UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

TATIANA ROSA DINIZ

Fluxos de gases de efeito estufa do solo na sucessão vegetação nativa/pastagem na região Sudeste do Brasil

Piracicaba 2016

TATIANA ROSA DINIZ

Fluxos de gases de efeito estufa do solo na sucessão vegetação nativa/pastagem na região Sudeste do Brasil Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Brigitte Josefine Feigl

Piracicaba

2016

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Diniz, Tatiana Rosa

Fluxos de gases de efeito estufa do solo na sucessão vegetação nativa/pastagem na região Sudeste do Brasil / Tatiana Rosa Diniz; orientadora Brigitte Josefine Feigl. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016. 75 p.: il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Aquecimento global 2. Impactos ambientais 3. Metano 4. Mudança climática 5. Óxido nitroso 6. Pastagens 7. Pecuária 8. Uso do solo I. Título

CDU 504.7: 636.083.314 (815)

Aos meus pais e exemplos Carlos e Yara;

Aos meus irmãos Gustavo e Vinícius;

Ao meu sobrinho Guilherme;

Com todo meu amor.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À minha família, que esteve sempre presente, mesmo que distante, me dando apoio, esperança e coragem necessários para subir mais um degrau nesta jornada;

À professora Dra. Brigitte Josefine Feigl, pela orientação, pelos ensinamentos e por toda ajuda necessária ao desenvolvimento desse trabalho;

Ao Dr. Carlos Clemente Cerri pelo apoio durante as etapas desta pesquisa;

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado;

Aos queridos colegas do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, em especial ao André Mancebo Mazzetto e ao Marcos Siqueira Neto;

Aos funcionários do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Lilian, Ralf, Margato, Dagmar e Sandra, que ofereceram suporte sempre que possível;

A todos os funcionários do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) que auxiliaram de alguma forma no desenvolvimento desta dissertação;

A Naissa Maria Silvestre Dias, amiga e companheira, obrigada pelo apoio e amizade em todos os momentos desde que cheguei ao CENA, e pela imprescindível parceria na execução deste trabalho;

Ao meu namorado Giuliano Spolidoro Ferreira, pelos momentos de alegria e pela companhia, paciência e apoio durante as fases difíceis;

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a concretização deste trabalho e participaram do meu crescimento pessoal e profissional.

"O maior inimigo do conhecimento não é a ignorância, mas sim a ilusão de conhecimento." Stephen Hawking

RESUMO

DINIZ, T. R. Fluxos de gases de efeito estufa do solo na sucessão vegetação nativa/pastagem na região Sudeste do Brasil. 2016. 75 p. Dissertação (Mestrado) — Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

A pecuária é considerada uma das principais fontes de emissão de gases de efeito estufa (GEE) no Brasil. Sua participação no inventario nacional de emissões de GEE está relacionada tanto à conversão da vegetação nativa em pastagens, com a perda de biomassa vegetal e modificações nas propriedades físicas e químicas do solo, quanto à participação dos próprios animais, através da eructação e da deposição de dejetos. Grande parte dos estudos realizados para a quantificação das emissões dos dejetos do gado foi desenvolvido em regiões de clima temperado, porém faltam informações para as condições tropicais. No Brasil os fatores de emissão obtidos são menores que o valor default de 2% proposto pelo IPCC. Em vista ao grau de incerteza associado ao valor default para os dejetos animais, confirma-se a necessidade da determinação de fatores de emissão específicos, com o objetivo de conferir maior precisão aos inventários nacionais. Os objetivos deste estudo foram (i) avaliar os sistemas vegetação nativa e pastagem quanto aos fluxos de GEE provenientes das respectivas fontes: solo, fezes e urina do gado, com a finalidade de verificar suas contribuições específicas no total de GEE emitidos; (ii) determinar os fatores de emissão dos dejetos animais para a região edafoclimática da região sudeste do Brasil. Esse estudo foi realizado durante as estações seca e chuvosa, para avaliar também o efeito da sazonalidade na emissão de GEE. Câmaras estáticas fixadas ao solo foram utilizadas para a quantificação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O, por um período de trinta dias em cada estação, com cinco repetições para cada tratamento. Em cada dia de coleta, a amostragem foi realizada em intervalos regulares (0, 10 e 20 minutos após o fechamento da câmara). Os fluxos diários de emissão de GEE provenientes dos dejetos apresentaram pico de emissão logo após sua aplicação, que perduraram apenas durante os primeiros dez dias amostrados. Os fatores de emissão do N2O calculados neste estudo também foram inferiores ao default, de 0,05% para a urina e 0,001% para as fezes na estação seca, e de 0,4% e 0,004% na estação chuvosa, respectivamente. O fator de emissão do CH₄ calculado para as fezes do gado foi de 0,012 kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ na estação seca e 0,004 kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ na estação chuvosa. Os fluxos acumulados de CH₄ e N₂O gerados nesse estudo foram convertidos em CO₂ equivalente, para efeito de comparação, para a contabilização da contribuição total de cada fonte na emissão de GEE. O solo sob vegetação nativa emitiu um total de 274 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto que na pastagem esse valor foi de 657 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹, sem contabilizar os dejetos. Os dejetos contribuíram com 9.853 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹, e quando somado um valor default para a eructação do gado, esse valor aumentou para 27.878 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹. Os resultados demonstram que a pastagem emite uma quantidade 2,5 maior de GEE para a atmosfera quando comparado com uma área de vegetação nativa. Além disso, verificou-se a influência da sazonalidade na emissão dos GEE e a importante contribuição dos dejetos no total das emissões contabilizadas para o sistema pastagem.

Palavras-chave: Mudança de uso da terra. Pecuária. Dejetos. Fluxo dos gases do solo. Mudanças climáticas.

ABSTRACT

DINIZ, T. R. Greenhouse gas fluxes from soil in succession native vegetation / pasture in Southeastern Brazil. 2016. 75 p. Dissertação (Mestrado) — Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

Livestock is considered one of the main sources of greenhouse gases (GHGs) emission in Brazil. Its contribution is related either to conversion of native vegetation in pasture areas, with changes in physical and chemical soil properties, consequently changing the GHG fluxes into the atmosphere, or by the decomposition of livestock manure. Most studies conducted to quantify emissions from livestock manure have been developed in temperate regions with still a lack of information for tropical conditions. In Brazil, emission factors obtained were lower than the default value of 2% proposed by IPCC. Due to the uncertainty degree associated with the default value for animal manure, confirms the need for determination of specific emission factors, in order to give greater precision to national inventories. The objectives of this study were (i) to evaluate the systems native vegetation and pasture as the GHG fluxes from the respective sources: soil, faeces and cattle urine, in order to verify their specific contributions in the total GHG emissions; (ii) and determine the emission factors of animal manure. This study was conducted during the dry and rainy seasons, to evaluate the effect of seasonality in GHG emissions. Static chambers fixed to the ground were used to quantify CO2, CH4 and N2O fluxes for a period of thirty days in each season, with five replicates for each treatment. On each day of collection, sampling was performed at regular intervals (0, 10 and 20 minutes after chamber closure). The GHG emission daily flows from manure showed a peak of emission immediately after application, which lasted only during the first ten days sampled. The N₂O emission factors calculated in this study were lower than the default, 0.05% for urine and 0.001% for faeces in the dry season, and 0.4% and 0.004% in the rainy season, respectively. The CH₄ emission calculated factors for the cattle faeces were 0.012 kg CH₄ head⁻¹ yr⁻¹ in the dry season and 0.004 kg CH₄ head⁻¹ yr⁻¹ in the rainy season. The cumulative flows of CH₄ and N₂O generated in this study were converted into CO₂ equivalent, for comparison, accounting for the total contribution of each source of GHG emissions. The soil under native vegetation issued a total of 274 kg CO₂e ha⁻¹ yr⁻¹, while in the pasture this value was 657 kg CO₂e ha⁻¹ yr⁻¹, not counting the manure. The manure contributed 9853 kg CO₂e ha⁻¹ yr⁻¹, and when coupled with a default value for cattle belching, this value increased to 27,878 kg CO₂e ha⁻¹ yr⁻¹. The results demonstrate that the pasture emits 2.5-fold greater quantity of GHG when compared to a native vegetation area. In addition, there was the influence of seasonality on GHG emissions and the important contribution of waste in total emissions accounted for pasture system.

Keywords: Land use change. Livestock. Manure. Fluxes of soil gas. Climate change.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Ilustração esquemática da sequência de mudança de uso da terra estudada,
destacando as principais fontes de emissão de gases de efeito estufa (CO2, CH4 e N2O)
avaliadas nas épocas seca e chuvosa
Figura 2 – Localização da área de estudo, no município de Valparaíso, SP
Figura 3 – Precipitação pluvial registrada pela Estação Meteorológica Automática do InMet
em Valparaíso no ano de 2014
Figura 4 – Precipitação pluvial registrada pela Estação Meteorológica Automática do InMet
em Valparaíso e temperaturas do ar e do solo registradas durante os experimentos. (A) Área
de vegetação nativa durante estação seca; (B) Área de pastagem durante estação seca; (C)
Área de vegetação nativa durante estação chuvosa; (D) Área de pastagem durante estação
chuvosa
Figura 5 – Coleta de fezes bovina
Figura 6 - Câmaras de incubação para amostragem das trocas gasosas entre o solo e a
atmosfera, na área de vegetação nativa e na pastagem, respectivamente
Figura 7 – Câmaras de incubação para amostragem das trocas gasosas entre o solo e a
atmosfera, nas estações seca e chuvosa, respectivamente
Figura 8 – Fluxo diário de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O em área de vegetação nativa no município de
Valparaíso-SP durante estação seca. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo
(Tsolo); (A) Fluxo de C-CO ₂ ; (B) Fluxo de C-CH ₄ ; (C) Fluxo de N-N ₂ O
Figura 9 – Fluxo diário de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O em área de vegetação nativa no município de
Valparaíso-SP durante estação chuvosa. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do
solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO ₂ ; (B) Fluxo de C-CH ₄ ; (C) Fluxo de N-N ₂ O

Figura 10 – Fluxo diário de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O do solo controle 1 e do solo com adição de fezes
bovina no solo em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação seca. (i)
média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO2; (B)
Fluxo de C-CH ₄ ; (C) Fluxo de N-N ₂ O
Figura 11 – Fluxo diário de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O do solo controle 1 e do solo com adição de fezes
bovina no solo em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação chuvosa.
(i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO2; (B)
Fluxo de C-CH ₄ ; (C) Fluxo de N-N ₂ O
Figura 12 – Fluxo diário de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O do solo controle 2 e do solo com adição de urina
bovina no solo em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação seca. (i)
média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO2; (B)
Fluxo de C-CH ₄ ; (C) Fluxo de N-N ₂ O60
Figura 13 – Fluxo diário de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O do solo controle 2 e do solo com adição de urina
bovina no solo em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação chuvosa.
(i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO2; (B)
Fluxo de C-CH ₄ ; (C) Fluxo de N-N ₂ O61
Figura 14 – Emissões anuais (CO ₂ e) dos sistemas vegetação nativa e pastagem64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características físico-químicas da camada 0-10 cm do solo sob vegetação nativa e sob pastagem, nas estações seca e chuvosa, antes da aplicação dos tratamentos
Tabela 2 - Fluxo acumulado de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos períodos amostrados e total acumulado anual, da área de vegetação nativa no município de Valparaíso-SP
Tabela 3 - Fluxo acumulado de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo controle 1 da área de pastagem no município de Valparaíso-SP
Tabela 4 - Fluxo acumulado de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo com fezes da área de pastagem no município de Valparaíso-SP
Tabela 5 - Fluxo acumulado de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo com água da área de pastagem no município de Valparaíso-SP
Tabela 6 - Fluxo acumulado de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo com urina da área de pastagem no município de Valparaíso-SP

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AR4 Quarto Relatório de Avaliação do IPCC

AR5 Quinto Relatório de Avaliação do IPCC

Aw Classificação climática de Köppen

CFCs Clorofluorcarbonetos

CO₂e Dióxido de carbono equivalente

Ct Carbono total

CTC Capacidade de troca catiônica

ECD Detector de captura de elétrons

FE Fator de emissão

FID Detector de ionização de chama

GEE Gases de efeito estufa

Gt Gigatonelada

GTP Global Temperature Potential

GWP Global Warming Potential

H+Al Potencial de acidez

InMet Instituto Nacional da Meteorologia

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change

Kpa Quilopascal

LECO Analisador elementar

Mesh Abertura da peneira

Nt Nitrogênio total

p < valores significativos

p > valores não significativos

PAG Potencial de aquecimento global

Ppbv Partes por bilhão em volume

PVC Cloreto de polivinilo

SB Soma de bases

SRI Cromatógrafo

t Teste t de Student

Tar Temperatura do ar

Tg Teragrama

TOC Analisador elementar
Tsolo Temperatura do solo

V Saturação por bases

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
2 OBJETIVOS	22
3 REVISÃO DA LITERATURA	23
3.1 Efeito estufa e mudanças climáticas	23
3.2 Fluxos de gases no solo	25
3.2.1 Dióxido de carbono	26
3.2.2 Metano	28
3.2.3 Óxido nitroso	29
3.3 Emissão de gases de efeito estufa na pecuária	31
4 MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 Localização e descrição da área de estudo	34
4.2 Caracterização do solo da área de estudo	38
4.3 Caracterização dos dejetos bovino	39
4.4 Implantação do experimento	40
4.5 Amostragem e quantificação dos fluxos de GEE	41
4.6 Fator de emissão	43
4.7 Análise estatística	44
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1 Fluxos de GEE na vegetação nativa	45
5.1.1 Fluxo diário	45
5.1.2 Fluxo anual	49
$5.1.3$ Conversão dos fluxos de $N-N_2O$ e $C-CH_4$ em CO_2 equivalente (CO_2e)	49
5.2 Fluxos de GEE na pastagem	50
5.2.1 Fezes	52
5.2.1.1 Fluxo diário	52
5.2.1.2 Fluxo anual	57

5.2.2 Urina	58
5.2.2.1 Fluxo diário	58
5.2.2.2 Fluxo anual	62
5.2.3 Conversão dos fluxos de N-N ₂ O e C-CH ₄ em CO ₂ equivalente (CO ₂ e)	63
5.3 Contribuição das fontes no total de GEE emitido	63
6 CONCLUSÕES	65
REFERÊNCIAS	66

1. INTRODUÇÃO

Uma das principais preocupações da atualidade está relacionada com as mudanças do clima no planeta, decorrentes principalmente do aumento nas emissões de dióxido de carbono (CO₂) e outros gases responsáveis pelo chamado efeito estufa, tais como o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O). As principais fontes de emissão desses gases são a queima de combustíveis fósseis, a mudança de uso da terra e a atividade agropecuária (IPCC, 2003).

No Brasil, a pecuária é considerada uma importante fonte de emissão de gases de efeito estufa (GEE), tanto pela mudança de uso da terra com desmatamento seguido de queima da biomassa vegetal, para abertura de novas áreas de pastagem, quanto pelo fato dos ruminantes emitirem quantidades consideráveis de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) para a atmosfera, provenientes da fermentação entérica e da decomposição de seus dejetos (fezes e urina) depositados no pasto (BRASIL, 2014).

