

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA**

Cristiano Maboni

**FLUXO DE METANO NO BIOMA PAMPA: ANÁLISES EM ÁREA
DE ARROZ E DE PECUÁRIA**

Santa Maria, RS
2021

Cristiano Maboni

**FLUXO DE METANO NO BIOMA PAMPA: ANÁLISES EM ÁREA DE ARROZ
E DE PECUÁRIA**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado ao Programa de Pós-Graduação em Física, Área de Concentração em Áreas Clássicas da Fenomenologia e Suas Aplicações, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para a obtenção do título de **Doutor em Física**.

Orientadora: Dr^a. Débora Regina Roberti

Santa Maria, RS

2021

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Maboni, Cristiano
FLUXO DE METANO NO BIOMA PAMPA: ANÁLISES EM ÁREA DE
ARROZ E DE PECUÁRIA / Cristiano Maboni.- 2021.
88 p.; 30 cm

Orientador: Débora Regina Roberti
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de
Pós-Graduação em Física, RS, 2021

1. Arroz irrigado 2. Pecuária 3. Fluxo de CH₄ 4.
Potencial de aquecimento global. 5. Bioma Pampa I.
Roberti, Débora Regina II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

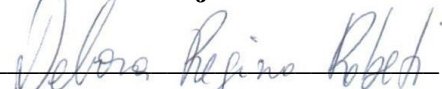
Declaro, CRISTIANO MABONI, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Cristiano Maboni

**FLUXO DE METANO NO BIOMA PAMPA: ANÁLISES EM ÁREA DE ARROZ
E DE PECUÁRIA**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Física, Área de Concentração em Áreas Clássicas da Fenomenologia e Suas Aplicações, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Doutor em Física**.

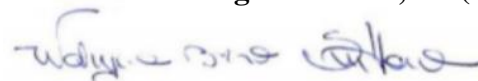
Aprovado em 01 de junho de 2021



Débora Regina Roberti, Dr^a (UFSM)
(Presidente/Orientadora)



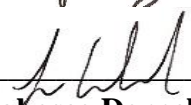
Osvaldo Machado Rodrigues Cabral, Dr (Embrapa)



Walkyria Bueno Scivittaro, Dr^a (Embrapa)



Gervásio Annes Degrazia, Dr (UFSM)



Lucio Strazzabosco Dorneles, Dr (UFSM)

Santa Maria, RS
2021

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Meteorologia
Universidade Federal de Santa Maria

FLUXO DE METANO NO BIOMA PAMPA: ANÁLISES EM ÁREA DE ARROZ E DE PECUÁRIA

AUTOR: Cristiano Maboni
ORIENTADORA: DÉBORA REGINA ROBERTI
Data e Local da Defesa: 01 de junho de 2021, Santa Maria

O metano (CH_4) é aproximadamente 28 vezes mais eficiente na absorção de radiação do que o dióxido de carbono (CO_2), potencializando o aquecimento global. Desta forma, os sistemas de produção que emitem CH_4 têm recebido atenção especial em estudos que quantificam as emissões visando a mitigação. Para tanto, diversas metodologias têm sido utilizadas, sendo a metodologia covariância dos vórtices (EC do inglês *Eddy Covariance*), é o estado da arte nestas estimativas por incorporar todas as trocas de CH_4 num ecossistema. Na agricultura, a produção de arroz e pecuária são os principais emissores de CH_4 . Nesta tese, esses dois sistemas de produção foram avaliados em relação às emissões de CH_4 através da metodologia EC. Os estudos foram conduzidos em dois sítios experimentais do bioma Pampa, no estado do Rio Grande do Sul - RS, Brasil. Medidas das emissões de CH_4 foram realizadas durante nove meses numa área de arroz irrigado por inundação (sistema pré-germinado) no município de Cachoeira do Sul (e extrapoladas para o período anual) e durante dois anos e meio em uma criação de gado sob manejo rotacionado em uma pastagem de campo nativo no município de Aceguá – RS. A emissão anual na área de arroz foi de $43,87 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, sendo que o período com arroz emitiu $33,03 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$, três vezes maior que o período sem arroz (pousio). Estes resultados mostram que as estimativas do Painel Intergovernamental para o Clima (IPPC-2006) subestimam as emissões de CH_4 em 30 % para o cultivo do arroz nesta região. Na média de dois anos, a área de pecuária emitiu $3,75 \text{ gCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, sendo que as emissões de CH_4 devido ao gado representam aproximadamente 60 % das emissões anuais. Assim, as emissões de CH_4 no arroz são em torno de 12 vezes maior que na pecuária. Como nesses sistemas também ocorrem trocas de outros gases do efeito estufa (GEE) entre a superfície e a atmosfera, tais como CO_2 e o N_2O , estimativas destas trocas foram também utilizadas para estimar o potencial de aquecimento global total anual (GWP), considerando o consumo do arroz colhido ou da carne do gado produzida, convertendo as variáveis em

CO₂ equivalente (CO₂-eq). O CO₂ é o principal componente do GWP nos dois sistemas, e é absorvido em ambos. No entanto, o arroz foi um emissor de GEE (GWP = 1539,42 gCO₂-eq m⁻²), sendo que pousio foi responsável por 90 % deste valor, enquanto a pecuária no campo nativo foi um absorvedor de GEE (GWP = -76,5 gCO₂-eq m⁻²). Estes resultados inéditos podem se tornar base para políticas públicas de compensação de emissão de GEE e para futuros trabalhos de mitigação desses gases no bioma Pampa Brasileiro.

Palavras chave: Bioma Pampa; Arroz irrigado; Pecuária; Fluxo de CH₄; Potencial de aquecimento global.

ABSTRACT

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Meteorologia
Universidade Federal de Santa Maria

METHANE FLUX IN THE PAMPA BIOME: ANALYZES IN RICE AND LIVESTOCK AREA

AUTHOR: Cristiano Maboni
ADVISER: DÉBORA REGINA ROBERTI
Place and Date of Defense: Santa Maria, June 1, 2021

Methane (CH₄) is approximately 28 times more efficient at absorbing radiation than carbon dioxide (CO₂), potentiating global warming. In this way, the production systems that emit CH₄ have special attention in studies that quantify and mitigate these emissions. Several methodologies have been used to quantify these emissions. However, the Eddy Covariance (EC) methodology is the state of the art in these estimates as it incorporates all exchanges of these gases in an ecosystem. In agriculture, rice production and livestock are the main emitters of CH₄. In this thesis, these two production systems will be evaluated in relation to CH₄ emissions through the EC methodology. The studies are conducted at two experimental sites within the Pampa Biome in the state of Rio Grande do Sul - RS, Brazil. Measurements of CH₄ emissions were carried out for nine months in a flooded irrigated rice area in the municipality of Cachoeira do Sul (and extrapolated to the annual period) and for two and a half years in a rotational management of cattle in a field pasture native in the municipality of Aceguá - RS. The annual emission in the rice area was 43.87 gCH₄ m⁻² year⁻¹, and the rice cultivation emitted 33.03 gCH₄ m⁻², three times greater than the period without rice (fallow). These results show that the estimates of the Intergovernmental Panel for Climate (IPPC-2006) underestimate CH₄ emissions by 30% for rice cultivation in this region. In an average of two years, the livestock area emitted 3.75 gCH₄ m⁻² year⁻¹, with CH₄ emissions due to cattle representing approximately 60% of annual emissions. Thus, CH₄ emissions in rice are around 12 times higher than in livestock. As these systems also exchange other greenhouse gases in the atmosphere, such as CO₂, estimates of these exchanges were also used to estimate the total annual global warming potential (GWP), considering the consumption of harvested rice or the meat of the cattle produced, converting the variables into CO₂ equivalent (CO₂-eq). CO₂ is the main component of GWP in both systems, and is absorbed in both. However, rice was a GHG emitter (GWP = 1539.42 gCO₂-eq m⁻²), and fallow was responsible for 90% of this value, while livestock in the native field was a GHG absorber (GWP = - 76.5 gCO₂-eq m⁻²). These unprecedented results may become the basis for public policies for offsetting GHG emissions and for future work to mitigate these gases in the Brazilian Pampa Biome.

Keywords: Pampa biome; Irrigated rice; Livestock; CH₄ flux; Global warming potential.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	8
2 REVISÃO TEÓRICA	11
2.1 TROCAS LÍQUIDAS DE CO ₂	11
2.2 METANO NA ATMOSFERA	12
2.3 MEDIDAS DA EMISSÃO/ABSORÇÃO DOS GEE	13
2.3.1 Método da covariância dos vórtices turbulentos: <i>Eddy Covariance</i>	13
2.3.2 Técnica da câmara de solo estática	16
3 RESULTADOS	18
3.1 ARTIGO 1: THE FALLOW PERIOD PLAYS AN IMPORTANT ROLE IN ANNUAL CH ₄ EMISSION IN A RICE PADDY IN SOUTHERN BRAZIL	18
3.2 ARTIGO 2: DINÂMICA DO FLUXO DE CH ₄ NA CRIAÇÃO DE BOVINOS EM PASTAGENS NATURAIS DO BIOMA PAMPA NO SUL DO BRASIL	38
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
5 REFERÊNCIAS	84

1 INTRODUÇÃO GERAL

O efeito estufa é um fenômeno natural que ocorre na atmosfera através da absorção da radiação de onda longa emitida pela Terra e re-emissão dessa radiação, mantendo a temperatura que permite a vida na forma que conhecemos. No entanto, os principais gases do efeito estufa (GEE), que são o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4), têm aumentado a sua concentração na atmosfera principalmente através das atividades antropogênicas, causando o aquecimento global. O CO_2 é emitido principalmente por queima de combustíveis fósseis e mudança do uso da terra, enquanto o CH_4 é emitido por decomposição de matéria orgânica em condições anaeróbicas e da fermentação entérica em ruminantes. O CH_4 é um gás do efeito estufa aproximadamente 28 vezes mais eficiente na absorção de radiação do que o CO_2 . Por isto, os sistemas de produção que emitem CH_4 têm recebido atenção especial, pois a concentração atmosférica global média de CH_4 vem aumentando desde 1980 (IPCC, 2019).

Estima-se que as emissões globais de CH_4 para a atmosfera derivada da agricultura, silvicultura e outros usos do solo entre os anos de 2007 e 2016 tenham sido de $161 \pm 43 \text{ MtCH}_4 \text{ ano}^{-1}$ (IPCC, 2019). Tem sido atribuído à pecuária e à produção de arroz irrigado um papel importante na emissão global de CH_4 . Do total emitido, a pecuária foi responsável por 33 %, mas com uma taxa de emissão que vem reduzindo a cerca de 1,6 % ao ano na América Latina e no Caribe (JANSSENS-MAENHOUT et al., 2017; IPCC, 2019). Já as emissões dos arrozais representam 24 % do total emitido no planeta (tendo a Ásia como a fonte principal, com 89 % das emissões totais), mas com um aumento de 0,9 % ao ano.

O Brasil é um dos principais produtores agrícolas mundiais, responsável pela alimentação de aproximadamente 1 bilhão de pessoas no mundo. A participação do Brasil na produção mundial de grãos é em torno de 8 %, enquanto que na produção de carne bovina esta porcentagem chega a 15% (FAO, 2012; VIEIRA et al., 2019; CONTINI; ARAGÃO, 2021). Este volume de produção reforça a importância de quantificar precisamente as reais taxas de emissões de GEE da agricultura e pecuária brasileira e avançar em ações e técnicas que mitigam essas emissões (DE LA MOTTE et al., 2018).

O estado do Rio Grande do Sul desenvolve a agricultura e a pecuária como principais pilares da economia. A metade Sul deste estado é caracterizada pelo bioma Pampa (PILLAR et al., 2009). Nesta região, o predomínio de vegetação campestre é ideal para a produção de gado (aproximadamente 11.7 milhões de hectares) e as terras baixas,

como várzeas de rios, são muito utilizadas para a produção de arroz irrigado por inundação (cerca de 1 milhão de hectares) (SILVA et al., 2011; RUVIARO et al., 2014).

Os solos das terras altas são naturalmente um sumidouro líquido de CH_4 atmosférico pela atuação principal de bactérias metanotróficas que oxidam o CH_4 , transformando em CO_2 , porém, bactérias metanogênicas também podem ocorrer nesses ambientes mais secos emitindo CH_4 através da oxidação do CO_2 (ZHUANG et al., 2013; MADIGAN et al., 2016). Assim, os solos produzem e consomem o CH_4 de acordo com o clima, umidade do solo, cobertura vegetal, aplicação de fertilizantes, etc. Em geral, em ecossistemas naturais tais como florestas e pastagens, a absorção de CH_4 é particularmente maior (ZHUANG et al., 2013). Em pastagens, o pastejo dos animais altera a biomassa acima e abaixo do solo podendo causar aumento da umidade do solo (UPDEGRAFF et al., 2001; BLANC-BETES et al., 2016; GOMEZ-CASANOVAS et al., 2018). Isso pode afetar os processos biológicos da bactéria metanogênicas e metanotróficas responsáveis pela produção e consumo do CH_4 , respectivamente, bem como potencializar a assimilação do CO_2 devido a constante regeneração das plantas. Os bovinos, através da condição anóxica do sistema ruminante e da permanência prolongada da alimentação rica em celulose, as bactérias metanogênicas naturais no rúmen transformam a matéria orgânica em CH_4 , que é expelido para a atmosfera via arroteo e flatulências dos animais (MADIGAN et al., 2016). Os processos químicos envolvidos na oxidação da urina e do esterco depositados no solo podem tanto inibir quanto estimular a oxidação do CH_4 bem como a deposição de carbono no solo (CAI et al., 2017). O melhoramento da qualidade da dieta dos animais, uso de suplementos, aditivos, manejo adequado dos animais e melhoramento genético, etc podem ajudar a mitigar as emissões de CH_4 entérico (IPCC, 2019).

Nas áreas baixas com alagamento sazonal ou perene fornecem condições anaeróbicas ideais para a maior atividade metanogênicas do que metanotróficas, resultando em emissões de CH_4 do solo (NOUCHI et al., 1994). Lavouras com cultivo de arroz irrigado por inundação são fontes importantes de CH_4 , pois mantém a área alagada intermitente por meses e produzem matéria orgânica abundante no solo. Essa matéria orgânica servirá de alimento para as bactérias metanogênicas que será transformado em CH_4 como subproduto da sua respiração. O transporte do CH_4 da camada inferior da lâmina d'água para a atmosfera se dá predominantemente pelo aerênquima da própria planta do arroz (NOUCHI et al., 1994; SONG et al., 2015). Manejo diferenciado da irrigação e o melhoramento genético das plantas podem contribuir para a mitigação dessas

emissões durante o cultivo do arroz. Uma drenagem eficiente da área durante o período de entressafra juntamente com o início das operações de incorporação dos resíduos do arroz logo após a colheita pode acelerar a decomposição dessa matéria orgânica sob condições aeróbicas, diminuindo assim, a disponibilidade de compostos durante a próxima estação de cultivo (BAYER et al., 2014; BAYER et al., 2015). Essas ações podem contribuir significativamente para a redução das emissões do metano.

Os diferentes processos que envolvem as emissões e/ou absorção do CH₄ e do CO₂ num ecossistema podem ser estudados pela metodologia de covariância dos vórtices, do inglês *Eddy Covariance* (EC). A metodologia EC, é o estado da arte na estimativa de gases do efeito estufa num ecossistema por incorporar todos os processos de trocas desses gases (BALDOCCHI et al., 1988; BALDOCCHI, 2019). Estudos utilizando a metodologia EC realizados em pastagens utilizadas por bovinos indicam que essas áreas atuam como potenciais sumidouros de CO₂ atmosféricos (XU; BALDOCCHI, 2004; NIEVEEN et al., 2005; ALLARD et al., 2007; FELBER; NEFTEL; AMMANN, 2016; GOMEZ-CASANOVAS et al., 2018; ACOSTA, 2019), mas podendo ser uma pequena fonte de CH₄ (FELBER; NEFTEL; AMMANN, 2016; GOMEZ-CASANOVAS et al., 2018). No entanto, no arroz, as emissões de CH₄ são significativas, sendo que as maiores emissões de CH₄ ocorrem nos períodos concomitantes com as maiores absorções de CO₂ atmosférico (período do cultivo do arroz), e os menores fluxos de CH₄ estão nos períodos em que a área é emissora de CO₂ (período de pousio da lavoura) (ALBERTO et al., 2014; DAI et al., 2019). Embora a pecuária e o cultivo de arroz irrigado no bioma Pampa brasileiro representem os principais sistemas econômicos, nenhum estudo de estimativa das emissões de CH₄ utilizando a metodologia EC foi realizado nesta região.

OBJETIVO

Quantificar e caracterizar sazonalmente os fluxos de CH₄ nos sistemas de produção de arroz irrigado por inundação (sistema pré-germinado) e de pecuária em campo nativo no bioma Pampa brasileiro através da metodologia *Eddy Covariance*. Quantificar as trocas líquidas de carbono para a mesma área utilizando fluxos de CO₂ também obtidos por *Eddy Covariance*, de modo a estimar o Potencial de Aquecimento Global (GWP) dessas áreas.

2 REVISÃO TEÓRICA

2.1 TROCAS LÍQUIDAS DE CO₂

As trocas de CO₂ em um ecossistema são complexas e comandadas por dois principais processos biológicos, a produção primária bruta (GPP, do inglês *Gross Primary Production*) e a respiração do ecossistema (Reco). O GPP trata-se da captura e armazenamento do CO₂ da atmosfera basicamente pelas plantas (autotróficas) comandado pela fotossíntese (REICHSTEIN et al., 2012). Parte desse carbono que as plantas capturam (biomassa) retorna para a atmosfera na forma de respiração autotrófica (R_A), onde as plantas gastam essa energia armazenada para sua própria manutenção (REICHSTEIN et al., 2007; WANG et al., 2021). Porém, um ecossistema possui outras fontes de respiração atuando simultaneamente com as plantas, a respiração heterotrófica (R_H), a qual engloba a respiração dos animais, microrganismos e oxidação do carbono devido a decomposição da matéria orgânica (REICHSTEIN et al., 2007; KONINGS et al., 2019; WANG et al., 2021). O somatório da respiração autotrófica e heterotrófica resulta na respiração total do ecossistema (Reco). Tomando a atmosfera com um referencial, atribui-se por convenção valores negativos ao GPP (absorvedor de CO₂) e valores positivos para a Reco (emissor de CO₂) (LASSLOP et al., 2010). Assim, o balanço total entre o CO₂ absorvido (GPP) e o CO₂ emitido (Reco) entre a superfície e a atmosfera é denominado de troca líquida do ecossistema (NEE, do inglês *Net Ecosystem Exchange*)

$$NEE = GPP + Reco \quad (01)$$

quando o NEE é positivo significa que o ecossistema é uma fonte de CO₂, e quando o NEE é negativo significa que o ecossistema é um sumidouro de CO₂.

À noite, a fotossíntese cessa e a Reco torna-se o NEE. Um método muito utilizado para modelar a R_{eco} , utiliza a temperatura do ar através de um modelo de Arrhenius proposta por LLOYD e TAYLOR (1994):

$$R_{eco} = rb \exp \left[E_0 \left(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T_{ar} - T_0} \right) \right] \quad (03)$$

onde rb é a respiração na temperatura de referência ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$); E_0 é um parâmetro que caracteriza a sensibilidade da respiração à temperatura, ou energia de ativação, ($^{\circ}\text{C}$); T_{ref} é a temperatura de referência (10°C); T_0 é um parâmetro da escala de temperatura mantido constante a $-46,02^{\circ}\text{C}$ obtidos de LLOYD e TAYLOR (1994) e T_{ar} é a temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$). Os valores dos parâmetros (rb e E_0) da equação são obtidos com os valores de NEE noturnos ($NEE = Reco$).

Embora a Reco responda bem à temperatura do ar, a intermitência da turbulência noturna pode prejudicar a obtenção da relação Eq. (03). Para evitar esse problema, pode-se utilizar uma função hipérbole retangular (equação de Michaelis-Menten) na qual estabelece a relação do NEE com o efeito da radiação fotossinteticamente ativa (PAR)

$$NEE = \frac{\alpha\beta PAR}{\alpha PAR + \beta} + \gamma \quad (04)$$

onde α é a eficiência com que a luz é utilizada pelo dossel ($\mu\text{mol J}^{-1}$) e representa a inclinação inicial da curva de resposta de luz; β é a taxa máxima de CO_2 absorvida pelo dossel na saturação da luz ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) e representa o ponto inicial da curva de resposta a luz; γ é o ponto em que PAR é nulo e representa a Reco. Nota-se que o primeiro termo da Eq. (04) equivale ao GPP e o segundo termo equivale ao Reco, tornando a equação inicial, $NEE = GPP + Reco$.

2.2 METANO NA ATMOSFERA

O metano (CH_4) é um gás que tem poder de aquecimento 28 vezes maior que o CO_2 e pode ser emitido para a atmosfera através da extração e queima do petróleo, hulha, xisto e gás natural, além das emissões decorrentes de bactérias metanogênicas em lixões, cupins, barragens, cultivo de arroz irrigado por inundação e estômago de animais ruminantes, como ovinos e bovinos (LIOU, 2002; DENGEL et al., 2011; SEUNG-HWAN et al., 2013; BHATTACHARYYA et al., 2014; MADIGAN et al., 2016). As bactérias metanogênicas necessitam de ambientes livres de oxigênio (organismos anaeróbios) para sua sobrevivência e multiplicação, cuja respiração anaeróbica decorre da redução do carbonato (CO_3^{2-}) em CH_4 (MADIGAN et al., 2016).

As emissões de CH_4 por meio de animais ruminantes decorrem da fermentação microbiana da celulose ingerida durante a alimentação. As bactérias presentes no rúmen

do animal reduzem a celulose em ácidos graxos absorvidos pelo organismo do animal e nos gases CO₂ e CH₄ (MADIGAN et al., 2016).

Em regiões pantanosas e alagadas como as lavouras de arroz irrigado por inundação, a taxa de emissão do CH₄ é altamente impactada pela composição do solo, pH do solo, variação na lâmina de água no solo, estados fenológicos, quantidade de matéria orgânica em estado de decomposição e da temperatura (SCHLESINGER, 1997; MARANI, 2007). Esses fatores controlam o crescimento dos microrganismos, visto que cada espécie necessita de ambientes específicos para sua sobrevivência e multiplicação, variando de solos vulcânicos, oceanos até materiais altamente radioativos. O efeito do oxigênio é dado pela classificação desses microrganismos entre aeróbios, respirando oxigênio em seu metabolismo, e anaeróbios, que não são capazes de respirar oxigênio podendo até morrer. Com relação ao pH, tem-se uma tolerância de 2 a 3 unidades de pH em relação ao valor ideal para cada tipo de microrganismo (MADIGAN et al., 2016).

A influência que esses fatores têm sobre a emissão de CH₄ não se dá exclusivamente sobre as bactérias metanogênicas, mas também sobre todas as outras espécies, incluindo as metanotróficas (MADIGAN et al., 2016). Estas bactérias utilizam o CH₄ em seu metabolismo como única fonte de carbono e energia para seu desenvolvimento, e sua importância no ambiente está relacionada à mitigação das emissões deste gás para a atmosfera.

O maior e mais importante sumidouro de metano da atmosfera é a oxidação sofrida por meio da Hidroxila (OH), responsável por 88% desta redução (WUEBBLES; HAYHOE, 2002). Esse processo demanda muita concentração de OH podendo interferir na remoção de outros componentes químicos (MARANI, 2007).

2.3 MEDIDAS DA EMISSÃO/ABSORÇÃO DOS GEE

2.3.1 Método da covariância dos vórtices turbulentos: *Eddy Covariance*

A metodologia de Covariância dos Vórtices (EC, do inglês *Eddy Covariance*) é utilizada para estimar as trocas de energia e fluxos de calor, massa e momento entre a superfície e a atmosfera, calculado pela covariância entre flutuações turbulentas do vento vertical e a variável de interesse, denominado fluxo turbulento (BALDOCCHI, D. et al., 1988; AUBINET; VESALA; PAPALE, 2012). Essa metodologia mede os fluxos de forma direta sem a necessidade de aplicar nenhuma constante empírica. No entanto, ela é

uma metodologia complexa e demanda de instrumentos de alto valor com capacidade de realizar medidas em alta frequência e uso de ferramentas computacionais para calcular os fluxos, correções, filtragem e preenchimento de falhas. A metodologia EC necessita de uma série de critérios de estabilidade e homogeneidade que estão detalhados em FOKEN 2008a; FOKEN 2008b; AUBINET; VESALA; PAPALE, 2012)

A definição básica de fluxo é a transferência de uma quantidade de um produto por unidade de área por uma unidade de tempo. Para a atmosfera estável, a região próxima da superfície tende a ter os fluxos mais constantes, com o mecanismo de transporte predominantemente turbulento. As medidas de fluxos realizadas nessa região possuem representatividade dos fluxos nas camadas adjacentes da atmosfera (BURBA, 2013).

O fluxo turbulento vertical de um escalar entre a superfície e a atmosfera é definido como sendo a média temporal do produto escalar entre a componente vertical do vento (w) e o escalar escolhido (S), como descrito pela equação:

$$F_S = \overline{Sw} \quad (05)$$

A barra acima do termo à direita da eq. (05) representa a média do produto destas variáveis em um determinado intervalo de tempo. Devido a turbulência atmosférica, flutuações nas medidas de velocidade do vento e do escalar (tais como temperatura do ar concentração de CO₂, CH₄ e H₂O) são observados e é comum decompor essas variáveis em uma componente média e outra turbulenta (MONCRIEFF et al., 1997; BALDOCCHI et al., 1988; STULL, 2012). Este processo é conhecido como decomposição de Reynolds:

$$A = \underline{A} + a' \quad (06)$$

onde A é uma variável instantânea, \underline{A} é a média da variável num intervalo de tempo e a' é a flutuação da variável em relação à média em cada instante de tempo. A decomposição de Reynolds estabelece algumas regras para a média dos fluxos turbulentos, denominado postulados de Reynolds:

$$\begin{aligned} \overline{(\underline{A})} &= \underline{A} \\ \overline{(\underline{AB})} &= \underline{AB} \\ \overline{(A + B)} &= \underline{A} + \underline{B} \end{aligned}$$

$$\underline{(A)} = \underline{(\underline{A} + a')} = \underline{(\underline{A})} + \underline{a'} = \underline{A} + \underline{a'} \quad (07)$$

Para que o lado direito seja igual ao esquerdo da eq. (07) necessariamente deve-se considerar $\underline{a'} = 0$ (STULL,2012). O produto entre duas variáveis A e B fica:

$$\begin{aligned} \underline{(A.B)} &= \underline{(\underline{A} + a')} + \underline{(\underline{B} + b')} \\ \underline{(A.B)} &= \underline{(\underline{AB} + a'B + Ab' + a'b')} \\ \underline{(A.B)} &= \underline{(\underline{AB})} + \underline{(a'B)} + \underline{(Ab')} + \underline{(a'b')} \\ \underline{(A.B)} &= \underline{(\underline{AB})} + 0 + 0 + \underline{(a'b')} \\ \underline{(A.B)} &= \underline{(\underline{AB})} + \underline{(a'b')} \end{aligned} \quad (08)$$

O último termo, também chamado de fluxo turbulento, é matematicamente idêntico a uma covariância e tem sido considerado o termo de transporte dominante (STULL,2012). Assim, o fluxo total pode ser representado como a soma do transporte médio e o transporte turbulento.

$$F_S = \underline{WS} + \underline{w's'} \quad (09)$$

Para um terreno idealizado onde a superfície seja plana e homogênea, a velocidade vertical média do vento é zero ($\underline{W} = 0$), então, o fluxo pode ser escrito como:

$$F_S = \underline{w's'} \quad (10)$$

Atualmente diversos software para processamento de fluxos via EC são encontrados, tais como o EddyPro[®], Tovi[®], Smartflux[®], etc. Estes softwares já incorporam todas as correções devido ao aparato experimental necessárias para a estimativa dos fluxos, além de correções espectrais, de efeito de densidade, etc. (AUBINET; VESALA; PAPALE, 2012; FOKEN et al., 2012)

A aplicação de métodos de correção nos fluxos está ligada ao controle de qualidade dos dados, em geral apresentados como flags no processamento via softwares comerciais. A exclusão de dados fora do padrão de qualidade e a exclusão de dados espúrios gera falhas nos dados, além daquelas geradas por falta de energia, condições

meteorológicas adversas ou problemas técnicos. Estas falhas precisam ser fechadas para a estimativas de integrados sazonais.

