha⁻¹ em 300P.

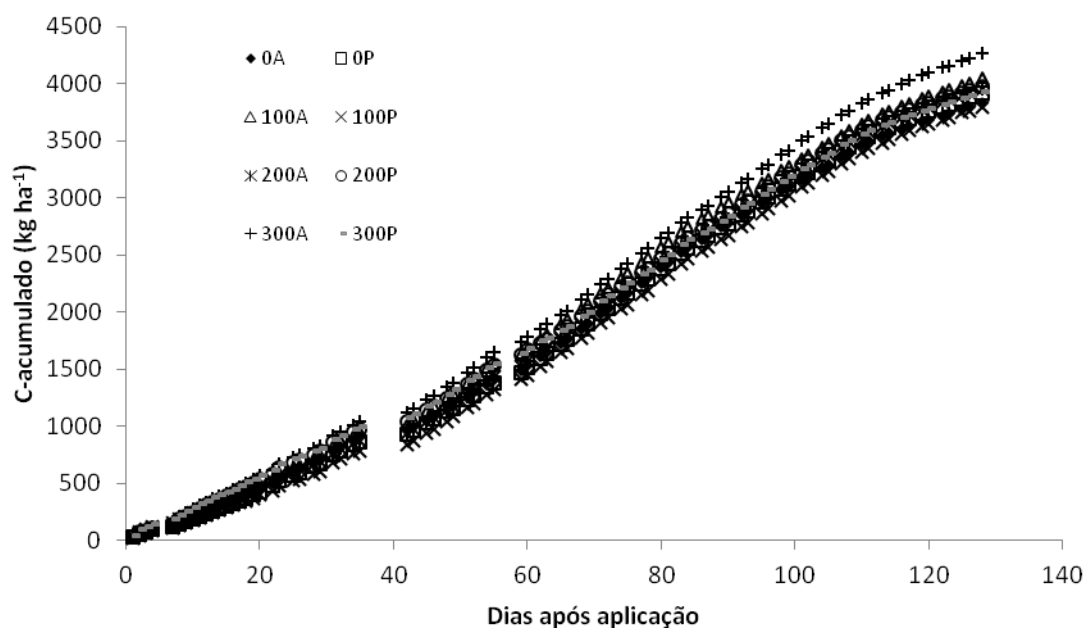


Figura 7 Emissão acumulada de C-CO₂ no ciclo da soja em Latossolo Vermelho com aplicação de água residuária da suinocultura (ARS), na ausência ou presença de fertilizante mineral (AD); 0A 0 m³ de ARS e ausência de AD, 0P 0 m³ de ARS e presença de AD, 100A 100 m³ de ARS e ausência de AD, 100P 100 m³ de ARS e presença de AD, 200A 200 m³ de ARS e ausência de AD, 200P 200 m³ de ARS e presença de AD, 300A 300 m³ de ARS e ausência de AD, 300P 300 m³ de ARS e presença de AD.

A utilização de 100 m³ ha⁻¹ de ARS aumentou o efluxo em 50 kg C-CO₂ ha⁻¹ ciclo⁻¹, quando comparado com o efluxo dos tratamentos sem aplicação de ARS (0A e 0P). Para a aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS houve aumento no efluxo total em 80 kg C-CO₂ ha⁻¹ ciclo⁻¹, quando aplicados 300 m² ha⁻¹ o aumento foi de 220 kg C-CO₂ ha⁻¹ ciclo⁻¹. Este aumento provavelmente é devido à mineralização do COT introduzido com a ARS (Tabela 2) e, em alguma extensão, como nos tratamentos com 300 m³ ha⁻¹ de ARS, à mineralização do C do solo (Tabela 1). Tais resultados partem da suposição de que os tratamentos sem a aplicação de ARS (0A e 0P) exibem a taxa mínima de mineralização do C adicionado com a palha e presente no solo.

A inexistência de diferença significativa nas taxas de decomposição entre os tratamentos pode ter sido causada pelo alto conteúdo de água presente na ARS. Quando comparado com dejetos sólidos, as águas residuárias permitem percolação da água no perfil do solo, levando o N solúvel para horizontes mais profundos. Em áreas sob plantio direto, a zona ativa de decomposição dos resíduos culturais está restrita àquela camada em que a palha está em contato com a superfície do solo (ABIVEM; RECOUS, 2007). Portanto, se o N deixar esta zona de contato, a velocidade de decomposição do material vegetal adicionado ao sistema não se alterará (GIACOMINI, 2005).

5.3 Correlação entre métodos de captura de CO₂

Não foi verificada correlação entre os métodos cromatográfico e alcalino para determinação do efluxo de CO₂ na interface solo/atmosfera, conforme se pode visualizar na Figura 8.