Em áreas sob sistemas extensivos de criação, modelo dominante no país, o N₂O é gerado no solo a partir de transformações do N proveniente da urina e das fezes bovina, pelos processos de nitrificação e desnitrificação. A intensidade dessas transformações são dependentes de interações entre as propriedades do solo, fatores climáticos e sistemas de manejo, as quais são influenciadas pela temperatura, espaço poroso preenchido por água (EPPA), carbono e nitrogênio prontamente disponíveis no solo e pH (BOLAN et al., 2014). Quando depositadas no solo, as fezes do gado criam um microambiente caracterizado por temperatura e umidade elevada, proporcionando um ambiente favorável para microrganismos anaeróbicos produzirem o CH₄. O tipo do dejeto e a quantidade e disponibilidade do C e N presente nos mesmos, podem influenciar a atividade microbiana (SAGGAR et al., 2004).

Embora atualmente existam numerosos estudos com a finalidade de avaliar a emissão desses gases pela atividade pecuária, grande parte foi realizada em clima temperado, havendo poucas informações para as condições tropicais e subtropicais (SAGGAR et al., 2004; ECKARD; GRAINGER; DE KLEIN, 2010). O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) fornece um valor *default* de 2% para o fator de emissão dos dejetos do gado, porém, por se tratar de um valor médio estabelecido para aplicação em escala global, existem grandes incertezas associadas a esse valor, tornando-se necessário a realização de estudos para a determinação de fatores de emissão específicos para cada região, de acordo com características relacionadas ao tipo de solo, temperatura e precipitação, entre outras.

2. OBJETIVOS

Com base na hipótese de que a emissão de GEE de um solo sob pastagem é maior do que sob vegetação nativa, os objetivos deste estudo foram: (i) quantificar os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O em sistemas de vegetação nativa e pastagem, provenientes do solo, das fezes e da urina do gado; (ii) determinar os fatores de emissão dos dejetos animais.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Efeito estufa e mudanças climáticas

O clima da Terra é determinado por diversos fatores, relacionados tanto a processos naturais como a processos associados à ação antrópica. Dentre os fatores naturais, destacamse as alterações no brilho solar, variações dos parâmetros orbitais da Terra, quantidade de aerossóis naturais, erupções vulcânicas, dentre outros. Estes processos naturais dominavam o balanço de radiação atmosférica, porém, nos últimos 120 anos, as ações antrópicas começaram a alterar significativamente a composição atmosférica, aumentando a concentração dos gases de efeito estufa (GEE), tendo como consequência o aquecimento global (ARTAXO, 2008).

A radiação solar incide sobre a superfície terrestre principalmente sob a forma de radiação de ondas curtas. Parte desta radiação pode ser refletida de volta ao espaço, passando pela camada dos chamados gases de efeito estufa que envolvem a Terra, tais como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), dentre outros (NAE, 2005). A energia não refletida é absorvida pela superfície e convertida em radiação de calor, na forma de ondas longas infravermelhas. Esta forma de radiação não consegue ultrapassar a camada de vapor d'água e dos gases de efeito estufa, ficando aprisionada na atmosfera terrestre, proporcionando o calor necessário para que as formas de vida existentes no planeta consigam sobreviver. Se não houvesse essa absorção de radiação por tais gases, a Terra teria uma temperatura média de -18°C (COX et al., 2000; PRIMAVESI, 2007).

Porém, a partir do final do século XIX, o aumento significativo da produção industrial e, consequentemente, aumento da emissão destes gases para a atmosfera, em escalas muito superiores às observadas na história natural do planeta, desencadeou um processo de intensificação do efeito estufa, ocasionando a elevação da temperatura média global, surgindo como consequência o aquecimento global e as mudanças climáticas. Outras influências antrópicas, tais como queimadas, desmatamento e produção agropecuária, também afetam este processo (CERRI; FEIGL; CERRI, 2008).

Grande parte da comunidade científica acredita que o aquecimento global observado é explicado pelas emissões antropogênicas dos GEE, principalmente dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, CFCs e de aerossóis, e não por eventual variabilidade natural do clima. Estudos na área de mudanças climáticas refletem, por exemplo, nas análises sistemáticas do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (Intergovernamental Panel on Climate

Change - IPCC, na sigla em inglês). O segundo e terceiro relatórios de mudanças climáticas do IPCC (1996; 2001) demonstraram alta probabilidade de o aquecimento global ter sido causado pelas emissões antrópicas de gases de efeito estufa. Já o quarto relatório do IPCC (2007) aponta para a influência do homem como o responsável pelo aquecimento global, e o quinto relatório do IPCC (2014) mostra a intensificação das mudanças climáticas. Os relatórios gerados pelo IPCC apresentam resultados que confirmam que o aumento das concentrações atmosféricas globais de CO₂, CH₄ e N₂O são consequência das atividades humanas, devido principalmente ao uso de combustíveis fósseis e à mudança de uso da terra.

De acordo com o quinto relatório do IPCC, no período de 1750 a 2011, as emissões acumuladas de CO_2 de origem antropogênica para a atmosfera foram de 2040 \pm 310 GtCO₂. Cerca de metade das emissões antropogênicas de CO_2 deste período ocorreram nos últimos 40 anos. Deste total, 40% dessas emissões permaneceram na atmosfera (880 \pm 35 GtCO₂), sendo que o restante foi removido e armazenado em plantas, no solo e no oceano. O oceano absorveu cerca de 30% do CO_2 antropogênico emitido, causando sua acidificação. Apesar do número crescente de políticas de mitigação, as emissões antrópicas de GEE continuam aumentando, com maiores aumentos absolutos entre 2000 e 2010, sendo que em 2010, as emissões antrópicas atingiram 49 \pm 4,5 GtCO₂e/ano (IPCC, 2014). Considerando os avanços científicos sintetizados pelos relatórios do IPCC, através de estudos observacionais e de modelagem sobre a variabilidade climática de longo prazo e mudanças climáticas futuras, chegou-se à conclusão de que o clima está mudando tanto em escala regional quanto global (SAMPAIO; MARENGO; NOBRE, 2008).

Quando se analisam os possíveis impactos das mudanças climáticas, há setores que podem ser especialmente vulneráveis, tais como os ecossistemas naturais, os agroecossistemas e os socioeconômicos. Evidências mais fortes e mais abrangentes de impactos da mudança climática podem ser observadas nos sistemas naturais, pois o aumento médio da temperatura, para o funcionamento de qualquer ecossistema, pode ter impactos muito importantes sobre a manutenção de suas funções básicas (ARTAXO, 2008).

Dentre as alterações, verificamos mudanças na precipitação ou derretimento de neve e gelo, alterando e afetando os recursos hídricos em termos de qualidade e quantidade. Além do aumento do nível do mar, ocasionando inundação nas regiões mais baixas e alterações nos ecossistemas costeiros, o derretimento das calotas polares também pode salinizar lençóis freáticos, comprometendo o abastecimento de água das populações costeiras. Em relação às florestas, o aumento da temperatura e a redução da disponibilidade de água no solo poderá ocasionar a substituição gradual da vegetação de floresta por savana, e vegetação

de regiões semiáridas por vegetação de regiões áridas. Nos agroecossistemas, verifica-se que a frequência de ocorrência de eventos climáticos extremos acarretará uma queda na produtividade, afetando a produção agrícola local e agravando o risco de fome. Em relação à saúde pública, populações com pouca capacidade de adaptação sofrerão com o aumento da mortalidade por ondas de calor, por desnutrição e afetando o desenvolvimento infantil, além de propiciar a proliferação e distribuição temporal de vetores de doenças infecciosas (OLIVEIRA; NOBRE, 2008).

Estas sequencias de acontecimentos relativas às mudanças climáticas tendem a interferir em processos que evoluem negativamente ao logo das escalas de tempo e espaço, avançando na magnitude dos danos e dos números de afetados, podendo acarretar profundas crises e rupturas nos sistemas socioambientais (HALES et al., 2004).

3.2. Fluxos de gases no solo

O sistema solo desempenha um papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos que transformam, transportam e renovam as fontes dos nutrientes minerais. O solo tem a capacidade de assimilar grandes quantidades de resíduos orgânicos, transformando-os em húmus, convertendo os nutrientes minerais existentes nos resíduos em formas que podem ser utilizadas pelas plantas e animais, e devolvendo o carbono para a atmosfera como dióxido de carbono, o qual, novamente, irá se tornar parte dos organismos vivos por meio da fotossíntese das plantas (MADIGAN et al., 2010; BRADY; WEIL, 2013).

Alguns solos podem acumular grandes quantidades de carbono na forma de matéria orgânica, tendo assim um importante impacto sobre as mudanças globais, como o efeito estufa. Os três principais gases de efeito estufa (dióxido de carbono, metano e óxido nitroso) fazem parte do ciclo global do carbono e do nitrogênio (RAICH; POTTER; BHAGAWATI, 2002). Em relação ao impacto das mudanças climáticas no sistema solo, mudanças nas concentrações atmosféricas de CO₂, temperatura e quantidade de precipitação e padrões poderão modificar o sistema solo-planta e influenciar as taxas de decomposição, que terá impactos sobre os níveis de carbono orgânico do solo (MOSIER, 1998). O carbono orgânico, por sua vez, tem uma influência significativa na estrutura do solo, fertilidade do solo, processos microbianos e populações no solo, dentre outras propriedades importantes (LAL, 2009).

A conversão de áreas de vegetação nativa para uso agrícola altera as características físicas e químicas do solo, afetando o fluxo de gases entre o solo e a atmosfera. Pelo fato do solo constituir compartimento-chave no processo de emissão e sequestro de carbono, manejos inadequados podem mineralizar a matéria orgânica e transferir grandes quantidades de gases de efeito estufa para a atmosfera. A utilização de técnicas convencionais de cultivo, como arações e gradagens, são apontadas como uma das principais causas dessas emissões. Em relação à pecuária, dentre as principais fontes responsáveis por essas alterações, podemos citar a queima para manutenção da pastagem, a compactação do solo e a decomposição dos dejetos do gado (SIX et al., 2002; LAL, 2004; BERNOUX et al., 2005; BUSTAMANTE; KELLER; SILVA, 2009).

3.2.1. Dióxido de carbono

Uma grande quantidade de carbono orgânico é encontrada na forma de biomassa das plantas terrestres, presentes em florestas, pastos e plantações agrícolas. No entanto, uma maior quantidade de carbono está presente na matéria orgânica morta, denominada húmus. O húmus é uma mistura complexa de compostos orgânicos, derivada de microrganismos de solo mortos, que resistiram à decomposição, juntamente com a matéria orgânica vegetal. Por conter de duas a tres vezes mais carbono do que aquele encontrado em toda a vegetação mundial, a matéria orgânica dos solos desempenha um importante papel no balanço global do carbono (LAL, 1997).

No ambiente terrestre, o dióxido de carbono é removido da atmosfera principalmente pela fotossíntese das plantas, sendo devolvido para a atmosfera por meio da respiração de animais e microrganismos quimiorganotróficos. O carbono fixado fotossinteticamente é eventualmente degradado por macro e microrganismos, resultando em duas principais formas de carbono: metano e dióxido de carbono. Esses dois produtos gasosos são formados a partir das atividades de organismos metanogênicos e quimiorganotróficos, respectivamente (MADIGAN et al., 2010).

Quando um tecido orgânico é adicionado a um solo bem aerado, podem ocorrer três reações microbiológicas aeróbicas básicas: oxidação enzimática de compostos de carbono para produzir dióxido de carbono, água, energia e biomassa de decompositores; liberação e/ou imobilização de nutrientes, como nitrogênio, fósforo e enxofre; formação de compostos muito resistentes à ação microbiana (SIX et al., 2002).

Embora a queima de combustíveis fósseis seja um dos principais responsáveis pelo aumento dos níveis atmosféricos de CO₂ na atualidade, boa parte desse aumento provém das perdas de matéria orgânica do solo. Dadas as condições adequadas, alguns solos podem se tornar reservatórios de carbono líquido, efetivamente removendo o CO₂ da atmosfera. Por meio de mudanças no manejo do solo que induzam um lento aumento da sua matéria orgânica, seria possível conter o aumento do CO₂ atmosférico, além de melhorar a qualidade do solo e a produtividade das plantas cultivadas (MOSIER, 1998).

A quantidade de carbono estocado em um ecossistema terrestre depende da capacidade de produção e do tempo que esse carbono ficará retido nos tecidos dos componentes biológicos do sistema. Em uma floresta tropical, a ciclagem ocorre de maneira mais rápida que em uma região boreal ou desértica; por outro lado, o tempo de armazenamento do carbono nos dois últimos biomas é maior. Essa ciclagem está basicamente associada aos processos de fotossíntese e respiração, processos que, por estarem associados à disponibilidade de recursos e fatores físicos do meio, podem ser alterados pela mudança do clima no planeta. O processo fotossintético é dependente de fatores ambientais como a disponibilidade hídrica, os nutrientes do meio, a energia disponível e também a concentração de CO₂. Com isso, alterações nesses fatores podem determinar diminuição ou aumento das taxas de fotossíntese líquida, com consequente menor ou maior transferência de CO₂ da atmosfera à biosfera (TELLES et al., 2003).

Em um agroecossistema, a liberação de carbono na forma de dióxido de carbono por oxidação da matéria orgânica do solo, principalmente pela respiração microbiana, é equilibrada pela entrada de carbono na forma de resíduos de plantas. No entanto, algumas modificações, como desmatamento e queimadas, resultam em uma maior perda líquida de carbono do sistema solo. O revolvimento do solo para o cultivo resulta na exposição da fração lábil da matéria orgânica do solo (SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 1999), favorecendo a oxidação do carbono de compostos orgânicos para CO₂. No entanto, se técnicas adequadas de manejo do solo forem adotadas, como controle da erosão, sistema de plantio direto e reflorestamento, é possível remover parte do carbono contido na atmosfera (BERNOUX et al., 2006).

3.2.2. Metano

O gás metano está presente na atmosfera em quantidades muito menores do que o CO₂. No entanto, a contribuição do metano para o efeito estufa é quase o dobro em comparação ao CO₂, pois cada molécula de CH₄ é cerca de 28 vezes mais eficiente que o CO₂ na retenção da radiação emitida (IPCC, 2013).

Os solos podem tanto adicionar como remover CH₄ da atmosfera. Sem a presença de oxigênio suficiente no solo, os organismos aeróbicos não podem atuar, de forma que os organismos anaeróbicos facultativos se tornam dominantes. Nessas condições de anaerobiose, a decomposição ocorre mais lentamente, e os solos saturados com água e deficientes em oxigênio tendem a acumular grandes quantidades de matéria orgânica parcialmente decomposta. Os produtos finais da decomposição anaeróbica, alcoóis e gás metano, ainda contém muita energia (WUEBBLES; HAYHOE, 2002).

A produção biológica de metano é fundamental no ciclo do carbono em hábitats anóxicos. A metanogênese é realizada por um grupo de *Archaea*, os metanogênicos, os quais são anaeróbicos estritos. A maioria dos metanogênicos utiliza CO₂ como aceptor terminal de elétrons na respiração anaeróbica, reduzindo-o a CH₄, com a participação de H₂ como doador de elétrons. Somente um pequeno número de outros substratos, principalmente o acetato, é diretamente convertido a CH₄ pelos metanogênicos. Assim, para a conversão da maioria dos compostos orgânicos a CH₄, os metanogênicos devem associar-se a organismos parceiros (sintróficos), os quais podem supri-los dos compostos necessários. O processo de sintrofia ocorre quando dois ou mais organismos cooperam na degradação anaeróbica de compostos orgânicos (CONRAD, 1996).