Inúmeras metodologias de fechamento de falhas em dados de fluxo de CO₂ têm sido utilizadas, com destaque para as implementadas em softwares tais como pacote REddyProc[®] do Max Planck Institute for Biogeochemistry, Alemanha. O REddyProc[®] preenche as lacunas nos dados de fluxo usando o método de amostragem de distribuição marginal (MDS, do inglês *Marginal Distribution Sampling*), os métodos de tabela de consulta (LUT, do inglês *Look-Up Table*) e curso diurno médio (MDC, do inglês *Mean Diurnal Course*), conforme descrito em WUTZLER et al. (2018). O preenchimento de falhas nos fluxos de metano pode ser realizado por redes neurais quando as variações do fluxo podem ser relacionadas a fatores ambientais, tais como no cultivo de arroz irrigado (DENGEL et al., 2013; MORIN et al., 2017; DAI et al., 2019). No entanto, não existe um método de preenchimento de lacunas estabelecido para fluxos de CH₄ de pastagens e também não são possíveis de atribuir as variações de fluxo a certos fatores ambientais parâmetros (temperatura/ umidade do solo, umidade relativa, precipitação). Neste caso, metodologias de distribuição, tais como método de amostragem de distribuição marginal (MDS), métodos de tabela de consulta (LUT) e curso diurno médio (MDC), são utilizadas (VOLGEMEIER et al, 2020).

2.3.2 Técnica da câmara de solo estática

Essa técnica consiste em delimitar uma pequena área contendo vegetação ou não utilizando uma câmara e restringir a circulação do ar em seu interior no momento das medidas da variação na concentração dos gases (COSTA et al., 2006). Essas variações determinam os fluxos dos gases de interesse e são obtidas através da realização de coletas em intervalos de tempo previamente determinados.

Os modelos de câmaras manuais necessitam de operação humana durante a coleta das amostras e seu envio para análise laboratorial via cromatografia gasosa. Os modelos automáticos utilizam analisador por infravermelho que possibilita a coleta e a análise do material no local do experimento e com maior frequência comparativa com o modelo manual (COSTA et al., 2006).

A confecção das câmaras manuais deve ser feita de forma padronizada e com materiais seguros para minimizar as interações com o ambiente externo. Uma série de

cuidados deve ser tomada durante as coletas, armazenamento e transporte das amostras para evitar ou minimizar erros e contaminações. Entre elas estão:

- Limpeza das seringas coletoras entre uma coleta e outra;
- Conexões, mangueiras e vedações mantidos em perfeito estado de conservação;
- Evitar ao máximo perturbações do solo, água e plantas em torno e no interior da câmara durante o período das coletas;
- Em caso de evidências de erros ou contaminações, as amostras devem ser descartadas;
- Geração de vácuo nos tubos utilizados para transporte e armazenamento das amostras com manutenção destes com temperatura baixa;
- Logo após as coletas, a câmara deve ser aberta novamente para que o ambiente interno continue interagindo com o resto do ambiente.

A realização das coletas deve ser realizada em um período do dia em que representa a média diária.

3 RESULTADOS

3.1 ARTIGO 1: THE FALLOW PERIOD PLAYS AN IMPORTANT ROLE IN ANNUAL CH₄ EMISSION IN A RICE PADDY IN SOUTHERN BRAZIL¹

Cristiano Maboni^{(1)*}, Tiago Bremm⁽¹⁾, Leonardo José Gonçalves Aguiar⁽²⁾, Walkyria Bueno Scivittaro⁽³⁾, Vanessa de Arruda Souza^{(1)*}, Hans Rogério Zimmermann⁽¹⁾, Claudio Alberto Teichrieb⁽¹⁾, Pablo Eli Soares de Oliveira⁽¹⁾, Dirceu Luis Herdies⁽⁴⁾, Gervásio Annes Degrazia⁽¹⁾ and Débora Regina Roberti^{(1)*}

RESUMO

Os arrozais são fontes antropogênicas significativas de emissões de metano (CH₄). No sul do Brasil, o arroz é cultivado em áreas alagadas de várzea uma vez por ano, seguido por um longo período de pousio. Este estudo teve como objetivo medir os fluxos de CH₄ em um arrozal no sul do Brasil durante a safra de arroz de 2015/2016 e o período de pousio seguinte. Os fluxos foram estimados pela técnica de covariância turbulenta (CE) e câmara de solo (SC). Variações diurnas e sazonais dos fluxos de CH₄ e potenciais fatores meteorológicos foram analisadas. Os fluxos de CH₄ apresentaram variações diurnas distintas em cada subperíodo analisado (vegetativo, reprodutivo, pré-colheita, sem arroz e preparo do solo), caracterizadas por um padrão diurno de pico único. As variáveis que mais influenciaram as emissões de metano foram as temperaturas do ar e da superfície. Na estação de cultivo, o estágio vegetativo do arroz foi responsável pela maioria das emissões medidas. A emissão anual acumulada estimada foi de 44,88 g CH₄ m⁻² ano⁻¹, sendo 64% (28,50 g CH₄ m⁻²) devido à estação de cultivo do arroz e 36% (16,38 g CH₄ m⁻²) devido ao período de pousio. Esses resultados mostram a importância de incluir períodos de pousio nas estratégias para mitigar as emissões de metano em áreas de cultivo de arroz irrigadas por inundação.

(1) Departamento de Física, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brazil.

(2) Faculdade de Meteorologia, Universidade Federal de Pelotas (UFPel), Pelotas, RS, Brazil.

(3) Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS, Brazil.

(4) Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Cachoeira Paulista, SP, Brazil.

¹ Artigo configurado conforme as normas técnicas da revista Sustainability, a qual foi publicado.

Article

The Fallow Period Plays an Important Role in Annual CH₄ Emission in a Rice Paddy in Southern Brazil

Cristiano Maboni ^{1,*}, Tiago Bremm ¹, Leonardo José Gonçalves Aguiar ², Walkyria Bueno Scivittaro ³, Vanessa de Arruda Souza ^{1,*}, Hans Rogério Zimmermann ¹, Claudio Alberto Teichrieb ¹, Pablo Eli Soares de Oliveira ¹, Dirceu Luis Herdies ⁴, Gervásio Annes Degrazia ¹ and Débora Regina Roberti ^{1,*}

¹ Departamento de Física, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria 97105900, Brazil; bremm.tiago@gmail.com (T.B.); zrhans@gmail.com (H.R.Z.); teichrieb@gmail.com (C.A.T.); pablo.deoliveira@gmail.com (P.E.S.d.O.); gervasio.degrazia@gmail.com (G.A.D.)

² Faculdade de Meteorologia, Universidade Federal de Pelotas (UFPel), Pelotas 96010610, Brazil; veraneiro@yahoo.com.br

³ Embrapa Clima Temperado, Pelotas 96010971, Brazil; walkyria.scivittaro@embrapa.br

⁴ Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Cachoeira Paulista, São Paulo 12200000, Brazil; dirceu.herdies@inpe.br

* Correspondence: cristianomaboni@hotmail.com (C.M.); v.arruda.s@gmail.com (V.d.A.S.); debora@ufsm.br (D.R.R.); Tel.: +55-55-3220-8137 (C.M.)



Citation: Maboni, C.; Bremm, T.; Aguiar, L.J.G.; Scivittaro, W.B.; de Arruda Souza, V.; Zimmermann, H.R.; Teichrieb, C.A.; de Oliveira, P.E.S.; Herdies, D.L.; Degrazia, G.A.; et al. The Fallow Period Plays an Important Role in Annual CH₄ Emission in a Rice Paddy in Southern Brazil. *Sustainability* **2021**, *13*, 11336. <https://doi.org/10.3390/su132011336>

Academic Editor: Azad Haider

Received: 16 September 2021

Accepted: 10 October 2021

Published: 14 October 2021

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract: Paddy fields are significant anthropogenic sources of methane (CH₄) emissions. In southern Brazil, rice is grown in lowland flooded areas once a year, followed by a long fallow period. This study aimed to measure CH₄ fluxes in a rice paddy field in southern Brazil during the rice-growing season of 2015/2016 and the following fallow period. The fluxes were estimated using the eddy covariance (EC) technique and soil chamber (SC). Diurnal and seasonal variations of CH₄ fluxes and potential meteorological drivers were analyzed. The CH₄ fluxes showed distinct diurnal variations in each analyzed subperiod (vegetative, reproductive, pre-harvest, no rice, and land preparation), characterized by a single-peak diurnal pattern. The variables that most influenced methane emissions were air and surface temperatures. In the growing season, the rice vegetative stage was responsible for most of the measured emissions. The accumulated annual emission estimated was 44.88 g CH₄ m⁻² y⁻¹, being 64% (28.50 g CH₄ m⁻²) due to the rice-growing season and 36% (16.38 g CH₄ m⁻²) due to the fallow period. These results show the importance of including fallow periods in strategies to mitigate methane emissions in flood irrigated rice-growing areas.

Keywords: CH₄ flux; rice paddy; fallow; eddy covariance

1. Introduction

Methane (CH₄) is one of the main greenhouse gases (GHG) and has a heating potential 28 times higher than carbon dioxide (CO₂) [1]. Today, roughly 40% of CH₄ emissions are from natural sources, being the remainder caused by fossil fuels, the construction of hydroelectric dams, ruminant animals, landfills, and paddy fields [2–6].

Flooded rice fields are responsible for 11–26% of the total anthropogenic CH₄ emissions and emit around 30–40 Tg CH₄ per year, with Asia accounting for 90% of emissions [1]. Additionally, these rice are generally grown in lowland areas and are major sources of CH₄ emissions [7,8]. In Brazil, 11.2 million tons of rice were produced in 2020 in a 1.67 million ha area [9], representing approximately 2.0% of world production [10]. In the 2019/2020 rice season, Rio Grande do Sul State, southern state of Brazil, produced about 8 million tons of rice in a 0.94 million ha area [11], in which river lowlands were developed to increase rice production.

Due to the subtropical climate in southern Brazil, only one annual rice-growing season is possible, unlike most of Asia with two annual rice-growing seasons [12,13]. As a result,

the rice paddies in southern Brazil have a long fallow period and no commercial cultivation, and most researchers have focused only on estimating CH₄ emissions for the rice-growing season [14–18]. Nevertheless, this is not a singular characteristic of southern Brazil, as the lack of scientific evidence on the fallow periods is also recurrent in other countries [19,20]. Moreover, CH₄ fluxes may be smaller in the fallow period than in the growing season because of low CH₄ emission rates due to aerobic processes [21]. However, as the lowlands are characterized by poorly drained soils under anaerobic conditions, the simultaneous production of CH₄ by methanogenic bacteria [7]. Methane produced by methanogenic bacteria is controlled by methanotrophic bacteria in the aerobic zone and CH₄ emission is the net outcome of both production and oxidation processes [22–24]. Therefore, CH₄ fluxes in the fallow period need to be quantified to understand what processes are controlling the flux, moreover making it possible to generate highly reliable annual estimates [25].

Surface CH₄ emissions are mainly estimated using soil chamber (SC) and eddy covariance (EC) measurements. The SC method is the most commonly used technique and able to determine small gas fluxes [26], although these measurements are punctual in time and space and may not capture the flux dynamics at different time scales. In addition, this method can disturb the integrity of the soil surface, interfering in the gas exchange dynamics between the emitting source and the atmosphere, leading to overestimated or underestimated values [27–29]. On the other hand, the EC method measures gas exchange between the ecosystem and atmosphere without interfering with its dynamics, enabling continuous long-term measurements and capturing different types of temporal variability [30,31]. In irrigated rice fields, CH₄ emissions have diverged between 20% and 90% depending on the comparison period, although in general, the SC method overestimates EC [32,33].

Furthermore, CH₄ flux measurements in flooded rice fields in southern Brazil have been carried out using the SC method, and no known studies have used the EC technique for such measurements. Therefore, this study aimed to fill this research gap by estimating CH₄ emissions in a paddy field using EC measurements throughout a growing season and a fallow period. In addition, we hypothesized that the fallow period could contribute significantly to the annual emissions of the paddy field. The objectives were to (1) quantify CH₄ emissions of a paddy field in southern Brazil; (2) describe the diurnal CH₄ flux patterns for the rice-growing season and fallow periods; (3) determine the meteorological factors that influence CH₄ emissions in different periods; (4) and compare EC and SC measurements in the same period.

2. Materials and Methods

2.1. Site Description

The experimental site was located on a commercial rice farm (~1000 ha) in Cachoeira do Sul (30.27° S; 53.14° W; altitude: 40.5 m), Rio Grande do Sul State, Brazil (Figure 1). The climate is classified as humid subtropical (Cfa), according to Köppen [34]. The rice paddy was grown in a flooded system with dikes in 100 × 100 m plots. The average soil composition (5 cm depth) is 1.01% clay, 39.6% silt, and 59.34% sand. The soil organic carbon was 5.95 g Kg⁻¹ (0–5 cm layer). Further details about the experiment are described in Diaz et al. [35].

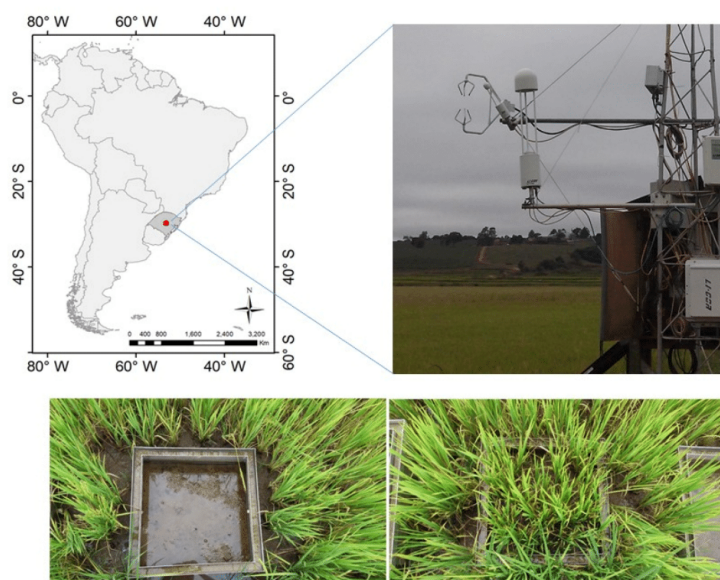


Figure 1. Location of the flux tower in a rice paddy field and view of the cultivated (lower right panel) and uncultivated (lower left panel) static soil chambers.

For this study, the 2015/2016 rice-growing season and following fallow period were evaluated. A late-cycle rice cultivar (Epagri 118) was planted on 5 November 2015, and harvested on 16 April 2016. Planting was carried out with pre-germinated seeds broadcast by airplane onto the flooded field with a standing water depth of 5 cm. The soil remained flooded with 5–10 cm of standing water during the growing season until one week before the harvest, and flooding was maintained by pumping water from the nearby river. The amount of N fertilizer applied was 68 kg N ha^{-1} , being in agreement with official technical recommendations for this region [36]. The average rice yield (Y) from the analyzed crop was 0.45 kg m^{-2} (4.5 ton ha^{-1}). The rice phenological stages were estimated using the degree-day method [37]. This experimental site represents the rice paddy management system currently adopted by most farmers in southern Brazil.

2.2. Data Collection

A flux tower was installed in a dike of an irrigation channel in one of the rice fields (Figure 1), and data were collected from 21 November 2015 (16 days after planting, DAP) to 18 August 2016. Four static soil chambers (SC) were installed, side by side, $\sim 10 \text{ m}$ from the flux tower. Rice was allowed to grow in three chambers, while in the fourth chamber the soil was devoid of vegetation. The SC measurements started 76 DAP (20 January 2016) in the rice field (hereafter SC cultivated) and 90 DAP (5 February 2016) in the area without rice plants (hereafter SC uncultivated). The last SC measurements occurred on 14 April 2016.

Leaf area index (LAI) data were obtained from the MOD15A2 product of the MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) with an 8-day temporal resolution and 1 km spatial resolution. Souza et al. [38] compared LAI (MOD15A2) data with experimental measurements at the same Cachoeira do Sul site and reported similar seasonal behavior in most of the rice-growing season.

2.2.1. Soil Chamber (SC)

Surface CH_4 fluxes were measured by the manually operated static closed chamber (soil chamber), according to Bayer et al. [15]. Each chamber consisted of an aluminum

base ($0.64 \times 0.64 \times 0.20$ m) and an aluminum cover of the same size. The bases were inserted 5 cm into the soil. Each base had an open bottom and sealable channels on the sides to facilitate water flow. The channels on the sides were sealed during air sampling events. Additional 20–30 cm aluminum extensions were stacked on the bases as the plants grew taller. The chamber volume was considered in CH₄ emission measurements. Each chamber cover had a rubber septum sampling port, a stainless steel thermometer, and a battery-operated fan to circulate and homogenize air within the apparatus. Chamber closing and initial air sampling began at 9:00 a.m. local time. Air samples were taken at 0, 5, 10, and 20 min after closing the chamber [15]. Air samples were obtained by polypropylene syringes, transferred to evacuated 12-mL vials, and analyzed for CH₄ by gas chromatograph. The chromatograph (Shimadzu GC 2014 “Greenhouse”) was equipped with three packed columns at 70 °C, N₂ as carrier gas at a flow of 26 mL min⁻¹, an injector with 1 mL sample loop for direct injection at 250 °C, and a flame ionization detector (FID) at 250 °C for CH₄ detection. Air was sampled on a weekly basis during rice-growing season.

The CH₄ flux rates were calculated as follows [15]:

$$f = \frac{\Delta Q}{\Delta t} \frac{PV}{RT} \frac{M}{A} \quad (1)$$

where f is the CH₄ production rate (g m⁻² h⁻¹); $\Delta Q/\Delta t$ is the change in gas concentration (mol h⁻¹); P is the atmospheric pressure in the chamber (1 atm); V is the chamber volume (L); R is the ideal gas constant (0.0825 atm L mol⁻¹ K⁻¹); T is the chamber temperature (K); M is the gas molar mass (g mol⁻¹), and A is the chamber basal area (m²). The gas production rate was subsequently converted to $\mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, with an average of the three rice chambers being calculated to obtain a single value representative of the rice field. The mean CH₄ flux from the air samples in each chamber was assumed to be equivalent to the mean daily flux [39]. Seasonal emissions were calculated by trapezoidal interpolation of the daily CH₄ fluxes during the evaluated period [15].

2.2.2. Eddy Covariance and Meteorological Measurements

The CH₄ concentrations were measured in the flux tower with an open-path gas analyzer using wavelength modulation spectroscopy (LI-7700, LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA). Wind speed was measured with a three-dimensional sonic anemometer (CSAT3, Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA). Both sensors were installed 3 m above the ground. Data were recorded at 10 Hz via an analyzer interface unit (LI-7550, LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA) and stored on a 16 GB hard drive.

Meteorological data were collected at 1 Hz using a data logger (CR1000, Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA). Air temperature (T_{air}) and relative humidity (RH) were measured using a thermohygrometer (CS215, Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA) installed 3 m above the ground. A rain gauge (TB4 Rain Gauge; Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA) 6 m above the ground measured precipitation ($Prec$). Photosynthetically active radiation (PAR) was measured at 4 m height using a quantum sensor (LI-190S, LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA). Incident longwave (L_d) and emitted longwave (L_u) radiation were measured using a pyrgeometer (CGR3, Kipp & Zonen B.V., Delft, The Netherlands), and incident shortwave (S_d) and reflected shortwave (S_u) radiation were measured using pyranometers (CMP3, Kipp & Zonen B.V., Delft, The Netherlands), which were all installed 5.6 m above the ground. Surface temperatures (T_{skin}) were measured using an infrared temperature sensor (SI-111, Apogee Instruments Inc., Logan, UT, USA). Soil temperatures (T_{soil}) were measured at 5 cm depth using a thermometer (T-108, Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA), while soil heat flux (G) was measured at 15 cm depth using a heat flux plate (HFP01, Hukseflux Thermal Sensor Inc., Delft, The Netherlands). Soil water content (SWC) was measured using a reflectometer (CS616 water content reflectometer, Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA) at 30 cm depth. More details on the experimental site, data acquisition, and data processing are described in Diaz et al. [35] and Souza et al. [38].

2.3. Eddy Covariance Flux Data Processing

There were some technical problems until a useful dataset of CH₄ fluxes by EC was acquired (see Supplementary Material). The methane flux (CH₄ flux) was estimated using EC and consisted of calculating the covariance between turbulent fluctuations in the vertical wind speed and CH₄ concentration [30]. The CH₄ fluxes were measured at half-hour intervals using the EddyPro[®] software, version 7 (Li-Cor, Lincoln, NE, USA). The raw data were filtered according to Vickers and Mahrt [40] and the peak counting and removal method proposed by Mauder et al. [41]. Turbulent fluctuations were also calculated in mean per block, with double rotation [42], correction of the density effect [43], flux mitigation due to instrument configuration [44], and high and low corrections of the filter according to the methods of Moncrieff et al. [45] and Moncrieff et al. [46], respectively.

EddyPro[®] calculates three quality indicators for the CH₄ flux: 0 represents a good quality, 1 represents an intermediate quality, and 2 represents a low quality. Flux data with quality flags 1 and 2 were discarded. Moreover, CH₄ fluxes were discarded if the statistical quality of the raw time series failed (rigid flag test) in the following situations: spikes, amplitude resolution, dropouts, absolute limits, skewness and kurtosis, discontinuities, and time lag; in the case of failure in the rigid flags; when the relative signal strength indicator (RSSI) at the diagnostic output of the LI-7700 was below 10% [47–49]; in precipitation events and the following half-hour period [50]; and with values below $-1 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and above $1 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ that were established as physical limits for the experimental site. The limiting values of the friction velocity parameter (u^*), which represent a situation of low turbulence, were estimated according to the method by Diaz et al. [35] for CO₂ flux in the same experimental site and period according to Reichstein et al. [51]. Values of CH₄ fluxes for u^* threshold ($u^* < 0.11 \text{ m s}^{-1}$) were also discarded.

2.4. Gap-Filling and Uncertainty

During the study period, 5.5% missing half-hourly values for the meteorological and soil data were gap-filled using the REddyProc package (version 1.1.5) for RStudio software [51]. The precipitation data were not gap-filled and the whole day of these data were disregarded when they had more than 10% of failures.

Regarding the CH₄ fluxes measured by EC, 50.0% of the half-hour periods were lost due to equipment failure, and 23.5% were discarded for quality control. These gaps were gap-filled using an artificial neural network. According to Kim et al. [52], random forest (RF) performed well in filling CH₄ gaps across different sites, including rice paddies. In this way, we used the “randomForest” R package [53], which was implemented with 400 regression trees. In the exploratory analysis, were selected meteorological variables that show correlation index with CH₄ fluxes above 0.4 (results of Section 3.2.), including three fuzzy variables (day of the year and cosine and sine functions with a year-long wavelength) [52,54]. The data were randomly split into 80% as the RF algorithm training dataset and 20% as the validation dataset. The division, training, and validation procedure was repeated 50 times, totaling 50 RFs. The RF statistical validation parameters varied between 0.86 and 0.92 for r (Pearson correlation coefficient), 0.06 and 0.07 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ for the RMSE (root mean square error), and between -3.9 and 3.5 for the PBias (percent Bias). The CH₄ gaps were filled by median prediction of 50 RFs.

Uncertainties in CH₄ fluxes can be caused by random errors associated with the gap filling approach. We followed the method described by Anderson et al. [55] and Knox et al. [56] to quantify the uncertainty in the cumulative fluxes applying a Monte Carlo simulation. In this work, a Monte Carlo simulation was used to randomly draw 1000 random errors for every original measurement binned by $0.05 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ of flux magnitude to quantify the random uncertainty of cumulative fluxes, followed by computing the variance of the cumulative sums. For the gap-filled values, the combined gap-filling and random uncertainty were calculated from the variance of the cumulative sums of the 50 RF predictions. The total uncertainty in the cumulative fluxes was then calculated by adding the cumulative gap-filling and random measurement uncertainties

in quadrature, assuming that these sources of error were independent and normally distributed [57]. The uncertainty was calculated for the period with EC data in the study area (21 November 2015, to 18 August 2016).

2.5. Data Analysis

The study period was divided into five sub-periods according to the rice phenological stages and successive soil management:

- Vegetative stage: from 21 November 2015, (16 DAP) in the vegetative stage (V4) to 9 January 2016, (62 DAP) in V13;
- Reproductive stage: from 10 January 2016, (63 DAP) in the reproductive stage (R0) to 19 March 2016, (131 DAP) in R9, i.e., complete maturation stage;
- Pre-harvest stage: from 20 March 2016, (132 DAP) to 19 April 2016, (162 DAP);
- No rice stage: 19 April 2016, to 1 August 2016;
- Land preparation stage: the period of land preparation is when the land is plowed, from 2 August 2016, to 18 August 2016.

The vegetative, reproductive, and pre-harvest stages were integrated to represent the rice-growing season, and the no rice and land preparation stages represented the fallow period.

Before gap-filling, the CH₄ fluxes obtained from the EC were correlated with the available atmospheric and soil variables, throughout r , in different sub-periods. For this analysis, the CH₄ fluxes not gap-filled were used because the gap-fill procedure uses meteorological factors as the independent variables in the fitting process, which may introduce false relationships between the CH₄ fluxes and other factors into the dataset [48].

The correlation coefficient r is calculated as:

$$r = \frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - \bar{O}}{\sigma_O} \right) \left(\frac{M_i - \bar{M}}{\sigma_M} \right) \quad (2)$$

where O_i represents the i th experimental CH₄ flux value, M_i represents the i th modeled value for a total of n observations, \bar{O} and \bar{M} are the observed and modeled mean value, and σ_O and σ_M are the standard deviation of observed and modeled data [58]. r is a measure of the strength of the linear relationship between two variables. If there is a perfect linear relationship with a positive slope between the two variables, $r = 1$; if there is a perfect linear relationship with a negative slope between the two variables $r = -1$; if there is no linear relationship between the variables, $r = 0$. The correlations were considered weak if $r < |0.4|$, moderate if $|0.4| \leq r < |0.7|$, and strong if $r \geq |0.7|$. The correlation coefficient was also used to evaluate the ANN to estimate the CH₄ fluxes, as described in Section 2.4. Additionally, the RMSE and PBias statistical indices [58] were used in this analysis and are presented below:

$$\text{RMSE} = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (M_i - O_i)^2}{n} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (3)$$

$$\text{PBias} = \frac{\sum_{i=1}^n (M_i - O_i)}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \times 100 \quad (4)$$

Analysis of the daily and seasonal variations of the CH₄ fluxes were carried out for both EC and SC methods. To complete one year of data, we extrapolated the results of the period measured in situ with EC, which we considered with similar soil cover and environmental conditions, using the mean value of each period. To compare with other studies in the literature, daily average conversions were performed using the following conversion factors between units: $1 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} = 1.382 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} = 1.037 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

3. Results and Discussion

3.1. Atmospheric and Soil Conditions

Daily variations of the environmental variables are shown in Figure 2. Soil temperature at 5 cm depth (T_{soil}) had the highest daily temperature values with similar behavior to air (T_{air}) and surface temperatures (T_{skin}), which presented very close daily averages (Figure 2a). The daily temperatures varied by more than 20 °C between the growing season (summer) and fallow periods (winter). The maximum daily T_{air} was verified during the summer (27.9 °C), and the minimum T_{air} was determined during the winter (4.8 °C). The soil heat flux (G) was positive in almost the entire growing season, which suggests that the surface layer warms the subsoil, while the subsoil warms the surface layer in the fallow period ($G < 0$).