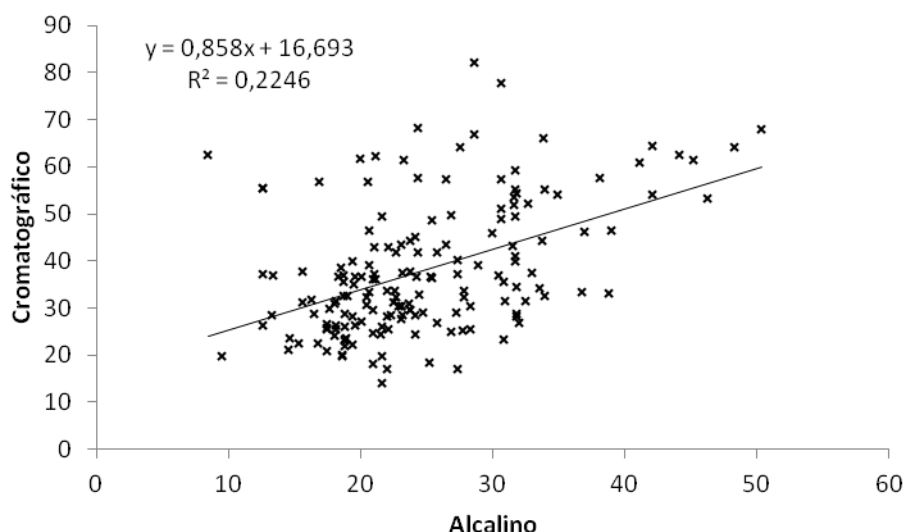


Figura 8 Correlação entre os métodos cromatográfico e alcalino para quantificação do efluxo médio diário de CO₂ (mg C-CO₂ ha⁻¹ d⁻¹).

Nota: Os dados representam os efluxos médios diários de CO₂ dos tratamentos nos sete dias amostrados após a aplicação de água residuária (n = 168).

As diferenças foram em média de 40% maiores para o método cromatográfico do que para o método alcalino. A maior variação entre os métodos ocorreu no tratamento 100P que foi subestimado em 44,7% em relação ao método cromatográfico; a menor variação foi registrada em 0A, com efluxo de CO₂ apenas 10,6% menor no método alcalino. Em D19 ocorreu a maior diferença entre os dias amostrados, com 47,3% de variação. Tal fato, provavelmente, é devido à precipitação pluviométrica ocorrida no dia anterior (Figura 3), visto que a câmara cromatográfica captura os gases em um curto período de tempo e a câmara alcalina fica exposta às intempéries.

No dia da chuva intensa (41,6 mm) em D18, a câmara alcalina estava em processo de captura. Com o encharcamento do solo, os poros ficam preenchidos por água, dificultando as trocas gasosas. Em D19, já teria ocorrido a drenagem da água no solo, permitindo o restabelecimento das trocas gasosas.

O método da captura de CO₂ em solução alcalina é o mais barato e antigo dos métodos, utilizado desde 1927 (JENSEN *et al.*, 1996). Porém, muitos fatores podem levar a superestimar ou subestimar a quantidade real de CO₂ emitida pelo solo. Entre estes fatores

estão a eficiência inadequada da solução alcalina, a depleção do oxigênio na atmosfera da câmara e do solo, a falta de turbulência no ar e modificações nos regimes de temperatura e umidade durante a incubação (ROCHETTE *et al.*, 1997).

Considerando-se que o método da câmara estática enclausura a atmosfera interna da câmara por somente 0,5 horas, presume-se que as modificações ocorridas internamente são pequenas quando comparadas com as modificações passíveis em 24 horas, como é o caso das câmaras de captura alcalina.

Quanto ao método de determinação, a cromatografia provou ser um método confiável, visto que o coeficiente de determinação do aparelho foi alto ($r^2 = 0,998$), em todas as concentração dos diferentes padrões utilizados.

5.4 Correlação entre parâmetros do solo e GEE

A fim de possibilitar a execução das correlações com um número de pares de dados confiável, optou-se por utilizar juntamente os dados de solo e da emissão de GEE coletados no início e no final do ciclo da soja.

Houve correlação negativa (Tabela 9) entre os parâmetros COT e NH_4^+ no tratamento 0A, porém no tratamento 100A esta correlação demonstrou ser positiva. No caso da ausência de ARS, tratamento 0A, a correlação foi negativa devido à pequena quantidade de N existente no solo, visto que neste tratamento nunca foi adicionado N via fertilização exógena, somente pela fixação biológica do nitrogênio quando a cultura envolvida era leguminosa. No tratamento 100A esta correlação foi, provavelmente, influenciada pela ARS, que adicionou o íon NH_4^+ ao solo, possibilitando a correlação positiva.

O íon NH_4^+ também se correlacionou negativamente com o fluxo de CH_4 em 200A, concordando com Conrad (1996), Hütsch, Russel e Mengel (1996), Hütsch (2001) e Le Mer e Roger (2001).

A CE correlacionou-se positivamente com a umidade nos tratamentos 200A e 300A. Quanto maior a taxa de ARS aplicada, maior é a umidade e a quantidade de sais, portanto maior a CE. Ainda ao analisar a CE, observam-se fortes correlações positivas com o fluxo de CO_2 em 100A e 200A e com o fluxo de N_2O em 200A e 300A, e forte correlação negativa com o fluxo de CH_4 em 100A. O estabelecimento de correlação positiva entre CE e os gases CO_2 e N_2O pode ter ocorrido devido à mudança discreta na faixa de CE, não sendo observadas mudanças bruscas na concentração dos sais no solo. Comumente a supressão dos fluxos de GEE é encontrada em uma faixa de CE superior à encontrada neste estudo (SETIA *et al.*, 2011). A correlação negativa entre CE e CH_4 , pode estar centralizada na influência da participação do íon NH_4^+ na CE do solo.