A matéria orgânica do solo primeiramente é decomposta por processos aeróbicos, com a formação de compostos como a celulose, proteínas, lipídeos e ácidos nucleicos. Após esse processo, é atacada anaerobicamente, resultando em duas principais formas de carbono, o metano e o dióxido de carbono. Em ambientes anóxicos, através do processo de hidrólise, bactérias celulolíticas e outras bactérias hidrolíticas degradam os polímeros complexos, transformando-os em compostos mais simples, como glicose e aminoácidos. Esses monômeros são fermentados pelos fermentadores primários, originando ácidos graxos de cadeia curta (acetato, propionato e butirato), alcoóis, H₂ e CO₂. O H₂ é rapidamente removido pelos metanogênicos, juntamente com o acetato, porém, a maior parte do carbono orgânico mantém-se na forma de ácidos graxos e alcoóis. Estas formas não podem ser diretamente catabolizadas pelos metanogênicos, sendo necessária a atuação de bactérias fermentativas

sintróficas. Esses organismos sintróficos são os fermentadores secundários, que irão transformar os ácidos graxos em H₂, CO₂ e acetato, que serão consumidos pelos metanogênicos, completando o processo de decomposição da matéria orgânica (SAGGAR et al., 2004).

As emissões de CH₄ são provenientes principalmente de atividades antrópicas, tais como a queima da biomassa, criação de ruminantes, dejetos animais, cultivo em áreas alagadas, aterros e queima de combustíveis fósseis (LE MER; ROGER, 2001). Na pecuária, as principais fontes de emissão de metano estão relacionadas à fermentação entérica e a decomposição dos dejetos em condições anaeróbicas (PRIMAVESI, 2007).

3.2.3. Óxido nitroso

O nitrogênio pode ser encontrado em todos os seres vivos, sendo um componente essencial do DNA, RNA e das proteínas, que por sua vez, controlam todos os processos biológicos. Em relação às plantas, o nitrogênio é o nutriente ao qual o processo de produção primária depende diretamente, estando presente em aminoácidos e na clorofila, sendo essencial para que as plantas possam sintetizar carboidratos (CANTARELLA, 2007).

O maior compartimento de nitrogênio é a atmosfera, estando presente na forma gasosa N₂, constituindo aproximadamente 78% do volume atmosférico. Porém, a forte ligação entre os átomos de nitrogênio para formar o N₂, o torna uma molécula inerte. Para que as plantas e animais possam absorver o nitrogênio, essa molécula precisa ser transformada em uma forma quimicamente disponível, como amônio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻) ou nitrogênio orgânico. A transferência natural do nitrogênio para a biosfera terrestre é feita por meio de descargas elétricas na atmosfera ou por meio biológico (BRADY; WEIL, 2013).

As principais transformações biológicas do nitrogênio são: fixação do nitrogênio, onde o N₂ atmosférico é transformado em um composto nitrogenado; assimilação da amônia, processo no qual o NH₃ ou NH₄⁺ é absorvido por um organismo; nitrificação, que é a oxidação do NH₃ ou NH₄⁺ para NO₂⁻ ou NO₃⁻ por um organismo, para produção de energia; amonificação, que é a quebra de compostos orgânicos de N em NH₃ ou NH₄⁺; e desnitrificação, que é a redução do nitrato para formas gasosas de N, como o N₂ ou o N₂O (BOUWMAN, 1998).

Compreender o ciclo do nitrogênio é fundamental para a resolução de muitos problemas ambientais e agrícolas, principalmente quando se trata da emissão de N₂O para a atmosfera, pois seu potencial de aquecimento global (PAG) é 265 vezes superior ao do CO₂. Ao contrário de outros óxidos, que geralmente permanecem na atmosfera por poucos dias, o N₂O pode residir por um período de 70 a 150 anos. Entre os anos de 1750 e 2000, a concentração de N₂O na atmosfera passou de 270 para 320 ppbv, com aumento médio de 0,8 ppbv ano⁻¹ (IPCC, 2007).

A emissão dos solos é considerada a principal fonte de N_2O , resultantes de processos naturais ou antrópicos, tais como o uso de fertilizantes nitrogenados, a fixação biológica de nitrogênio, adição de dejetos animais, incorporação de resíduos culturais e queima de biomassa vegetal (CERRI et al., 2009).

O óxido nitroso origina-se dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, a partir de transformações microbianas das formas inorgânicas do nitrogênio nos solos. Os íons de amônio do solo podem ser enzimaticamente oxidados por certas bactérias, produzindo nitritos (NO₂⁻) e, posteriormente, nitratos (NO₃⁻). Essas bactérias do solo são classificadas como autótrofas, pois utilizam o CO₂ como fonte de carbono e obtém sua energia pela oxidação dos íons amônio, em vez da matéria orgânica. O processo denominado nitrificação consiste em duas etapas sequenciais principais. O primeiro, a nitritação, resulta na conversão de amônio (NH₄⁺) a nitrito (NO₂⁻) por um grupo específico de bactérias autotróficas conhecidas como *Nitrosomonas*. O nitrito formado é imediatamente utilizado por um segundo grupo de autótrofos, *Nitrobacter*, pelo processo de nitratação, onde o NO₂⁻ é oxidado a NO₃⁻. Portanto, quando o NH₄⁺ é liberado no solo, geralmente é logo convertido em NO₃⁻ (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Em situações onde o suprimento de oxigênio é deficiente, bactérias nitrificantes também podem produzir NO e N₂O (KHALIL et al., 2004).

A desnitrificação é o último passo no ciclo do nitrogênio, onde o N₂ fixado do ar, por via industrial ou biológica, é devolvido à atmosfera, sendo o N₂O o produto intermediário obrigatório nesse processo. O nitrogênio existente no solo na forma de nitrato (NO₃⁻) é reduzido, em condições de anaerobiose por ação de bactérias heterotróficas, a óxido nitroso (N₂O) ou a nitrogênio elementar (N₂), ambos na forma de gás, que se perdem para a atmosfera. A desnitrificação ocorre em condições de excesso de umidade no solo, que levam à falta de oxigênio, e em presença de matéria orgânica fresca, que serve de fonte de energia para as bactérias responsáveis pelo processo (DE KLEIN; ECKARD, 2008).

Os processos de nitrificação e desnitrificação são afetados por diversos fatores climáticos e características do solo, tais como o espaço poroso preenchido por água (EPPA), temperatura e densidade do solo. As bactérias nitrificantes são muito mais sensíveis às condições ambientais, pois necessitam de uma fonte de íons amônio e de oxigênio para sintetizar nitritos e nitratos e, portanto, favorecidas em solos bem drenados. O processo de nitrificação é favorecido por condições de umidade no solo entre 35 e 60% do EPPA, e temperatura ótima de atividade entre 20 e 30°C, enquanto que a desnitrificação é favorecida em solos com mais de 70% do EPPA (BOLAN et al., 2004; BATEMAN; BAGGS, 2005; RUSER et al., 2006).

3.3. Emissão de gases de efeito estufa na pecuária

O rebanho bovino brasileiro conta atualmente com mais de 210 milhões de cabeças de gado (IBGE, 2006), sendo o segundo maior produtor mundial, ficando atrás apenas da Índia. Mais de 90% deste rebanho é criado em pastagens em sistema extensivo de produção. As emissões de GEE pela atividade pecuária estão associadas ao desmatamento e queimadas subsequentes nos biomas Amazônia e Cerrado; à queima para a manutenção da pastagem; e à fermentação entérica do gado em todo o país. Tanto o desmatamento seguido pela queima da biomassa vegetal, para abertura de novas áreas de pastagem, quanto a fermentação entérica e decomposição dos dejetos do gado são responsáveis pela emissão de CH₄ e N₂O para a atmosfera (BRASIL, 2014).

Os dejetos animais provenientes de sistemas de confinamento animal, sob condições anaeróbicas, constituem a principal fonte de emissão. No Brasil, devido às características de pecuária extensiva, os dejetos produzidos por grandes rebanhos de gado acabam sendo dispostos no campo como material sólido, secam e se decompõem no próprio campo. Quando o material orgânico dos dejetos animais é decomposto sob condições anaeróbicas, bactérias metanogênicas podem produzir quantidades consideráveis de CH₄. Já a urina promove, principalmente, a emissão de N₂O. Além desses dois gases, mesmo que em pequena quantidade, pode existir a produção de CO₂ no processo de degradação dos dejetos em campo (LIMA et al., 2010).

A produção de CH₄ é parte do processo digestivo normal dos herbívoros ruminantes e ocorre no pré-estômago (rúmen). No rúmen, a fermentação do material vegetal ingerido é realizada por bactérias em processo anaeróbico, que convertem os carboidratos celulósicos em ácidos graxos de cadeia curta. Ao realizar essa transformação, ocorre liberação de calor e são produzidos CO₂ e CH₄, que são eliminados, em parte, com os gases respiratórios (MOSS, 1993). A intensidade da emissão de CH₄ depende do tipo e tamanho do animal, condições ambientais, quantidade e grau de digestibilidade da massa digerida, taxa de crescimento e do esforço a que se submete o animal. Quanto maior o consumo de alimento, maior será a emissão de CH₄ pelo animal e quanto melhor a qualidade desta dieta, menor a produção de CH₄ por unidade de alimento ingerido (BROUČEK, 2015). Os ruminantes, tanto nos trópicos como nos subtrópicos, experimentam flutuações sazonais no suprimento de alimento e qualidade das pastagens. Isso resulta em um padrão sazonal de ganho de peso na estação úmida e perda de peso na estação seca (LIMA; PESSOA; LIGO, 2006; PRIMAVESI; ARZABE; PEDREIRA, 2007).

Em relação à deposição de dejetos sólidos na pastagem, a entrada de nutrientes no solo é o principal fator responsável pela emissão dos gases, favorecendo o chamado *priming effect* (FONTAINE; MARIOTTI; ABBADIE, 2003), onde a produção de CO₂ e CH₄ pelos microrganismos do solo ocorre devido a um aumento na taxa de mineralização da matéria orgânica. A emissão proveniente das fezes bovinas em sistema extensivo ainda provoca controvérsia, por ser considerada uma quantidade ínfima. Porém, existem estudos que mostram a ocorrência de emissão de metano via fezes depositadas no pasto (HOLTER, 1997; GONZÁLEZ-ÁVALOS; RUÍZ-SOÁRES, 2001). Mais estudos nesse sentido são necessários para determinar a relevância da emissão de CH₄ por esses dejetos, principalmente no clima tropical.

A emissão de N_2O proveniente da adição da urina ao solo é produzida principalmente por nitrificação. Esse processo consiste na transformação aeróbica do amônio (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-). Em solo úmido (75% a 90% do grau de saturação de água no solo), a desnitrificação é o processo dominante, onde ocorre a formação de N_2 a partir da redução do NO_3^- , em condições anaeróbicas. Nos dois processos, o N_2O é um produto intermediário do metabolismo dos microrganismos do solo, que será emitido para a atmosfera, sendo que a temperatura, a umidade e a textura do solo afetam diretamente os processos microbiológicos que controlam os fluxos de N_2O (DE KLEIN; VAN LOGTESTIJN, 1994).

De acordo com a Segunda Comunicação Nacional do Brasil (BRASIL, 2010), 70% do metano emitido em 2005 referem-se à agropecuária, sendo que 80% desse percentual são provenientes da fermentação entérica e dos dejetos sólidos dos animais (FAO, 2010). Em relação ao N₂O, os animais em pastagens representam 48% das emissões totais de GEE provenientes de solos agrícolas, sendo o gado bovino o maior contribuinte para essa emissão.

Nos próximos anos, o setor agrícola tende a se expandir, para atender as necessidades de fibras, alimento e biocombustíveis da crescente população mundial. Esse aumento ocorrerá, possivelmente, por meio da ocupação de pastagens degradadas. Portanto, torna-se necessário o aumento da eficiência na produção de carne sem promover o desmatamento. Desta forma, o setor agropecuário enfrentará grandes desafios para os próximos anos, tais como o aumento da produção e da produtividade em uma área menor que a destinada à pecuária de corte atualmente, e a necessidade de basear-se em uma agropecuária de baixo carbono, uma vez que será uma exigência dos consumidores do exterior (NEVES, 2012).

O sequestro de carbono por pastagens bem manejadas pode representar um importante sumidouro de carbono na produção de carne bovina. Após alguns anos de cultivo, estudos mostram que os teores totais de carbono no solo de pastagens são comparáveis aos de florestas, quando as mesmas são bem manejadas (CERRI et al., 2003; SILVA et al., 2004; MAIA et al., 2009). Como a grande maioria das pastagens do Brasil atualmente encontram-se altamente degradadas verifica-se o grande desafio para a produção agropecuária.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Para quantificar os fluxos dos principais GEE (CO₂, CH₄ e N₂O), foram conduzidos dois experimentos, um em solo sob pastagem e outro em solo sob vegetação nativa, cada um deles em dois períodos, compreendendo as estações seca e chuvosa. No solo sob pastagem, fezes e urina do gado bovino foram depositadas no solo, para avaliar a contribuição de cada uma delas na emissão de GEE. A Figura 1 resume os sistemas a serem comparados.

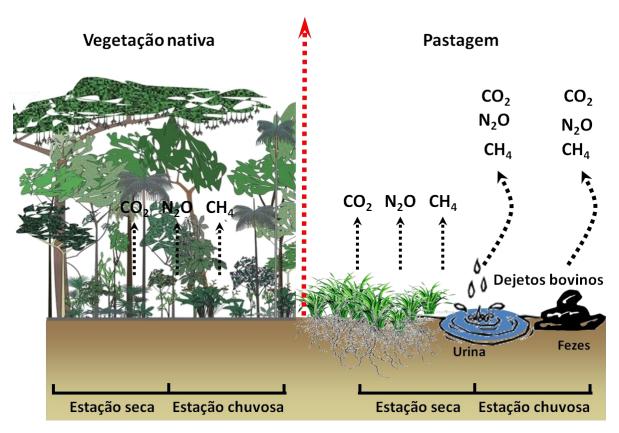


Figura 1 - Ilustração esquemática da sequência de mudança de uso da terra estudada, destacando as principais fontes de emissão de gases de efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) avaliadas nas épocas seca e chuvosa

4.1. Localização e descrição da área de estudo

Os experimentos foram desenvolvidos em área de vegetação nativa (21°20'29"S, 50°56'32"O) e cultivada com pastagem (21°20'33"S, 50°56'27"O), situadas no município de Valparaíso, SP, Brasil (Figura 2). O solo da área amostrada foi classificado como Latossolo Vermelho Eutrófico (EMBRAPA, 2013).

A vegetação natural predominante na região é classificada como floresta estacional semidecidual, formação florestal presente em áreas que apresentam uma época do ano de intensas chuvas de verão seguidas por estiagens acentuadas. As árvores deste tipo de vegetação, para regular seu balanço hídrico, perdem suas folhas em períodos de menor incidência das chuvas. Esta formação abrange os trechos de Mata Atlântica encontrados no interior do estado de São Paulo (INSTITUTO FLORESTAL, 2005).