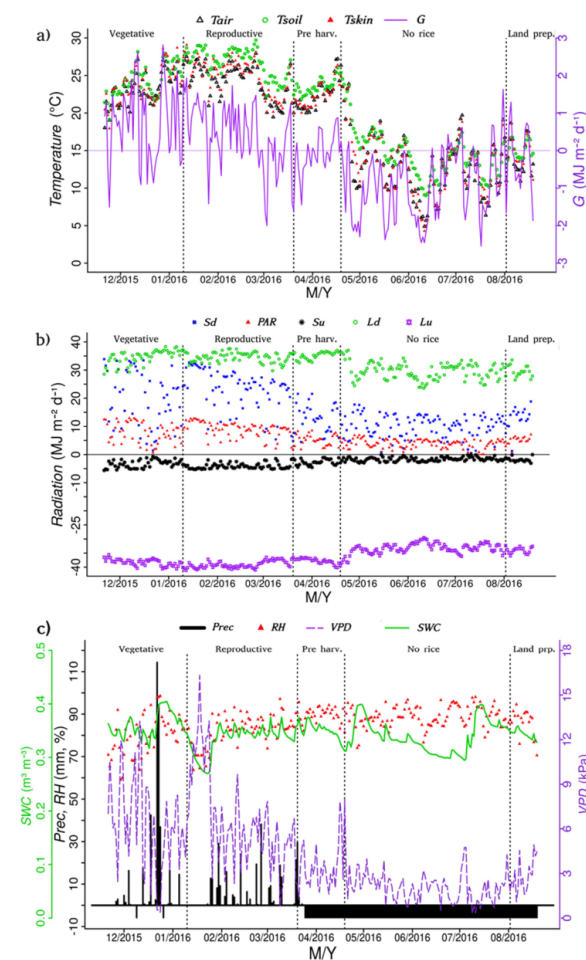


Figure 2. Seasonal variations for atmospheric and soil variables for the Cachoeira do Sul rice paddy: (a) daily mean air temperature (T_{air}), soil temperature at 5 cm depth (T_{soil}), surface temperature (T_{skin}), and daily total soil heat flux at 10 cm depth (G); (b) daily downward (S_d) and upward (S_u) shortwave radiation, downward (L_d) and upward (L_u) longwave radiation, and photosynthetically active radiation (PAR); (c) daily mean relative humidity (RH), vapor pressure deficit (VPD), soil water content (SWC), and daily precipitation ($Prec$). Negative values in $Prec$ mean missing data.

The seasonality between the summer (growing season) and winter (fallow) seasons in this region is characterized by global solar radiation (S_d), with maximum values around 50% lower in the winter than in the summer (Figure 2b). Similar behavior was observed in the PAR since it is practically a fixed percentage of S_d [59] and S_u , although the latter also depends on albedo that in general, is lower in fallow periods [60]. The L_d and L_u decreased, in absolute values, by around 25% in winter from the summer values due to lower air and soil temperatures. The negative values for radiations indicate their direction from the surface to the atmosphere.

Climatically, precipitation is well distributed throughout the year in the study region [35,38], varying from 83.9 mm (April) to 157.4 mm (August). On 22–23 December 2015, the daily accumulated precipitation amounted to 115 and 94.2 mm, respectively (Figure 2c). After that there were nearly 30 days of no recorded precipitation. The regular precipitation returned in February 2016. Unfortunately, there was a long period without precipitation data collection in the experimental site due to equipment failure (after 25 March 2016), which was identified as a negative value in Figure 2c. However, the flooding in the rice paddy does not depend on precipitation because it was maintained by pumping water from the nearby river. In general, RH is high because the rice paddies cover large areas within a catchment, creating a microclimate with high amounts of water available for evapotranspiration [61]. The lowest daily average of RH was 59% in the summer when little rainfall occurred. The highest vapor pressure deficit (VPD) values were in the rice-growing period and mainly due to the high air temperatures, exceeding values of 15 hPa [38]. The daily average soil water content (SWC) at 30 cm depth recorded a maximum value of $0.4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ and a minimum of $0.27 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, being always above the soil field capacity, which is $0.21 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ for this experimental site [35].

3.2. Correlation between the Meteorological Conditions and CH_4 Fluxes Not Gap-Filled

The factors influencing CH_4 emissions may contribute differently to the analyzed periods due to seasonal variations in atmospheric conditions and land use. In this study, we analyzed the correlations between the CH_4 fluxes obtained by the EC without gap-filling and atmospheric and soil variables at a half-hour basis for the entire period and different subperiods (Figure 3). The variables T_{air} , T_{skin} , and L_u presented moderate or high correlations in all subperiods. The negative correlation with L_u was obtained because negative values were used for this variable (Figure 1), i.e., the largest negative values represent higher longwave radiation emissions on the surface (the same analysis can be done for S_u , but reflecting S_d). The correlations with L_u were very similar to T_{skin} , but with an inverted sign, which is expected since L_u depends directly on the surface temperature according to Stefan-Boltzmann's law. A higher correlation between the CH_4 flux with L_u than with T_{skin} , despite slightly higher, must be related to the position of the sensor on the flux tower. The L_u sensor was installed 5.6 m above the ground and represents a larger and more homogeneous area than the T_{skin} sensor, which was installed 2.2 m above the ground and may represent either a more open area or with more plants. Except for the no rice subperiod, T_{soil} and G also showed a moderate or high correlation in all subperiods. During land preparation, only T_{soil} , L_d , and SWC had r below 0.6. Since the soil temperature is the variable as the main controller of methane fluxes [21,33,48,54,62–64], the low correlations found here regarding the no rice and land preparation subperiods may be a result of the intermittent flooding caused by precipitation. In the pre-harvest period (drained soil), the correlation of the VPD with CH_4 flux decreased.

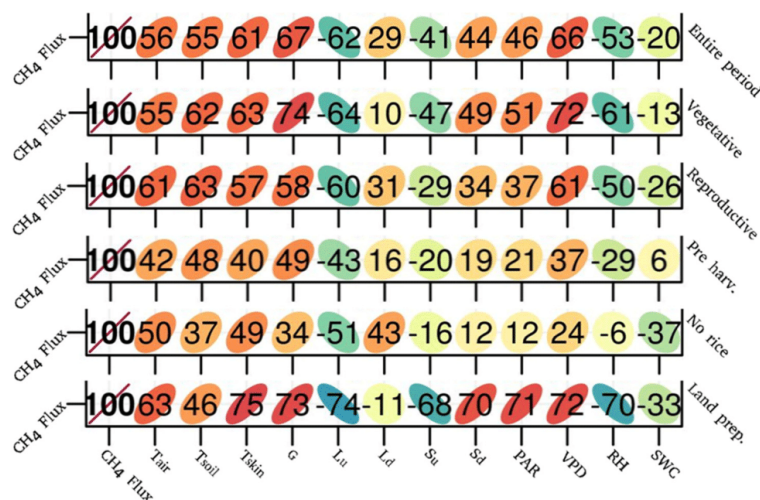


Figure 3. Correlation coefficient matrixes (in percentage) using lattice between the half-hour CH₄ fluxes and atmospheric and soil variables for the vegetative, reproductive, pre-harvest, no rice, and land preparation periods. A perfect positive correlation is presented as a 45-degree line, positive slope, red color, and a value of 100. The absence of correlation has a circular shape, light color, and a value of zero. A perfect negative correlation is presented as a -45-degree line, negative slope, blue color, and a value of -100.

In the rice-growing season, the vegetative stage presented the most variables (9 in total) with a correlation greater than $|0.5|$. In the pre-harvest, no variable showed a correlation greater than $|0.5|$, which may be related to the area drainage as it changed the soil moisture conditions faster. The smallest correlations were for *Ld* and *SWC* in all subperiods.

3.3. CH₄ Flux Gap-Filling

The RFs were implemented with a completely random division of training and validation data. The random division of training and validation of the dataset avoids biasing toward data periods with more flux coverage. The statistical indices between the CH_{4(FC)} and CH₄ obtained by the median of the 50 RFs predictions for the entire period and different subperiods are listed in Table 1. All statistical indices for the entire period showed better values than the validation of the 50 RFs. This means that the median of the CH₄ fluxes predicted by the RFs better represents the measured data than each RF individually. Satisfactory statistical indices were found for all the rice cultivation periods and land preparation. Despite the RMSE being low in the No rice and Pre-harvest periods, the PBias was higher in these periods, overestimating No rice and underestimating Pre-harvesting, which was likely caused by the smaller data coverage.

There is currently no consensus regarding CH₄ gap-filling methods due to limited comparative research [52]. Implementing a neural network method is complex, and its applicability depends on the favorable temporal representation of variables and data availability. Nevertheless, the ability of the neural network to model data with variable periodicity from the functional relationship between dependent and independent variables has increased its use for gap-filling (CH₄) flux time series [54,65–67]. Generally speaking, the network used herein (RF) is a good choice for gap-filling (CH₄) and has shown the best results compared to other networks, as reported by Kim et al. [52].

Table 1. Statistical indexes between CH₄ fluxes estimated by EC and median RFs predictions.

	Entire Period	Vegetative	Reproductive	Pre Harv.	No Rice	Land Prep
CH _{4(EC)} data coverage (%)	26.5	47.3	40.4	21.3	8.2	30.5
RMSE (μmol m ⁻² s ⁻¹)	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02
PBias (%)	0.40	0.30	0.60	-1.90	3.80	-0.20
<i>r</i>	0.98	0.99	0.97	0.97	0.94	0.98

3.4. Seasonal and Diurnal CH₄ Fluxes

3.4.1. EC

The vegetative period had significant variation and a higher daily average of CH_{4(EC)} fluxes, with a daily average of approximately 0.18 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹ and a maximum of 0.44 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹ on 8 December 2015 (Figure 4). In this period, the main pathway of CH₄ transport between the soil and atmosphere occurs via aerenchyma in the root and stems of vascular plants [68,69]. Moreover, the daily average of CH_{4(EC)} fluxes significantly decreased during the period in which a large volume of precipitation was recorded (Figure 2), which is likely due to the lower *T*_{soil} and *VPD*. Afterward, at the beginning of the reproductive stage with no precipitation and high soil temperature and *VPD*, the CH_{4(EC)} fluxes increased again, decreasing after the return of precipitation. This relationship is also confirmed by the high correlation between CH₄ and *VPD*, *T*_{skin}, and *T*_{soil} (Figure 3) for this period (*r* = 0.72, 0.64, and 0.62, respectively). The LAI also increased quickly in this period, reaching 3.2 m² m⁻². The average value in the reproductive stage was slightly higher than in the vegetative period, with an average of 0.21 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹, although with lower values at the end of the period. As Weller et al. [62] reported, the reduced thermal amplitude within the canopy and soil layers due to increased LAI may be responsible for lower methane emissions as crops develop. In the pre-harvest period, the daily average was 0.16 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹, with values decreasing until the beginning of the no rice subperiod, which was the period with the smallest variations and CH_{4(EC)} fluxes, reaching values near zero (average value of 0.05 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹) due to aerobic conditions that stimulate methanotrophic bacteria development, which convert CH₄ into CO₂. During land preparation, fluxes increased once again (daily average of 0.09 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹) due to the supply of carbon derived from rice straw.

The daily cycle average of CH_{4(EC)} fluxes for each studied period is shown in Figure 5 with bootstrap confidence intervals (95%) in the mean. There is a diurnal pattern in CH_{4(EC)} fluxes in all periods. During the night, fluxes are almost constant and with little variation, and the highest values were found during the rice cultivation period. Furthermore, the CH_{4(EC)} fluxes increase at sunrise and peak around 3:00 p.m. (local time), decreasing significantly until sunset. This behavior is known as the single-peak diurnal pattern and is related to times with higher air and soil temperatures (data not shown). Similar results were also observed found by Hatala et al. [70], Knox et al. [54], and Ge et al. [48], analyzing daily cycle of CH_{4(EC)} over rice field in different place in the world.

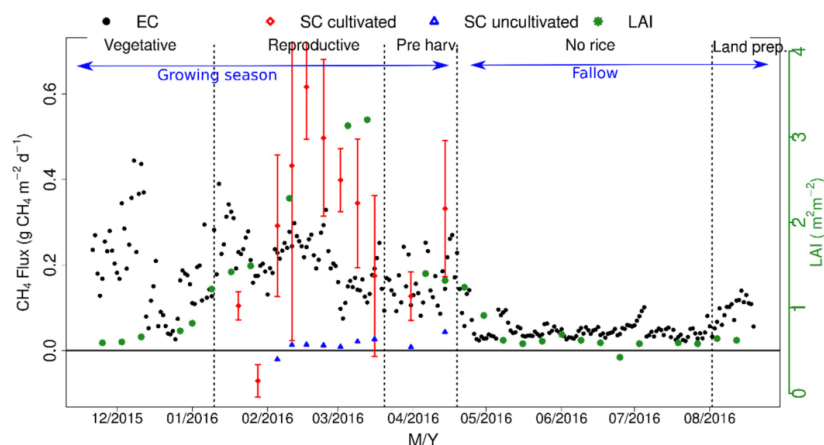


Figure 4. LAI and daily mean CH_4 fluxes obtained by EC and manual SC. The error bars on the CH_4 fluxes in the manual soil chambers represent the standard deviation.

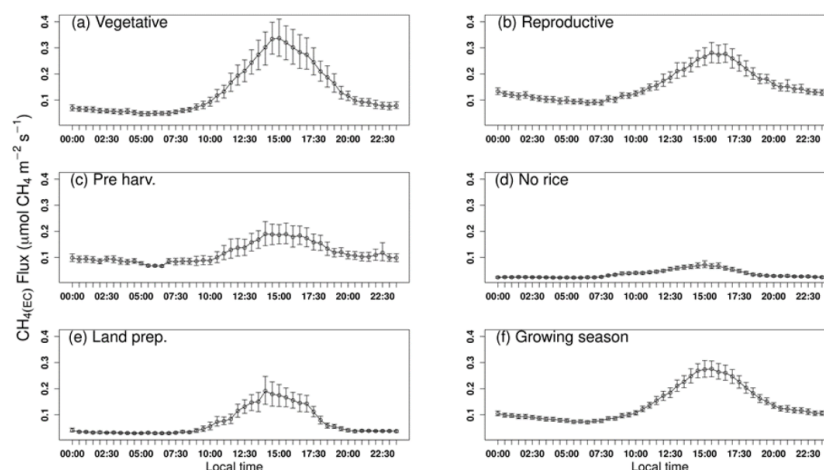


Figure 5. Mean diurnal pattern of CH_4 fluxes measured by EC ($\text{CH}_4(\text{EC})$) and gap-filled with ANN for different sub-periods in the rice paddy. The growing season represents the combination of the vegetative, reproductive, and pre-harvest periods. The error bars represent the standard deviation.

The vegetative period presented the highest $\text{CH}_4(\text{EC})$ emission peaks and more significant variability of $\text{CH}_4(\text{EC})$ fluxes, with values of $0.34 \mu\text{mol CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. After the vegetative period, the peak emissions decreased, with values of 0.28 and $0.19 \mu\text{mol CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ for the reproductive and pre harvest periods, respectively. Considering the average for the entire rice-growing season (vegetative, reproductive, and pre-harvest), the maximum value was $0.28 \mu\text{mol CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Alberto et al. [21] analyzed CH_4 emissions in a rice paddy in the Philippines and also reported a single-peak diurnal pattern during the growing season. The no rice period registered the lowest amplitudes with a maximum of $0.07 \mu\text{mol CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, while the land preparation period had, on average, a maximum value near the pre-harvest stage, $0.19 \mu\text{mol CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, although with more significant variability between the means. Nevertheless, the no rice and land preparation subperiods registered similar values during the night and showed the lowest values among all subperiods ($\sim 0.02 \mu\text{mol CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). For rice cultivation periods,

these values were around $0.1 \mu\text{mol CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, with higher values in the pre-harvest subperiod.

3.4.2. SC

The CH_4 fluxes measured by the SC (hereafter $\text{CH}_4(\text{SC})$) had similar seasonality to those obtained with EC, decreasing at the beginning of the reproductive stage and increasing until the middle of this period when $\text{CH}_4(\text{SC})$ fluxes decreased (Figure 4). At the beginning of the reproductive stage, the first two weekly samplings with the soil chambers showed lower $\text{CH}_4(\text{SC})$ flux values than those determined by EC ($\text{CH}_4(\text{EC})$) (including a negative value, $-0.07 \pm 0.04 \text{ g CH}_4(\text{SC}) \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). From the third sampling on, the $\text{CH}_4(\text{SC})$ values were almost always higher than $\text{CH}_4(\text{EC})$, with maximum values of $0.61 \pm 0.12 \text{ g CH}_4(\text{SC}) \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Therefore, the measurements of soil chambers represented well the seasonal variability of $\text{CH}_4(\text{EC})$, increasing until half of the reproductive stage, shortly after decreasing. For the same period, uncultivated SC showed little variability in flux values with values around zero (maximum values of $0.04 \text{ g CH}_4(\text{SC}) \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and minimum values of $-0.019 \text{ g CH}_4(\text{SC}) \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). These values were similar to those obtained by EC during the fallow period, even without the water layer. Therefore, these results demonstrate the considerable emissions of CH_4 of the rice paddies, as also highlighted by Holzapfel-Pschorn and Seiler [71] and Schütz et al. [72].

In this study, the SC collections were carried out on clear days and under intense solar radiation (summer in the southern hemisphere), which may overestimate the CH_4 fluxes of the ecosystem. Moreover, the soil chambers are made of aluminum, which has high thermal conductivity, leading to quick temperature rises after closing and possibly altering gas fluxes due to the modified internal microenvironment, affecting microbiota activity and CH_4 transport processes [73]. The liquid CH_4 flux is controlled by bacteria that produce and consume CH_4 , and three main processes carry out its transport in the rice paddy: transport through aerenchyma in roots and stems of vascular plants, ebullition as gas bubbles, and diffusion via the soil-floodwater interface [7]. The higher temperatures may also lead to different CH_4 concentrations between the soil surface and the top of the chamber [74,75]. Thus, three fans were installed inside each chamber to minimize these effects. Although the flux estimation using the chamber technique considers the temperature inside the chamber at the time of measurement (Equation (1)), the temperature has already changed the concentrations due to its effects on the transport processes. The effects of temperature may be minimized by insulating the chambers with thermal insulation material and protecting against direct solar radiation incidence, which is especially important in tropical and subtropical regions.

3.4.3. Annual Integrated Flux

During the entire EC analyzed period, from 21 November 2015, to 18 April 2016, the integrated CH_4 flux value was $36.05 \pm 2.52 \text{ g CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2}$ (\pm represents the total uncertainty of 7%). These CH_4 flux value results from simultaneous CH_4 production and consumption processes between the soil and the atmosphere, measured at the height of 3 m for 272 days. The daily accumulated CH_4 flux is presented in Figure 6. There are two periods with different average emission rates: one during the rice-growing season (vegetative, reproductive, and pre-harvest stages) and the other during the fallow period (no rice and land preparation). The change in the slope of the CH_4 accumulation curve occurred in April when the flood water was removed and the rice was harvested; hence, the $\text{CH}_4(\text{EC})$ emission rate decreased significantly. From 21 November 2015, to 18 April 2016 (growing season), an accumulated amount of $29.10 \text{ g CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2}$ was recorded and equivalent to an emission rate of $0.19 \text{ g CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, while from 19 April 2016, to 18 August 2016 (fallow period), $6.95 \text{ g CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2}$ was recorded at a rate of $0.06 \text{ g CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

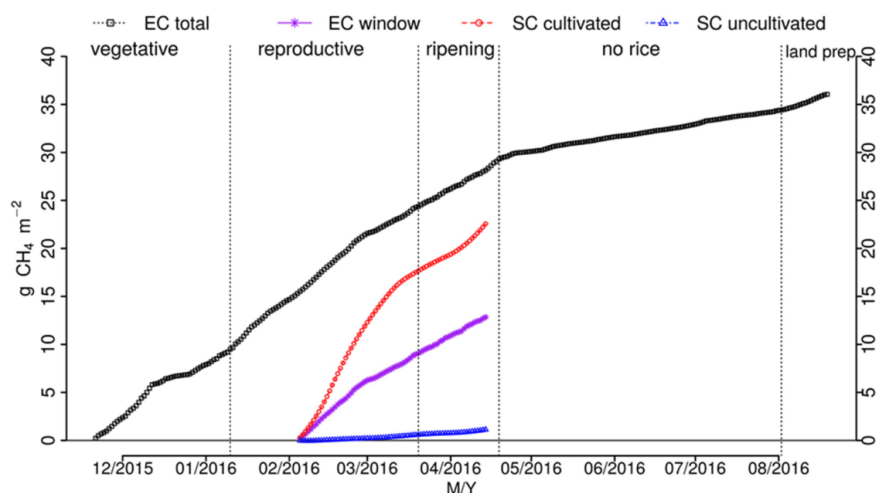


Figure 6. Seasonal integrals of CH_4 fluxes measured with EC for the entire experimental period (*EC total*) and integrated in the period with SC (from 5 February 2016 to 14 April 2016) (*EC window*).

Schrier-Uijl et al. [32] proposed that the accumulated seasonal fluxes obtained by SC measurements can be calculated with models that consider the daily effects of temperatures on fluxes. However, in this study, we only used linear interpolation as it is the most widely used method and facilitates comparing results of other studies in the literature [16,76]. In the period that EC and SC measurements were performed simultaneously (5 February 2016, to 14 April 2016, totaling 70 days), the accumulated EC was $12.86 \text{ g CH}_4(\text{EC}) \text{ m}^{-2}$, while the SC registered $22.5 \text{ g CH}_4(\text{SC}) \text{ m}^{-2}$ for the cultivated plot and $1.1 \text{ g CH}_4(\text{SC}) \text{ m}^{-2}$ for the uncultivated plot. Therefore, a SC for the cultivated plot measured a CH_4 emission that accumulated 74% higher than the EC in the same period. Studies have shown that fluxes measured with the SC method are greater in flooded areas (e.g., irrigated rice) than those with the EC method, with variations between 20 and 90% [76–78].

Possible reasons for the significant differences between SC and EC measurements could be the non-homogeneous characteristics of the surface in the field and different spatial and temporal scales of the collections. Chamber measurements capture emissions from small areas, which may not represent natural spatial variations in soil and plant growth because of possible irregular fertilizer spread or localized variations in water level [79]. In addition, weekly measurements are taken with the chambers, while half-hourly measurements are performed with the EC, capturing the diurnal variations in fluxes due to daily variations in climate and plant growth. Nonetheless, the EC data can also present gaps due to lack of power or after proper filtering of the data due to low turbulence, control quality, or the small CH_4 sensor (as described in Section 2.3). Thus, both methods need gap-filling to generate full periods of data. In general, the weekly data from the cameras are linearly interpolated and may present overestimation, as collections usually occur on days with clear skies, and climatic variations are not taken into account.

Using SC to estimate CH_4 fluxes in irrigated rice fields with and without rice plants (cultivated and uncultivated), it is estimated that rice plants contribute about 95% to CH_4 emissions from the soil to the atmosphere. This occurs due to the transport of gases by diffuse exchange and mainly by internal convective fluxes [21,64]. The internal convective CH_4 fluxes result from the pressure gradient in different parts of the plant [21]. Other authors have also reported the contribution of plants to CH_4 emission from the soil into the atmosphere, including Holzapfel-Pschorn and Seiler [71] and Schütz et al. [72], who estimated the contribution of rice plants for CH_4 emissions as 80 and 90%, respectively.

Unfortunately, the EC system did not have a full year of CH₄ flux measurements, which may characterize a limitation for this study. However, according to our results and similar studies with irrigated rice, CH₄ fluxes are high during the vegetative period (beginning of the vegetative phase until the end of pre-harvest period) and reduced during the fallow period until planting [20,21,33,76]. Therefore, to complete one year of data, we extrapolated the results of the period measured in situ, which we considered had similar soil cover and environmental conditions for days without measurements. For the days at the beginning of the growing season (between 5–20 November 2015), the average daily rate of CH₄ emission of the growing season (0.19 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹) was used. From 19 August 2016, to 4 November 2016, the average daily CH₄ emission rate for no rice and land preparation (0.06 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹) was used, thus completing 365 days. In general, two or three weeks after land preparation, the field is kept fallow until the next rice-growing season. Therefore, by extrapolating the results for one year, we reached the total annual accumulated value of 44.88 g CH_{4(EC)} m⁻² y⁻¹, with the rice-growing season being responsible for 28.50 g CH_{4(EC)} m⁻² and the fallow period for 16.38 g CH_{4(EC)} m⁻², i.e., the rice-growing season accounts for 64% of the annual CH₄ emission, while the fallow is responsible for 36%. Hence, the CH₄ emissions during the fallow period represent 57% of the emissions in the rice-growing season. The accumulated value of CH_{4(EC)} fluxes in the growing season may likely be lightly overestimated because we do not have CH₄ flux measurements in the first days after flooding, which is when emissions are lower [33]. In addition, emissions during the fallow period may have been overestimated, as the gap-filling method presented positive PBias in this period (Table 1). Although the number of gaps in this period increased, the lower diurnal variability in CH₄ fluxes may improve RF representation.

In a rice paddy in northern Italy and with similar management practices, Mejjide et al. [76] obtained annual accumulated values of 37.42 and 21.03 g CH_{4(EC)} m⁻² for 2009 and 2010, respectively, i.e., approximately 17 and 53% lower than the values reported herein. These authors attributed the differences found in the two years to climatic conditions and mainly the water level in the field. These differences demonstrate the importance of long-term studies to understand interannual variability.

Several studies were carried out in southern Brazil to estimate CH₄ emissions using SC in different types of soil and water management systems. Bayer et al. [16] obtained a growing season accumulated average of 367 kg CH_{4(SC)} ha⁻¹ (36.7 g CH_{4(SC)} m⁻²) with a variation of 100 kg CH_{4(SC)} ha⁻¹ to 600 kg CH_{4(SC)} ha⁻¹ during seven harvests (2004–2013). Therefore, the average value was 22% higher than the obtained here (28.50 g CH_{4(EC)} m⁻²). Evaluating different rice management levels, including seed and fertilizer rates, irrigation, and pesticide use, Zschornack et al. [20] recorded the average accumulated CH₄ of the rice season (growing season) ranging from 250.9 kg CH_{4(SC)} ha⁻¹ (25.09 g CH_{4(SC)} m⁻²) to 671.5 kg CH_{4(SC)} ha⁻¹ (67.15 g CH_{4(SC)} m⁻²), and the fallow ranging from 0.9 kg CH_{4(SC)} ha⁻¹ (0.09 g CH_{4(SC)} m⁻²) to 58.1 kg CH_{4(SC)} ha⁻¹ (5.81 g CH_{4(SC)} m⁻²). In these cases, the fallow contributes between 0.1 to 19% of the annual CH₄ emissions, which is lower than the percentage evidence here using EC (35%).