As correlações entre umidade e os GEE seguem, aproximadamente, o mesmo padrão supracitado, em que para CO_2 a correlação é positiva em 200A, para N_2O as correlações são positivas em 200A e 300A e para CH_4 , foi observada correlação negativa em 100A e 200A. A umidade correlacionando-se negativamente com o fluxo de CH_4 contraria Hütsch (2001) e Le Mer e Roger (2001), em que a anaerobiose estabelecida pela introdução de umidade contribui para o desenvolvimento da metanogênese e não da metanotrofia. Porém, certo índice de umidade é necessário para o bom funcionamento dos processos biológicos no solo. A umidade do solo no período avaliado situou-se entre 34 e 47%, não sendo restritiva à aerobiose.

O fluxo de N_2O correlacionou-se negativamente com o COT em 200A e 300A. Comumente o fluxo de N_2O necessita de fontes lábeis de C para fornecer energia aos microrganismos (CHADWICK; PAIN; BROOKMAN, 2000; ROCHETTE *et al.*, 2000; SHERLOCK *et al.*, 2002; CANNAVO; RICHAUME; LAFOLIE, 2004; GIACOMINI, 2005). O COT expressa a totalidade dos compostos orgânicos de C e pode conter maior quantidade de compostos recalcitrantes, porquanto a ARS utilizada foi proveniente de biodigestor.

Tabela 9 Correlação linear de Pearson entre os parâmetros do solo e os gases de efeito estufa, relacionados ao fator água residuária da suinocultura na ausência de fertilização mineral

	0A								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	-0,790								
CE	0,161	0,435							
COT	-0,374	0,429	0,215						
N-org	-0,442	-0,026	-0,589	0,456					
NH ₄ ⁺	0,319	-0,489	-0,513	-0,889*	-0,244				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	-0,277	-0,055	-0,154	0,198	0,620	-0,387			
C-CO ₂	0,716	-0,420	0,540	-0,388	-0,520	0,032	0,166		
C-CH ₄	-0,211	-0,121	-0,287	-0,503	0,014	0,250	0,569	0,195	
N-N ₂ O	-0,338	0,012	-0,655	-0,003	0,646	0,363	-0,053	-0,650	-0,242
	100A								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	-0,168								
CE	0,644	0,624							
COT	-0,304	-0,294	-0,363						
N-org	-0,314	-0,616	-0,735	0,667					
NH ₄ ⁺	-0,295	-0,369	-0,376	0,942*	0,545				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	0,159	-0,429	-0,042	0,475	0,074	0,719			
C-CO ₂	0,495	0,585	0,897*	0,011	-0,603	-0,027	0,140		
C-CH ₄	-0,845*	-0,138	-0,815*	0,215	0,437	0,142	-0,352	-0,659	
N-N ₂ O	0,342	-0,033	0,087	-0,832*	-0,266	-0,904*	-0,674	-0,227	0,007
	200A								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	-0,087								
CE	0,839*	0,347							
COT	-0,493	-0,519	-0,510						
N-org	-0,364	-0,265	-0,362	0,517					
NH ₄ ⁺	0,765	0,241	0,795	-0,487	0,123				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	-0,406	0,128	-0,559	0,116	0,105	-0,264			
C-CO ₂	0,892*	0,243	0,946*	-0,552	-0,606	0,649	-0,484		
C-CH ₄	-0,903*	0,106	-0,683	0,573	0,071	-0,864*	0,284	-0,670	
N-N ₂ O	0,819*	0,461	0,853*	-0,818*	-0,423	0,828*	-0,196	0,847*	-0,802
	300A								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	0,476								
CE	0,822*	0,508							
COT	-0,489	-0,345	-0,298						
N-org	0,186	0,351	0,116	0,575					
NH ₄ ⁺	-0,336	-0,765	-0,677	0,248	0,017				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	0,-635	-0,394	-0,812	-0,170	-0,321	0,542			
C-CO ₂	0,365	-0,269	0,666	0,056	-0,175	-0,197	-0,629		
C-CH ₄	-0,169	0,050	-0,625	-0,344	-0,021	0,495	0,782	-0,837*	
N-N ₂ O	0,891*	0,397	0,892*	-0,315	0,073	-0,531	-0,870*	0,555	-0,520

* Correlação significativa a 5% de significância.

No tratamento 100A foi encontrada correlação negativa entre NH_4^+ e N_2O . Tal fato é devido ao NH_4^+ ter oxidado a NO_3^- para que este seja reduzido a N_2O . Porém, no tratamento 200A a correlação entre estes dois parâmetros foi positiva, o que indica produção de N_2O como intermediário proveniente dos processos de nitrificação e/ou nitrificação desnitrificante (WRAGE *et al.*, 2001).

A respiração dos microrganismos do solo envolvidos no ciclo do N permite a existência de correlação positiva entre CO_2 e N_2O observada no tratamento 200A. Enquanto que a correlação negativa entre CO_2 e CH_4 observada em 300A é devido a processos metabólicos antagônicos que culminam na produção de ambos os gases, em condições distintas de oxigenação do solo.

Na Tabela 10 observam-se fortes correlações positivas entre umidade e o fluxo de CO_2 nos tratamentos em que foi adicionado fertilizante mineral. O N_2O correlacionou-se positivamente com a umidade em 200P, porém negativamente em 0P. A correlação negativa surgiu em 0P por ser um tratamento com carência de formas de N no solo. Em 0P também houve correlação negativa entre os parâmetros umidade e fluxo de CH_4 .