Os pastos são formados principalmente por *Brachiaria brizantha*. A fazenda produz bovinos de corte da raça *Nelore*, criados em sistema extensivo, com suplementação alimentar de sal mineral proteinado durante o ano todo. Nessa propriedade, também há criação de fêmeas mestiças leiteiras obtidas do cruzamento das raças Gir e Holandesa. Durante o período do estudo, os animais foram retirados e a área do experimento foi cercada para que o gado não pudesse utiliza-la e consequentemente interferir nas medições dos gases.



Figura 2 - Localização da área de estudo, no município de Valparaíso, SP

Segundo classificação climática de Köppen, a região está sob influência de clima Awtropical úmido, com estação chuvosa no verão, de novembro a abril, e nítida estação seca no inverno, de maio a outubro, caracterizado por temperatura média do mês mais frio em torno de 18°C e precipitações anuais superiores a 750 mm, podendo atingir 1800 mm. Os dados pluviométricos (Figura 3) deste estudo foram obtidos na Estação Meteorológica Automática do InMet (Instituto Nacional da Meteorologia), localizada na Estação Experimental da UFSCar em Valparaíso, próxima à área dos experimentos.

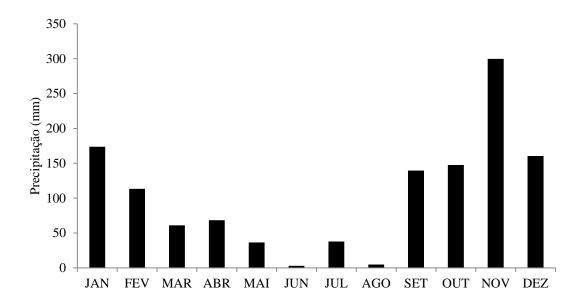


Figura 3 - Precipitação pluvial registrada pela Estação Meteorológica Automática do InMet em Valparaíso no ano de 2014

Durante o período do experimento, realizado de 21 de agosto a 21 de setembro (estação seca) e de 20 de novembro a 18 de dezembro (estação chuvosa) de 2014, a temperatura do ar variou de 10,7°C a 37,9°C na estação seca e de 18,1°C a 34,5°C na estação chuvosa. A precipitação total do período do primeiro experimento foi de 24,6 mm, enquanto que do segundo foi de 219,8 mm. A média diária destes valores pode ser visualizada na Figura 4, além da média da temperatura da superfície do solo, amostrada no momento de cada coleta, que apresentou variação de 20,7°C a 40,3°C na estação seca e 23,9°C a 33,3°C na estação chuvosa, para a área de vegetação nativa. Já na área de pastagem, a média diária da temperatura da superfície do solo, apresentou variação de 22,1°C a 52,1°C na estação seca e 23,8°C a 44,4°C na estação chuvosa. Além desses valores que aparecem nos gráficos, também foi amostrada a temperatura do solo a 5 cm de profundidade, que apresentou variação de 20,3°C a 23,8°C para a área de vegetação nativa e 22,1°C a 31,0°C na pastagem, durante a estação seca, e de 22,1°C a 28,8°C e de 24,3°C a 29,5°C na estação chuvosa, nas áreas de vegetação nativa e pastagem, respectivamente.

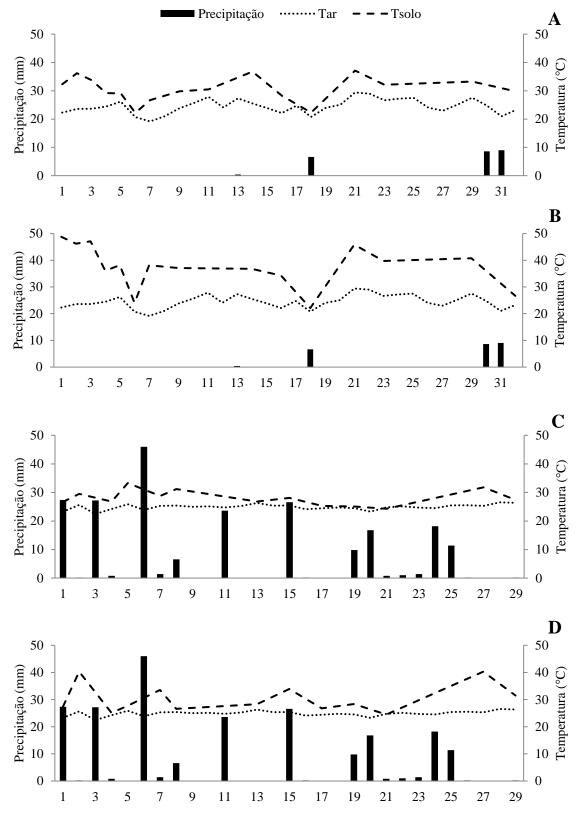


Figura 4 - Precipitação pluvial registrada pela Estação Meteorológica Automática do InMet em Valparaíso e temperaturas do ar e do solo registradas durante os experimentos. (A) Área de vegetação nativa durante estação seca; (B) Área de pastagem durante estação seca; (C) Área de vegetação nativa durante estação chuvosa; (D) Área de pastagem durante estação chuvosa

4.2. Caracterização do solo da área de estudo

A amostragem para a caracterização inicial das características físicas e químicas do solo nas áreas do experimento, foi realizada ao redor das câmaras na camada 0-10cm, coletadas em triplicatas. Estas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e enviadas ao laboratório de Análises Químicas do Departamento de Ciência do Solo (ESALQ-USP) para análise. Com as mesmas amostras, o teor de areia, silte e argila foi determinado pelo método Bouyoucos (densímetro) de acordo com Embrapa (1979). A textura do solo obtida foi arenosa (84% areia, 2% silte e 14% argila). Os valores das características físicas e químicas do solo sob vegetação nativa são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Características físicas e químicas da camada 0-10 cm do solo sob vegetação nativa e sob pastagem, nas estações seca e chuvosa, antes da aplicação dos tratamentos

		Vegetação nativa		Pastagem	
		Estação seca	Estação chuvosa	Estação seca	Estação chuvosa
pН	(CaCl ₂)	4,4	4,6	4,6	4,0
S	$mg dm^{-3}$	5,3	6,3	7,6	5,8
P	$mg dm^{-3}$	8,3	10	10,6	6,3
K	$mmol_c\ dm^{ ext{-}3}$	1,7	2,1	1,7	1,6
Ca	$mmol_c\ dm^{ ext{-}3}$	11	22,3	8,3	3,3
Mg	$mmol_c\ dm^{ ext{-}3}$	6	10,3	5,0	2,8
H+A	$1 \ mmol_c \ dm^{-3}$	21	17,6	21,6	26
SB	$mmol_c\ dm^{ ext{-}3}$	18,7	34,8	14,9	7,6
CTC	$mmol_c dm^{-3}$	39,7	52,4	35,2	33,7
V	%	46,3	61,7	40	23,5
В	$mg dm^{-3}$	0,35	0,48	0,45	0,24
Cu	$mg dm^{-3}$	0,6	0,46	0,62	0,68
Fe	$mg dm^{-3}$	69,6	63,3	90,8	97,6
Mn	$mg dm^{-3}$	17,9	18,2	13,8	13,1
Zn	$mg dm^{-3}$	1,4	1,8	2,4	1,5
C	%	1,18	2,25	1,59	1,31
N	%	0,07	0,15	0,14	0,06

pH-potencial de hidrogênio, S-enxofre, P-fósforo, K-potássio, Ca-cálcio, Mg-magnésio, H+Al-potencial de acidez, SB-soma de bases, CTC-capacidade de troca catiônica, V-saturação por bases, B-boro, Cu-cobre, Fe-ferro, Mn-manganês, Zn-zinco, C-carbono, N-nitrogênio.

4.3. Caracterização dos dejetos bovino

Amostras de urina e fezes foram coletadas de um grupo de 12 fêmeas de gado leiteiro, com peso médio de 400 e idade aproximada de 24 meses. Estes animais são criados no pasto durante um ano e em confinamento por 90 dias, tendo a alimentação suplementada com ração composta por milho, polpa cítrica, farelo de soja, caroço de algodão e silagem de cana.

A urina foi coletada em baldes, no início da manhã, durante o momento da ordenha. Antes da aplicação desta urina no experimento e da retirada de amostras para análise, o total coletado foi misturado com a finalidade de homogeneização do conteúdo. Amostras de 20 mL foram diluídas em uma solução 0,036 mmol L⁻¹ de H₂SO₄ e armazenadas a -20°C até o momento da análise. As fezes foram coletadas do chão logo após serem excretadas, do mesmo grupo de indivíduos, também no momento da ordenha, e as amostras para análise foram armazenadas em sacos plásticos e mantidas sobre refrigeração.

As amostras de fezes foram secas a 42°C, destorroadas e trituradas em almofariz e passadas em peneira de malha 100 mesh (0,150 mm), onde alíquotas foram pesadas para a determinação de C e N, pelo processo de combustão a seco (NELSON; SOMMERS, 1996), utilizando-se um analisador elementar LECO® CN-2000 (LECO Corp., Michigan, MI, EUA). Para a determinação do teor de Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Total presente na urina, foi utilizado o analisador TOC-TN (Shimadzu Corp., Kyoto, Japan).

A urina apresentou concentração de nitrogênio de 6,7 g L⁻¹ na estação seca e 6,9 g L⁻¹ na estação chuvosa. Já para as fezes, a concentração de nitrogênio foi de 16 g kg⁻¹ na estação seca e 21 g kg⁻¹ na estação chuvosa, enquanto que para o carbono a concentração foi de 340 g kg⁻¹ e 440 g kg⁻¹, nas estações seca e chuvosa, respectivamente. As concentrações encontradas nas análises foram utilizadas para o cálculo do fator de emissão dos dejetos.



Figura 5 - Coleta de fezes bovina

4.4. Implantação do experimento

Para assegurar a obtenção de dados significativos, o experimento foi amostrado em duas estações, no período de 21 de agosto a 21 de setembro, caracterizado por temperatura e precipitação mais baixas (estação seca) e no período de 20 de novembro a 18 de dezembro, caracterizado por temperatura e precipitação mais elevadas (estação chuvosa).

Foi utilizado o método das câmaras estáticas fixadas no solo, para coleta dos gases emitidos. As câmaras utilizadas nos experimentos são constituídas por uma base de metal (28 cm de diâmetro, 13 cm de altura e área de 0,064 m²), que foram parcialmente enterradas no solo (aproximadamente 3 cm de profundidade), e por uma tampa de PVC (30 cm de diâmetro e 6cm de altura) com uma pequena válvula para acoplamento da seringa de coleta dos gases. A base possui um anel por toda a volta, onde foi inserida água para a vedação entre a base e a tampa da câmara (Figura 6).



Figura 6 - Câmaras de incubação para amostragem das trocas gasosas entre o solo e a atmosfera, na área de vegetação nativa e na pastagem, respectivamente

O delineamento experimental empregado foi o inteiramente casualizado. Na área de vegetação nativa foram implantadas cinco câmaras, sem a aplicação de tratamentos, para que as emissões naturais do solo fossem quantificadas. Já na área de pastagem, um total de vinte câmaras, sendo quatro tratamentos com cinco repetições. Como testemunha, foram quantificadas as emissões do solo sem a deposição de dejetos animais (tratamento controle 1). Além do controle 1, os tratamentos analisados na pastagem foram: fezes e urina bovina. O tratamento com água foi empregado para ser comparado com o de urina, para verificar a influência da umidade na emissão, sendo considerado o controle 2. As câmaras foram alocadas com a distância de cinco metros entre si (Figura 7).



Figura 7 - Câmaras de incubação para amostragem das trocas gasosas entre o solo e a atmosfera, nas estações seca e chuvosa, respectivamente

Para o tratamento com fezes, foi aplicada a quantidade de 1 kg de fezes por câmara, e para o tratamento com urina, 1 L de urina por câmara. Tanto as fezes como a urina foram homogeneizadas antes da aplicação. Esta quantidade foi baseada em valores observados para cada dejeção em sistemas extensivos de criação de gado bovino, onde a média diária é de aproximadamente 10 kg de fezes e 10 litros de urina, distribuídos em 10 eventos (GONZÁLEZ-AVALOS; RUIZ-SUÁREZ, 2001; ORR et al., 2012).

4.5. Amostragem e quantificação dos fluxos de gases de efeito estufa

A amostragem dos gases foi realizada diariamente durante os 7 primeiros dias. Após este período, as coletas foram feitas em dias alternados, até totalizar 30 dias. As amostras foram coletadas em seringas de polipropileno de 20 ml (Becton, Dickinson and Co., Franklin Lakes, NJ, USA), em intervalos regulares (0, 10 e 20 minutos após o fechamento da tampa). Logo após a coleta, as amostras foram transferidas com o auxílio de agulhas hipodérmicas para frascos de vidro de 13 ml, vedados com septo tipo rolha de borracha butílica (Bellco Glass, Vineland, NJ, USA), previamente evacuados, onde ficaram armazenadas até o momento da análise cromatográfica.

No início e no final de cada coleta, foram verificadas as temperaturas do ar e do solo em diferentes profundidades (superficial, 2 cm, 5 cm e 10 cm), bem como a pressão barométrica do local de coleta, necessárias para o cálculo do fluxo dos gases. Para determinação do volume médio de cada câmara foram feitas medições de alturas de cinco pontos da superfície do solo até a tampa e calculada a média.

Para a determinação da concentração dos gases, foi utilizado um cromatógrafo SRI (SRI 8610C Model, Torrance, CA, USA) operado a 81°C, que possui um detector de captura de elétrons (ECD), para determinar a concentração dos gases CO₂ e N₂O e um detector por ionização de chama (FID), que quantifica o CH₄ na mesma amostra. Este cromatógrafo possui duas colunas empacotadas HayeSep-N e utiliza nitrogênio (5.0) como gás de arraste a 25 ml/min. No FID, as amostras foram submetidas à combustão por hidrogénio (5.0) e chama de ar sintético. Antes da detecção, CO₂ foi reduzido para CH₄ utilizando um metanador.

As concentrações dos gases foram calculadas por comparação das áreas dos picos das amostras para os de padrões preparados comercialmente (White Martins, Piracicaba, Brasil). Os fluxos foram calculadas por um ajuste linear dos dados de concentração em função do tempo de incubação. A emissão diária dos GEE foi obtida pela média dos fluxos das cinco repetições de cada tratamento. A emissão total acumulada durante o período de avaliação foi calculada pela integral dos valores obtidos em cada tratamento durante o período avaliado. Para cada tratamento foi calculado as médias e erro padrão. A Equação 1 geral do cálculo do fluxo dos gases pode ser definida como:

Fluxo =
$$\frac{d \left[g\acute{a}s\right]}{dt} \cdot \frac{Vh}{A} \cdot \frac{1 - \frac{e}{P}}{VM}$$
 (Equação 1)

Sendo: (d [gás]/ dt) = alteração da concentração do gás em função do tempo (mol gás mol⁻¹ s⁻¹); Vh = volume da câmara utilizada na amostragem (m³); A = área da câmara (m²); e/P = pressão de água/pressão atmosférica na câmara (kPa/kPa); VM = volume molar da câmara (m³ mol⁻¹).

Os fluxos acumulados de cada período foram utilizados para o cálculo do fluxo anual para cada tratamento, considerando-se que a região estudada apresenta seis meses de estação seca e seis meses de estação chuvosa. Desta forma, multiplicou-se o fluxo acumulado de cada estação por seis, e somou-se o resultado para se obter o fluxo anual.