A critical comparison to be done is with the CH₄ emission factor for rice fields, as proposed by IPCC [80]. The IPCC [80] emission factor for the growing season is estimated as 0.13 g CH₄ m⁻² d⁻¹, being almost 30% lower than the value reported herein (0.19 g CH_{4(EC)} m⁻² d⁻¹), representing a significant underestimation of CH₄ emission in rice paddy fields in southern Brazil.

CH₄ has a global warming potential (GWP) 28 times greater than CO₂, while N₂O has a contribution 265 times greater than the CO₂ (both for a 100-year time horizon not considering the climate-carbon feedbacks [1]). Nonetheless, N₂O had an almost insignificant contribution in the rice paddies [16,76], and this is because the N₂O is mostly converted into N₂ via denitrification under flooded soil conditions [81]. Hence, by converting the CH₄ into CO_{2-eq}, the rice-growing season was responsible for 798 g CO_{2-eq} m⁻² and the fallow period for 458 g CO_{2-eq} m⁻². In a previous study by our research group, Diaz et al. [35]

estimated the CO₂ net exchange ecosystem (NEE) for five years in the same experimental area (20 October 2010 to 16 April 2016) and reported that the NEE = −1334 g CO₂ m^{−2} for the same rice paddy growing season (2015/2016) and NEE = 981 g CO₂ m^{−2} for the fallow period in five-year average (2011–2015). By adding the contributions of CO₂ and CH₄ in the partial GWP (GWPP), the growing season GWPP represents an absorber of −536 g CO_{2-eq} m^{−2}, while the GWPP represents an emitter of 1439 g CO_{2-eq} m^{−2} in the fallow period, totaling at an annual emission of 903 g CO_{2-eq} m^{−2}. Therefore, CH₄ was dominantly responsible for the GWPP, as also reported by Meijide et al. [76]. The CH₄ emitter in the fallow accounted for almost 50% of the annual GWPP. Furthermore, the fallow emitted almost threefold the GWPP that was absorbed by the growing season. As 450 g of rice was produced in the growing season, we can consider that for each gram of rice produced, 2.0 g CO_{2-eq} was annually emitted per area, making the irrigated rice cultivation area a strong emitter of greenhouse gases.

4. Conclusions

This study presents the first CH₄ estimates using eddy covariance in a paddy field in southern Brazil, covering a growing season and a fallow period. The diurnal and seasonal variations of CH₄ fluxes were analyzed. The seasonal integrations showed that the rice-growing season emitted 28.50 g CH₄ m^{−2} and the fallow period emitted 16.38 g CH₄ m^{−2}, i.e., the fallow emitted 35% of annual CH₄ flux. Although lower than the growing season, the emission in fallow is significant to the annual estimation. The diurnal cycle was characterized by a single-peak diurnal pattern in different phenological stages and the fallow period. The most significant daily CH₄ flux variation and highest values occurred during the vegetative stage. Air and surface temperatures were the variables that most influenced those dynamics.

Measuring CH₄ fluxes using EC and SC in the cultivated plot was compared for the reproductive and pre-harvest stages, resulting in SC overestimating EC by 74%. Nevertheless, a comparison of integrated CH₄ fluxes from EC in the growing season with other studies using SC in southern Brazil demonstrated similar findings. In uncultivated plots, the CH₄ flux from SC was similar to those obtained using EC during the fallow period. Moreover, the SC results shows that rice plants contribute about 95% to CH₄ emissions from the soil to the atmosphere, highlighting the importance of rice cultivation in the CH₄ emission rate.

Using estimates based on EC to obtain annual integrations of GWPP, our results show that the paddy field is an annual sink of 903 g CO_{2-eq} m^{−2}. The fallow emitted almost threefold the GWPP that was absorbed by the rice-growing season. This study adds further support to the evidence that CH₄ emissions from areas used for flood irrigated rice cultivation significantly influence annual carbon balances and GWP. Therefore, it is fundamental to stimulate technological practices that reduce CH₄ emissions in the rice-growing season of different processes and during the fallow period.

As a complementary part of this work, our results can be used in the verification and calibration of the Brazilian Global Atmospheric Model—BAM [82], the atmospheric component of the Brazilian Earth System Model (BESM), since no studies including CH₄ flux emissions over paddy field in southern Brazil have been carried out with this model.

Supplementary Materials: The following are available online at <https://www.mdpi.com/article/10.3390/su132011336/s1>.

Author Contributions: C.M., T.B., L.J.G.A., V.d.A.S., H.R.Z., C.A.T. and P.E.S.d.O. collected, processed and analyzed the Eddy Covariance data. C.M. and D.R.R. wrote the manuscript. D.R.R. and W.B.S. conceived and designed the experiments. D.R.R. and G.A.D. supervised and advised all the research work that led to this paper. D.R.R., W.B.S. and D.L.H. reviewed the manuscript and conducted the English editing. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This study was financed in part by Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES-Brazil) through the project CAPES/Modelagem 88881.148662/2017-01.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Acknowledgments: The authors acknowledge the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq-Brazil), the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES-Brazil), the Foundation for Research of Rio Grande do Sul State (FAPERGS, Project n° 17/2551-0001124-4), and Financier of Studies and Projects (FINEP-Brazil) for their financial support. The authors acknowledge the staff of the Micrometeorology Lab of the Federal University of Santa Maria (UFSM) for the technical support provided, particularly relative to the flux tower and the eddy covariance instruments, and the staff of EMBRAPA Clima Temperado for the technical support in soil chamber collection. The authors acknowledge the Cassol family for allowing us to carry out the experiment on their farm.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- IPCC. *Intergovernmental Panel on Climate Change: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Stocker, T., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Vincent Bex, P.M., Eds.; Cambridge University Press: New York, NY, USA, 2013; ISBN 9781107661820.
- Wuebbles, D.J.; Hayhoe, K. Atmospheric methane and global change. *Earth-Sci. Rev.* **2002**, *57*, 177–210. [[CrossRef](#)]
- Lelieveld, J. Climate change: A nasty surprise in the greenhouse. *Nature* **2006**, *443*, 405–406. [[CrossRef](#)]
- Baldocchi, D.; Detto, M.; Sonnentag, O.; Verfaillie, J.; Teh, Y.A.; Silver, W.; Kelly, N.M. The challenges of measuring methane fluxes and concentrations over a peatland pasture. *Agric. For. Meteorol.* **2012**, *153*, 177–187. [[CrossRef](#)]
- Ul-Haq, Z.; Tariq, S.; Ali, M. Atmospheric variability of methane over Pakistan, Afghanistan and adjoining areas using retrievals from SCIAMACHY/ENVISAT. *J. Atmos. Solar-Terr. Phys.* **2015**, *135*, 161–173. [[CrossRef](#)]
- Savi, F.; Di Bene, C.; Canfora, L.; Mondini, C.; Fares, S. Environmental and biological controls on CH₄ exchange over an evergreen Mediterranean forest. *Agric. For. Meteorol.* **2016**, *226–227*, 67–79. [[CrossRef](#)]
- Conrad, R. Microbial Ecology of Methanogens and Methanotrophs. *Adv. Agron.* **2007**, *96*, 1–63.
- Malyan, S.K.; Bhatia, A.; Kumar, A.; Gupta, D.K.; Singh, R.; Kumar, S.S.; Tomer, R.; Kumar, O.; Jain, N. Methane production, oxidation and mitigation: A mechanistic understanding and comprehensive evaluation of influencing factors. *Sci. Total Environ.* **2016**, *572*, 874–896. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Conab Companhia Nacional de Abastecimento. Available online: <https://www.conab.gov.br/> (accessed on 10 April 2021).
- USDA (United States Department of Agriculture). Foreign Agricultural Service. Available online: <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/production.pdf> (accessed on 9 September 2021).
- IRGA Instituto Rio Grandense do Arroz. Available online: <https://irga.rs.gov.br/inicial> (accessed on 10 April 2021).
- Alberto, M.C.R.; Wassmann, R.; Hirano, T.; Miyata, A.; Hatano, R.; Kumar, A.; Padre, A.; Amante, M. Comparisons of energy balance and evapotranspiration between flooded and aerobic rice fields in the Philippines. *Agric. Water Manag.* **2011**, *98*, 1417–1430. [[CrossRef](#)]
- Hossen, M.S.; Mano, M.; Miyata, A.; Baten, M.A.; Hiyama, T. Surface energy partitioning and evapotranspiration over a double-cropping paddy field in Bangladesh. *Hydrol. Process.* **2012**, *26*, 1311–1320. [[CrossRef](#)]
- da Silva, L.S.; Griebeler, G.; Moterle, D.F.; Bayer, C.; Zschornack, T.; Pocojeski, E. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do Brasil. *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2011**, *35*, 473–481. [[CrossRef](#)]
- Bayer, C.; Costa, F.D.S.; Pedroso, G.M.; Zschornack, T.; Camargo, E.S.; de Lima, M.A.; Frigheto, R.T.S.; Gomes, J.; Marcolin, E.; Macedo, V.R.M. Yield-scaled greenhouse gas emissions from flood irrigated rice under long-term conventional tillage and no-till systems in a Humid Subtropical climate. *Field Crops Res.* **2014**, *162*, 60–69. [[CrossRef](#)]
- Bayer, C.; Zschornack, T.; Pedroso, G.M.; da Rosa, C.M.; Camargo, E.S.; Boeni, M.; Marcolin, E.; dos Reis, C.E.S.; dos Santos, D.C. A seven-year study on the effects of fall soil tillage on yield-scaled greenhouse gas emission from flood irrigated rice in a humid subtropical climate. *Soil Tillage Res.* **2015**, *145*, 118–125. [[CrossRef](#)]
- Camargo, E.S.; Pedroso, G.M.; Minamikawa, K.; Shiratori, Y.; Bayer, C. Intercontinental comparison of greenhouse gas emissions from irrigated rice fields under feasible water management practices: Brazil and Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* **2018**, *64*, 59–67. [[CrossRef](#)]
- Chirinda, N.; Arenas, L.; Katto, M.; Loaiza, S.; Correa, F.; Isthitani, M.; Loboguerrero, A.; Martínez-Barón, D.; Graterol, E.; Jaramillo, S.; et al. Sustainable and Low Greenhouse Gas Emitting Rice Production in Latin America and the Caribbean: A Review on the Transition from Ideality to Reality. *Sustainability* **2018**, *10*, 671. [[CrossRef](#)]
- Reba, M.L.; Fong, B.N.; Rijal, I. Fallow season CO₂ and CH₄ fluxes from US mid-south rice-waterfowl habitats. *Agric. For. Meteorol.* **2019**, *279*, 107709. [[CrossRef](#)]

20. Zschornack, T.; da Rosa, C.M.; dos Reis, C.E.S.; Pedrosa, G.M.; Camargo, E.S.; Dossantos, D.C.; Boeni, M.; Bayer, C. Soil CH₄ and N₂O emissions from rice paddy fields in southern Brazil as affected by crop management levels: A three-year field study. *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2018**, *42*. [[CrossRef](#)]
21. Alberto, M.C.R.; Wassmann, R.; Buresh, R.J.; Quilty, J.R.; Correa, T.Q.; Sandro, J.M.; Centeno, C.A.R. Measuring methane flux from irrigated rice fields by eddy covariance method using open-path gas analyzer. *Field Crops Res.* **2014**, *160*, 12–21. [[CrossRef](#)]
22. Malyan, S.K.; Bhatia, A.; Tomer, R.; Harit, R.C.; Jain, N.; Bhowmik, A.; Kaushik, R. Mitigation of yield-scaled greenhouse gas emissions from irrigated rice through Azolla, Blue-green algae, and plant growth-promoting bacteria. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2021**, *28*, 51425–51439. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
23. Malyan, S.K.; Kumar, S.S.; Fagodiya, R.K.; Ghosh, P.; Kumar, A.; Singh, R.; Singh, L. Biochar for environmental sustainability in the energy-water-agroecosystem nexus. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2021**, *149*, 111379. [[CrossRef](#)]
24. Malyan, S.K.; Bhatia, A.; Kumar, S.S.; Fagodiya, R.K.; Pugazhendhi, A.; Duc, P.A. Mitigation of greenhouse gas intensity by supplementing with Azolla and moderating the dose of nitrogen fertilizer. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* **2019**, *20*, 101266. [[CrossRef](#)]
25. Morin, T.H. Advances in the Eddy Covariance Approach to CH₄ Monitoring Over Two and a Half Decades. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* **2019**, *124*, 453–460. [[CrossRef](#)]
26. Denmead, O.T. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant Soil* **2008**, *309*, 5–24. [[CrossRef](#)]
27. Hendriks, D.M.D.; van Huissteden, J.; Dolman, A.J. Multi-technique assessment of spatial and temporal variability of methane fluxes in a peat meadow. *Agric. For. Meteorol.* **2010**, *150*, 757–774. [[CrossRef](#)]
28. McDermitt, D.; Burba, G.; Xu, L.; Anderson, T.; Komissarov, A.; Riensche, B.; Schedlbauer, J.; Starr, G.; Zona, D.; Oechel, W.; et al. A new low-power, open-path instrument for measuring methane flux by eddy covariance. *Appl. Phys. B Lasers Opt.* **2011**, *102*, 391–405. [[CrossRef](#)]
29. Peltola, O.; Hensen, A.; Belelli Marchesini, L.; Helfter, C.; Bosveld, F.C.; van den Bulk, W.C.M.; Haapanala, S.; van Huissteden, J.; Laurila, T.; Lindroth, A.; et al. Studying the spatial variability of methane flux with five eddy covariance towers of varying height. *Agric. For. Meteorol.* **2015**, *214–215*, 456–472. [[CrossRef](#)]
30. Baldocchi, D.D.; Hicks, B.B.; Meyers, T.P. Measuring biosphere-atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology* **1988**, *69*, 1331–1340. [[CrossRef](#)]
31. Baldocchi, D.D. How eddy covariance flux measurements have contributed to our understanding of Global Change Biology. *Glob. Chang. Biol.* **2020**, *26*, 242–260. [[CrossRef](#)]
32. Schrier-Uijl, A.P.; Kroon, P.S.; Hensen, A.; Leffelaar, P.A.; Berendse, F.; Veenendaal, E.M. Comparison of chamber and eddy covariance-based CO₂ and CH₄ emission estimates in a heterogeneous grass ecosystem on peat. *Agric. For. Meteorol.* **2010**, *150*, 825–831. [[CrossRef](#)]
33. Meijide, A.; Manca, G.; Goded, I.; Magliulo, V.; Di Tommasi, P.; Seufert, G.; Cescatti, A. Seasonal trends and environmental controls of methane emissions in a rice paddy field in Northern Italy. *Biogeosciences* **2011**, *8*, 3809–3821. [[CrossRef](#)]
34. Peel, M.C.; Finlayson, B.L.; McMahon, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2007**, *11*, 1633–1644. [[CrossRef](#)]
35. Diaz, M.B.; Roberti, D.R.; Carneiro, J.V.; Souza, V.D.A.; de Moraes, O.L.L. Dynamics of the superficial fluxes over a flooded rice paddy in southern Brazil. *Agric. For. Meteorol.* **2019**, *276–277*, 107650. [[CrossRef](#)]
36. EMBRAPA. Adubação e Calagem para o Arroz Irrigado no Rio Grande do Sul. Available online: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/745950/1/Circular62.pdf> (accessed on 4 October 2021).
37. Steinmetz, S.; Cuadra, S.V.; Pereira, C.B.; Santos, E.L.; Almeida, I.R. *GD Arroz: Programa Baseado em Graus-Dia como Suporte ao Planejamento e à Tomada de Decisão no Manejo do Arroz Irrigado*; Embrapa Clima Temperado, Circular Técnica, 162; Embrapa Clima Temperado: Pelotas, Brazil, 2015; 8p. (In Portuguese)
38. Souza, V.D.A.; Roberti, D.R.; Ruhoff, A.L.; Zimmer, T.; Adamatti, D.S.; de Gonçalves, L.G.G.; Diaz, M.B.; Alves, R.D.C.M.; de Moraes, O.L.L. Evaluation of MOD16 algorithm over irrigated rice paddy using flux tower measurements in Southern Brazil. *Water* **2019**, *11*, 1911. [[CrossRef](#)]
39. Costa, F.D.S.; Bayer, C.; De Lima, M.A.; Frighetto, R.T.S.; Macedo, V.R.M.; Marcolin, E. Variação diária da emissão de metano em solo cultivado com arroz irrigado no Sul do Brasil. *Cienc. Rural* **2008**, *38*, 2049–2053. [[CrossRef](#)]
40. Vickers, D.; Mahrt, L. Quality control and flux sampling problems for tower and aircraft data. *J. Atmos. Ocean. Technol.* **1997**, *14*, 512–526. [[CrossRef](#)]
41. Mauder, M.; Cuntz, M.; Drüe, C.; Graf, A.; Rebmann, C.; Schmid, H.P.; Schmidt, M.; Steinbrecher, R. A strategy for quality and uncertainty assessment of long-term eddy-covariance measurements. *Agric. For. Meteorol.* **2013**, *169*, 122–135. [[CrossRef](#)]
42. Wilczak, J.M.; Oncley, S.P.; Stage, S.A. Sonic anemometer tilt correction algorithms. *Bound.-Layer Meteorol.* **2001**, *99*, 127–150. [[CrossRef](#)]
43. Webb, E.K.; Pearman, G.I.; Leuning, R. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* **1980**, *106*, 85–100. [[CrossRef](#)]
44. Gash, J.H.C.; Culf, A.D. Applying a linear detrend to eddy correlation data in realtime. *Bound.-Layer Meteorol.* **1996**, *79*, 301–306. [[CrossRef](#)]
45. Moncrieff, J.; Clement, R.; Finnigan, J.; Meyers, T. Averaging, Detrending, and Filtering of Eddy Covariance Time Series. In *Handbook of Micrometeorology*; Kluwer Academic Publishers: Norwell, MA, USA, 2004; pp. 7–31.

46. Moncrieff, J.; Valentini, R.; Greco, S.; Seufert, G.; Ciccioli, P. Trace gas exchange over terrestrial ecosystems: Methods and perspectives in micrometeorology. *J. Exp. Bot.* **1997**, *48*, 1133–1142. [[CrossRef](#)]
47. Dengel, S.; Levy, P.E.; Grace, J.; Jones, S.K.; Skiba, U.M. Methane emissions from sheep pasture, measured with an open-path eddy covariance system. *Glob. Chang. Biol.* **2011**, *17*, 3524–3533. [[CrossRef](#)]
48. Ge, H.X.; Zhang, H.S.; Zhang, H.; Cai, X.H.; Song, Y.; Kang, L. The characteristics of methane flux from an irrigated rice farm in East China measured using the eddy covariance method. *Agric. For. Meteorol.* **2018**, *249*, 228–238. [[CrossRef](#)]
49. Dai, S.; Ju, W.; Zhang, Y.; He, Q.; Song, L.; Li, J. Variations and drivers of methane fluxes from a rice-wheat rotation agroecosystem in eastern China at seasonal and diurnal scales. *Sci. Total Environ.* **2019**, *690*, 973–990. [[CrossRef](#)]
50. Ruppert, J.; Mauder, M.; Thomas, C.; Lüers, J. Innovative gap-filling strategy for annual sums of CO₂ net ecosystem exchange. *Agric. For. Meteorol.* **2006**, *138*, 5–18. [[CrossRef](#)]
51. Reichstein, M.; Falge, E.; Baldocchi, D.; Papale, D.; Aubinet, M.; Berbigier, P.; Bernhofer, C.; Buchmann, N.; Gilmanov, T.; Granier, A.; et al. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: Review and improved algorithm. *Glob. Chang. Biol.* **2005**, *11*, 1424–1439. [[CrossRef](#)]
52. Kim, Y.; Johnson, M.S.; Knox, S.H.; Black, T.A.; Dalmagro, H.J.; Kang, M.; Kim, J.; Baldocchi, D. Gap-filling approaches for eddy covariance methane fluxes: A comparison of three machine learning algorithms and a traditional method with principal component analysis. *Glob. Chang. Biol.* **2019**, *26*, 1499–1518. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
53. Liaw, A.; Wiener, M. Classification and Regression by randomForest. *R News* **2002**, *2*, 18–22.
54. Knox, S.H.; Matthes, J.H.; Sturtevant, C.; Oikawa, P.Y.; Verfaillie, J.; Baldocchi, D. Biophysical controls on interannual variability in ecosystem-scale CO₂ and CH₄ exchange in a California rice paddy. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* **2016**, *121*, 978–1001. [[CrossRef](#)]
55. Anderson, F.E.; Bergamaschi, B.; Sturtevant, C.; Knox, S.; Hastings, L.; Windham-Myers, L.; Detto, M.; Hestir, E.L.; Drexler, J.; Miller, R.L.; et al. Variation of energy and carbon fluxes from a restored temperate freshwater wetland and implications for carbon market verification protocols. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* **2016**, *121*, 777–795. [[CrossRef](#)]
56. Knox, S.H.; Jackson, R.B.; Poulter, B.; McNicol, G.; Fluet-Chouinard, E.; Zhang, Z.; Hugelius, G.; Bousquet, P.; Canadell, J.G.; Saunio, M.; et al. FluXNET-CH₄ synthesis activity objectives, observations, and future directions. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **2019**, *100*, 2607–2632.
57. Richardson, A.D.; Hollinger, D.Y. A method to estimate the additional uncertainty in gap-filled NEE resulting from long gaps in the CO₂ flux record. *Agric. For. Meteorol.* **2007**, *147*, 199–208. [[CrossRef](#)]
58. Wilks, D.S. *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences*, 59th ed.; Academic Press: San Diego, CA, USA, 1995.
59. Meek, D.W.; Hatfield, J.L.; Howell, T.A.; Idso, S.B.; Reginato, R.J. Generalized relationship between photosynthetically active radiation and solar radiation. *Agron. J.* **1984**, *76*, 939–945. [[CrossRef](#)]
60. Carrer, D.; Pique, G.; Ferlicoq, M.; Ceamanos, X.; Ceschia, E. What is the potential of cropland albedo management in the fight against global warming? A case study based on the use of cover crops. *Environ. Res. Lett.* **2018**, *13*, 44030. [[CrossRef](#)]
61. Timm, A.U.; Roberti, D.R.; Streck, N.A.; de Gonçalves, L.G.G.; Acevedo, O.C.; Moraes, O.L.L.; Moreira, V.S.; Degrazia, G.A.; Ferlan, M.; Toll, D.L. Energy partitioning and evapotranspiration over a rice paddy in Southern Brazil. *J. Hydrometeorol.* **2014**, *15*, 1975–1988. [[CrossRef](#)]
62. Weller, S.; Kraus, D.; Butterbach-Bahl, K.; Wassmann, R.; Tirol-Padre, A.; Kiese, R. Diurnal patterns of methane emissions from paddy rice fields in the Philippines. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **2015**, *178*, 755–767. [[CrossRef](#)]
63. Tseng, K.H.; Tsai, J.L.; Alagesan, A.; Tsuang, B.J.; Yao, M.H.; Kuo, P.H. Determination of methane and carbon dioxide fluxes during the rice maturity period in Taiwan by combining profile and eddy covariance measurements. *Agric. For. Meteorol.* **2010**, *150*, 852–859. [[CrossRef](#)]
64. Wang, Z.P.; Han, X.G. Diurnal variation in methane emissions in relation to plants and environmental variables in the Inner Mongolia marshes. *Atmos. Environ.* **2005**, *39*, 6295–6305. [[CrossRef](#)]
65. Dengel, S.; Zona, D.; Sachs, T.; Aurela, M.; Jammot, M.; Parmentier, F.J.W.; Oechel, W.; Vesala, T. Testing the applicability of neural networks as a gap-filling method using CH₄ flux data from high latitude wetlands. *Biogeosciences* **2013**, *10*, 8185–8200. [[CrossRef](#)]
66. Moffat, A.M.; Papale, D.; Reichstein, M.; Hollinger, D.Y.; Richardson, A.D.; Barr, A.G.; Beckstein, C.; Braswell, B.H.; Churkina, G.; Desai, A.R.; et al. Comprehensive comparison of gap-filling techniques for eddy covariance net carbon fluxes. *Agric. For. Meteorol.* **2007**, *147*, 209–232. [[CrossRef](#)]
67. Papale, D.; Reichstein, M.; Aubinet, M.; Canfora, E.; Bernhofer, C.; Kutsch, W.; Longdoz, B.; Rambal, S.; Valentini, R.; Vesala, T.; et al. Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: Algorithms and uncertainty estimation. *Biogeosciences* **2006**, *3*, 571–583. [[CrossRef](#)]
68. Conrad, R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiol. Rev.* **1996**, *60*, 609–640. [[CrossRef](#)]
69. Whalen, S.C. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environ. Eng. Sci.* **2005**, *22*, 73–94. [[CrossRef](#)]
70. Hatala, J.A.; Detto, M.; Sonntag, O.; Deverel, S.J.; Verfaillie, J.; Baldocchi, D.D. Greenhouse gas (CO₂, CH₄, H₂O) fluxes from drained and flooded agricultural peatlands in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2012**, *150*, 1–18. [[CrossRef](#)]
71. Holzapfel-Pschorn, A.; Seiler, W. Methane emission during a cultivation period from an Italian rice paddy. *J. Geophys. Res.* **1986**, *91*, 11803. [[CrossRef](#)]

72. Schütz, H.; Seiler, W.; Conrad, R. Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies. *Biogeochemistry* **1989**, *7*, 33–53. [[CrossRef](#)]
73. Schütz, H.; Seiler, W.; Conrad, R. Influence of soil temperature on methane emission from rice paddy fields. *Biogeochemistry* **1990**, *11*, 77–95. [[CrossRef](#)]
74. Liu, G.; Si, B.C. Multi-layer diffusion model and error analysis applied to chamber-based gas fluxes measurements. *Agric. For. Meteorol.* **2009**, *149*, 169–178. [[CrossRef](#)]
75. Christiansen, J.R.; Korhonen, J.F.J.; Juszczak, R.; Giebels, M.; Pihlatie, M. Assessing the effects of chamber placement, manual sampling and headspace mixing on CH₄ fluxes in a laboratory experiment. *Plant Soil* **2011**, *343*, 171–185. [[CrossRef](#)]
76. Mejjide, A.; Gruening, C.; Goded, I.; Seufert, G.; Cescatti, A. Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2017**, *238*, 168–178. [[CrossRef](#)]
77. Chaichana, N.; Bellingrath-Kimura, S.; Komiya, S.; Fujii, Y.; Noborio, K.; Dietrich, O.; Pakoktom, T. Comparison of Closed Chamber and Eddy Covariance Methods to Improve the Understanding of Methane Fluxes from Rice Paddy Fields in Japan. *Atmosphere* **2018**, *9*, 356. [[CrossRef](#)]
78. Riederer, M.; Serafimovich, A.; Foken, T. Net ecosystem CO₂ exchange measurements by the closed chamber method and the eddy covariance technique and their dependence on atmospheric conditions. *Atmos. Meas. Tech.* **2014**, *7*, 1057–1064. [[CrossRef](#)]
79. Khalil, M.A.K.; Butenhoff, C.L. Spatial variability of methane emissions from rice fields and implications for experimental design. *J. Geophys. Res.* **2008**, *113*, G00A09. [[CrossRef](#)]
80. IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Miscellaneous) | ETDEWEB. Available online: <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/20880391> (accessed on 21 August 2020).
81. Davidson, E.A.; Swank, W.T.; Perry, T.O. Distinguishing between Nitrification and Denitrification as Sources of Gaseous Nitrogen Production in Soil. *Appl. Environ. Microbiol.* **1986**, *52*, 1280–1286. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
82. Figueroa, S.N.; Bonatti, J.P.; Kubota, P.Y.; Grell, G.A.; Morrison, H.; Barros, S.R.M.; Fernandez, J.P.R.; Ramirez, E.; Siqueira, L.; Luzia, G.; et al. The Brazilian Global Atmospheric Model (BAM): Performance for Tropical Rainfall Forecasting and Sensitivity to Convective Scheme and Horizontal Resolution. *Weather Forecast.* **2016**, *31*, 1547–1572. [[CrossRef](#)]

3.2 ARTIGO 2: DINÂMICA DO FLUXO DE CH₄ NA CRIAÇÃO DE BOVINOS EM PASTAGENS NATURAIS DO BIOMA PAMPA NO SUL DO BRASIL²

RESUMO

Estimativas dão conta que a produção de gado é responsável por mais de 50 % das emissões de gases do efeito estufa (GEE) relacionadas à agricultura no Brasil. No Sul do Brasil, parte da produção de carne bovina é realizada em pastagem natural do bioma Pampa. Essas pastagens são compostas por um grande número de gramíneas e leguminosas nativas. A conservação e o uso sustentável do bioma Pampa tornaram-se recentemente objeto de debate devido às novas pesquisas sobre o manejo adequado da pecuária extensiva, que indicam uma contribuição significativa para a mitigação de gases de efeito estufa (GEE). Neste trabalho, os fluxos dos dois principais gases do efeito estufa, CO₂ e CH₄, foram medidos através da metodologia *Eddy Covariance* (EC) em uma área de pecuária em pasto nativo do bioma Pampa sob manejo rotativo de janeiro de 2018 a setembro de 2020. Anualmente, as emissões de CH₄ foram de 3,1 gCH₄ m⁻² ano⁻¹ e 4,4 gCH₄ m⁻² ano⁻¹, para o Ano1 (de setembro de 2018 a setembro de 2019) e Ano2 (setembro de 2019 a setembro de 2020), respectivamente, enquanto que o ecossistema absorveu CO₂ a uma taxa de -281,5 gCO₂ m⁻² ano⁻¹ e -129,3 gCO₂ m⁻² ano⁻¹, respectivamente. Ambos os anos tiveram precipitação abaixo da média, mas Ano2 foi mais seco que o Ano1. Como foi utilizado o manejo rotativo, foi possível separar a contribuição da presença do gado nos fluxos de CH₄ e CO₂ quando o gado esteve dentro e fora dos piquetes pertencentes ao *footprint* da torre. Nos períodos com a presença do gado, as emissões de CH₄ aumentaram cinco vezes e o sistema se tornou um emissor de CO₂. Incluindo estimativas de emissões de N₂O e considerando o consumo da carne do gado produzido, convertendo as variáveis em CO₂ equivalente (CO₂-eq), foi calculado o potencial de aquecimento global (GWP, do inglês *global warming potential*). Na média dos dois anos avaliados, o ecossistema foi um sumidouro de gases do efeito estufa com GWP de -76,5 gCO₂-eq m⁻². Como o Ano1 teve maior absorção de CO₂ e menor emissão de CH₄, foi o período que apresentou maior absorção de GEE, enquanto o Ano2 foi considerado neutro em relação às emissões de GEE. Esses resultados inéditos mostram que a pecuária no bioma pampa

² Artigo configurado conforme as normas técnicas da revista *Agriculture, Ecosystems and Environment*, a qual será submetido.

tem potencial de absorção de gases do efeito estufa. Assim, é de fundamental importância que avaliações utilizando a metodologia EC sejam ampliadas para períodos com diferentes condições climáticas, de solo e de diferentes manejos do gado no bioma Pampa a fim identificar as formas de produção que mitigam as emissões de GEE, valorizando tal sistema de produção de forma a preservar o bioma.