A adição de água ao solo pode causar o impedimento do processo de nitrificação no solo por restringir a oxigenação no espaço poroso. Inviabilizando a nitrificação não ocorre acúmulo de formas nítricas de N no solo, fato que pode ter originado a correlação negativa entre a umidade do solo e a concentração de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ em 100P e 200P.

Houve correlação positiva entre a umidade e a CE em 0P e 100P. O conteúdo de água influencia a CE do solo por influenciar a concentração dos sais dissolvidos na solução. A CE correlacionou-se positivamente com CO_2 em 0P e 200P visto que a CE encontrada no solo deste estudo está abaixo do limite capaz de causar estresse à microbiota (ADVIENTO-BORBE *et al.*, 2006), porém correlacionou-se negativamente com CH_4 e N_2O em 0P. A correlação negativa estabelecida entre CE e N_2O em 0P, provavelmente, ocorreu devido à escassez de NO_3^- .

O COT correlacionou-se positivamente com N-org e CH_4 em 100P. Houve acúmulo de material orgânico ao longo do ciclo da soja, que por ser leguminosa, proporciona o aumento dos teores de N-org juntamente ao COT. O CH_4 teve sua correlação positiva também pelo aumento de C disponível ao longo do ciclo da cultura.

Tabela 10 Correlação linear de Pearson entre os parâmetros do solo e os gases de efeito estufa, relacionados ao fator água residuária da suinocultura na presença de fertilização mineral

	0P								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	-0,670								
CE	0,950*	-0,760							
COT	0,584	-0,549	0,794						
N-org	-0,426	0,330	-0,631	-0,946					
NH ₄ ⁺	0,532	-0,829*	0,641	0,574	-0,422				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	-0,729	0,427	-0,640	-0,200	-0,069	-0,279			
C-CO ₂	0,989*	-0,601	0,955*	0,645	-0,505	0,511	-0,720		
C-CH ₄	-0,893*	0,684	-0,867*	-0,598	0,495	-0,770	0,510	-0,890*	
N-N ₂ O	-0,935*	0,716	-0,852*	-0,448	0,331	-0,621	0,549	-0,894*	0,936*
	100P								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	0,403								
CE	0,909*	0,632							
COT	-0,506	-0,219	-0,227						
N-org	-0,576	0,060	-0,249	0,912*					
NH ₄ ⁺	0,716	0,085	0,703	-0,230	-0,468				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	-0,846*	-0,477	-0,745	0,685	0,621	-0,614			
C-CO ₂	0,771	0,262	0,617	-0,757	-0,861*	0,761	-0,730		
C-CH ₄	-0,707	-0,602	-0,567	0,825*	0,674	-0,189	0,704	-0,697	
N-N ₂ O	0,419	0,526	0,456	-0,598	-0,539	0,594	-0,621	0,777	-0,501
	200P								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	0,035								
CE	0,656	-0,168							
COT	-0,069	-0,085	0,298						
N-org	-0,717	-0,126	-0,810	0,262					
NH ₄ ⁺	0,109	-0,544	0,640	0,788	-0,077				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	-0,816*	-0,294	-0,819*	-0,109	0,832*	-0,245			
C-CO ₂	0,938*	0,041	0,822*	0,080	-0,791	0,308	-0,943		
C-CH ₄	-0,560	0,587	-0,477	-0,436	0,085	-0,670	0,349	-0,584	
N-N ₂ O	0,887*	0,150	0,472	0,185	-0,405	0,164	-0,751	0,855*	-0,668
	300P								
	Umidade	pH	CE	COT	N-org	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	C-CO ₂	C-CH ₄
pH	-0,233								
CE	0,505	-0,497							
COT	0,242	-0,417	0,105						
N-org	-0,472	0,329	-0,732	0,222					
NH ₄ ⁺	0,179	-0,266	-0,242	0,266	-0,283				
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	-0,022	-0,847	0,519	-0,026	-0,574	0,246			
C-CO ₂	0,873*	-0,051	0,700	0,078	-0,705	0,049	-0,011		
C-CH ₄	-0,675	-0,440	-0,198	0,412	0,308	0,196	0,428	-0,708	
N-N ₂ O	0,618	0,399	0,392	0,115	-0,418	-0,016	-0,441	0,846*	-0,668

* Correlação significativa a 5% de significância.

Apesar de correlacionar-se positivamente com COT, o N-org correlacionou-se negativamente com CO_2 em 100P. No início do experimento havia baixo conteúdo de N-org no solo, porém com a introdução da ARS ao sistema, houve alto fluxo de CO_2 . O inverso ocorreu no final do experimento, em que houve aumento do teor de N-org e o fluxo do CO_2 esteve baixo.

Correlações negativas foram estabelecidas entre CO_2 e CH_4 e CO_2 e N_2O em 0P. Como descrito anteriormente, a falta de formas de N e de COT no início do experimento não possibilitaram a evolução do fluxo de N_2O , mas ao final do ciclo havia maiores teores de N no solo, culminando no aumento do fluxo. O fluxo de CH_4 correlacionou-se positivamente com o fluxo de N_2O em 0P. Nos tratamentos 200P e 300P o CO_2 correlacionou positivamente com N_2O . A introdução de N ao solo via ARS, acarretou aumento da atividade microbiana relacionada aos processos de nitrificação e desnitrificação, tendo por consequência, aumento dos fluxos de CO_2 e de N_2O .

Encontrou-se correlação negativa entre pH e NH_4^+ em 0P. Formas amoniacais de N tendem a volatilizar quando expostas a pH básico e são conservadas em solução quando em pH mais ácido.