Os fluxos de N₂O e CH₄ foram convertidos em CO₂e para efeito de comparação. Foi utilizada a métrica do Potencial de Aquecimento Global (PAG) (*Global Warming Potential* – GWP, em inglês) atualmente utilizada como fator de ponderação, para se chegar à unidade comum, o equivalente de dióxido de carbono (CO2e). De acordo com IPCC (2013), o potencial de aquecimento global (PAG) do N₂O é 265 vezes a do CO₂ e CH₄ equivale 28 vezes. Assim, a fórmula de conversão dos fluxos de N-N₂O e C-CH₄ em CO₂e encontra-se apresentada nas Equações 2 e 3:

$$CO_2 e (N - N_2 O) = N - N_2 O * \left(\frac{44}{28}\right) * 265$$
 (Equação 2)

$$CO_2e (C - CH_4) = C - CH_4 * (\frac{16}{12}) * 28$$
 (Equação 3)

Em que: N-N₂O = fluxo de N₂O do período; C-CH₄ = fluxo de CH₄ do período; (44/28) = fator de conversão de N-N₂O para N₂O; (16/12) = fator de conversão de C-CH₄ para CH₄; 265 = potencial de aquecimento global do N₂O em relação ao CO₂; 28 = potencial de aquecimento global do CH₄ em relação ao CO₂.

Para o cálculo do carbono equivalente, tanto para o tratamento com fezes quanto para o com urina, foi descontado o fluxo acumulado do solo controle 1 do valor do fluxo acumulado de cada dejeto, para avaliar apenas a emissão das fezes e da urina, descontando-se o efeito do solo.

4.6. Fator de emissão

O fator de emissão (FE) do N₂O foi calculado conforme equação proposta por De Klein et al. (2003), que considera o total de N-N₂O emitido a partir da urina ou esterco em relação ao N total adicionado ao solo via dejetos do gado, conforme Equação 4:

$$FE_{\%} = \left[\frac{N - N_2 O_{dejeto} - N - N_2 O_{controle}}{N_{aplicado}} \right]. 100$$
 Equação 4

Onde: N-N₂O (dejeto) é o N emitido na forma de N₂O a partir do tratamento com urina ou fezes; N-N₂O (controle 1) é o N emitido na forma de N₂O a partir do solo sem aplicação de dejeto e N-aplicado (urina ou fezes) é a quantidade de N aplicado através da urina ou das fezes.

Em relação à emissão de metano pelas fezes, obtida em kg cabeça⁻¹ ano⁻¹, como requerido pelo IPCC, para o cálculo do fator de emissão também foram utilizados os valores do fluxo acumulado das fezes, descontando-se o valor do fluxo acumulado do controle 1, para não superestimar o resultado.

4.7. Análise estatística

Os dados coletados foram analisados estatisticamente utilizando o Teste t de Student para comparação de médias, sendo considerados significativos valores de p < 0,05. A análise estatística foi realiza para comparar a emissão acumulada entre área de vegetação nativa e o solo controle 1 da pastagem, entre o tratamento com aplicação de fezes com o solo controle 1 da pastagem, e entre o solo onde foi aplicada a urina com seu respectivo controle (solo com água). Também foi realizada a comparação entre as estações para cada tratamento, a fim de verificar o efeito da sazonalidade nos fluxos de GEE. As análises estatísticas foram realizadas pelo software Microsoft Excel.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Fluxos de GEE na vegetação nativa

5.1.1. Fluxo diário

O fluxo acumulado de CO₂ da área de vegetação nativa foi de 32,2 g C-CO₂ m⁻² durante a estação seca, e de 95,6 g C-CO₂ m⁻² na estação chuvosa, apresentando variação significativa devido à sazonalidade do clima, com maior emissão durante o período de chuvas (Figuras 8 e 9). Esse padrão de comportamento também foi verificado em outros estudos realizados no Brasil, tanto em áreas de Cerrado (PINTO; BUSTAMANTE; KISSELE, 2002; VARELLA et al., 2004; SIQUEIRA NETO et al., 2011) quanto na Floresta Amazônica (FERNANDES et al., 2002). Os fluxos de gases entre solo e atmosfera em uma área de vegetação nativa estão basicamente associados à decomposição dos resíduos vegetais, à respiração da microbiota e raízes, além da oxidação da matéria orgânica (RYAN; LAW, 2005). As trocas de CO₂ entre o solo e a atmosfera são fortemente controladas pela temperatura e umidade do solo, ocasionando uma maior emissão conforme elevação desses fatores, o que explica os resultados observados nesse estudo (BOWDEN; NEWKIRK; RULLO, 1997).

Em relação ao CH₄, o fluxo acumulado durante o período do experimento foi de -18,0 mg C-CH₄ m⁻² durante a estação seca. Para o período chuvoso, o valor foi de -3,9 mg C-CH₄ m⁻² (Figuras 8 e 9). Houve diferença significativa no fluxo acumulado de CH₄ entre as estações seca e chuvosa. Em solos bem drenados, a oxidação do CH₄ por organismos metanotróficos geralmente é o processo dominante, enquanto que em ambientes com potencial redox muito baixo, típico de áreas muito úmidas ou alagadas, a produção de metano é favorecida (MOSIER et al., 1991; STRIEGL et al., 1992; LE MER; ROGER, 2001). O aumento da precipitação durante a estação chuvosa pode ter diminuído a capacidade de oxidação do CH₄ pelos organismos do solo. Apesar da diferença significativa, a área de vegetação nativa apresentou valores negativos para o fluxo de CH₄ em ambas estações, ou seja, atuou na remoção de metano da atmosfera. No Brasil, este comportamento também foi observado em diferentes fisionomias de vegetação, avaliados por Poth et al. (1995), Anderson e Poth (1998) e Siqueira Neto et al. (2011) em áreas de cerrado, e também em florestas na bacia Amazonica por Verchot et al. (2000) e Fernandes et al. (2002).

A área de vegetação nativa apresentou fluxo acumulado de 2,7 mg N-N₂O m⁻² durante a estação seca, e de 8,6 mg N-N₂O m⁻² na estação chuvosa (Figuras 8 e 9). Não foi verificada variação significativa devido à sazonalidade do clima. No Brasil, Varella et al. (2004) também não verificaram variação no fluxo de N₂O devido a sazonalidade em uma área de Cerrado, enquanto que em outros estudos realizados em regiões da Bacia Amazônica (VERCHOT et al., 1999; GARCIA MONTIEL et al., 2001; MELILLO et al., 2001) e em Cerradão (SIQUEIRA NETO et al., 2011) houve um aumento na emissão de N₂O durante a estação chuvosa.

Nos ecossistemas terrestres, os processos microbianos do solo representam uma importante fonte de N₂O, e alterações nesses processos podem afetar os ciclos regionais e globais desse gás (BOUWMAN et al., 1993). O N₂O pode ser produzido tanto por meio do processo de nitrificação em condições onde o oxigênio encontra-se deficiente, quanto pelo processo anaeróbico de desnitrificação (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989), sendo as trocas de N₂O entre solo e atmosfera controladas por uma complexa interação de fatores químicos, físicos e biológicos, determinadas pela temperatura, pH, umidade, carbono prontamente decomponível e concentração de oxigênio (SMITH; TIEDJE, 1979; MOSIER et al., 1991; BOUWMAN et al., 1993; GRANLI; BØCKMAN, 1994; CASTALDI, 2000; DOBBIE; SMITH, 2003).

O baixo fluxo de N₂O encontrado em ambas estações na vegetação nativa possivelmente ocorreu porque, mesmo com o aumento do teor de água no solo na estação chuvosa, a umidade não foi suficiente para estimular a produção de N₂O, favorecendo o processo de nitrificação mais frequentemente do que a desnitrificação (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989; BATEMAN; BAGGS, 2005). Este fato pode ser explicado pelo fato do solo da região ser arenoso, onde a drenagem da água ocorre rapidamente, mesmo durante a estação chuvosa, dificultando a retenção de água no solo (CASTALDI; ERMICE; STRUMIA, 2006). Outra possível explicação é a baixa quantidade de matéria orgânica disponível, geralmente concentrada em uma fina camada superficial de serapilheira. A quantidade de N mineralizada possivelmente é absorvida pela vegetação, limitando a quantidade de substrato que pode ser utilizada pelos microrganismos para a produção de N₂O (BATE, 1981; BUSTAMANTE et al., 2006).

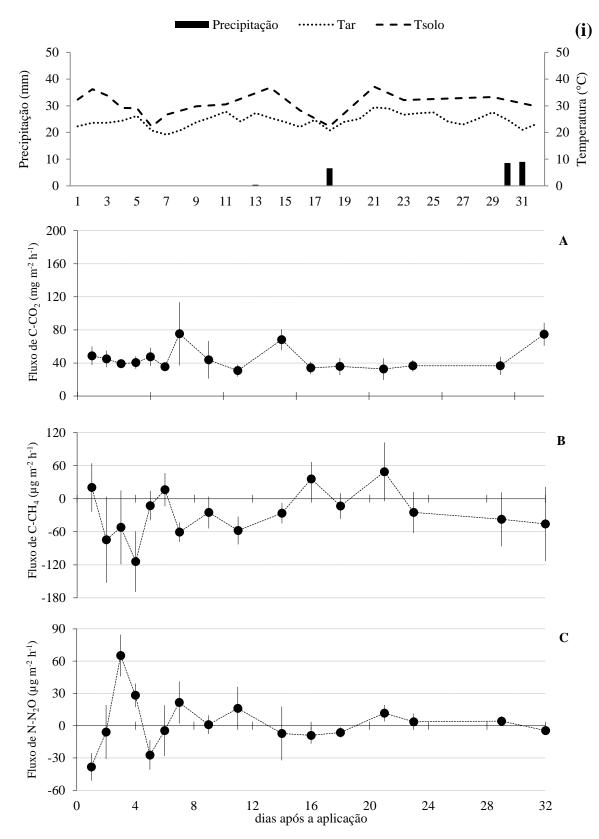


Figura 8 - Fluxo diário de CO₂, CH₄ e N₂O em área de vegetação nativa no município de Valparaíso-SP durante estação seca. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO₂; (B) Fluxo de C-CH₄; (C) Fluxo de N-N₂O

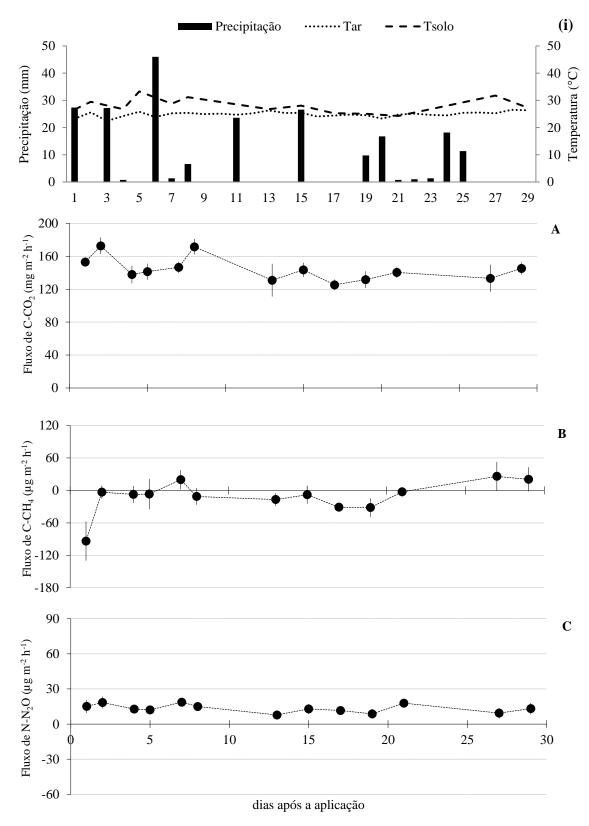


Figura 9 - Fluxo diário de CO_2 , CH_4 e N_2O em área de vegetação nativa no município de Valparaíso-SP durante estação chuvosa. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C- CO_2 ; (B) Fluxo de C- CH_4 ; (C) Fluxo de N- N_2O

5.1.2. Fluxo anual

Na Tabela 2 podemos visualizar os valores dos fluxos acumulados de cada GEE em cada uma das estações amostradas para a área de vegetação nativa, bem uma estimativa do fluxo acumulado anual.

Tabela 2 – Fluxo acumulado de CO₂, CH₄ e N₂O nos períodos amostrados e total acumulado anual, da área de vegetação nativa no município de Valparaíso-SP

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
	$g C-CO_2 m^{-2}$	$mg\ C\text{-}CH_4m^{-2}$	$mg N-N_2O m^{-2}$
Estação seca	32,2	-18,0	2,7
Estação chuvosa	95,6	-3,9	8,6
Total anual	765,6	-131,4	67,8

Avaliando estudos realizados em diferentes ecossistemas, Castaldi et al. (2006) verificaram que áreas de Cerrado, cujos solos são tipicamente ácidos e porosos, com rápida drenagem e boa aeração, não apresentaram variação significativa nos fluxos de GEE entre os períodos de seca e chuva. Também verificaram que a vegetação é um importante fator que influencia os fluxos de GEE, pois florestas e savanas sob o mesmo tipo de solo apresentaram comportamento diferente em relação aos fluxos. A elevada quantidade de matéria orgânica presente em solos de florestas proporciona um aumento no teor de nutrientes e melhora a estrutura do solo, favorecendo a retenção de água e a mineralização da matéria orgânica.

5.1.3. Conversão dos fluxos de N-N₂O e C-CH₄ em CO₂ equivalente (CO₂e)

Os valores dos fluxos acumulados anuais, desconsiderando os valores do CO₂, foram utilizados para o cálculo do CO₂e. O valor total emitido pela área de vegetação nativa encontrado neste estudo foi de 233 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹. Este resultado foi utilizado para a comparação entre os sistemas amostrados.

5.2. Fluxos de GEE na pastagem

A conversão da vegetação nativa para áreas de pastagens pode resultar em mudanças nas propriedades físicas e hídricas do solo, na quantidade e qualidade da matéria orgânica, na dinâmica de nutrientes, na composição de espécies, no microclima e em processos biogeoquímicos, afetando os fluxos de gases do solo (KELLER et al., 1992; SIX et al., 2002; BUSTAMANTE; KELLER; SILVA, 2009). Neste estudo, a pastagem apresentou efeito da sazonalidade, com maiores fluxos de CO₂ na estação chuvosa, apresentando os valores de fluxo acumulado para o período do experimento de 37,8 g C-CO₂ m⁻² e 270,5 g C-CO₂ m⁻², nas estações seca e chuvosa, respectivamente (Figuras 10 e 11). Durante a estação chuvosa o solo controle 1 da pastagem apresentou variação significativa na emissão acumulada de CO₂ quando comparado com a vegetação nativa, com maior emissão pela área de pastagem. Esses resultados foram consistentes com aqueles encontrados por Fernandes et al., (2002), que avaliaram áreas de floresta e pastagem na região de Rondônia, o qual também verificaram maiores emissões no período chuvoso e pelo solo sob pastagens. Por outro lado, Siqueira Neto et al. (2011), não encontraram diferença significativa na emissão de CO₂ pela pastagem em relação à vegetação nativa, em estudo realizado em uma área de Cerrado, porém, também verificaram efeito da sazonalidade na emissão.