Palavras chave: Fluxo de Metano, *Eddy covariance*, bioma pampa, potencial de aquecimento global

1. INTRODUÇÃO

A pecuária é responsável por aproximadamente 14 % de todas as emissões antropogênicas de gases de efeito estufa (GEE) no mundo (IPCC, 2019) decorrente dos processos químico e microbiológicos ligados a respiração entérica, estrume, aplicação de fertilizantes nitrogenados e manuseio do solo (Kirschke et al., 2013; Mazzetto et al., 2015). Apenas o metano (CH₄) emitido pela respiração entérica da pecuária ruminante (gado, ovelha, cabras, etc.) é da ordem de 87 e 94 MtCH₄ ano⁻¹, com a Índia, China, Brasil e EUA liderando as emissões (IPCC, 2013). Portanto, é de fundamental importância quantificar de forma precisa as taxas de emissões da pecuária e principalmente estudar ações e técnicas que mitigam essas emissões.

O Brasil é um produtor de carne bovina no mundo, responsável por aproximadamente 15 % da produção mundial (FAO, 2012), utilizando principalmente os sistemas de produção: confinamento e boi solto em pastagem. O modelo de engorda de bois por confinamento vem aumentando no Brasil e bateu recorde em 2020, chegando a 6,2 milhões de bois (CanalRural, 2020). No entanto, no Sul do Brasil, se desenvolve a pecuária predominantemente em campos nativos sobre o bioma Pampa, que abrange mais da metade do estado brasileiro Rio Grande do Sul (63 %), parte da Argentina (Buenos Aires, La Pampa, Santa Fé, Entreríos e Corrientes) e todo o Uruguai, onde as pastagens contribuem para disponibilidade de forragem ao longo de todo o ano (Suertegaray; Pires Da Silva, 2009). A utilização desses campos nativos para pecuária vem ocorrendo desde o século XVII com a introdução do gado pelos Jesuítas e é visto hoje como a principal ferramenta de combate a degradação do meio ambiente, visto que mantém a flora e fauna local protegida do avanço da agricultura comercial (Brandão et al., 2012; Soussana, 2009).

Vários estudos sugerem que as pastagens podem atuar como importantes sumidouros de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico (Soussana et al., 2007; Soussana et al., 2010; Klumpp et al., 2011; Mudge et al., 2011; Peichl et al., 2011; Rutledge et al., 2015; Acosta, 2019). No entanto, as emissões de metano durante todo o processo que envolve a criação do gado representam uma importante fonte atmosférica. A quantidade de metano emitida pelos bovinos depende do tipo de trato digestivo, idade e peso do animal, e da qualidade e quantidade da ração consumida (Dong et al., 2006). Segundo o Dong et al. (2006), as emissões entéricas de CH_4 do gado na América Latina é de 58 kg CH_4 cabeça⁻¹ano⁻¹ para sistema de baixa produção e 55 kg CH_4 cabeça⁻¹ano⁻¹ para sistema de alta produção.

No modelo de criação de gado em campos naturais, além das emissões de CH_4 devido à fermentação entérica, o pastejo pode alterar a biomassa acima e abaixo do solo podendo causar aumento da umidade do solo que pode afetar os processos biológicos das bactérias metanogênicas e metanotróficas responsáveis pela produção e consumo do CH_4 , respectivamente (Updegraff et al., 2001; Blanc-Betes et al., 2016; Gomez-Casanovas et al., 2018). Os processos químicos envolvidos na oxidação da urina e do esterco depositados podem tanto inibir quanto estimular a oxidação do CH_4 (Cai et al., 2017). Além disso, fatores ambientais podem potencializar ou mitigar a produção ou o consumo de metano por microrganismos devido a variação sazonal das condições atmosféricas e do solo (Zhuang et al., 2013). As mudanças climáticas também podem alterar a qualidade da forragem disponível aos animais, impactando nas emissões de metano via respiração entérica e das fezes (Pillar et al., 2009; Soussana, 2009).

Esses fatores que afetam as emissões de metano também podem afetar as trocas de CO_2 , tanto emissão de CO_2 pela respiração dos animais, das plantas e dos microorganismos do solo, como pela assimilação do CO_2 das plantas através da fotossíntese. Assim, a dinâmica das trocas dos gases do efeito estufa na produção de carne bovina em pastoreio tem um comportamento muito local e sazonal, já que depende das espécies forrageiras predominantes, raça do animal, manejo realizado (Wang et al., 2021). Uma metodologia capaz de captar esta dinâmica temporal é a metodologia de covariância dos vórtices turbulentos (Baldocchi et al., 1988). Esta metodologia permite estimar as trocas líquidas do ecossistema em relação ao CO_2 e CH_4 envolvidos na criação de gado num sistema de pastoreio.

Utilizando a metodologia EC, Gomez-Casanovas et al. (2018) tem demonstrado que em sistemas de pastejo do gado, o ecossistema comporta-se como um sumidouro

líquido de GEEs dominado pelo sequestro de CO₂ atmosférico, pois a constante pastoreio estimula o crescimento das plantas, absorvendo carbono da atmosfera podendo compensando as emissões de CH₄ transformadas em carbono equivalente, que presente em menor quantidade, possui poder de reter energia 28 vezes maior que o do CO₂ (Forster et al., 2007; IPCC, 2019). No entanto, um manejo inadequado, tais como a alta carga animal por hectare, pode degradar as pastagens e tornar a área neutra ou uma fonte emissora de CO₂, além de potencializar o risco de desaparecimento de algumas espécies de alto valor forrageiro se aplicado em campos nativos, como é o caso do bioma Pampa, perda de peso dos animais e a degradação dos campos (Overbeck et al., 2009; Suassuna, 2009).

Neste trabalho, a metodologia *Eddy Covariance* (EC) é utilizada para quantificar as trocas líquidas de CO₂ e CH₄ entre a superfície e a atmosfera na produção de gado em pastoreio de campo nativo do bioma Pampa no Sul do Brasil. O estudo é realizado em sistema de manejo rotativo, onde o gado deixa a área em repouso por um tempo. Isto permitiu que fosse avaliada a emissão de metano e dióxido de carbono quando o gado esteve dentro do *footprint* das medidas e nos períodos sem gado. O potencial de aquecimento global foi estimado a fim de avaliar se o sistema de produção da pecuária no bioma Pampa utilizando o manejo rotativo pode ser considerado um sumidouro de gases do efeito estufa.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. DESCRIÇÃO DO SÍTIO

O sítio experimental está localizado na fazenda de criação de gado Estância Cinco Salsos no município de Aceguá (31,65° S; 54,17° W; altitude: 170 m), estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A região pertence ao bioma Pampa, localizado no extremo sul do Brasil, onde a vegetação predominante é de gramíneas, caracterizada pelo domínio de *Paspalum notatum*, *Axonopus affinis*, *Mnesithea selloana*, *Paspalum dilatatum*, *Nassella* sp. e *Piptochaetium* sp., *Baccharis coridifolia*, *B. crispa* (Baggio, 2017). O solo é do tipo Vertisols (IUSS Working Group 2015) e o clima é subtropical úmido (tipo Cfa, conforme a classificação de Köppen (Peel et al., 2007), apresentando média climática de 1513 mm de precipitação, distribuídas entre 106 mm e 160 mm por mês ao longo do ano e

temperatura anual média do ar de 17,7 °C (INMET), com estações bem definidas ao longo dos anos, onde as temperaturas médias diárias no inverno podem chegar abaixo de 5 °C, com ocorrência de geadas, e no verão chegando a 30 °C.

Neste trabalho serão analisados dados obtidos por uma torre micrometeorológica instalada numa área de criação de gado no sistema de Manejo Rotativo. A área total do sistema é de 18 ha subdividido em oito subparcelas delimitadas com cerca elétrica permanente, onde o tempo de permanência dos animais e seu respectivo retorno à cada parcela ocorre em intervalos de aproximadamente de 550°, assim em cada parcela (do total de 7) os animais permanecem aproximadamente 79° graus-dia ($550^\circ/7$). As datas de entrada e saída do gado em cada piquete foi apontada pelos peões da fazenda. A carga animal foi ajustada para manter a oferta de biomassa aérea, variando ao longo do ano de 5 e 6 kg de matéria seca (MS) para cada kg peso vivo bovino (Sollenberger et al., 2005) na estação fria e de 4 a 4,5 kg de MS/kg de PV na estação quente, o que representou em média 320 kg PV/ha integrado em todo o sistema (em torno de 1 animais por ha), sendo utilizadas novilhas jovens da raça Hereford de propriedade da Estância Cinco Salsos.

A torre está instalada entre as parcelas 3 e 4 (Figura 1). As propriedades físicas do solo próximo da torre micrometeorológica no Manejo Rotativo são mostradas na Tabela 1.

Figura 1 – Localização da área experimental e da torre micrometeorológica no sistema de manejo Rotativo, indicando o *footprint* médio da torre.

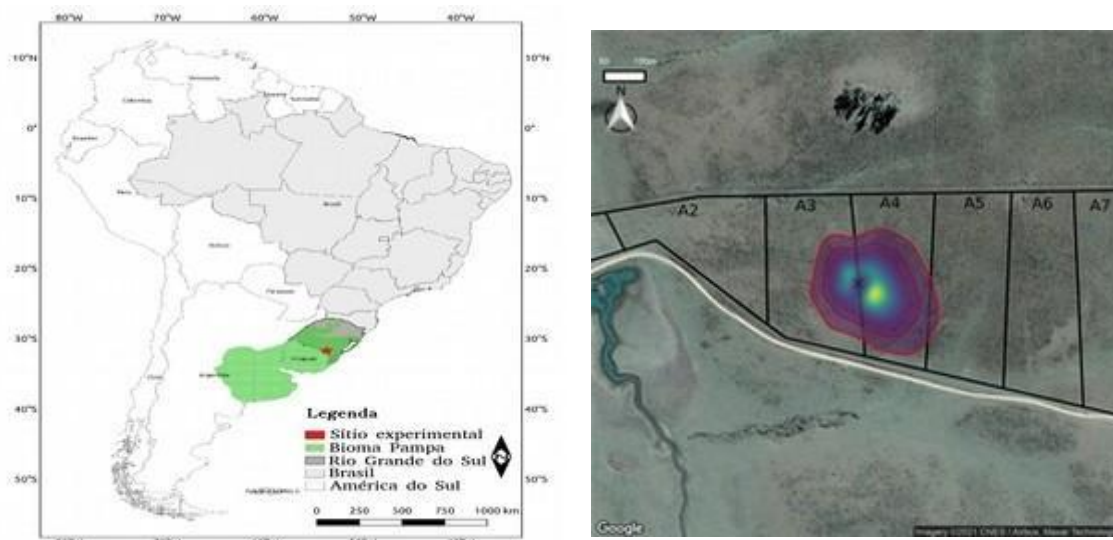


Tabela 1 – Propriedades físicas do solo em três profundidades no Manejo Rotativo, (CC = Capacidade de Campo; PMP = Ponto de Murcha Permanente; Macro = Macroporosidade; Micro = Microporosidade)

Prof (m)	Areia (%)	Argila (%)	Silte (%)	CC ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	PMP ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	Macro ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	Micro ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)
0,05	16,6	35,7	47,6	0,54	0,02	0,09	0,53
0,10	14,7	39,7	45,4	0,45	0,02	0,04	0,45
0,30	15	42,5	42,5	0,38	0,02	0,03	0,37

2.2. INSTRUMENTAÇÃO

A torre micrometeorológica ou torre de fluxo foi instrumentada com sensores que medem variáveis atmosféricas, variáveis de solo e concentração de dióxido de carbono (CO_2) e metano (H_2O). As componentes da velocidade do vento (u , v e w) foram medidas com um anemômetro sônico tridimensional (CSAT3, Campbell Scientific Inc., USA) e as concentrações de CH_4 e CO_2 foram medidos utilizando um analisador de gás LI-7700 e LI-7500 (LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA), respectivamente. Estas medidas foram realizadas a 2 m acima da superfície do solo e registradas a 10 Hz por meio de uma unidade de interface do analisador (LI-7550, LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA) e armazenadas em um pendrive de 16 GB.

As variáveis meteorológicas, temperatura do ar (T_{ar}) e umidade relativa do ar (rH) foram medidas usando um CS2015 (Campbell Scientific Inc., USA), a radiação solar incidente (R_g) e radiação solar refletida (S_u) foram medidas usando CMP3 (Kipp & Zonen B.V., NLD) e a precipitação (Prec) foi medida usando TR525USW (Texas Eletronics, Inc.), todos instalados a 2 m de altura acima da superfície e medindo em uma frequência de 1 Hz, cujo armazenamento foi realizado em um datalogger (CR1000, Campbell Scientific Inc., USA). No mesmo datalogger e com mesma frequência foram coletadas as variáveis de solo: temperatura do solo (T_{s05}) medido a -0,05 m usando um sensor T-108 (Campbell Scientific Inc., USA); fluxo de calor medidos a -0,1 m (G10) e a -0,2 m (G20) usando o sensor HFP01 (Hukseflux Thermal Sensor Inc., USA); conteúdo de água medido a -0,05 m (SWC05) usando um ML2x (LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA)

e a -0,10 m (SWC10) e a -0,30 m (SWC30) usando o sensor CS616 (Campbell Scientific Inc., USA) e temperatura de superfície (Tskin) usando um SI-111 (Apogee Instruments Inc., USA) instalado a 0,20 m acima da superfície.

Os dados analisados neste estudo compreendem o período de 18 de janeiro de 2018 até 23 de setembro de 2020. Infelizmente no período de 18 junho 2018 até 07 setembro 2018 (totalizando 80 dias) os instrumentos de alta frequência (anemômetros sônicos e analisadores de gás) apresentaram falhas e tiveram que ser removido do experimento para manutenção no Laboratório de Micrometeorologia da Universidade Federal de Santa Maria.

2.3. EDDY COVARIANCE PROCESSAMENTO

Os fluxos de CH₄ e CO₂ foram estimados usando a metodologia *Eddy Covariance* (Baldocchi et al., 1988) utilizando o *software EddyPro*®, version 7.0.4 (Li-Cor, Lincoln, Nebraska, USA) em médias de meia hora. Foram selecionadas as configurações implementadas neste *software* como a correção do efeito de densidade (Webb et al., 1980), cálculo da flutuação turbulenta em média por bloco de 30 min com rotação dupla (Wilczak et al., 2001), regressão linear para remover os efeitos das tendências de concentração (Gash e Culf, 1996), e correções de filtro passa alta e baixa de acordo com os métodos de Moncrieff et al. (2004) e Moncrieff et al. (1997), respectivamente. Também foram selecionados os testes para avaliação da qualidade estatística dos dados brutos em 10 Hz proposto por Vickers; Mahrt. (1997) e o método de contagem e remoção de picos proposto por Mauder et al. (2013), os quais foram sinalizados com *flags* indicadores de qualidade: 2 indica qualidade baixa, 1 indica qualidade intermediária e 0 indica boa qualidade. Foram removidos fluxos de CH₄ e CO₂ somente para *flags* indicadores de qualidade igual a 2 (baixa qualidade). Os fluxos foram excluídos nos períodos de precipitação acrescidos de 30 minutos para a secagem dos instrumentos (Ruppert et al., 2006). Filtros específicos foram usados nos fluxos de CO₂ e CH₄ conforme descrito nas subseções seguintes.

2.3.1. Filtragem nos fluxos de CH₄

Os fluxos de CH₄ foram filtrados quando:

- O sinal RSSI do analisador de gás foi menor que 10 % (Dengel et al., 2011; Ge et al., 2018; Dai et al., 2019);
- A velocidade de fricção, u_* , foi inferior a $0,07 \text{ m s}^{-1}$ (Baldocci et al., 2012; Felber; Neftel; Ammann, 2016; Vogelemeier et al., 2020),
- O fluxo foi menor que o limite mínimo de detecção pelo método *eddy covariance* ($< -4 \text{ nmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $> 4 \text{ nmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) (Detto et al., 2011; Baldocchi et al., 2012);
- O fluxo foi maior que o limite físico de $\pm 1,5 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Baldocchi et al., 2012);
- A concentração do CH_4 foi abaixo de 1740 ppb (Baldocchi et al., 2012);
- Ocorreram períodos de precipitação, sendo acrescidos de 30 minutos para a secagem dos instrumentos (Ruppert et al., 2006).

2.3.2. Filtragem nos fluxos de CO_2

Os fluxos de CO_2 foram filtrados quando:

- O u^* foi inferior a $0,09 \text{ m s}^{-1}$ no inverno e abaixo de $0,15 \text{ m s}^{-1}$ no verão, calculado de acordo com a metodologia por estação proposta por Papale et al. (2006).
- $X_i < X_{gi} - (2 X_{sdi})$ ou $X_i > X_{gi} + (2 X_{sdi})$, sendo X_i é o fluxo de CO_2 de meia hora, X_{gi} e X_{sdi} são a média e o desvio padrão em uma janela de 200 pontos, respectivamente, separando entre dia e noite, conforme a metodologia de Béziat et al. (2009). Seguindo essa metodologia para o sítio experimental, valores de fluxo maiores que $26 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ e menores $-33 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ foram definidos como não físicos.

2.4. FOOTPRINT

A área da superfície em que os fluxos podem ser medidos pela torre de fluxo é denominada de *footprint*. Esta área foi estimada pelo modelo de Kljun et al. (2015) e o *footprint* climático é apresentado na Figura 1-b. O *footprint* corresponde a aproximadamente duas parcelas do Manejo Rotativo (parcela 3 e 4). Não foram descartados dados utilizando o *footprint* da torre, pois dentro desta área não havia barreiras físicas. A máxima contribuição dos fluxos ocorreu a 39 m de distância da torre na direção sudeste.

2.5. ANÁLISES DE CORRELAÇÃO DE CH₄ COM VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Antes do preenchimento das falhas de CH₄, os dados de 30 min do CH₄ foram correlacionados através do r (coeficiente de correlação de *Pearson*) com as variáveis atmosféricas e de solo medidas no sítio experimental. As avaliações ocorreram para os períodos correspondentes as estações outono/inverno (20 de março a 23 de setembro) e primavera/verão (24 de setembro até 19 de março) e ainda nos períodos em que o gado esteve presente nas parcelas que compunham o *footprint* da torre (Com Gado) e nos períodos em que não esteve (Sem Gado).

A mesma análise de correlação foi realizada entre as médias diárias do fluxo de CH₄ e as variáveis atmosféricas e de solo. Neste caso, apenas dias contendo no mínimo 50 % de dados na média de 30 min foram utilizados.

2.6. FECHAMENTO DE FALHAS

Os dados atmosféricos de longo prazo geralmente contêm falhas devido a vários problemas, tais como falha de energia, mau funcionamento do sensor, erros associados a condições climáticas adversas, interferência de animais, erros humanos ou falhas técnicas. Essas variáveis (Tar, rH, Rg e Prec) apresentaram 5,5 % de falhas nas médias de 30 min e foram preenchidas utilizando dados medidos por sensores similares localizados em outras duas torres de fluxo instaladas a 320 e 420 metros de distância (Bremm, 2019). Falhas remanescentes (0,1 % para Tar e rH e 1,9 % para Rg) foram preenchidas utilizando média ponderada das variáveis medidas na estação meteorológica oficiais do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) do município de Bagé (A827) e Dom Pedrito (A881) (distantes 37 e 84 km, respectivamente), disponibilizadas em <https://mapas.inmet.gov.br/>.

Após todas as filtrações nos dados de CH₄ o total de falhas nos dados de CH₄ foi de 72 % (desconsiderando o período 18-06-2018 até 07-09-2018). Conforme Voglmeir et al. (2020) não existe metodologia estabelecida para preenchimento de lacunas no fluxo de metano para áreas de pastagens com gado, pois não se pode atribuir as variações destes fluxos aos parâmetros ambientais tais como temperatura, umidade do solo, umidade relativa ou precipitação. Estas relações também serão discutidas para os dados deste trabalho na seção 3.4. Aqui o fechamento das falhas do fluxo de metano ocorreu após a separação dos fluxos em períodos com o gado e períodos sem gado. Aplicamos os

seguintes métodos para o fechamento das falhas: interpolação linear (LI do inglês, *linear interpolation*); ano médio (AM), que foi criado a partir dos dados horário dos três anos respeitando as datas com gado e sem gado no footprint; variação diurna média (MDV, do inglês *Mean Diurnal Variation*). Foi aplicado o método LI para as falhas consecutivas de até 4 horas, seguido do AM utilizado para os fluxos na meia hora pertencentes ao mesmo dia juliano e o MDV com janelas móveis de até 7 dias nas falhas persistentes. Ao final, o LI preencheu 34,7 %, AM preencheu 27,6 % e o MDV preencheu 37,7 % do total de dados faltantes.

O preenchimento da série temporal do fluxo de CO₂ foi realizado utilizando o pacote *ReddyProc*. *REddyProc* preenche as falhas de CO₂ usando o método da amostragem de distribuição marginal (MDS, do inglês *Marginal Distribution Sampling*). Este método combina os métodos *Look-up Table* (LUT) e o *Mean Diurnal Course* (MDC) conforme proposto por Reichstein et al. (2005).

A partição NEE entre a produtividade primária bruta (GPP) e a respiração do ecossistema (Reco) foi baseada na abordagem noturna (Lasslop et al., 2010), que utiliza a função hipérbole retangular de Michaelis-Menten, através do pacote *REddyProc*, versão 1.2.2, conforme descrito em Wutzler et al. (2018).

O intervalo de confiança dos fluxos CH₄ e do CO₂ estimados pelo método EC foram calculados seguindo a metodologia de Richardson e Hollinger. (2007). Esta metodologia consistiu em adicionar ruído e gaps artificiais aleatórios aos dados e aplicar o algoritmo de preenchimento de gaps. O processo foi repetido 100 vezes e os erros foram calculados como o desvio padrão de todos os fluxos cumulativos gerados.

2.7. POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL (GWP)

O GWP total para a criação bovina em pastagens naturais do bioma pampa foi calculado anualmente, definindo o período de 08 de setembro de 2018 a 07 de setembro de 2019 como Ano1 e de 08 de setembro de 2019 a 07 de setembro de 2020 como ANO2, seguindo a metodologia descrita por Mosier et al. (2006):

$$\text{GWP} = \text{NBP} + \text{GWP}_{\text{CH}_4} + \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (01)$$

onde NBP é a produção líquida do bioma e GWP_{CH_4} e GWP_{N_2O} são as contribuições do CH_4 e N_2O para o GWP, respectivamente, obtidas para um horizonte de tempo de 100 anos sem considerar os *climate-carbon feedbacks* (IPCC, 2013; IPCC, 2019), sendo 28 e 265 para CH_4 e N_2O , respectivamente. O NBP foi calculado como a soma da troca líquida do ecossistema (NEE) e do C exportado devido a remoção do gado do campo e consumo num futuro próximo (C_{gr}):

$$NBP = NEE + C_{gr} \quad (02)$$

onde (C_{gr} , $gC\ m^{-2}$) foi estimado através da conversão do aumento médio do peso vivo do gado no período de estudo:

$$C_{gr} = f_c PV \quad (03)$$

onde PV é o aumento médio do peso vivo do gado (em $g\ m^{-2}$) e f_c é o fator de porcentagem de Carbono no gado, que foi considerado de como sendo 20 % ($f_c = 0,2\ C$). C_{gr} foi convertido em $g\ CO_2\ m^{-2}$ usando o fator 44/12.

Neste estudo utilizamos as quantificações das emissões de N_2O pelo solo, urina e esterco, em diferentes ofertas de forragem obtidas por Schirmann, (2016) estimados numa região similar ao nosso estudo, através do método da câmara de solo.