De modo geral, ao se observar as correlações encontradas na ausência e na presença de fertilizante mineral, percebe-se equilíbrio entre o número de correlações encontrado em cada nível do fator AD. Isto é um indicativo de que o uso de fertilização mineral em conjunto com a aplicação de ARS em leguminosa não afeta as relações entre os parâmetros do solo e os fluxos de GEE.

No tratamento 0A, testemunha absoluta, a única correlação encontrada foi negativa, entre COT e NH_4^+ . A ausência de correlações é proveniente de um solo pobre em nutrientes e que obteve pequeno aporte de C via fitomassa. Entretanto, no tratamento 0P, testemunha real, a utilização de fertilizante mineral foi capaz de suprir a demanda das culturas por nutrientes, causando o bom desenvolvimento de fitomassa. A deposição dos resíduos culturais ao solo proporcionou a estruturação do solo, que é refletida em correlações entre umidade, CE e pH do solo com os fluxos de GEE.

Aparentemente, a aplicação de ARS nos níveis 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ foi a que melhor refletiu as correlações existentes entre os parâmetros avaliados. As correlações foram significativas em maior número, todas apresentando alto poder de correlação. A causa de tais correlações pode estar relacionada à quantidade de nutrientes adicionada, não sendo capaz de causar estresse à microbiota como em 300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ (TESSARO, 2009), nem tão pouco que inviabilize o desenvolvimento microbiano como em 0A.

6 CONCLUSÕES

Consideradas as condições em que os experimentos foram realizados, os resultados obtidos permitem concluir que:

- o efluxo de CO_2 e N_2O é maior quanto maior a dose de ARS aplicada ao solo;
- a emissão de CH_4 não demonstrou ser influenciada pelo fator ARS e sim pelo fator AD;
- a microbiota do solo foi estimulada pela quantidade de C, facilmente decomponível da ARS e dos restos culturais da soja, aumentando o efluxo de CO_2 no período inicial e final do ciclo da cultura;
- não houve inibição da comunidade metanotrófica do solo pelo fator ARS, sendo registrados influxos de CH_4 , logo após a aplicação de ARS. Os efluxos de CH_4 registrados foram em dias em que a umidade do solo estava mais alta, fato que promoveu maior quantidade de sítios anaeróbios, estimulando a metanogênese;
- o fator ARS contribuiu para a variação da umidade do solo, logo após a aplicação, e inseriu grande quantidade de N ao solo, resultando em maior efluxo de N_2O no início do experimento;
- a partir da transformação dos fluxos de N_2O e CH_4 em C-equivalente, comprovou-se a dependência da dose aplicada ao PAG;
- o PAG foi maior quanto maiores as doses de ARS;
- a fertilização mineral afetou positivamente o PAG, sendo maior na presença de AD;
- a inexistência da correlação entre os métodos cromatográfico e alcalino para registro dos fluxos de CO_2 é devida à diferença do tempo de incubação, que propicia um microclima distinto no interior das câmaras alcalinas.

7 REFERÊNCIAS

- ABIVEN, S.; RECOUS, S. Mineralisation of crop residues on the soil surface or incorporated in the soil under controlled conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 43, p. 849–852, 2007.
- ADAMSEN, A. P. S.; KING, G. M. Methane consumption in temperate and subarctic forest soils: rates, vertical zonation, and responses to water nitrogen. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 59, n. 2, p. 485-490, 1993.
- ADVIENTO-BORBE, M. A. A.; DORAN, J. W.; DRIJBER, R. A.; DOBERMAN, A. Soil electrical conductivity and water content affect nitrous oxide and carbon dioxide emissions in intensively managed soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 1999-2010, 2006.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998.
- ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; DAMASCENO, S.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; FRIGO, E. P. Lixiviação de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura tratada em sistema de lagoas. **Irriga**, Botucatu, SP, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.
- BALDOCK, J. A. Composition and cycling of organic carbon in soil. In: MARSCHER, P.; RENGEL, Z. (Comp.). **Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems**. 1. ed. Alemanha: Springer, 2007. p. 1-35.
- BARTON, L.; SCHIPPER, L. A. Regulation of nitrous oxide emissions from soils irrigated with dairy farm effluent. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1881-1887, 2001.
- BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, T. R.; VILAS BOAS, M. A. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, SP, v. 27, n. 1, p. 152-163, 2007.
- BEDÁRD, C.; KNOWLES, R. Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH_4 , NH_4^+ and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. **Microbiological Reviews**, Washington, v. 55, n. 1, p. 556-590, 1989.
- BERNER, R. A. **The phanerozoic carbon cycle: CO_2 and O_2** . United Kingdom: Oxford University Press, 2004. 150 p.
- BERTORA, C.; ALLUVIONE, F.; ZAVATTARO, L.; van GROENIGEN, J. W.; VELTHOF, G.; GRIGNANI, C. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N_2O , and CO_2 emissions after soil incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 1999-2006, 2008.

BOTTOMLEY, P. J.; MYROLD, D. D. Biological N inputs. In: PAUL, E. A. (Comp.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3. ed. United States: Elsevier, 2007. p. 365-388.