Em relação ao CH₄, enquanto a vegetação nativa se comportou como um sumidouro, a área de pastagem atuou como uma fonte, emitindo metano para a atmosfera. O valor do fluxo acumulado do solo controle 1 da área de pastagem foi de 109,4 μg C-CH₄ m⁻² na estação seca e 77,1 μg C-CH₄ m⁻² na estação chuvosa (Figuras 10 e 11). O solo controle 1 da pastagem não apresentou variação significativa no fluxo de CH₄ entre as estações seca e chuvosa. Quando comparado com a vegetação nativa, o solo controle 1 apresentou diferença significativa (*p*<0,05) apenas na estação seca. Outros estudos realizados no Brasil encontraram comportamentos distintos. Verchot et al. (2000) encontraram consumo de metano tanto em área de vegetação nativa quanto em pastagem, em áreas da Amazônia. Fernandes et al. (2002) e Siqueira Neto et al. (2011) também verificaram consumo de metano pela vegetação nativa e emissão em pastagens, em áreas da Amazônia e do Cerrado, respectivamente, apresentando efeito da sazonalidade. Pastos são geralmente caracterizados por uma alta compactação do solo e uma baixa macro e micro porosidade, quando comparados com as áreas de vegetação nativa (REINERS et al., 1994). A vegetação nativa se comportar como sumidouro enquanto o pasto atuar como fonte de metano possivelmente está relacionada a essa compactação,

afetando a permeabilidade do solo e favorecendo a criação de micro-sítios anaeróbicos, onde ocorrerá a produção de metano (BALL et al., 1997).

Neste estudo, o solo controle 1 da pastagem não apresentou diferença significativa na emissão de N₂O quando comparado com a área de vegetação nativa, mesmo resultado verificado por Siqueira Neto et al. (2011) em uma área de Cerrado, enquanto que em outros trabalhos realizados em áreas da Amazônia, foi observada uma maior emissão de N₂O pela vegetação nativa em relação à pastagem (VERCHOT et al., 1999; GARCIA-MONTIEL et al., 2001). Em relação à sazonalidade, o solo controle 1 da pastagem não apresentou variação significativa entre as estações, com fluxo acumulado de 1,7 mg N-N₂O m⁻² durante a estação seca, e de 8,4 mg N-N₂O m⁻² na estação chuvosa (Figuras 10 e 11). Como descrito anteriormente, o fluxo de N₂O no solo é controlado por fatores como temperatura, pH, umidade, carbono prontamente decomponível e concentração de oxigênio. Desta forma, características como rápida drenagem e limitada quantidade de matéria orgânica disponível podem ter influenciado na baixa emissão de N₂O.

Os tópicos a seguir foram subdivididos para avaliar a contribuição de cada dejeto (fezes e urina) nos fluxos de GEE entre solo e atmosfera, analisados separadamente. No último tópico desta sessão foi realizada a conversão dos fluxos de N-N₂O e C-CH₄ em CO₂e para o sistema pastagem, com todas as fontes de emissão incluídas.

5.2.1. Fezes

5.2.1.1. Fluxo diário

O pico de emissão de CO_2 no solo com fezes ocorreu no terceiro dia de coleta (827,3 mg $C-CO_2$ m⁻² h⁻¹) (Figura 10). Houve diferença estatística significativa (p<0,05) entre a emissão acumulada do tratamento com fezes, quando comparado com o controle 1, apenas na estação seca. Apesar do pico de emissão do solo com fezes no segundo dia de coleta durante a estação chuvosa, o fluxo acumulado de CO_2 não apresentou diferença quando comparado com o controle 1 (Figura 11).

As formas orgânicas presentes nas fezes encontram-se como proteínas, celulose, hemicelulose e pectinas, o que dificulta o processo de decomposição, sendo que apenas uma parte deste material é decomposta pelos microrganismos do solo. Outro aspecto relevante observado neste estudo foi a formação de uma crosta na superfície das fezes na estação seca, o que limita a decomposição e garante a estabilidade desta fração por semanas ou meses (OENEMA et al., 1997). Já na estação chuvosa outro processo foi verificado, onde no final dos 30 dias de experimento, com os numerosos eventos de chuva, juntamente com a ação da macrofauna do solo (besouros), as fezes foram completamente degradas. Possivelmente esses fatores foram responsáveis pelo pico de emissão de CO₂ apenas nos primeiros dias do experimento.

Houve um aumento imediato na emissão de CH₄ logo após a aplicação do dejeto, que perdurou apenas durante os primeiros dias, não ultrapassando o quinto dia de coleta, em nenhuma das estações. O pico de emissão do tratamento com fezes ocorreu no primeiro dia de amostragem, em ambas as estações, apresentando os valores de 17818,0 e 12822,9 μg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ para a estação seca e chuvosa, respectivamente (Figuras 10 e 11). O solo da área de pastagem apresentou valores positivos para os fluxos em todos os tratamentos, ou seja, houve emissão de metano para a atmosfera. Os tratamentos com fezes e com urina apresentaram efeito da sazonalidade, com maior emissão de CH₄ na estação seca.

Durante a estação seca as fezes secaram rapidamente, com a formação de uma crosta, restringindo a emissão de metano aos primeiros dias do experimento, diferentemente do que foi observado em clima temperado por Sherlock, De Klein e Li (2003), onde a formação desta crosta permitiu a conservação de suas características, agindo como uma barreira para a perda de umidade, permitindo a manutenção do microambiente anaeróbico e a constante produção de metano até que secassem completamente. Um pico de emissão logo após a aplicação das fezes no solo e um período relativamente curto na emissão de CH₄ ocasionado pela formação de crostas nas fezes também foi observado em outros estudos (JARVIS; LOVELL; PANAYIDES, 1995; YAMULKI et al., 1999; SAGGAR et al., 2004), enquanto o dejeto está proporcionando um microhabitat ideal para a atividade dos organismos metanogênicos, por ser um ambiente quente e úmido, com carbono prontamente disponível para o consumo. Já na estação chuvosa, a combinação de elevadas temperaturas e alta ocorrência de chuvas poderia estimular a produção de metano pelas fezes, como observado em alguns estudos (WILLIAMS, 1993; HOLTER, 1997), porém, devido ao fato das fezes terem sido rapidamente degradadas, a emissão nessa estação também se limitou aos primeiros dias de coleta. Mazzetto et al. (2014) também verificaram um pico de emissão logo após a aplicação das fezes, porém, com padrões de comportamento distintos em diferentes regiões do país. Enquanto em Rondônia verificaram emissão ao longo de todo o período do experimento durante estação chuvosa, em São Paulo a emissão ocorreu apenas nos primeiros dias, devido ao fato da formação da crosta na superfície das fezes.

Na estação seca, os fluxos de N₂O do solo com fezes foram semelhantes aos do controle 1, enquanto que na estação chuvosa houve um pico de emissão de 147,19 μg m⁻² h⁻¹ logo após a aplicação do dejeto (Figuras 10 e 11). Houve diferença estatística significativa (*p*<0,05) entre as emissões de N₂O do solo com fezes, quando comparado com o controle 1, apenas na estação chuvosa. Em relação à sazonalidade, houve variação significativa na emissão de N₂O, com maior fluxo acumulado durante a estação chuvosa. Apesar desse pico de emissão na estação chuvosa, o valor foi bem inferior ao observado para o tratamento com urina. Dentre os possíveis fatores que podem contribuir para as diferenças de emissão entre as fezes e urina, podemos citar o contato com o solo, onde a urina infiltra prontamente enquanto que as fezes podem permanecer na superfície por longos períodos, por causa da formação de uma crosta em sua superfície em dias ensolarados e secos, limitando sua decomposição; a concentração de N em cada excretada, sendo maior na urina; e a taxa de mineralização e forma do N, onde na urina está presente na forma de uréia, que sofre hidrólise rapidamente,

e no esterco na forma de compostos orgânicos como proteínas e celulose, que não são facilmente hidrolisados, reduzindo a disponibilidade de N aos microrganismos (HAYNES; WILLIAMS, 1993; ALLEN; JARVIS; HEADON, 1996; OENEMA et al., 1997; VAN GROENIGEN et al., 2005). Na estação chuvosa, o aumento na emissão de N₂O logo após a aplicação das fezes possivelmente ocorreu devido a ocorrência de eventos de chuva desde os primeiros dias de coleta, impedindo a formação da crosta na superfície das fezes, mantendo-a úmida e favorecendo a ação de microrganismos redutores até sua total decomposição.

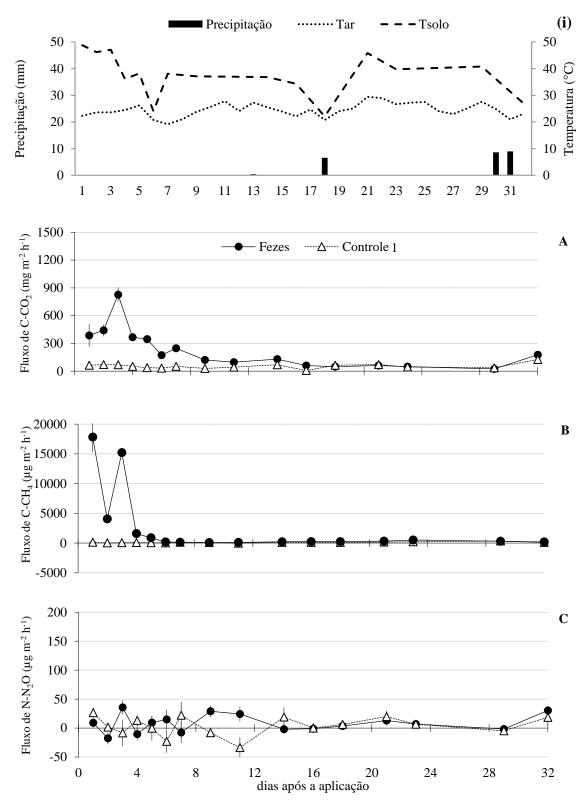


Figura 10 - Fluxo diário de CO₂, CH₄ e N₂O do solo controle 1 e do solo com adição de fezes bovina em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação seca. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO₂; (B) Fluxo de C-CH₄; (C) Fluxo de N-N₂O

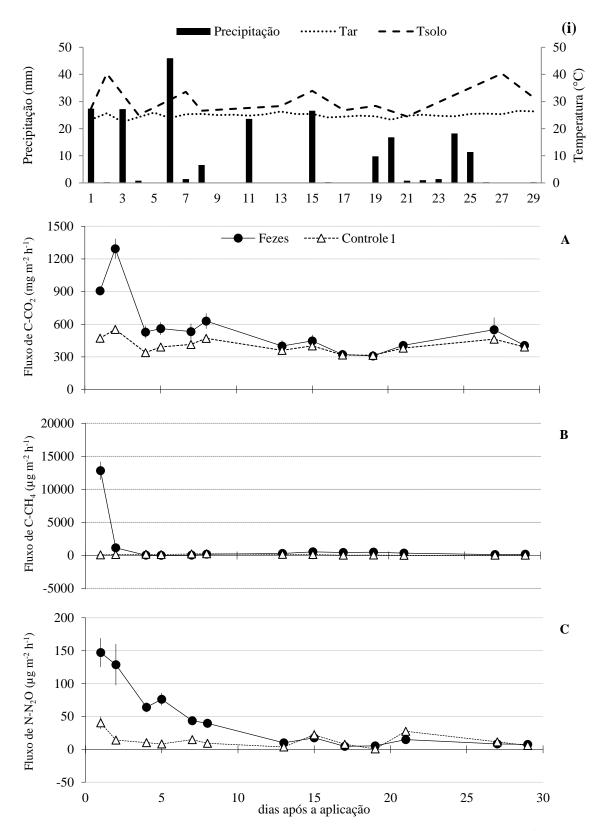


Figura 11 - Fluxo diário de CO_2 , CH_4 e N_2O do solo controle 1 e do solo com adição de fezes bovina em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação chuvosa. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C- CO_2 ; (B) Fluxo de C- CH_4 ; (C) Fluxo de N- N_2O

5.2.1.2. Fluxo anual

Nas tabelas 3 e 4 podemos observar o valor do fluxo acumulado para o período do experimento, em cada estação, bem como o fluxo anual do solo controle 1 da pastagem e do solo com deposição de fezes, respectivamente. O fluxo acumulado anual foi calculado considerando-se que a região apresenta seis meses de estação seca e seis meses de estação chuvosa. Os valores dos fluxos acumulados foram utilizados para os cálculos do fator de emissão e do CO₂ equivalente. Para esses cálculos, o fluxo do solo controle 1 foi descontado do valor do fluxo do solo com fezes, para verificar somente a contribuição do dejeto na emissão de GEE.

Tabela 3 – Fluxo acumulado de CO₂, CH₄ e N₂O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo controle 1 da área de pastagem no município de Valparaíso-SP

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
	$g C-CO_2 m^{-2}$	$mg\ C\text{-}CH_4m^{-2}$	$mg N-N_2O m^{-2}$
Estação seca	37,8	109,4	1,7
Estação chuvosa	270,5	77,1	8,4
Total anual	1849,8	1119,0	60,6

Tabela 4 – Fluxo acumulado de CO₂, CH₄ e N₂O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo com fezes da área de pastagem no município de Valparaíso-SP

	CO_2	CH ₄	N ₂ O
	$g C-CO_2 m^{-2}$	mg C-CH ₄ m ⁻²	$mg N-N_2O m^{-2}$
Estação seca	107,1	907,1	5,7
Estação chuvosa	347,4	363,0	20,3
Total anual	2727,0	7620,6	156,0

Considerando que cada animal defeca em média 10 kg de fezes por dia em 10 eventos, o fator de emissão calculado para este estudo foi de 0,012 e 0,004 kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ nas estações seca e chuvosa, respectivamente. Esses valores são inferiores aos encontrados por Mazzetto et al. (2014), que calcularam 0,02 (seca) e 0,05 (chuvosa) kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ em estudo realizado no estado de São Paulo.

De acordo com a Equação 4, foi calculado o fator de emissão para as fezes em relação ao nitrogênio emitido na forma de N_2O . O valor encontrado para a estação seca foi de 0,001%, enquanto que para a estação chuvosa o valor foi 0,004%. Sordi et al. (2014) calcularam um fator de emissão de 0,15% para as fezes, em estudo realizado em clima subtropical no Brasil.

5.2.2. Urina

5.2.2.1. Fluxo diário

Na estação seca, o solo com urina apresentou pico de emissão de CO2 logo após a aplicação do dejeto (Figura 12). Houve diferença estatística significativa (p<0,05) entre a emissão acumulada do tratamento com urina em relação ao controle 2 apenas na estação seca. A produção de CO₂ logo após a aplicação da urina durante a estação seca, com pico de emissão de 1238,5 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, pode ter ocorrido devido à decomposição do carbono presente nesse dejeto. Quando a urina entra em contato com o solo, o N presente na uréia rapidamente sofre hidrólise com a formação de amônia (NH₃), que será catalisada pela enzima urease, presente nos solos como resultado da atividade microbiana. O processo de hidrólise também reduz o carbono presente na uréia a CO₂, como um subproduto da reação (BOOM et al., 2014). Alguns autores sugerem que a adição de materiais orgânicos ao solo pode ocasionar um efeito priming (KUZYAKOV et al., 2000), o qual ocorre quando a adição de material estimula atividade da microbiota do solo, os quais, além de consumir todo o carbono adicionado, também podem degradar a matéria orgânica nativa do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Estudos mostraram também que a adição de urina de gado pode aumentar a solubilidade do carbono presente no solo, ocasionando um aumento na decomposição deste carbono e, portanto, levando a um potencial aumento ne emissão de CO₂ (UCHIDA et al., 2011; LAMBIE et al., 2013).