2.8. PERÍODOS DE SECA

Para estimar os períodos de estresse hídrico do solo, que caracterizamos como seca, foi seguida a metodologia descrita em Allen et al. (1998). A disponibilidade de água no solo se refere à capacidade do solo de reter a água disponível para as plantas, valor entre a capacidade de campo (CC) e o ponto murcha permanente (PMP), denominado total de água disponível (TAW). Porém, bem antes de atingir o PMP, as raízes das plantas começam a sentir dificuldade de retirar a água das partículas do solo devido a ação da força de ligação molecular, interferindo no rápido fornecimento de água para suprir a demanda da planta. Essa fração do TAW que a planta consegue extrair do solo de maneira rápida e fácil na zona radicular é denominada de água prontamente disponível (RAW). RAW é calculado por:

$$RAW = p \cdot (TAW) = p \cdot (CC - PMP) \cdot r \quad (04)$$

onde p é a fração média de esgotamento e varia de acordo com cada vegetação e r a profundidade das raízes. Para o pastoreio extensivo, $p = 0,60$ e $r = 1m$.

Logo, o valor limite de água no solo em que a vegetação consegue extrair água na sua zona radicular sem sofrer estresse hídrico (θt) é dada pela diferença entre a capacidade de campo e a água prontamente disponível:

$$(\theta t) = CC - RAW \quad (05).$$

Dessa forma, o solo é classificado da seguinte forma:

- I. Solo úmido se $SWC \geq (\theta t)$;
- II. Solo seco se $SWC < (\theta t)$.

Aplicando nas equações (04) e (05) os valores da Tabela 1, temos para as profundidades do solo 0,05 m, 0,1 m e 0,3 m o valor limite de água no solo sem estresse hídrico (θt) 0,228, 0,192 e 0,164 $m^3 m^{-3}$, respectivamente.

3. RESULTADOS

3.1. CONDIÇÕES ATMOSFÉRICAS E DE SOLO

A região em que se encontra o experimento é marcada pela variação na temperatura do ar entre as estações do verão e inverno. Durante o inverno, as mesmas atingem valores negativos durante a noite e no verão podem ultrapassar os 40 °C durante o dia. A Figura 2-a mostra os valores médios diários da temperatura do ar e do solo a 0,05 m de profundidade variando entre 2 e 30 °C. Durante o período de estudo, as médias mensais de temperatura foram similares às normais climáticas (Tabela 2). A formação de geadas ocorreu no inverno dos três anos analisados com frequência e intensidade variadas. Na estação do INMET em Bagé, foram registrados 19, 25 e 16 eventos de geada em 2018, 2019 e 2020, respectivamente.

No verão, o R_g chega a aproximadamente a 30 $MJ m^{-2} d^{-1}$ em dias de céu claro, reduzindo-se à metade no inverno. A radiação solar refletida (S_u) pela superfície terrestre

possui os mesmos padrões que a R_g , refletindo em média $4,1 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante o verão e $2,1 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante o inverno (Figura 2-b).

O déficit de pressão de vapor (VPD) teve os maiores valores durante o verão e os menores valores durante o inverno, onde as médias para as estações ficaram em 8,2 kPa e 2,7 kPa, respectivamente. A sazonalidade do VPD possui comportamento oposto ao da umidade relativa do ar (rH), visto que a mesma deriva diretamente da T_a e da rH, pois quanto maior a temperatura do ar e menor a umidade do ar, maior será o VPD. Durante todo o período analisado, a média diária rH sempre se manteve acima dos 50 % (figura 2-c).

A precipitação pluviométrica (Prec) da região costuma ser bem distribuída ao longo de todo o ano, não possuindo estação chuvosa e estação seca, como ocorre geralmente em região equatorial. No entanto, em períodos de El Niño costuma-se ter chuvas acima da média e em períodos de La Niña, abaixo da média, principalmente durante o verão. Até abril de 2018 ocorreu La Niña moderada e entre setembro de 2018 e junho de 2019 ocorreu El Niño moderado, conforme registros da agência NOAA disponíveis em https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php. Os maiores volumes diários acumulados aconteceram nos dias 15-03-2018 com 104 mm, 12-10-2018 com 92 mm e 12-06-2020 com 85 mm (Figura 2-d). Dos dois anos completos analisados (Ano1: setembro de 2018 a agosto de 2019) e (Ano2: setembro de 2019 a agosto de 2020), o Ano1 teve 1178 mm de precipitação, representando 22 % menor que a média climática (de 1514 mm) e o Ano2 teve um total de 1096 mm, quase 30 % menor (Tabela 2).

O conteúdo do solo foi muito sensível aos períodos de pouca precipitação até a profundidade de 30 cm, embora esta profundidade manteve-se com maior quantidade de água que a profundidade de 0,05 m (SWC05) e 0,10m (SWC10) mesmo após os eventos pluviométricos. Isso pode estar atrelado a redução da microporosidade e da macroporosidade com a profundidade do solo (Tabela 1).

Figura. 2 . Variáveis meteorológicas e de solo. a) Temperatura do ar (Tar) e temperatura do solo a -0,05 m de profundidade (TS05). b) Radiação solar incidente (Rg) e radiação solar refletida (Su). c) Umidade relativa do ar (rH) e déficit de pressão de vapor (VPD). d) Precipitação pluviométrica (Prec) e conteúdo de água no solo a -0,05 m & -0,30 m de profundidade (SWC05 & SWC30).

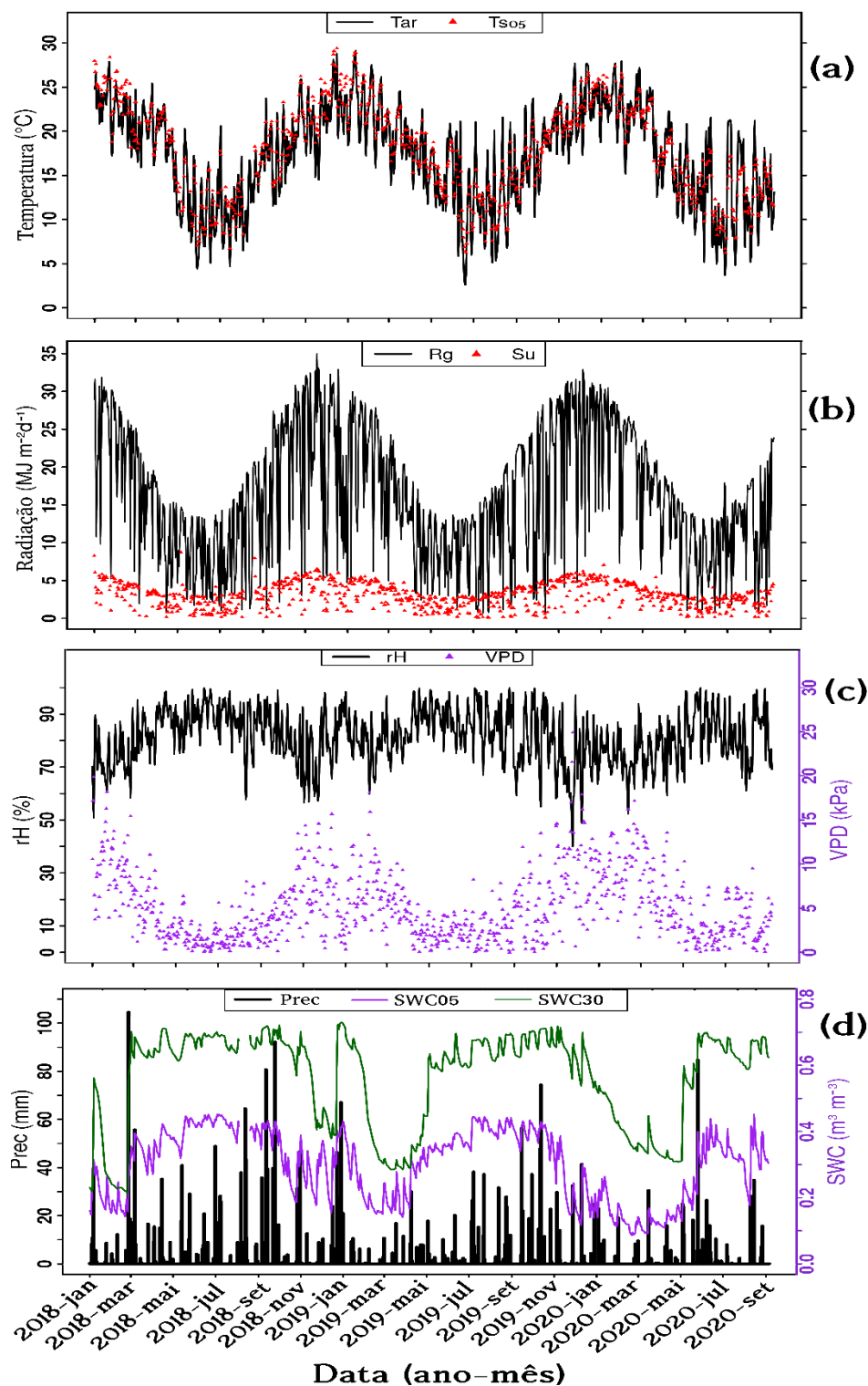


Tabela 2 - Temperatura e precipitação mensal e climática no período do estudo. Grifado em cinza escuro Ano 1 e cinza claro Ano2.

Temperatura média diária (°C)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Clima	23,5	22,7	21,5	18,1	14,6	12,2	11,6	13,2	14,6	17,5	20	22,4
2018	-	22,7	20,5	20,9	15,3	10	10,9	11	16,6	16,6	20,9	21,6
2019	23,5	22	20	18,6	15,7	15	10,5	11,5	13,7	17,4	20,5	22,2
2020	23	22,5	22,9	17,8	14	12,9	10,9	13,6	12,7	-	-	-
Acumulado mensal da precipitação (mm)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Clima	125	131	103	161	151	132	132	106	111	130	119	113
2018	-	27	210	61	118	68	181	172	169	196	95	34
2019	231	30	21	69	59	45	127	103	79	303	87	79
2020	71	22	22	61	72	177	28	64	61	-	-	-

3.2. FLUXO DE CO₂

A troca líquida do CO₂ entre a superfície e a atmosfera próxima à superfície (NEE, do inglês *Net Ecosystem Exchange*) é o resultado do balanço entre a produção primária bruta (GPP, do inglês *Gross Primary Production*) e a respiração do ecossistema (Reco). O GPP corresponde a absorção do CO₂ via fotossíntese, atuação durante o dia e nulo durante a noite, e o Reco representa a respiração de plantas associado com a respiração do solo e animais. A diferença nas mudanças de intensidade da respiração (Reco) e do armazenamento (GPP) determinam se o ecossistema absorve CO₂ (NEE < 0) ou emite CO₂ (NEE > 0). A Figura 3 mostra a média diária de NEE, GPP e Reco, caracterizando a dinâmica do CO₂ analisado localmente. O aumento das atividades biológicas do ecossistema ocorre entre a primavera e o verão com aumento dos valores do GPP e Reco, com picos de até 56 g CO₂ m⁻² d⁻¹ e até 51 g CO₂ m⁻² d⁻¹, em janeiro de 2019 e de até 54 g CO₂ m⁻² d⁻¹ e até 45 g CO₂ m⁻² d⁻¹, em janeiro de 2020, em respectivamente. O GPP é maior que o Reco, e, portanto, o NEE também aumenta (negativamente) representando maior absorção de CO₂ pelo ecossistema, com valores máximos de 21 g CO₂ m⁻² d⁻¹ em janeiro de 2019 e 17 g CO₂ m⁻² d⁻¹ em janeiro de 2020. O inverso ocorre entre o outono e

o inverno com a diminuição dos valores de GPP e Reco com maiores valores de Reco, o que tornou o NEE positivo, ou seja, a emissão de CO₂ pelo ecossistema. Os máximos de respiração e GPP no inverno são menores de 20g CO₂ m⁻² d⁻¹, com NEE em torno de 3g CO₂ m⁻² d⁻¹.

No período em que o gado esteve presente no *footprint* das medidas é esperado que o GPP diminua pelo pastoreio da biomassa aérea pelo gado. No entanto, a Reco pode aumentar influenciado pela respiração do gado e pela respiração do solo devido à maior exposição do solo as condições ambientais após o pastoreio da biomassa aérea (Respiração heterotrófica), mas também pode diminuir pela menor respiração devido a redução da biomassa acima do solo (Respiração autotrófica) (Rogiers et al., 2008). Nos nossos resultados não é observado aumento de GPP, porém a Reco apresentou alguns picos para os períodos com gado no *footprint* 4, 8, 13, 14, 15, 16, 21, 24 e 26, sendo que a maioria destes períodos foram durante o inverno. Esse aumento não é tão visível na média diária durante a primavera e o verão pois os valores da respiração do ecossistema são relativamente maiores nesse período (quase o dobro que no outono e inverno), diminuindo a contribuição parcial da respiração dos animais durante essas estações na respiração total do ecossistema.

O ciclo médio diário do NEE para o período com gado mostrou comportamento similar ao período sem gado, com emissão praticamente constante de CO₂ no período noturno (NEE positivo), ou seja, apenas processos de respiração do ecossistema Reco, decaindo ao amanhecer em decorrência da atuação do GPP desencadeado pela fotossíntese, atingindo o pico de absorção de CO₂ (NEE negativo) logo após o meio dia, tornando a aumentar até o anoitecer (Figura 4). A respiração do ecossistema durante a noite (das 21h às 6h) foi de 5 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹ e de 4,85 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹, para os períodos com o gado e sem o gado, respectivamente. Durante o dia, o pico de absorção do NEE atingiu -8,5 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹ para o período com o gado e -9,5 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹ sem o gado. Na média, o período com o gado teve emissão de 0,27 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹ (1,02 gCO₂ m⁻² d⁻¹) e no período sem o gado teve absorção de -0,33 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹ (-1,25 gCO₂ m⁻² d⁻¹).

Figura 3: Médias diárias do fluxo de CO₂: produção primária bruta (GPP), respiração do ecossistema (Reco) e a troca líquida do ecossistema (NEE). As áreas hachuradas em azul indicam a presença do gado nas parcelas pertencentes ao *footprint* da torre.

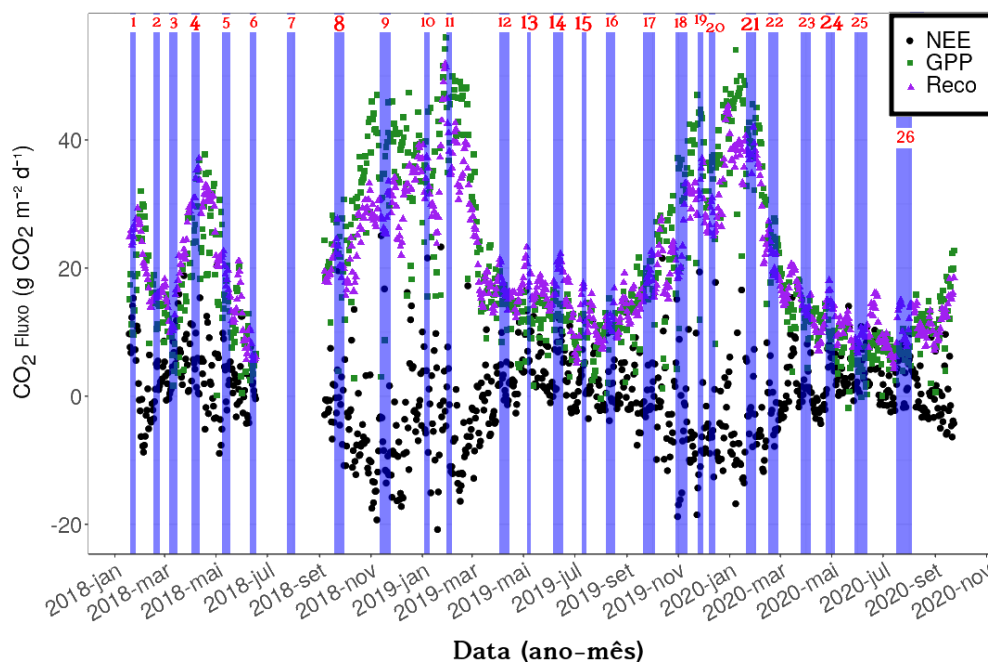
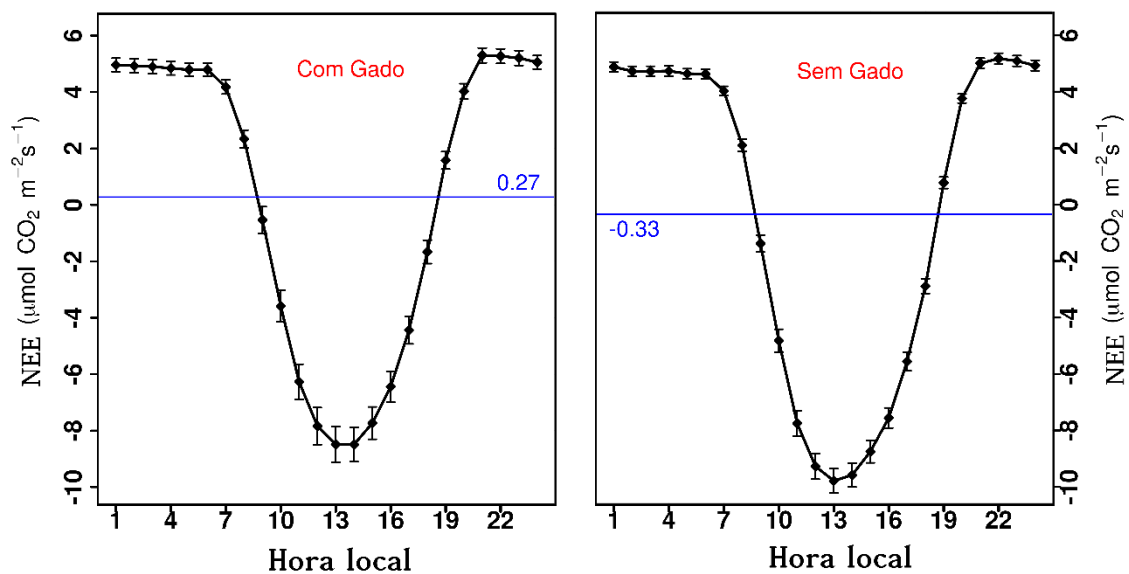


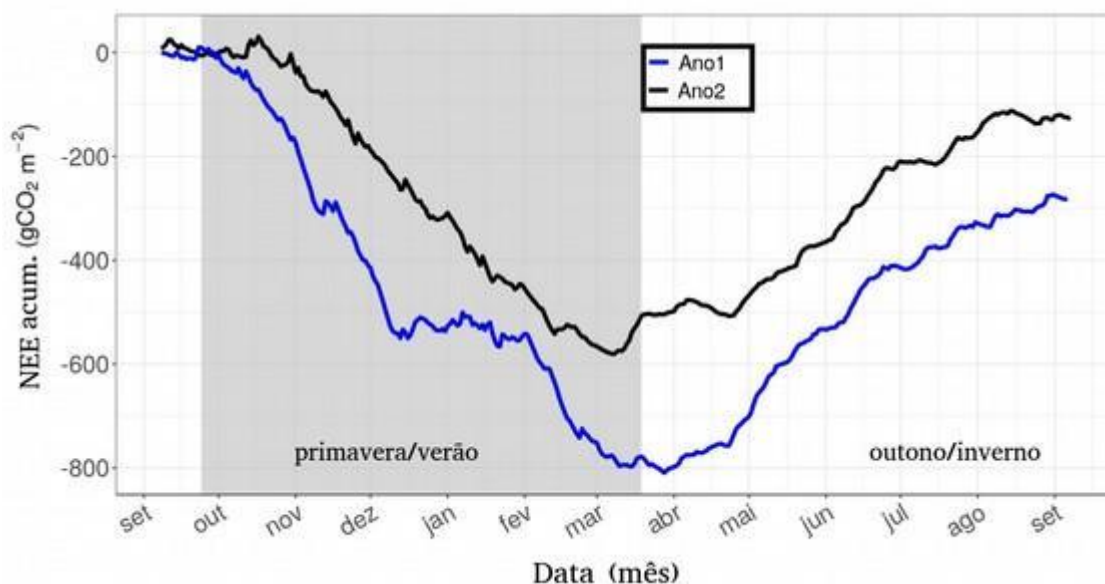
Figura 4: Ciclo médio diário do NEE. a) gado presente nas parcelas do *footprint* da torre (Com Gado). b) gado ausente das parcelas do *footprint* da torre (Sem Gado).



Integrar o NEE ao longo de um ano permite indicar se o ecossistema é uma fonte ou um sumidouro de CO₂, visto que fatores ambientais variam anualmente. O NEE

acumulado foi calculado para o Ano1 e Ano2 e é apresentado na Figura 5. Ambos os períodos mostraram comportamento similar com absorção durante a primavera e o verão, representado pela inclinação descendente na curva, e emissão nas estações outono e inverno, representado pela inclinação ascendente na curva. A inversão na inclinação da curva do acumulado diário do NEE ocorreu no dia 29 de março de 2019 no Ano1 (9 dias após o início do outono) e no dia 09 de março de 2020 para o Ano2 (11 dias antes do início do outono). Ambos os períodos analisados mostraram que a pecuária em pastagens nativa do bioma Pampa são potencialmente um sumidouro de CO₂ da atmosfera, acumulando -281,5 gCO₂ m⁻² no Ano1 e -129,3 gCO₂ m⁻² no Ano2. Estes valores resultam em absorções média diária anual de -0,77 gCO₂ m⁻² d⁻¹ e -0,35 gCO₂ m⁻² d⁻¹ para o Ano1 e Ano2, respectivamente.

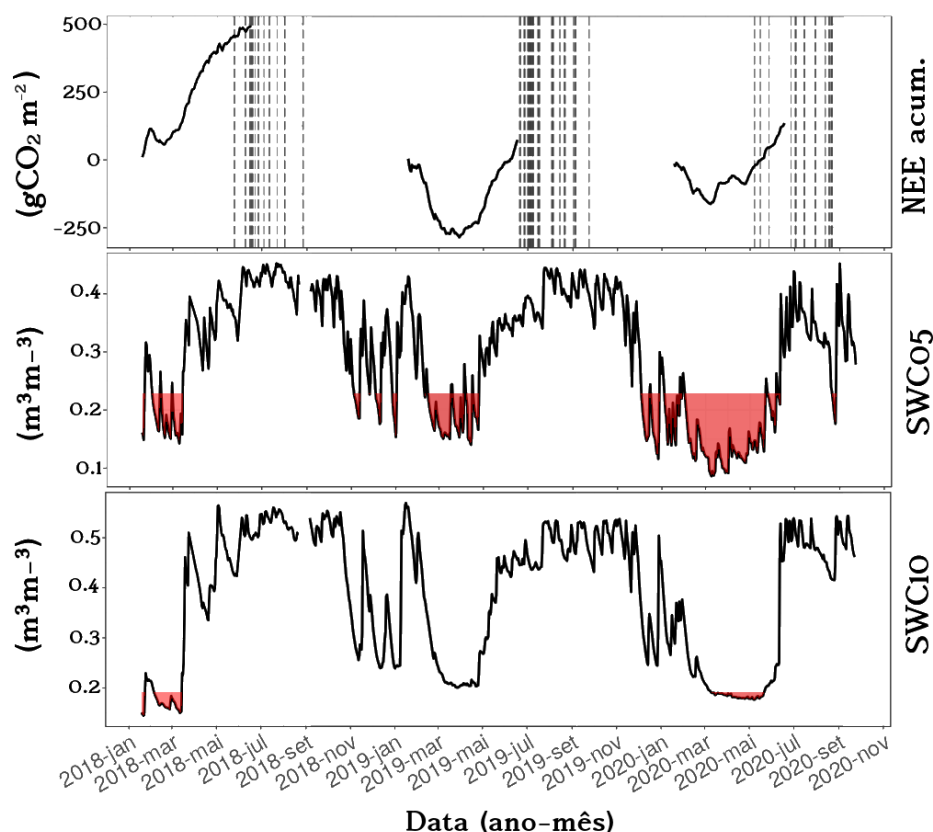
Figura 5: Acumulado anual de CO₂ de dois anos. Em azul está contido o período de 08-09-2018 a 07-09-2019. Em preto está contido o período 08-09-2019 a 07-09-2020.



A diferença do NEE acumulado entre Ano1 e Ano2 pode ter sido influenciada pelas condições ambientais tais como períodos de estiagem ou geadas. O Ano1 e Ano2 tiveram precipitação abaixo da média climática, sendo o Ano2 ainda mais seco (Tabela 2). Analisando o conteúdo de água no solo a 0,05 nota-se que o Ano2 teve um grande período seco, desde dezembro até junho, enquanto o Ano1 teve alguns períodos de baixo conteúdo de água no solo de novembro a janeiro e praticamente contínuo de março a maio. No entanto, apenas no Ano2, a profundidade de 0,10 m também apresentou conteúdo de água no solo abaixo do limite crítico (Figura 6) durante 73 dias consecutivos,

de 09 de março até 21 de maio de 2020. Esses meses compreendem o final do verão e início do outono, condizente com a antecipação das emissões do CO₂ acumulado em relação ao Ano1 (Figura 5). O Ano1 não sofreu com o estresse hídrico, com os menores índices atingidos entre os meses de março e abril de 2019.

Figura 6: Indicativo de seca *in situ* utilizando a metodologia de Allen et al. (1998). As linhas verticais no NEE acumulado indicam os dias com ocorrência de geadas.



Comparando o período de 18 de janeiro até 17 de junho, no qual os três anos tiveram dados e que também coincidem com os períodos mais secos, nota-se que quando a seca atingiu mais fortemente a profundidade de 0,10 m, como ocorreu em 2018, a dinâmica do NEE foi afetada. De janeiro a ao final de março é esperado que o ecossistema absorva CO₂, conforme observado neste período em 2019 e 2020, no entanto, isso não aconteceu em 2018, onde, no acumulado, esse período foi um emissor de CO₂. Em 2020 a profundidade 0,10 m também foi afetada pela seca porém com menor intensidade e a partir do final de março, o que resultou em menor absorção no período quando comparado com 2019.