BOWDEN, R. D.; NEWKIRK, K. M.; RULLO, G. M. Carbon dioxide and methane fluxes by a forest soil under laboratory-controlled moisture and temperature conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 30, n. 12, p. 1591-1597, 1998.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia - MCT. **Brazil's Initial Communication to the United Nations Framework Convention on Climate Change**, Brasília: MCT, 2004. 271 p.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia - MCT. **Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**: Informações gerais e valores preliminares. 2009. Disponível em: http://www.oc.org.br/cms/arquivos/inventa%C2%A1rio_emissa%C2%B5es_gee-valores_preliminares-25-11-2009.pdf. Acesso em: 13 jun. 2010.

CANNAVO, P.; RICHAUME, A.; LAFOLIE, F. Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, n. 3, p. 463-478, 2004.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES, B. M. ; FIGUEIRÊDO, A. C. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 9, suplemento, p. 283-287, 2005.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V. ; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, SP, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

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.

CHAN, A. S. K.; PARKIN, T. B. Effect of land use on methane flux from soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 786-797, 2001.

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.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; MASSÉ, D.; CÔTÉ, D. Division S-8 – nutrient management and soil and plant analysis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, Madison, p. 306-312, 2004.

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.L.; BERNOUX, M. Soil, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, Amsterdam, v. 13, p. 1-17, 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, p. 581-588, 2008.

CLEVELAND, C. C.; LIPTZIN, D. C:N:P stoichiometry in soil: is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? **Biogeochemistry**, Dordrech, v. 85, p. 235–252, 2007.

CLOUGH, T. J.; SHERLOCK, R. R.; ROLSTON, D. E. A review of the movement and fate of N₂O in the subsoil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. Berlin, v. 72, p. 3-11, 2005.

CONRAD, R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H_2 , CO , CH_4 , OCS , N_2O , and NO). **Microbiological Reviews**, Washington, v. 60, n. 4, p. 609-640, 1996.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº. 357/05. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama> Acesso em: 20 de abril de 2010.

CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Estudo das fontes poluidoras em uma granja produtora de suínos: uma perspectiva de educação ambiental – estudo de caso. In: XI Congresso Brasileiro de Veterinários Especialistas em Suínos. **Anais...** Goiânia-GO. Set-Out, p.447-448, 2003.

DAL BOSCO, T. C.; SAMPAIO, S. C.; OPAZO, M. A. U.; GOMES, S. D.; NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 699-709, 2008.

DEVISSCHER, A.; BOECKX, P.; CLEEMPUT, O. v. Interaction between nitrous formation and methane oxidation in soils: influence of cation exchange phenomena. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 3, p. 679-687, 1998.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim informativo de Pesquisa** – BIPERS, Embrapa Suínos e Aves e Extensão, Concórdia, SC; EMATER/RS, Porto Alegre, RS, n. 14, ago. 2002. 31 p.

DITTERT, K.; LAMPE, C.; GASCHÉ, R.; BUTTERBACH-BAHL, K.; WACHENDORF, M.; PAPEN, H.; SATTELMACHER, B.; TAUBE, F. Short-term effects of single or combined application of mineral fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 1665-1674, 2005.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, v. R.; NÓBREGA, L. H. P.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Poluição difusa da água residuária da suinocultura no feijoeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 14, n.1, p. 87-93, 2010.

DUNFIELD, P.; KNOWLES, R. Kinetics of inhibition of methane oxidation by nitrate, nitrite, and ammonium in a humisol. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 61, p. 3129-3135, 1995.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 1. ed. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370 p.

ESCOBAR, L. F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solos do planalto médio do Rio Grande do Sul**. 2006. 104 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2006.

FALKOWSKI, P.; SCHOLLES, R. J.; BOYLE, E.; CANADELL, J.; CANFIELD, D.; ELSE, J.; GRUBER, N.; HIBBARD, K.; HOEGBERG, P.; LINDER, S.; MACKENZIE, F.T.; MOORE III, B.; PEDERSEN, T.; ROSENTHAL, Y.; SEITZINGER, S.; SMETACEK, v. ; STEFFEN, W. The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. **Science**. New York, v. 290, p. 291-296, 2000.

FANGUEIRO, D.; CHADWICK, D.; DIXON, L.; BOL, R. Quantification of priming and CO_2 emission sources following the application of different particle size fractions to a grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 2608-2620, 2007.

FANGUEIRO, D.; RIBEIRO, H.; COUTINHO, J.; CARDENAS, L.; TRINDADE, H.; CUNHA-QUEDA, C.; VASCONCELOS, E.; CABRAL, F. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a Sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. **Biology and Fertility Soils**, Berlin, v. 46, p. 383-391, 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land**. Rome: FAO, 2001. 106 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **The state of food and agriculture 2009: Livestock in the balance**. 2009. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/012/i0680e/i0680e00.htm> Acesso em: 13 jun. 2010.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito na aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 8, n.1, p. 120-125, 2004.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais, com ênfase na agregação de valor**. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Estratégia Organizacional) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2003.

GIACOMINI, J. S. **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-RS, 2005.

GIACOMINI, J. S.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n.11, p. 1653-1661, nov. 2006.

GONÇALVES, R. A. B.; MANTOVANI, E. C.; RAMOS, M. M.; SOUZA, L. O. C. Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada. I. Qualidade da água residuária. **Irriga**, Botucatu, SP, v.11, n.2, p.219-229, 2006.

HANSON, R. S.; HANSON, T. E. Methanotrophic Bacteria. **Microbiological Reviews**, Washington, v. 60, n. 2, p. 439–471, 1996.