Em relação ao CH₄, nenhum efeito de urina foi anotado, apresentando fluxos com mesmo padrão de comportamento ao solo com água (controle 2), em ambas estações. A adição de um grande volume de água presente na urina, com um adicional teor de carbono solúvel, poderia ter aumentado a atividade metanogênica dos solos, porém, neste estudo, não houve produção de quantidades significativas de CH₄, comportamento também observado em outros estudos (JARVIS; LOVELL; PANAYIDES, 1995; FLESSA et al., 1996).

No solo onde foi aplicada a urina, as emissões mais expressivas de N_2O ocorreram no 21° dia de coleta no período seco (232,01 μ g m⁻² h⁻¹), e no 5° (1634,89 μ g m⁻² h⁻¹) e 13° dia (1220,17 μ g m⁻² h⁻¹) durante o período chuvoso (Figuras 12 e 13). Houve diferença significativa entre as emissões de N_2O do solo com urina nas duas estações, quando comparado com seu respectivo controle (solo com água).

A urina do gado é constituída principalmente por ureia (BRISTOW; WHITEHEAD; COCKBURN, 1992), que sofre mineralização pelos organismos heterotróficos do solo, sendo transformada em NH₃ e em seguida em NH₄⁺ e NO₃⁻, que serão consumidos por organismos nitrificantes e desnitrificantes, respectivamente (OENEMA et al., 2005). No entanto, o grau de oxigenação e umidade do solo são importantes fatores que influenciam esses processos, sendo a nitrificação favorecida em ambientes com baixa saturação de água enquanto que a desnitrificação ocorre com alta saturação de água (DE KLEIN; VAN LOGTESTIJN, 1994; LUO; WANG; SUN, 2010), o que pode explicar o comportamento da emissão de N₂O durante período seco, cujo pico de emissão ocorreu após um evento de chuva no 18° dia (YAMULKI et al., 1998). Quando nenhum outro fator limitante está presente no sistema, a combinação de disponibilidade elevada de N mineral e alta saturação por água, pode ser considerada um estímulo para a indução de fluxos de N₂O do solo (SMITH et al., 2003). Esta é uma possível explicação para o aumento na emissão de N₂O pelo solo logo após a aplicação de urina, observado durante a estação chuvosa no presente estudo.

Comportamento similar na emissão de N₂O foi verificado por Lessa et al. (2014), em área de Cerrado, onde houve maior emissão de N₂O pela urina, em condições onde a umidade do solo estava mais elevada. Barneze et al. (2014) também verificaram um aumento na emissão de N₂O logo após a aplicação da urina, durante estação chuvosa, em região de clima tropical. Sordi et al. (2013) realizaram um estudo em clima subtropical, onde observaram maior emissão pelos dejetos na estação mais quente e úmida, sendo que a urina apresentou os maiores valores, porém, durante um período de tempo maior que os outros estudos (cerca de 30 a 40 dias), que foi atribuído a uma combinação de baixas temperaturas e precipitação final.

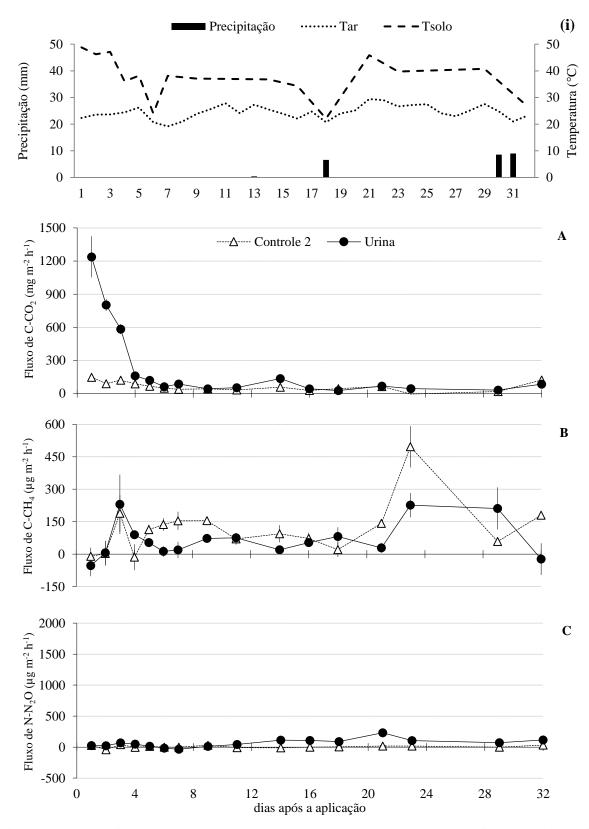


Figura 12 - Fluxo diário de CO₂, CH₄ e N₂O do solo controle 2 e do solo com adição de urina bovina no solo em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação seca. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO₂; (B) Fluxo de C-CH₄; (C) Fluxo de N-N₂O

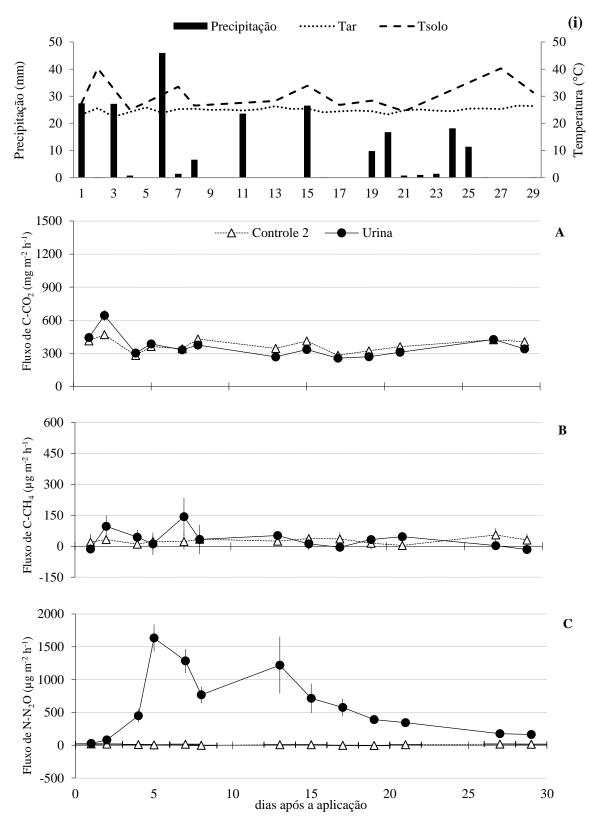


Figura 13 - Fluxo diário de CO₂, CH₄ e N₂O do solo controle 2 e do solo com adição de urina bovina no solo em área de pastagem no município de Valparaíso-SP durante estação chuvosa. (i) média da temperatura diária (°C) do ar (Tar) e do solo (Tsolo); (A) Fluxo de C-CO₂; (B) Fluxo de C-CH₄; (C) Fluxo de N-N₂O

5.2.2.2. Fluxo anual

O valor do fluxo acumulado para o período do experimento, dos solos com água e urina, de cada estação, pode ser visualizado nas tabelas 5 e 6, além do fluxo acumulado anual para cada um dos tratamentos. O valor do fluxo acumulado foi utilizado para o cálculo do fator de emissão, para cada uma das estações, bem como para o CO₂ equivalente. Da mesma forma realizada para o tratamento com fezes, para esses cálculos foi descontado o valor do solo controle 1 do fluxo acumulado do solo com urina, para verificar apenas a contribuição dos componentes presentes na urina nos fluxos de GEE.

Tabela 5 – Fluxo acumulado de CO₂, CH₄ e N₂O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo com água da área de pastagem no município de Valparaíso-SP

	CO_2	$\mathrm{CH_4}$	N_2O
	$g C-CO_2 m^{-2}$	$mg\ C\text{-}CH_4m^{-2}$	$mg N-N_2O m^{-2}$
Estação seca	34,5	106,7	4,5
Estação chuvosa	250,4	18,3	5,8
Total anual	1709,4	750,0	61,8

Tabela 6 – Fluxo acumulado de CO₂, CH₄ e N₂O nos períodos amostrados e total acumulado anual do solo com urina da área de pastagem no município de Valparaíso-SP

	CO_2	CH ₄	N_2O
	$g C-CO_2 m^{-2}$	mg C-CH ₄ m ⁻²	$mg N-N_2O m^{-2}$
Estação seca	91,4	71,5	59,0
Estação chuvosa	234,2	23,4	417,3
Total anual	1953,6	569,4	2857,8

De acordo com o IPCC (2006), o fator de emissão *default* da urina de gado criado em pastagem é de 2%. Neste estudo foi encontrado um valor muito inferior ao proposto, sendo de 0,05% na estação seca e 0,4% na estação chuvosa. Barneze et al. (2014) também encontraram um valor inferior (0,2%) ao *default*, em estudo realizado na região sudeste do Brasil durante estação chuvosa, enquanto que Lessa et al. (2014) encontraram um valor um pouco superior (0,7%) na estação chuvosa, porém, este valor quase se aproximou de zero na estação seca, em estudo realizado no Cerrado. Em vista grande variabilidade de resultados encontrados, tornase necessário a realização de mais estudos para a definição de fatores de emissão específicos para cada região.

5.2.3. Conversão dos fluxos de N-N2O e C-CH4 em CO2 equivalente (CO2e)

Após a conversão dos fluxos de N₂O e CH₄ em CO₂e para todas as fontes de GEE amostradas, o resultado encontrado para o sistema pastagem foi de 9.723 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹, onde as fezes contribuíram com 1.792 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹ e a urina com 7.260 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹. Esse valor foi aproximadamente 40 vezes superior ao encontrado na vegetação nativa.

5.3. Contribuição das fontes no total de GEE emitido

Para o cálculo do CO₂e do sistema pastagem, foi considerado que um animal ocupa uma área de 1 ha e assume-se que cada animal produz por dia em média 10 litros de urina e 10 quilos de fezes, divididos em 10 eventos. Além da emissão de GEE por essas fontes, também foi considerado um valor *default* de eructação, para a contabilização do sistema pastagem como um todo, incluindo o animal. Para o cálculo da emissão total em CO₂ equivalente, não foram contabilizadas as emissões de CO₂, por considerar-se que este gás faz parte do processo fotossintético.

Quando considerada apenas o solo de ambos sistemas, a emissão da pastagem (670 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹) foi apenas 3 vezes superior a emissão da vegetação nativa (233 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹). Inserindo o animal no sistema e somando-se as emissões dos dejetos, o valor aumenta para 9.723 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹. Além dos valores gerados neste estudo, inserimos no cálculo um valor *default* para a eructação do gado que, de acordo com Lima et al. (2006), é de 721 kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹, considerando uma média das estimativas para o estado de São Paulo. Convertendo em CO₂e, a eructação contribui com 20.188 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹. Desta forma, o sistema da pastagem emite 29.910 kg CO₂e ha⁻¹ ano⁻¹, quando contabilizada estas fontes de emissão. A figura 14 ilustra a emissão em CO₂e de cada fonte.

Como citado anteriormente, os dados existentes na literatura referentes ao Brasil, em relação ao fator de emissão, também são inferiores ao proposto pelo IPCC. Desta forma, confirmamos a importância da definição de valores regionais específicos pois, se utilizado um valor padrão, os valores estimados em CO₂e seriam aproximadamente 10 vezes superior ao obtido nesse estudo.

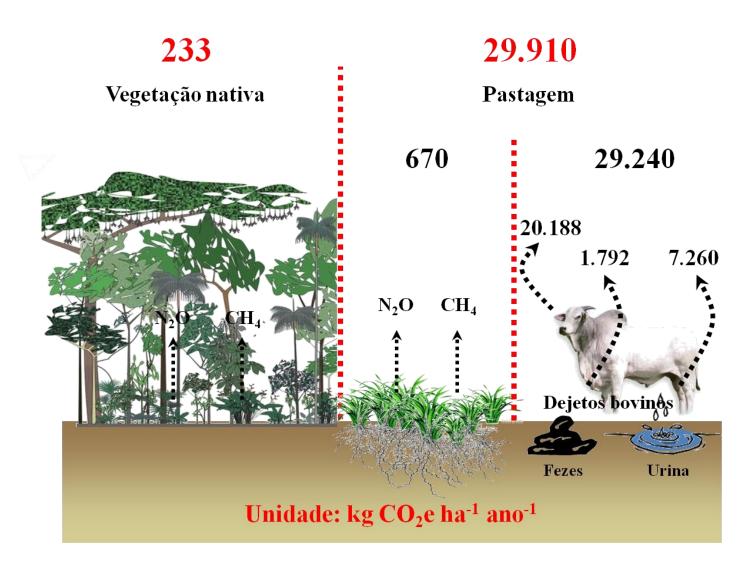


Figura 14 – Emissões anuais (CO₂e) dos sistemas vegetação nativa e pastagem

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos confirmam a hipótese de que uma pastagem (nas condições desse estudo) emite uma maior quantidade de GEE para a atmosfera, de aproximadamente 2,5 vezes, quando comparado com uma área de vegetação nativa, considerando apenas a vegetação de cada sistema. Além das emissões causadas por alterações nas características do solo, ocasionadas pela mudança no uso da terra, os dejetos apresentaram uma participação importante no total das emissões contabilizadas para o sistema pastagem.

Este estudo também mostrou que a utilização de um valor médio para o fator de emissão, como proposto pelo IPCC, não é adequado para um país como o Brasil, tendo em vista seu extenso tamanho, com grande variabilidade climática e diferentes formações vegetais existentes. Com estes resultados, verificamos a importância da realização de outros estudos no país, para a determinação de fatores de emissão específicos para cada região, além da necessidade de padronização da metodologia de avaliação.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, A. G.; JARVIS, S. C.; HEADON, D. M. Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 597–607, 1996.
- ANDERSON, I. C.; POTH, M. A. Controls on fluxes of trace gases from Brazilian cerrado soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 1117–1124, 1998.
- ARTAXO, P. Riscos e desafios: o aquecimento global não é o fim. In: TASSARA, E. T. O.; RUTKOWSKI, E. W. (Ed.). **Mudanças climáticas e mudanças socioambientais globais**: reflexões sobre alternativas de futuro. Brasília, DF: UNESCO; IBECC, 2008. p. 11-13.
- BALL, B. C.; DOBBIE, K. E.; PARKER, J. P.; SMITH, K. A. The influence of gas transport and porosity on methane oxidation in soils. **Journal of Geophysical Research**, Hoboken, v. 102, p. 23301-23308, 1997.
- BARNEZE, A. S.; MINET, E. P.; CERRI, C. C.; MISSELBROOK, T. The effect of nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions form cattle urine depositions to grassland under summer conditions in the UK. **Chemosphere**, Oxford, v. 119, p. 122–129, 2014.
- BATE, G. C. Nitrogen cycling in savanna ecosystems. In: CLARK, F. E.; ROSSWALL, T. (Ed.). **Terrestrial nitrogen cycles**. Stockholm: Swedish Natural Science Research Council (NFR), 1981. p. 463-475. (Ecological Bulletin, 33).
- BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contribution of nitrification and desnitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.
- BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; VOLKOFF, B.; CARVALHO, M. C. S.; FELLER, C.; CERRI, C. E. P.; ESCHENBRENNER, V.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. Gases do efeito estufa e estoques de carbono nos solos: inventário do Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, DF, v. 22, n. 1, p. 235-246, 2005.
- BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A.-S.; SCOPEL, E.; TANTELY, R.; BLAVET, D.; PICCOLO, M. C.; PAVEI, M.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Versailles, v. 26, p. 1–8, 2006.
- BOLAN, N. S.; SAGGAR, S.; LUO, J. F.; BHANDRAL, R.; SINGH, J. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: processes, measurements and modeling, environmental implications and mitigation. **Advances in Agronomy**, New York, v. 84, p. 37-120, 2004.
- BOON, A.; ROBINSON, J. S.; CHADWICK, D. R.; CARDENAS, L. M. Effect of cattle urine addition on the surface emissions and subsurface concentrations of greenhouse gases in a UK peat grassland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 186, p. 23–32, 2014.
- BOUWMAN, A. F. Environmental science nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, London, v. 392, p. 866-867, 1998.