O maior número de geadas em 2019 pode ter influenciado o atraso no início da absorção do CO₂ no acumulado do Ano2 em 24 dias a mais que no Ano1. Essa demora

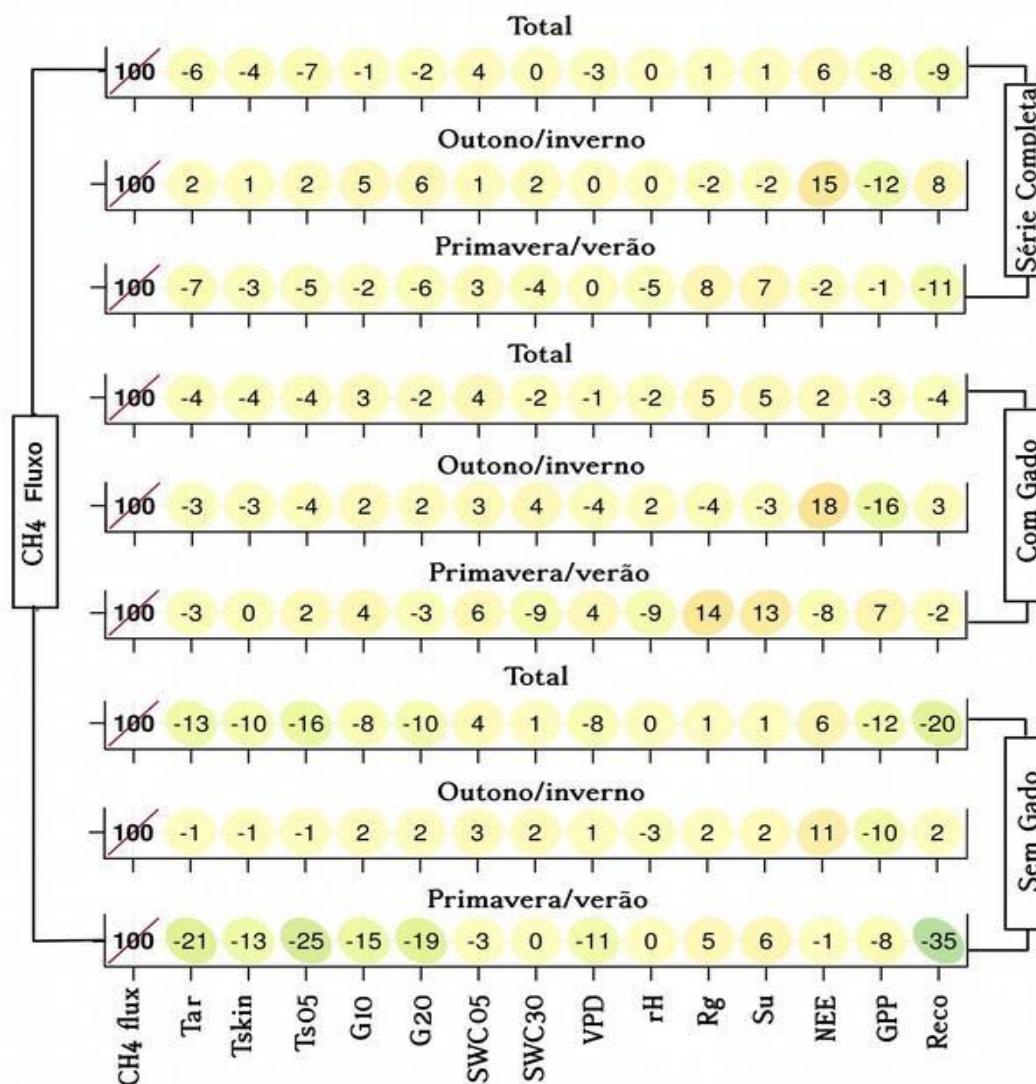
na intensificação da atividade vegetal pode estar ligada a frequência e intensidade das geadas. A última geada ocorreu em 27 de agosto de 2018 enquanto em 2019 a última ocorreu em 27 de setembro, portanto com uma diferença de 27 dias, que pode ter influenciado a emissão em mais 24 dias no início do Ano2. As geadas podem matar a biomassa acima do solo, retardando a atividade das plantas e a absorção do CO₂ (Scheffer-Basso; Baréa; Jacques, 2009).

Assim, mesmo com ocorrência de seca e com inverno mais severo, o pastejo do gado no sistema rotativo se manteve com um sumidouro de CO₂ no Ano2, mas com uma intensidade em torno de 45 % menor que no Ano1.

3.4. CORRELAÇÃO ENTRE AS CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS E O FLUXO DE CH₄ NÃO PREENCHIDO

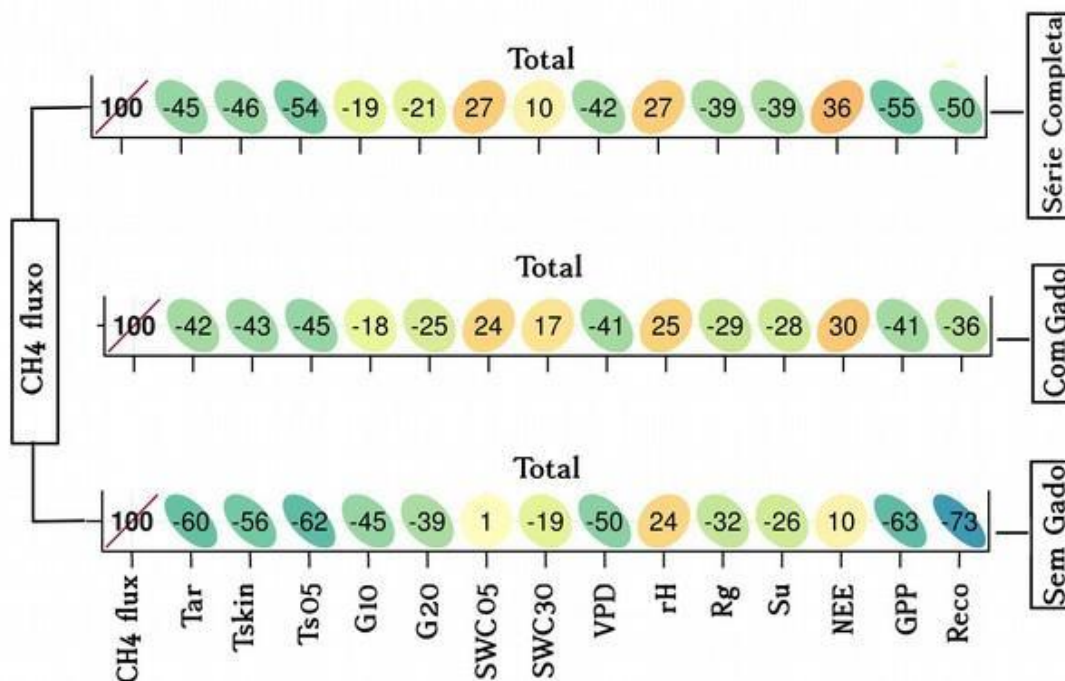
O fluxo de metano estimado pelo método EC e sem preenchimento de falhas foi analisado em relação às variáveis Tar, Tskin, TS05, G10, G20, SWC05, SWC30 VPD, rH, Su, NEE, GPP e Reco através do coeficiente de correlação. Ao se utilizar dados em médias de 30 min, a correlação foi próxima de zero para a maioria das variáveis, conforme figura 7, independente da estação do ano ou se o gado esteve ou não nos piquetes pertencentes ao *footprint* da torre. Todas as variáveis analisadas tiveram correlação fraca, ou seja, $r < |0,4|$. A maior correlação apresentada foi com a respiração do ecossistema (Reco) durante a estação primavera/verão quando o gado não esteve presente nas parcelas do *footprint* da torre (Sem Gado), com $r = -0,35$, seguido pela temperatura do solo (TS05) com $r = -0,25$ e temperatura do ar (Tar) com $r = -0,21$. O valor negativo de r indica que a resposta do fluxo de metano às variáveis é contrária, ou seja, quando aumenta a Tar, TS05 e o Reco ocorre uma redução do CH₄ fluxo, e vice-versa. A maior correlação encontrada com Reco pode ser um indicativo dos processos biológicos que ocorrem no solo, pois as bactérias metanotróficas oxidam o CH₄, utilizando a energia da reação essa energia para seu crescimento, e liberam CO₂ como subproduto da sua respiração (Antony, 1986; Conrad, 1993; Alberto et al., 2000; Cabral et al., 2020). A falta de uma correlação moderada a alta com as variáveis atmosféricas e de solo impedem o uso de metodologias de preenchimento de falhas que utilizam a dependência entre o CH₄ e tais variáveis, como por exemplo Rede Neurais ou LUT.

Figura 7: Correlação de *Pearson* entre o fluxo do CH₄ de meia hora não preenchido e as variáveis atmosférica e de solo.



Para a média diária do fluxo de CH₄, os diferentes períodos analisados (Série Completa, Com Gado e Sem Gado) apresentaram correlações moderada ($|0,4| \leq r < |0,7|$) com as variáveis Tar, Tskin, Ts05, VPD e GPP, mas continuam com correlação fraca ($r < |0,4|$) em relação a G20, SWC05, SWC30, rH, Rg, Su e NEE (Figura 8). A variável G10 teve correlação baixa em Com Gado e Série Completa e moderado em Sem Gado. A Reco apresentou correlação baixa em Com Gado, mas moderada em Série Completa e alta ($r > |0,7|$) em Sem Gado. Os valores negativos de r continuaram predominantes em todas as análises. Esses resultados, utilizando a média diária do fluxo de CH₄, poderão contribuir para a implementação e calibração de modelos matemáticos em trabalhos futuros, auxiliando nas estimativas de emissões de metano nas pastagens nativas do bioma Pampa.

Figura 8: Correlação de *Pearson* entre a média diária do fluxo do CH₄ não preenchido e as variáveis atmosférica e de solo.

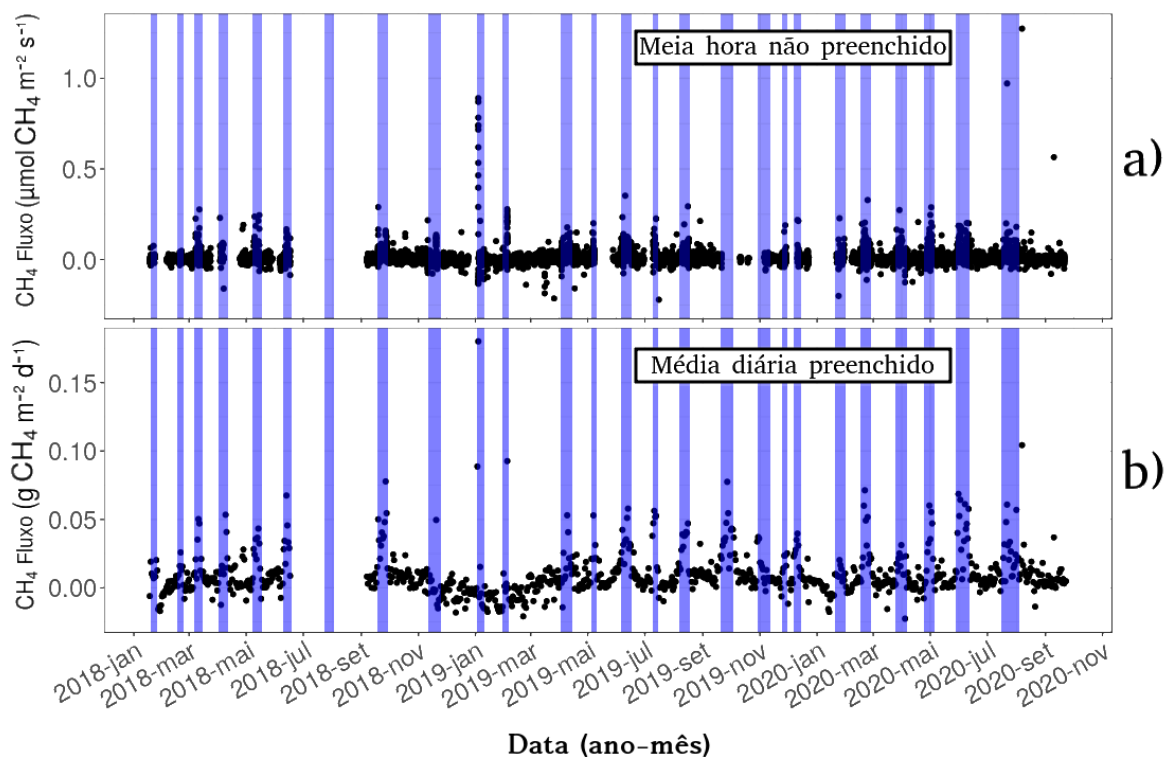


3.5. FLUXOS DE CH₄

O fluxo de CH₄ estimado pela metodologia EC é o resultado líquido dos processos envolvendo bactérias produtoras de CH₄ (metanogênicas) e de bactérias consumidoras de CH₄ (metanotróficas) entre o solo e a atmosfera próxima à superfície, além da respiração entérica dos animais nesse ambiente (Gomez-Casnovas et al., 2018; Cabral et al., 2020; Voglmeier et al., 2020). A Figura 9-a mostra o fluxo de CH₄ de meia hora sem preenchimentos de falhas, com a indicação do período com gado. Nesses períodos é observado o aumento expressivo no valor dos fluxos de CH₄ em relação aos períodos sem gado. Esse aumento torna-se mais evidente nas médias diárias (calculada após o fechamento das falhas) (Figura 9-b). Nos períodos sem o gado os fluxos máximos não ultrapassaram 0,025 gCH₄ m⁻² d⁻¹, e com a presença do gado a maioria dos fluxos ficaram próximos de 0,05 gCH₄ m⁻² d⁻¹, ou seja, o dobro de emissão de CH₄. Esporadicamente, alguns desses dias com o gado tiveram valores de emissão acima desse valor, sendo o máximo de 0,18 gCH₄ m⁻² d⁻¹ em 04 de janeiro de 2019. Nesses dias, é provável que o

gado tenha permanecido mais tempo na posição de máxima contribuição do *footprint* da torre.

Figura 9: Fluxo de CH₄ em meia hora antes do preenchimento de falhas (a). Média diária do fluxo de CH₄ após o preenchimento das falhas (b). As áreas hachuradas em azul indicam a presença do gado nas parcelas pertencentes ao *footprint* da torre.

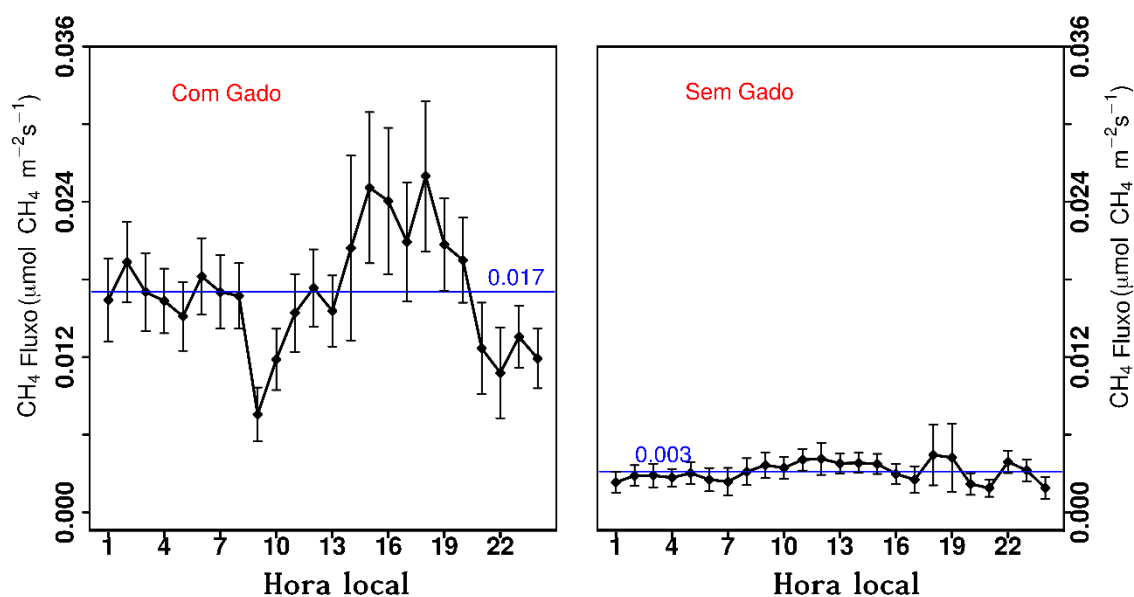


Fluxos negativos de CH₄ também são observados ao longo de todo o período, porém, os meses de novembro de 2018 até fevereiro de 2019 tiveram considerável intensificação. Valores negativos indicam que o CH₄ foi assimilado no solo através das colônias de bactérias metanotróficas, uma vez que solos drenados costumam atuar como sumidouro deste gás (LeMer; Roger, 2001; McGinn et al., 2014). Uma possibilidade para explicar o período contínuo com fluxos negativos de CH₄ pode estar relacionada a menos períodos com gado (3 períodos), enquanto no ano seguinte, para os mesmos meses foram contabilizados 5 períodos com gado. Portanto, a contribuição do fluxo de CH₄ devido às fezes seria mínima ou nula, predominando a contribuição das bactérias metanotróficas na absorção do CH₄ no solo.

Os períodos com gado e sem gado apresentaram um padrão de ciclo diurno diferente. O aumento do fluxo no período sem gado ocorreu das 07:00 horas ao meio dia, tornando a diminuir até as 17:00 horas. Para o período com gado o fluxo possui tendência

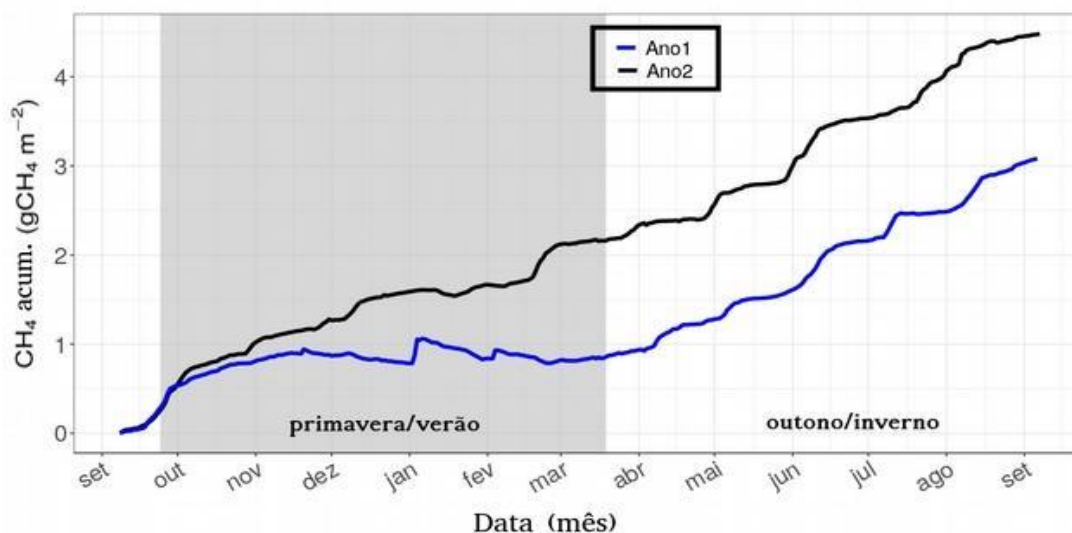
de aumento das 09:00 horas às 18:00 horas, tornando a diminuir até as 22:00 horas. A média diária do fluxo de CH_4 sem gado foi de $0,003 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($0,004 \text{ gCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e com gado foi de $0,017 \mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($0,024 \text{ gCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), ou seja, o período com gado emitiu mais de cinco vezes o que o período sem gado emite.

Figura 10: Ciclo médio diário do fluxo de CH_4 . a) gado presente nas parcelas do *footprint* da torre. b) gado ausente das parcelas do *footprint* da torre.



A integração dos fluxos de CH_4 em períodos anuais evidencia, de forma mais clara, que o Ano1 apresenta alternância entre momentos com emissões e momentos com absorção de CH_4 , representado pelas mudanças na inclinação da curva de acumulado na Figura 11, ou seja, quando a inclinação tende a ascender ocorre emissão de CH_4 e quando a inclinação tende a descender ocorre absorção de CH_4 , correspondente ao período com aumento dos fluxos negativos na média diária Figura (9), retornando a emitir até o final desse período. O total acumulado para o Ano1 foi de $3,1 \text{ gCH}_4 \text{ m}^{-2}$. No segundo período integrado, Ano2, totalizou $4,4 \text{ gCH}_4 \text{ m}^{-2}$, com poucos períodos de absorção de CH_4 de breve duração e com pouca intensidade. Assim, o Ano2 teve emissão de CH_4 42 % maior que no Ano1.

Figura 11: Acumulado anual de CH₄ de dois anos. Em azul está contido o período de 08-09-2018 a 07-09-2019. Em preto está contido o período 08-09-2019 a 07-09-2020.



O Ano2 foi mais seco, contribuindo para a diminuição da absorção de CO₂, o que também seria esperado para o CH₄, já que a menor disponibilidade de água no solo o torna mais aerado, onde o consumo de CH₄ pelas bactérias metanotróficas deveria ser potencializado ao mesmo tempo que a produção de CH₄ pelas bactérias metanogênicas deveria se atenuar. No entanto, essa diminuição não aconteceu. A fim de identificar qual variável pode ter sido responsável pela maior emissão do CH₄ no Ano2, comparamos a média anual do CH₄ com as médias anuais das variáveis atmosféricas e de solo e fluxos de CO₂ (Tabela 03). Destacamos os valores das variáveis que no Ano2 tiveram valores inferiores (em azul), superiores (em vermelho) e iguais (em preto) ao Ano1. A temperatura do ar (*T_{ar}*) e a radiação solar refletida (*S_u*) foram iguais em ambos os períodos. As variáveis temperatura do solo (*T_{S05}*), fluxo de calor no solo a -0,10 m (*G₁₀*), conteúdo de água no solo a -0,05 m (*SWC₀₅*), umidade relativa do ar (*rH*) e precipitação pluviométrica (*Prec*) diminuíram seus valores médios enquanto a radiação global (*R_g*) e o déficit de pressão do vapor (*VPD*) foram maiores. Com exceção do *VPD*, as diferenças nos valores das variáveis atmosféricas e de solo encontradas entre os dois Anos não foram significativas, o que provavelmente não justifica a diferença no acumulado do CH₄ nos dois Anos. A influência do *VPD* na dinâmica do fluxo de CH₄ não está bem clara entre os pesquisadores, com poucos relatos na literatura. Segundo Song et al. (2015), o *VPD* pode afetar o transporte do CH₄ nas plantas de arroz para a atmosfera no ciclo diurno. No caso das pastagens nativas do bioma Pampa, não é relatada na literatura a existência de

alguma espécie forrageira com a capacidade de transporte desse gás similar ao que ocorre no aerênquima do arroz.

A disponibilidade de biomassa fez com que o número de dias com a presença do gado pastoreando nas parcelas no *footprint* da torre fosse de 94 dias durante o Ano1 e 135 dias no Ano2 ou seja, 41 dias a mais com o gado (ou 44 % a mais de dias com gado no Ano2), que resultou em um aumento de 42 % no acumulado do CH₄, mostrando significativo papel do gado nas emissões de CH₄ nas pastagens naturais do bioma Pampa. Portanto, essa diferença entre as emissões dos Ano1 e Ano2 pode ser exclusivamente devido ao aumento da presença dos animais no local, resultando num aumento de 0,032 g CH₄ d⁻¹ (aumento do acumulado anual/nº de dia excedente com animais).

Tabela 03: Média do acumulado do CH₄, NEE, Reco, GPP e a média das variáveis climatológicas e do solo para o período de 08 de setembro de 2018 a 07 de setembro de 2019 (Ano1) e 08 de setembro de 2019 a 07 de setembro de 2020 (Ano2). Ano2 com valores maiores que o Ano1 está em vermelho, em azul valor do Ano2 menor que do Ano1 e em preto valor igual em ambos.

	CH ₄	NEE	Reco	GPP	Tar	Ts05	G10	Rg	Su	SWC05	rH	VPD	Prec	Gado
	gGAS m ⁻² d ⁻¹				°C		MJ m ⁻² d ⁻¹			m ³ m ⁻³	%	kPa	mm	Dia
Ano1	0,008	-0,76	22,5	23,3	17,6	18,4	-0,13	16,9	3,1	0,38	82,9	4,6	1178	94
Ano2	0,012	-0,19	19,4	19,6	17,6	17,8	-0,08	17,2	3,1	0,36	78,2	6,0	1096	135

O acumulado mensal do CH₄ e do CO₂ são apresentados na (Tabelas 4). O maior acumulado do CH₄ ocorreu nos meses em que o NEE foi positivo, ou seja, foram de emissão de CO₂ e os menores quando NEE foi negativo, ou seja, o ecossistema absorvia CO₂. Assim, a dinâmica do CH₄ teve comportamento semelhante ao do CO₂, com valores menores durante a primavera e o verão e maiores durante o outono e o inverno. Os resultados não permitem analisar se para esse ecossistema existe relação direta entre o consumo do CH₄ por microrganismos no solo e o resíduo liberado por elas na forma de CO₂ ou se o CO₂ foi consumido e o resíduo liberado na forma de CH₄, ou ainda qual a frequência e a intensidade que esses processos ocorreram, pois, todos estes processos estão contabilizados na estimativa da troca líquida pela metodologia *Eddy Covariance*.

Tabela 04: Acumulado mensal dos fluxos de CH₄ e de CO₂. Em vermelho estão valores positivos do NEE e valores do CH₄ acima da média (CH₄ > 0,3 gCH₄ m⁻²mês⁻¹). Em azul estão valores negativos do NEE e valores do CH₄ abaixo da média (CH₄ ≤ 0,3 gCH₄ m⁻²mês⁻¹).

Acumulado mensal de CH ₄ (gCH ₄ m ⁻² mês ⁻¹)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2018	-	0,11	0,3	0,33	0,31	-	-	-	0,57	0,27	0,08	-0,09
2019	0,05	-0,03	0,11	0,34	0,31	0,57	0,32	0,53	0,57	0,49	0,27	0,30
2020	0,08	0,44	0,20	0,21	0,41	0,58	0,47	0,43	0,15	-	-	-

Acumulado mensal de CO ₂ (gCO ₂ m ⁻² mês ⁻¹)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2018	-	-16,2	173,9	128,2	74,7	-	-	-	-13,3	-153,5	-245,8	-126,9
2019	-9,2	-201,7	-53,4	92,1	176,4	121,9	74,9	59,5	-10,1	-16,6	-158	-135,2
2020	-133,6	-115,3	64,2	26,5	106,6	154,6	53,5	28,3	-21,1	-	-	-

3.7. POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL (GWP)

Os diferentes gases do efeito estufa (GEE) possuem tempo de vida na atmosfera e capacidade de absorver energia em quantidades diferentes. O potencial de aquecimento global (GWP, do inglês *global warming potential*) mensura a atuação desses gases emitidos e/ou absorvidos em um determinado ecossistema utilizando-se de uma unidade de medida padrão, o CO₂ equivalente (CO₂-eq).

Medidas de N₂O não foram realizadas neste trabalho. No entanto, a mancha de urina em pastagens e a adubação nitrogenada do pasto contribuem significativamente com a emissão de óxido nitroso (N₂O) nos manejos da pecuária. Segundo o Hergoualc'h, et al. (2018), 2 % do N da urina dejetadas no campo é emitido para a atmosfera em forma de N₂O. Estudos desenvolvidos em alguns manejos de pastagens brasileiras indicam um valor bem menor, cerca de 0,2 % por Barneza et al. (2014) e 0,7 % na urina e 0,08 % no esterco por Schirmann. (2016). Schirmann. (2016) mostrou que a criação de gado nas pastagens nativas do bioma Pampa emite N₂O com valor aproximado de 0,19 kg N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹ (0,029 g N₂O m⁻² ano⁻¹) para o solo, 0,13 kg N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹ (0,02 g N₂O m⁻² ano⁻¹) para manchas de urina e 0,01 kg N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹ (0,001 g N₂O m⁻² ano⁻¹) para o

estrupe, entre diferentes ofertas de forragem entre os anos de 2012 a 2014. Aqui utilizaremos estes resultados na estimativa de N₂O para o GWP.

O carbono retirado da biomassa durante o pastejo e utilizado para o ganho de peso dos animais também deve ser contabilizado no GWP, tendo em vista que esse carbono voltará para atmosfera após o consumo da carne. O ganho médio de peso dos animais (peso vivo, PV) no período de estudo foi de 120 Kg PV ha (12 g PV m⁻² ano⁻¹) contribuindo para o GWP com 2,4 g C m⁻² ano⁻¹, se considerarmos uma proporção de 20 % de Carbono no PV dos animais. Convertendo em CO₂-eq, obtém-se o valor de 8,8 g CO₂-eq m⁻².