HIGGINS, I. J.; BEST, D. J.; HAMMOND, R. C.; SCOTT, D. Methane-Oxidizing Microorganisms. **Microbiological Reviews**, Washington, v. 45, n. 4, p. 556-590, 1981.

HOLMES, A. J.; COSTELLO, A.; LIDSTROM, M. E.; MURRELL, J. C. Evidence that particulate methane monooxygenase and ammonia monooxygenase may be evolutionarily related. **FEMS Microbiology Letters**, Amsterdam, v. 132, p. 203-208, 1995.

HORWATH, W. Carbon cycling and formation of soil organic matter. In: PAUL, E. A. (Comp.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3. ed. United Estates: Elsevier, 2007. p. 303-340.

HUANG, Y.; ZOU, J.; ZHENG, X.; WANG, Y.; XU, X. Nitrous oxide emissions as influenced by amendments of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 973-981, 2004.

HÜTSCH, B. W. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production – invited paper. **European Journal of Agronomy**, Oxford, v. 14, p. 237-260, 2001.

HÜTSCH, B. W.; RUSSEL, P.; MENGEL, K. CH₄ oxidation in two temperate arable soils as affected by nitrate and ammonium application. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 23, p. 86-92, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo agropecuário. 2006. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/mapa_site/mapa_site.php#download. Acesso em: 26 mar. 2011.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DO PARANÁ - TECPAR. Suínos. Disponível em: <http://www.tecpar.br/paranaagroindustrial/CompInd/Suinos.htm> Acesso em: 5 abr. 2010.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC, 2006. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html> Acesso em: 02 out. 2011.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Fourth assessment report: Climate change 2007**. Disponível em: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.htm. Acesso em: 13 jun. 2010a.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Third assessment report: Climate change 2001**. Disponível em: http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/ Acesso em: 13 jun. 2010b.

JARECKI, M. K.; PARKIN, T. B.; CHAN, A. S. K.; KASPAR, T. C.; MOORMAN, T. B.; SIGER, J. W.; KERR, B. J.; HATFIELD, J. L.; JONES, R. Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure-treated Mollisol. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 134, p. 29-35, 2009.

JENSEN, L. S.; MUELLER, T.; TATE, K. R.; ROSS, D. J.; MAGID, J.; NIELSEN, N. E. Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. **Soil Biology and Biochemistry**, Berlin, v. 28, p. 1297-1306, 1996.

KANDELER, E. Physiological and biochemical methods for studying soil biota and their function. In: PAUL, E. A. (Comp.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3. ed. United States: Elsevier, 2007. p. 53-84.

KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; ELLSWORTH, T. R.; BOAST, C. W. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, p. 1821-1832, 2007.

KHIEL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, SP: Agronômica Ceres, 1985, 492 p.

KONZEN, E. A. **Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas**. Sete Lagoas, MG: EMBRAPA-CNPMS: dez., 2003 (Circular Técnica 32). 11 p.

KROEZE, C., MOSIER, A. R. New estimates for emissions of nitrous oxide. In: VAN HAM, J., et al. (Eds.). **Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation**. 1 ed. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2000. p. 45–64.

LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B. A. (ed.) **Soil management and greenhouse effect**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p. 1-17.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Oxford, v. 37, p. 25-50, 2001.

LIU, X. M.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 2362-2370, 2007.

LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S.; DÍEZ, J. A.; HERNÁNIZ, P.; ARCE, A.; GARCIA-TORRES, L.; VALLEJO, A. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Berlin, v. 78, p. 279-289, 2007.

LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil respiration and the environment**. United States: Elsevier, 2006, 328 p.

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

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Org). **Reúso de água**. 1. ed. São Paulo: Manole, 2003.

MCGILL, W. B. The physiology and biochemistry of soil organisms. In: PAUL, E. A. (Comp.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3. ed. United States: Elsevier, 2007. p. 231-256.

MCNEILL, A.; UNKOVICH, M. The nitrogen cycle in terrestrial ecosystems. In: MARSCHER, P.; RENGEL, Z. (Comp.). **Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems**. 1. ed. Alemanha: Springer, 2007. p. 36-64.

MCSWINEY, C. P.; ROBERTSON, G. P. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. **Global Change Biology**, Amsterdam, v. 11, n. 10, p. 1712–1719, 2005.

MEIJIDE, A.; DÍEZ, J. A.; SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S.; VALLEJO, A. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig composts in a Mediterranean climate. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, Amsterdam, v. 121, p. 383-394, 2007.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.

MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v. 350, p. 330-332, 1991.

MOSIER, A.; WASSMAN, R.; VERCHOT, L.; KING, L.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, Oxford, v. 6, p. 11-49, 2004.

MULVANEY, R. L.; KHAN, S. A.; ELLSWORTH, T. R. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 38, p. 2295-2314, 2009.

PARKIN, T. B.; KASPAR, T. C. Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the midwest. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 1496-1506, 2006.

PELISSARI, R.; SAMPAIO, S. C.; GOMES, S.D.; CREPALLI, M. S. Lodo têxtil e água residuária da suinocultura na produção de mudas de eucalyptus grandis (W, Hill ex Maiden). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, SP, v. 29, n. 2, p. 288-300, 2009.

PERDOMO, C. C.; COSTA, R. R. H.; MEDRI, W.; MIRANDA, C. R. **Dimensionamento de sistemas de tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos suínos**. Concórdia, SC: EMBRAPA-CNPASA, abr. 1999. (Comunicado técnico 234). p.1-5.