BOUWMAN, A. F.; FUNG, I.; MATTHEUS, E.; JOHN, J. Global analysis of the potential for N₂0 production in natural soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 7, n. 3, p. 557-597, 1993.

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 and Biochemistry**, Oxford, v. 30, n. 12, p. 1591-1597, 1998.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Acidez, alcalinidade, aridez e salinidade do solo. In: ______. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. cap. 9.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, DF: Coordenação-Geral de Mudanças Globais do Clima, 2010. v. 1.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa**. 2. ed. Brasília, DF, 2014. Disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2016.

BRISTOW, A. W.; WHITEHEAD, D. C.; COCKBURN, J. E. Nitrogenous constituents in the urine of cattle, sheep and goats. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, London, v. 59, p. 387–394, 1992.

BROUČEK, J. Methane yield from cattle, sheep, and goats housing with emphasis on emission factors: a review. **Slovak Journal of Animal Science**, Lužianky, v. 48, p. 122-139, 2015.

BUSTAMANTE, M.M.C.; MEDINA, E.; ASNER, G.P.; NARDOTO, G.B.; GARCIA-MONTIEL, D.C. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 209–237, 2006.

BUSTAMANTE, M. M. C.; KELLER, M.; SILVA, D. A. Sources and sinks of trace gases in Amazonia and the Cerrado. In: KELLER, M.; BUSTAMENTE, M.; GASH, J.; DIAS, P. S., (Eds.). **Amazonia and global change**. Washington, DC: American Geophysical Union, 2009. p. 337-354. (Geophysical Monograph Series, 186).

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. 2. ed. Viçosa: SBCS, 2007. p. 375-470.

CASTALDI, S. Responses of nitrous oxide, dinitrogen and carbon dioxide production and oxygen consumption to temperature in forest and agricultural light-textured soils determined by model experiment. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 32, p. 67–72, 2000.

CASTALDI, S.; ERMICE, A.; STRUMIA, S. Fluxes of N₂O and CH₄ from soils of savannas and seasonally-dry ecosystems. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 401-415, 2006.

- CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Ecossistemas tropicias e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. v. 1, p. 325-358.
- CERRI, C. E. P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D. S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.; CERRI, C. C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1879-1887, 2003.
- 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 Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.
- CONRAD, R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). **Microbiological Reviews**, Washington, DC, v. 60, n. 4, p. 609–640, 1996.
- COX, P. M.; BETTS, R. A.; JONES, C. D.; SPALL, S. A.; TOTTERDELL, I. J. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. **Nature**, London, v. 408, p. 184-187, 2000.
- DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, London, v. 440, p. 165-173, 2006.
- DE KLEIN, C. A. M.; BARTON, L.; SHERLOCK, R. R.; LI, Z.; LITTLEJOHN, R. P. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 41, p. 381-399, 2003.
- DE KLEIN, C. A. M.; ECKARD, R. J. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, East Melbourne, v. 48, p. 14–20, 2008.
- DE KLEIN, C. A. M.; VAN LOGTESTIJN R. S. P. Denitrification and N₂O emission from urine-affected grassland soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 163, p. 235-242, 1994.
- DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N_2O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 67, n. 1, p. 37-46, 2003.
- ECKARD, R. J.; GRAINGER, C.; DE KLEIN, C. A. M. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 130, p. 47-56, 2010.
- EMBRAPA. **Manual de método de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1979. 390 p.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2013. 353 p.

- FAO. **Greenhouse gas emissions from dairy sector**: a life cycle assessment. 2010. Disponível em: http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2016.
- FERNANDES, S. A. P.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. **Geoderma**, Amsterdam, v. 107, p. 227-241, 2002.
- FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soils. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D. S.; ROBERTSON, G. P. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: John Wiley, 1989.
- FLESSA, H.; DORSCH, P.; BEESE, F.; KONIG, H.; BOUWNMAN, A. F. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 25, p. 1366-1370, 1996.
- FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 837-843, 2003.
- GARCIA-MONTIEL, D. C.; STEUDLER, P. A.; PICCOLO, M. C.; MELILLO, J. M.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Controls on soil nitrogen oxide emissions from forest and pastures in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 15, n. 4, p. 1021-1030, 2001.
- GONZÁLEZ-AVALOS, E.; RUIZ-SUÁREZ, L. G. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. **Bioresource Technology**, Barking, v. 80, n. 1, p. 63-71, 2001.
- GRANLI T.; BØCKMAN O. C. Nitrous oxide from agriculture. **Norwegian Journal of Agricultural Sciences**, Ås, Norway, v. 12, p. 1-128, 1994.
- HALES, S.; BUTLER, C.; ALISTAIR, W.; CORVALAN, C. Health aspects of the Millennium Ecosystem Assessment. **Ecohealth**, New York, v. 1 p. 124-128, 2004.
- HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, New York, v. 49, p. 119-199, 1993.
- HOLTER, P. Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 29, p. 31-37, 1997.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA IBGE. Censo Agropecuário 2006: Resultados preliminaries Efetivo dos rebanhos. Rio de Janeiro, 2006.
- INSTITUTO FLORESTAL. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal. 2005.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Revised IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Bracknell, UK: IPCC WGI Technical Support Unit, 1996.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D. J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P. J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C. A. (Ed.). Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. In: PENMAN, J.; GYTARSKY, M.; HIRAISHI, T.; KRUG, T.; KRUGER, D.; PIPATTI, R.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K.; WAGNER, F. (Ed.). **IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Hayama: National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2003.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories:** agriculture, forestry and other land use. Hayama: National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006. v. 4.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, 2007. 104 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Climate Change 2013**: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Climate Change 2014**: Mitigation of Climate Change. Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

JARVIS, S. C.; LOVELL, R. D.; PANAYIDES, R. Patterns of methane emission from excreta of grazing animals. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, n. 12, p. 1581-1588, 1995.

KELLER, M.; GALBALLY, I.; BAER, M.; DAVIDSON, E.; FITZJARRALD, D.; HARRIS, G.; JOHANSSON, C.; MATSON, P.; NOBRE, C.; SANHUEZA, E.; STEWART, J. Tropical land use change and trace gas emissions. **Ecological Bulletins**, Stockholm, v. 42, p. 156-163, 1992.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, n. 4, p. 687-699, 2004.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 1485-1498, 2000.

- LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 43, p. 81–107, 1997.
- LAL, R. Carbon emission from farm operations. **Environment International**, Oxford, v. 30, p. 981–990, 2004.
- LAL, R. Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, p. 158–169, 2009.
- LAMBIE, S. M.; SCHIPPER, L. A.; BALKS, M. R.; BAISDEN, W. T. Priming of soil decomposition leads to losses of carbon in soil treated with cow urine. **Soil Research**, Clayton South, v. 51, p. 513-520, 2013.
- LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 37, n. 1, p. 25-50, 2001.
- LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J..R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 104–111, 2014.
- LIMA, M. A.; PESSOA, M. C. P. Y.; LIGO, M. A. V. **Emissões de metano na pecuária**. Relatórios de Referência, Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia; Embrapa, 2006.
- LIMA, M. A.; PESSOA, M. C. P. Y.; NEVES, M. C.; CARVALHO, E. C. **Emissões de metano por fermentação entérica e manejo de dejetos de animais**. Relatórios de Referência, Segundo Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia; Embrapa, 2010. 120 p.
- LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O. J. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, p. 224–231, 2010.
- MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12. ed. São Paulo: Artmed, 2010. 1152 p.
- MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil inorganic carbon stocks under different agriculture management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil Tillage and Research**, Amsterdam, v. 106, p. 177-184, 2009.
- MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; CERRI, C. C. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 76, p. 242–248, 2014.

- MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; FEIGL, B. J.; NEILL, C.; GARCIA, D.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; TIAN, H. Nitrous oxide emissions from forests and pasture of various ages in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, Richmond, v. 106, p. 179-188, 2001.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** 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. R.; DUXBURY, J. M.; FRENEY, J. R.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K. Assessing and mitigating N₂O emissions from agricultural soils. **Climate Change**, Heidelberg, v. 40, p. 7–38, 1998.
- MOSS, A. R. **Methane**: global warming and production and production by animals. Shedfield, UK: Chalcombe, 1993. 105 p.
- NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2. ed. Madison: ASA, 1982. p. 539-579.
- NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Agronomy. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Madison: ASA, 1996. p. 961-1010.
- NEVES, M. F. et al. **Estratégias para a carne bovina no Brasil**. São Paulo: Atlas, 2012. 237 p.
- NUCLEO DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA NAE. **Mudança do clima**: Negociações internacionais, vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima. Brasília, DF, 2005. 25 p. (Cadernos NAE, 3).
- OENEMA, O.; VELTHOF, G. L.; YAMULKI, S.; JARVIS, S. C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, Wallingford, v. 13, p. 288–295, 1997.
- OENEMA O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; GROENIGEN, J. W. VAN; DOLFING, J.; KUIKMAN, P. J. Trends in global nitrous oxide emission from animal production systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, Dordrecht, v. 72, p. 51–65, 2005.
- OLIVEIRA, G. S.; NOBRE, C. A. Mudanças climáticas. In: TASSARA, E. T. O.; RUTKOWSKI, E. W. (Ed.). **Mudanças climáticas e mudanças socioambientais globais**: reflexões sobre alternativas de futuro. Brasília, DF: UNESCO, IBECC, 2008. p. 15-31.
- ORR, R. J.; GRIFFITH, B. A.; CHAMPION, R. A.; COOK, J. E. Defecation and urination behaviour in beef cattle grazing semi-natural grassland. **Applied Animal Behaviour Science**, Amsterdam, v. 139, n. 1-2, p. 18-25, 2012.

- PINTO, A. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KISSELE, K. Soil emissions of N₂O, NO, and CO₂ in Brazilian Savannas: Effects of vegetation type, seasonality, and prescribed fires. **Journal of Geophysical Research**, Richmond, v. 107, n. D20, p. LBA57-1–LBA57-9, 2002.
- POTH, M.; ANDERSON, I. C.; MIRANDA, H. S.; MIRANDA, A. C.; RIGGAN, P. J. The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil. **Global Biogeocemical Cycles**, Washington, DC, v. 9, p. 503–513, 1995.
- PRIMAVESI, O. **A pecuária de corte brasileira e o aquecimento global**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007. 43 p.
- PRIMAVESI, O.; ARZABE, C.; PEDREIRA, M. S. **Aquecimento global e mudanças climáticas**: uma visão integrada tropical. São Carlos, SP: EMBRAPA, 2007. 213 p.
- RAICH, J. W.; POTTER, C. S.; BHAGAWATI, D. Interannual variability in global soil respiration, 1980-94. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 800–812, 2002.
- REINERS, W.A.; BOUWMAN, A.F.; PARSONS, W.F.J.; KELLER, M. Tropical Rain Forest Conversion to Pasture: Changes in Vegetation and Soil Properties. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 4, n. 2, p. 363-377, 1994.
- RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J. C. Emission of N_2O , N_2 and CO_2 from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 2, p. 263-274, 2006.
- RYAN, M.; LAW, B. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 73, p. 3-27, 2005.
- SAGGAR, S.; BOLAN, N.; BHANDRAL, R.; HEDLEY, M.; LUO, J. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, Wellington, v. 47, p. 513-544, 2004.
- SAMPAIO, G.; MARENGO, J.; NOBRE, C. A atmosfera e as mudanças climáticas. In: BUCKERIDGE, M. S. (Ed.). **Biologia & Mudanças Climáticas No Brasil**. São Carlos: RiMa Editora, 2008. p. 5-28.
- SHERLOCK, R. R.; DE KLEIN, C. A. M.; LI, Z. Determination of N₂O and CH₄ emission factors from animal excreta, following a summer application in 3 regions of New Zealand. A Final Report of an NzOnet Study. Wellington, New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry, 2003. 27 p.
- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 357-363, 2004.
- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 63-72, 2011.

- SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1350-1358, 1999.
- SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 241, p. 155-176, 2002.
- 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 factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 54, p. 779–791, 2003.
- SMITH, M. S.; TIEDJE, J. M. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 11, p. 261-267, 1979.
- SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBURQUERQUE, M. A.; PIVA, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; ROSA, C. M. da; MORAES, A. de. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 94-103, 2014.
- STRIEGL, R. G.; MCCONNAUGHEY, T. A.; THORSTENSON, D. C.; WEEKS, E. P.; WOODWARD, J. C. Consumption of atmospheric methane by desert soils. **Nature**, London, v. 357, p. 145-147, 1992.
- TELLES, E. C. C.; CAMARGO, P. B. DE; MARTINELLI, L. A.; TRUMBORE, S. E.; COSTA, E. S. DA; SANTOS, J.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 17, p. 1-12, 2003.
- UCHIDA, Y.; CLOUGH, T. J.; KELLIHER, F. M.; HUNT, J. E.; SHERLOCK, R. R. Effects of bovineurine, plants and temperature on N₂O and CO₂ emissions from a sub-tropicalsoil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 345, p. 171–186, 2011.
- VARELLA, R. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KISSELLE, K. W.; SANTOS, R. V.; BURKE, R. A.; ZEPP, R. G.; VIANA, L. T. Soil fluxes of CO₂, CO, NO, and N₂O from an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecological Applications**, Hoboken, v. 14, p. 221-231, 2004.
- VAN GROENIGEN, J. W.; VELTHOF, G. L.; VAN DER BOLT, F. J. E.; VOS, A.; KUIKMAN, P. J. Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches, effects of urine concen-tration, soil compaction and dung. **Plant and Soil**, The Hague, v. 273, p. 15–27, 2005.
- VERCHOT, L. V.; DAVIDSON, E. A.; CATTÂNIO, J. H.; ACKERMAN, I. L. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soils of Eastern Amazonia. **Ecosystems**, Heidelberg, v. 3, p. 41-56, 2000.

VERCHOT, L. V.; DAVIDSON, E. A.; CATTÂNIO, H.; ACKERMAN, I. L.; ERICKSON, H. E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 13, p. 41-46, 1999.

WILLIAMS, D. J. Methane emissions from manure of free-range dairy cows. **Chemosphere**, Oxford, v. 26, p. 179-187, 1993.

WUEBBLES, D. J.; HAYHOE, K. Atmospheric methane and global change. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 57, p. 177-210, 2002.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 491-500, 1998.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 28, p. 676-682, 1999.