PRESCOTT, L. M.; HARLEY, J. P.; KLEIN, D. A. **Microbiology**. 5. ed. United States: McGraw Hill, 2002. 1147 p.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, 2004.

RANNO, S. K.; SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C.; RHODEN, A. C. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 21-28, 2007.

RITCHIE, G. A. F.; NICHOLAS, D. J. D. Identification of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. **Biogeochemical Journal**. London, v. 126, p. 1181-1191, 1972.

ROBERTSON, G. P.; GROFFMAN, P. M. Nitrogen transformations. In: PAUL, E. A. (Comp.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3. ed. United States: Elsevier, 2007. p. 341-364.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PRÉVOST, D.; LÉVESQUE, G. Emissions of N₂O from alfafa and soybean crops in eastern Canada. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 493-506, 2004.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CÔTÉ, D. 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, p. 1389-1395. 2000.

ROCHETTE, P.; CÔTÉ, D. CH₄ fluxes and soil CH₄ concentration following application of pig slurry for the 19th consecutive year. **Canadian Journal Soil Science**, Ottawa, v. 80, p. 387-390, 2000.

ROCHETTE, P.; CÔTÉ, D. Soil CH₄ fluxes and soil CH₄ following application of pig slurry for the 19th consecutive year. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, p. 387-390, 1999.

ROCHETTE, P.; ELLERT, B.; GREGORICH, E. G.; DESJARDINS, R. L.; PATTEY, E.; LESSARD, R.; JOHNSON, B. G. Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparison with other techniques. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 77, p. 195-203, 1997.

ROCHETTE, P.; GREGORICH, E. G. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble C and CO₂ evolution after three years of manure application. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 78, p. 283-290, 1998.

ROCHETTE, P.; van BOCHOVE, E.; PRÉVOST, D.; ANGERS, D. A.; CÔTÉ, D.; BERTRAND, N. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 1396-1903. 2000.

ROSSELÓ-MORA, R.; AMANN, R. The species concept for prokaryotes. **FEMS Microbiology Review**, Amsterdam, v. 25, n. 1, p. 39-67, 2001.

SAMPAIO, S. C.; CAOVIOLA, F. A.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P.; SUSZEK, M.; SMANHOTTO, A. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, SP, v. 30, n.1, p. 150-159, 2010a.

SAMPAIO, S. C.; FIORI, M. G. S.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho e irrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, SP, v. 30, n.1, p. 138-148, 2010b.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M. G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C. M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, Botucatu, SP, v. 12, n. 4, p. 557-562, 2007.

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, 1996. (Boletim Técnico, 79), 46 p.

SCHIMEL, J. P.; GULLEDGE, J. Microbial community structure and global trace gases. **Soil Biota and Change**, Oxford, v. 4, p. 745-758, 1998.

SETIA, R.; MARSCHNER, P.; BALDOCK, J.; CHITTLEBOROUGH, D.; VERMA, V. Relationships between carbon dioxide emission and soil properties in salt-affected landscapes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 667-674, 2011.

SEY, B. K.; MANCEUR, A. M.; WHALEN, J. K.; GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P. Small-scale heterogeneity in carbon dioxide, nitrous oxide and methane production from aggregates of a cultivated sandy-loam soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 2468-2473, 2008.

SHERLOCK, R. R.; SOMMER, S. G.; KHAN, R. Z.; WOOD, C.W.; GUERTAL, E. A.; FRENEY, J. R.; DAWSON, C. O.; CAMERON, K. C. Ammonia, methane and nitrous oxide emissions from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 1491-1501, 2002.

SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. **Global Change Biology**, Amsterdam, v. 10, p. 144-160, 2004.

SMITH, K. A.; BALL T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical and biological processes. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 54, p. 779-791. 2003.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 133, p. 247-266, 2009.

SOMMER, S. G.; SHERLOCK, R. R.; KHAN, R. Z. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 1541-1544, 1996.

STEPNIEWSKI, W.; STEPNIEWSKA, Z. Selected oxygen-dependent process: Response to soil management and tillage. **Soil Tillage and Research**, Amsterdam, v. 102, p. 193-200, 2009.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHENEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de solos, UFRGS, 1995. (Boletim técnico n. 5). 147 p.

TESSARO, D. **Efeito da aplicação de efluente do tratamento secundário de água residuária da suinocultura na meso e macrofauna de solo cultivado com minimilho.** 2009. 71 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2009.

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 62, n. 1, p. 111-118, 2003.

VORONEY, R. P. The soil habitat. In: PAUL, E. A. (Comp.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3. ed. United States: Elsevier, 2007. p. 25-52.

WAGNER-RIDDLE, C.; FURON, A.; MCLAUGHLIN, N. L.; LEE, I.; BARBEAU, J.; JAYASUNDARA, S.; PARKIN, G.; BERTOLDI, P. v. ; WARLAND, J. Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn-soybean-wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. **Global Change Biology**, Amsterdam, v. 13, p. 1722-1736, 2007.

WILLIAMS, P. H.; JARVIS, S. C.; DIXON, E. Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 1885-1893, 1998.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; LAANBROEK, H. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide production in grassland soils: assessing the contribution of nitrifier denitrification. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 229-236, 2004.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; van BEUSICHEM, M. L.; OENEMA O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1723-1732. 2001.

YANG, L.; CAI, Z. The effect of growing soybean (*Glycine max.* L.) on N₂O emission from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 1205-1209, 2005.