O GWP para o Ano1 foi negativo (Tabela 5) resultando em uma compensação líquida de -171 gCO₂-eq m⁻² ano⁻¹. Mesmo tendo um potencial de aquecimento muito maior que o do CO₂, o CH₄ e o N₂O juntos corresponderam a aproximadamente 36 % do NEE líquido removido da atmosfera. Para o Ano2, tivemos um aumento na emissão de CH₄ acompanhado de uma redução do CO₂ (NEE) removido da atmosfera, transformando a área em uma pequena fonte de GEE, resultando em uma emissão líquida de 17,6 gCO₂-eq m⁻² ano⁻¹. Mesmo que o aumento da emissão de CH₄ tenha sido considerável (42 %), essa fonte não foi responsável direto pelo balanço positivo do GWP. A redução do NEE para o Ano2 foi 152,2 gCO₂ m⁻² ano⁻¹, valor maior que o CH₄ emitido para esse mesmo período. Caso a absorção do CO₂ tivesse repetido os valores do Ano1, o aumento da emissão do CH₄ não seria suficiente para transformar a área em uma fonte de GEE.

Na média dos dois anos o saldo do GWP foi de -76,7 gCO₂-eq m⁻², indicando um benefício ambiental da produção de carne bovina em pastagens naturais do bioma Pampa através do modelo de produção no sistema de manejo rotativo do gado, sem a introdução de adubação química e sem complementação de forragem, conservando o solo e as pastagens nativas.

Tabela 5. Potencial de aquecimento global (GWP) em unidade de medida CO₂-eq.

	NEE	N ₂ O	CH ₄	GWP _{N2O}	GWP _{CH4}	GWP _{carne}	GWP
	(g m ⁻² ano ⁻¹)			(gCO ₂ -eq m ⁻² ano ⁻¹)			
2018/2019	-281,5 ± 42	0,05	3,1 ± 0,4	14,9	86,8 ± 11	8,8	-171 ± 42
2019/2020	- 129,3 ± 19	0,05	4,4 ± 0,6	14,9	123,2 ± 17	8,8	17,6 ± 36
Média	-205,4 ± 31	0,05	3,75 ± 0,5	14,9	105 ± 14	8,8	-76,7 ± 45

4. DISCUSSÃO

4.1. TROCA LÍQUIDA DE CO₂ NO ECOSISTEMA

A intensidade do NEE absorvido das pastagens pode estar na alteração da predominância e/ou desenvolvimento das plantas C3 e C4. Segundo McSherry; Ritchie. (2013), pastagens dominadas por C4 e C4+C3 aumentaram em média 6 e 7 % o carbono orgânico do solo, respectivamente, enquanto pastagens dominadas por C3 reduziram em média 18 %, indicando diferentes intensidades de captura do CO₂ da atmosfera.

A variabilidade sazonal do NEE estimado por EC neste estudo mostra a intensificação da absorção do CO₂ nos meses de setembro até abril, quando a média diária atingiu a máxima absorção de -20,8 e -18,8 g CO₂ m⁻² d⁻¹ para o Ano1 e o Ano2, respectivamente. As emissões diárias máximas também foram registradas durante esses meses, com frequência reduzida, atingindo valores de 25 e 21,5 g CO₂ m⁻² d⁻¹ para o Ano1 e Ano2, respectivamente. Esse comportamento sazonal do NEE e as amplitudes registradas são similares ao encontrado por Acosta. (2019) durante 2014-2018 também utilizando a metodologia EC para uma pastagem de Pampa nativo com manejo rotativo (Tabela 6). Utilizando a mesma metodologia, Gomez-Casnovas et al., (2018) na Florida, EUA, entre 20013-2015 e Nieveen et al. (2005) na North Island, Nova Zelândia entre 2002-2003, estimaram picos de absorção e emissão maiores que obtidos neste estudo, sendo -114 e 76 g CO₂ m⁻² d⁻¹ e -72,2 e 32,2 g CO₂ m⁻² d⁻¹, respectivamente. Já Xu; Baldocchi. (2004) na Califórnia – EAU estimaram absorções similares às encontradas neste estudo, porém com emissões relativamente menores, sendo -19 e 11 g CO₂ m⁻² d⁻¹ em 2000-2001 e -17 e 7 g CO₂ m⁻² d⁻¹ em 2001-2002, respectivamente.

Tabela 6: Comparativo entre estudos do NEE total acumulado em pastagens utilizando a metodologia EC.

Variabilidade do NEE								
Autor	Ano	Duração	Manejo	Metodologia	NEE (g CO ₂ m ⁻²)			Local
					Anual	Diário		
						Min.	Max.	
Presente Trabalho	Ano2	12 meses	rotativo	EC	-129,3	-18,8	21,5	Bioma Pampa brasileiro
	Ano1				-281,5	-20,8	25	
	2018-2020	Média	rotativo		-205,4	-		
			rotativo *		-458			
			Residual (emissão entérica)		252,6			
Acosta. (2019)	2014	12 meses	rotativo	EC	-401,1	-22,9	19,3	Bioma Pampa brasileiro
	2015				-1859,7	-25,8	20,6	
	2016				-1076,1	-20,3	24,6	
	2017				-1757,4	-25,2	24,4	
	2018				-1304,2	-24,8	24,2	
Gomez-Casanovas et al. (2018)	2013	5 meses	contínuo	EC	-249 ± 14	-114	76	USA
	2014	12 meses			-498 ± 22			
	2015	11 meses			-748 ± 40			
	2013	5 meses	Área de exclusão		-47 ± 3,6	-		
	2014	12 meses	(não pastejado)		304,3 ± 14,6			
	2015	11 meses	-62,3 ± 3,6					
Felber; Neftel; Ammann. (2016)	2013	12 meses	rotativo	EC	-249,3	-	Suíça	
			rotativo *		-909,3			
			Residual (emissão entérica)		660			
Rogiers et al. (2008)	2002-2003				440 ± 132	-		

	2003-2004	12 meses	extensivo	EC	938,6 ± 154			Suíça
	2004-2005				425,3 ± 161,3			
Allard et al. (2007)	2002-2003	12 meses	extensivo	EC	-410,6	-		França
	2003-2004				-179,6			
	2004-2005				-234,6			
	2002-2003		intensivo		-183			
	2003-2004				-333,6			
	2004-2005				-568,3			
Nieveen et al. (2005)	2002-2003	12 meses	turfeira	EC	-165	-72,2	34,2	Nova Zelândia
Xu; Baldocchi. (2004)	2000-2001	12 meses	turfeira	EC	-481,4	-19	11	USA
	2001-2002				106,3	-17	7	

* contabilização do CO₂ somente dos períodos em que o gado não esteve presente no *footprint* da torre.

Integrando os fluxos de NEE total para os períodos de Ano1 e Ano2 determinou-se que as pastagens nativas do bioma Pampa de manejo rotativo atuaram como um sumidouro de CO₂ atmosférico com intensidade -281,5 e -129,3 g CO₂ m⁻² ano⁻¹, respectivamente. Comparando com outros trabalhos que utilizam a metodologia EC (Tabela 6), nota-se que as pastagens pastejadas por bovinos atuam como um sumidouro de CO₂ em países como Brasil, EUA, Nova Zelândia, França e Suíça. Exceções foram registradas por Rogiers et al. (2008), na Suíça, com a área de manejo extensivo emitindo 440, 938,6 e 425,3 g CO₂ m⁻² ano⁻¹ para os períodos 2002-2003, 2003-2004 e 2004-2005, respectivamente, e de Xu; Baldocchi. (2004) com 106,3 g CO₂ m⁻² ano⁻¹ durante o segundo período de análises (2001-2002). No entanto, Xu; Baldocchi. (2004) registraram

para o primeiro período (2000-2001) uma absorção de $-481,4 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Outros autores, como Nieveen et al. (2005) (turfeira), Allard et al. (2007) (manejo extensivo e intensivo), Felber; Neftel; Ammann. (2016) (manejo rotativo) e Gomez-Casanovas et al. (2018) (manejo contínuo), tiveram absorções similares aos encontrados aqui. Já Acosta. (2019), também em pastagem nativa do bioma Pampa brasileiro, mostrou que as absorções foram maiores do que as observadas aqui, chegando a atingir $-1859,7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$.

Felber; Neftel; Ammann. (2016) integrou os fluxos de NEE somente dos períodos em que o gado não esteve presente na área do *footprint* da torre, totalizando $-909,3 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, e descontou a integração do NEE do período completo ($-249,3 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$). Com isso, Felber; Neftel; Ammann. (2016) estimou um valor residual de $660 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ a qual ele atribui ser a contribuição da emissão entérica dos animais medidos pelo EC. Usando esta mesma metodologia, extrapolamos o valor médio do ciclo médio diário para o período “Sem Gado” para um ano, obtendo o valor de $-458 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (resultados do produto $-1,25 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ por 365) e descontamos o valor da média anual do NEE entre os dois anos analisados, que foi de $-205,4 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, obtendo o que seria a contribuição da emissão entérica dos animais para esse estudo com valor de $253 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Este valor foi menor que o estimado por Felber; Neftel; Ammann, (2016), pois diferente carga animal com diferente tempo de permanência no local e diferentes manejos podem produzir diferente intensidade de emissão entérica. Além disso, sem o pastoreio do gado, provavelmente não teríamos uma absorção de CO_2 , tão alta quanto a estimada pela extrapolação do período sem gado ($-458 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), devido ao impacto do pastejo do gado sobre a pastagem provocar a remoção da biomassa aérea e das raízes obrigando a constante regeneração das plantas, o que contribuindo positivamente para a absorção do CO_2 (McSherry; Ritchie, 2013; Gomez-Casanovas et al., 2018; Vogleier et al., 2020). Pastagem não pastejadas podem remove bastante CO_2 até o crescimento máximo da planta e após isso mantém-se neutra ou até mesmo emitindo o dióxido de carbono, conforme resultados apresentados por Gomez-Casanovas et al. (2018) ao comparar simultaneamente uma área de exclusão, sem pastejo do gado, e uma área pastejada.

4.2. CH_4 NO ECOSSISTEMA

O fluxo do CH_4 estimado por EC neste estudo variou entre $-0,02$ e $0,18$ no Ano1 e $-0,02$ e $0,1 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no Ano2. Variações diárias similares também foram

observadas por Baldocchi et al. (2012), Gomez-Casanovas et al. (2018) e Voglmeier et al. (2020) estudando criação de gado em pastoreio e utilizando EC (Tabela 7). Integrando os fluxos de CH₄ para os períodos Ano1 e Ano2 determinou-se que a emissão líquida total na pastagem nativa do bioma Pampa de manejo rotativo foi de 3,1 e 4,4 g CH₄ m⁻² ano⁻¹, respectivamente. Esses resultados estão de acordo com alguns estudos que também utilizam a metodologia EC. Gomez-Casanovas et al. (2018) estimou emissões variando entre 5,6 e 15,3 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ para área com pastejo contínuo e emissões entre 1,2 e 11,2 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ na área de exclusão dos animais entre 2013 e 2015 no EUA. Vogleier et al. (2020) estimou para 2016 a emissão anual de 1,73 e 1,46 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ para pastejo rotativo com adição de forragens e apenas a pastagem do sistema rotativo, respectivamente, utilizando 4 meses de medidas na Suíça. Entre 2007 e 2010, Baldocchi et al. (2012) contabilizou em média 11,5 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ na pastagem, e 3,5 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ para o período em que o gado esteve ausente do *footprint* da torre.

Embora o Ano2 tenha sido mais seco e com menores absorções de CO₂ que o Ano1, ele teve maior emissão de CH₄. A umidade do solo desempenha um importante papel no comando do fluxo de metano nas pastagens nativas do Pampa, uma vez que os microrganismos metanogênicos são sensíveis às mudanças no conteúdo de água do solo (Le Mer; Roger, 2001; Malyan et al., 2016; Cai et al., 2017; Ruggieri et al., 2020). No entanto, as atividades desses microrganismos dependem também de outros fatores ligados aos processos químicos e físicos que ocorrem no solo tais como quantidade de matéria orgânica, pH, temperatura, etc. (Baldocchi et al., 2012; Zhuang et al., 2013; Alberto et al., 2014). Neste estudo, a umidade do solo foi a variável que apresentou pior índices estatísticos em relação aos fluxos de CH₄ (Figura 7 e 8). Uma possibilidade para a baixa correlação poderia decorrer da umidificação do solo através da deposição da urina e do esterco para a formação de condições anaeróbias, em geral imperceptível ao sensor de umidade do solo por representar uma medida pontual. Além disso, a influência da umidificação do solo pela urina depositada no campo sobre os microrganismos metanógenos não foi encontrada por Lovell; Jarvis. (1996) e Cai et al. (2017), enquanto que a emissão do CH₄ das manchas de esterco do gado pode ser significativa conforme resultados de Cai et al. (2017); Voglmeier et al. (2020). Gomez-Casanovas et al. (2018) também encontraram relação fraca dos fluxos de CH₄ com o conteúdo de água no solo tanto em área de pastoreio e de exclusão.

Estudos de fluxo de CH₄ em pastagens costumam ser mais frequentes utilizando a metodologia da Câmara de Solo (CS). Schirrmann. (2016), utilizando esta metodologia

estimaram emissões para uma pastagem nativa do bioma Pampa brasileiro variando entre 0,13 e 0,24 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ entre 2012 e 2014 para diferentes ofertas de forragens. Os mesmos autores também estimaram as emissões entéricas utilizando o método SF₆ no mesmo estudo e encontraram uma variabilidade de 5,2 até 7,18 g CH₄ m⁻² ano⁻¹. Na França, Allard et al. (2007) utilizando medidas de solo e entéricas (CS+SF₆) durante os anos de 2002 até 2005 mediram emissões entre 6,1 e 7,2 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ para o manejo extensivo e entre 12 e 14,5 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ para o manejo intensivo. Esses valores estão na mesma ordem de grandeza dos resultados obtidos aqui.

Os períodos com gado tiveram emissão de CH₄ quase cinco vezes maiores que os períodos sem gado. Desta análise é possível estimar a contribuição da respiração entérica no fluxo anual de CH₄. Para tanto, subtraímos o que o ecossistema emitiria se não houvesse gado, 1,46 gCH₄ m⁻² ano⁻¹ (do produto da emissão sem gado, 0,04 gCH₄ m⁻² d⁻¹, por 365 dias), da emissão média anual, que foi de 3,75 gCH₄ m⁻² ano⁻¹, o que resultaria em 2,29 gCH₄ m⁻² ano⁻¹. Portanto as emissões entéricas de CH₄ representam aproximadamente 60 % das emissões anuais. Dos dados apresentados em Baldocchi et al. (2012), as emissões entéricas representaram 69 % de toda a emissão de CH₄, com valor de 8 g CH₄ m⁻² ano⁻¹. Esse valor é muito similar aos valores descritos por Schirrmann. (2016) medidos com SF₆ no bioma Pampa que variaram de 5,2 a 7,2 g CH₄ m⁻² ano⁻¹, quase o dobro dos valores encontrados aqui.

Tabela 7: Comparativo entre estudos do CH₄ total acumulado em pastagens com gado.

Variabilidade do CH ₄								
Autor	Ano	Duração	Manejo	Metodologia	CH ₄ (g CH ₄ m ²)			Local
					Anual	Diário		
						Min.	Max.	
Presente Trabalho	Ano1	12 meses	rotativo	EC	3.1	-0,02	0,18	Bioma Pampa brasileiro
	Ano2				4.4	-0,02	0,1	
	2018-2020	Média dos 24 meses	rotativo		3,75	-		
			rotativo *		1,51			
		Residual (emissão entérica)						

Voglmeier et al. (2020)	2016	4 meses	rotativo + foragem	EC	1,73 ± 0,8	0	0,02	Suíça
			rotativo		1,46 ± 0,8	0	0,03	
Gomez-Casanovas et al. (2018)	2013	5 meses	contínuo	EC	15,3	-0,4	0,5	USA
	2014	12 meses			8,1			
	2015	11 meses			5,6			
	2013	5 meses	não pastejo		11,2	-		
	2014	12 meses			4,2			
	2015	11 meses			1,2			
Schirmann. (2016)	2012-2014	Média dos 24 meses	Fornagem (4 %)	Medidas do solo (CS)	0,20	-		Bioma Pampa brasileiro
			fornagem (8 %)		0,24			
			fornagem (12 %)		0,13			
			fornagem (16 %)		0,22			
			fornagem (4 %)	Medidas entéricas (SF6)	7,18			
			fornagem (8 %)		6,82			
			fornagem (12 %)		5,93			
			fornagem (16 %)		5,2			
Baldocchi et al. (2012)	2007-2010	Média dos 40 meses	intensivo	EC	11,5 ± 8,8	0,06	0,5	USA
			intensivo*		3,5 ± 1,8	-		
			Residual (emissão entérica)	8				

Allard et al. (2007)	2002- 2003	12 meses	extensivo	Medidas do solo e entéricas (CS + SF6)	6,8	-	França
	2003- 2004				6,1		
	2004- 2005				7,2		
	2002- 2003		intensivo		12,5		
	2003- 2004				12		
	2004- 2005				14,5		

* contabilização do CH₄ somente dos períodos em que o gado não esteve presente no footprint da torre.

5. CONCLUSÃO

Neste trabalho foi possível analisar a dinâmica do CH₄ e do CO₂ no sistema de produção da pecuária no bioma Pampa através da metodologia *Eddy covariance*. Como foi utilizado o manejo rotativo, foi possível estimar as emissões de CH₄ e CO₂ quando o gado esteve dentro e fora dos piquetes pertencentes ao *footprint* da torre. A presença do gado aumentou cinco vezes as emissões de CH₄. Enquanto o sistema foi um absorvedor de CO₂ numa escala anual, em média, os períodos com gado foram emissores. Embora numa escala anual o sistema emitiu CH₄, foram registrados períodos de absorção de CH₄, principalmente no verão. Não foi possível relacionar essas absorções de CH₄ com períodos de seca, que foram identificados como o principal motivo para a menor absorção de CO₂ no Ano2.

Mesmo com ocorrência de seca e com inverno mais severo, o sistema rotativo se manteve com um sumidouro de CO₂ no Ano2, mas com uma intensidade em torno de 45 % menor que o Ano1. No entanto, o Ano2 emitiu CH₄ quase 42 % a mais que o Ano1, provavelmente devido ao maior número de dias do gado presente na área do *footprint* da torre no Ano2 que no Ano1, motivado pela disponibilidade de biomassa.

O cálculo do GWP para a pastagem nativa do bioma Pampa mostrou que o sistema atuou como um importante sumidouro de GEE no Ano1 e manteve-se próximo da

neutralidade no Ano2. A emissão de CH₄ não foi o principal responsável pela neutralidade no balanço de CO₂ equivalente do Ano2, mas sim a baixa absorção do CO₂ desse período.

Em geral, a pecuária em pastagens nativas do bioma Pampa mostrou-se benéfica ao meio ambiente, aliando preservação do bioma nativo com a produção de proteína animal, remoção de CO₂ da atmosfera e baixa emissão de CH₄. Os dois anos avaliados foram anos mais secos que a normal climatologia, portanto é importante a continuação desta pesquisa para que estimativas das trocas desses gases também sejam realizadas nos anos com precipitação normal ou acima da média.

6. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq - Brasil), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES - Brasil) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo apoio financeiro. Os autores agradecem à equipe do Laboratório de Micrometeorologia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) pelo apoio técnico prestado, principalmente em relação à torre de fluxo e aos instrumentos de *Eddy Covariance* (EC) e a Fazenda Cinco Salsos pela possibilidade de realização do estudo. Os autores agradecem ao dono da Estância Cinco Salsos por nos permitir realizar o experimento em sua fazenda.

7. REFERÊNCIAS

- Acosta, R., 2019. *Estimativas das interações biosfera-atmosfera em ecossistema de pastagem natural do bioma Pampa* (Doctoral dissertation, Universidade Federal de Santa Maria)
- Anthony, C. (1986). Bacterial oxidation of methane and methanol. *Advances in microbial physiology*, 27, 113-210. ISBN 0-12-027727-1
- Allen, R. G., et al. "ETc under soil water stress conditions In:_. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop requirements. Roma: FAO, 1998." *Irrigation and Drainage* 56: 161-182. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.12.001>
- Alberto, M.C.R., Arah, J.R.M., Neue, H.U., Wassmann, R., Lantin, R.S., Aduna, J.B. and Bronson, K.F., 2000. A sampling technique for the determination of dissolved methane in soil solution. *Chemosphere-Global Change Science*, 2(1), pp.57-63.

- Alberto, M.C.R., Wassmann, R., Buresh, R.J., Quilty, J.R., Correa, T.Q., Sandro, J.M., Centeno, C.A.R., 2014. Measuring methane flux from irrigated rice fields by eddy covariance method using open-path gas analyzer. *F. Crop. Res.* 160, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.02.008>
- Allard, V., Falcimagne, R., Berbigier, P., Bonnefond, J.M., Laville, P., Martin, C., Pinare, C., Ceschia, E., He, C., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. 121, 47–58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.004>
- Baggio, R. Estratégias de manejo adaptativo para os Campos Sulinos. 2017. 129 p. (Doctoral dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul)
- Baldocchi, D., Detto, M., Sonnentag, O., Verfaillie, J., Teh, Y.A., Silver, W., Kelly, N.M., 2012. The challenges of measuring methane fluxes and concentrations over a peatland pasture. *Agric. For. Meteorol.* 153, 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.04.013>
- Baldocchi, D.D., Hicks, B.B., Meyers, T.P., 1988. Measuring biosphere-atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology* 69, 1331–1340. <https://doi.org/10.2307/1941631>
- Barneze, A.S., Mazzetto, A.M., Zani, C.F., Misselbrook, T. and Cerri, C.C., 2014. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. *Atmospheric Environment*, 92, pp.394-397. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.046>
- Béziat, P., Ceschia, E. and Dedieu, G., 2009. Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(10), pp.1628-1645. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.05.004>
- Blanc-Betes, E., Welker, J. M., Sturchio, N. C., Chanton, J. P., & Gonzalez-Meler, M. A. (2016). Winter precipitation and snow accumulation drive the methane sink or source strength of Arctic tussock tundra. *Global Change Biology*, 22, 2818–2833. <https://doi.org/10.1111/gcb.13242>
- Brandão, F.S., Ceolin, A.C., Ruviaro, C.F., Gianezini, M. and Dias, E.A., 2012. O papel do agronegócio brasileiro na redução de emissão de gases de efeito estufa (GEES). *Revista Agro@mbiente On-line*, 6(1), pp.84-90. DOI: <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v6i1.642>
- Bremm, T., 2019. Análise dos fluxos de co₂ entre a superfície e a atmosfera em diferentes tipos de manejo pastoril no bioma pampa no sul do Brasil. (Dissertation, Universidade Federal de Santa Maria)
- Cabral, O.M., Freitas, H.C., Cuadra, S.V., de Andrade, C.A., Ramos, N.P., Grutzmacher, P., Galdos, M., Packer, A.P.C., da Rocha, H.R. and Rossi, P., 2020. The sustainability of a sugarcane plantation in Brazil assessed by the eddy covariance

- fluxes of greenhouse gases. *Agricultural and Forest Meteorology*, 282, p.107864. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107864>
- Cai, Y., Chang, S.X., Cheng, Y., 2017. Earth-Science Reviews Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies. *Earth-Science Rev.* 171, 44–57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.05.013>
- CanalRural. 2020. Accessed March 31, 2021. <https://www.girodobo.com.br/destaques/brasil-bateu-recorde-de-bois-confinados-em-2020-aponta-censo/>
- Conrad, R., 1993. Mechanisms controlling methane emission from wetland rice fields. In *Biogeochemistry of global change* (pp. 317-335). Springer, Boston, MA.
- Dai, S., Ju, W., Zhang, Y., He, Q., Song, L., Li, J., 2019. Variations and drivers of methane fluxes from a rice-wheat rotation agroecosystem in eastern China at seasonal and diurnal scales. *Sci. Total Environ.* 690, 973–990. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.012>
- Dengel, S., Levy, P.E., Grace, J., Jones, S.K., Skiba, U.M., 2011. Methane emissions from sheep pasture, measured with an open-path eddy covariance system. *Glob. Chang. Biol.* 17, 3524–3533. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02466.x>
- Detto, M., Verfaillie, J., Anderson, F., Xu, L. and Baldocchi, D., 2011. Comparing laser-based open-and closed-path gas analyzers to measure methane fluxes using the eddy covariance method. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(10), pp.1312-1324. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.05.014>
- Dong, H., Mangino, J., McAllister, T.A., Hatfield, J.L., Johnson, D.E., Lassey, K.R., de Lima, M.A. and Romanovskaya, A., 2006. Emissions from livestock and manure management. *Embrapa Meio Ambiente-Capítulo em livro científico (ALICE)*.
- FAO, 2012: Incorporating Climate Change Considerations into Agricultural Investment. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 148 pp.
- Felber, R., Neftel, A. and Ammann, C., 2016. Discerning the cows from the pasture: Quantifying and partitioning the NEE of a grazed pasture using animal position data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 216, pp.37-47. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.09.018>
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G. and Nganga, J., 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Chapter 2. In *Climate Change 2007. The Physical Science Basis*.
- Gash, J.H.C., Culf, A.D., 1996. Applying a linear detrend to eddy correlation data in realtime. *Boundary-Layer Meteorol.* 79, 301–306. <https://doi.org/10.1007/bf00119443>

- Ge, H.X., Zhang, H.S., Zhang, H., Cai, X.H., Song, Y., Kang, L., 2018. The characteristics of methane flux from an irrigated rice farm in East China measured using the eddy covariance method. *Agric. For. Meteorol.* 249, 228–238. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.010>
- Gomez-Casanovas, N., DeLucia, N., Bernacchi, C., Boughton, E., Sparks, J., Chamberlain, S., DeLucia, E., 2018. Grazing alters net ecosystem C fluxes and the global warming potential of a subtropical pasture. 28, 557–572. <https://doi.org/10.1002/eap.1670>
- Hergoualc'h, K., Akiyama, H., Bernoux, M., Chirinda, N., Prado, A.D., Kasimir, Å., MacDonald, D., Ogle, S.M., Regina, K., Weerden, T.v.d., 2019. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application.. I. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva
- IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. ISBN 978-1-107-05799-1
- IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press
- Kirschke, S., Bousquet, P., Ciais, P., Saunois, M., Canadell, J.G., Dlugokencky, E.J., Bergamaschi, P., Bergmann, D., Blake, D.R., Bruhwiler, L. and Cameron-Smith, P., 2013. Three decades of global methane sources and sinks. *Nature geoscience*, 6(10), pp.813-823. Doi: 10.1038/NGEO1955
- Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M.W. and Schmid, H.P., 2015. A simple two-dimensional parameterisation for Flux Footprint Prediction (FFP). *Geoscientific Model Development*, 8(11), pp.3695-3713. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015>
- Klumpp, K., J.M.G. Bloor, P. Ambus, and J. Soussana. 2011. Effects of clover density on N₂O emissions and plant-soil N transfers in a fertilised upland pasture. *Plant Soil* 343:97–107. doi:10.1007/s11104-010-0526-8
- Lasslop, G., Reichstein, M., Papale, D., Richardson, A.D., Arneth, A., Barr, A., Stoy, P. and Wohlfahrt, G., 2010. Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global

- evaluation. *Global Change Biology*, 16(1), pp.187-208. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02041.x
- LeMer, J., Roger, P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *Eur. J. Soil Biol.* 37, 25–50. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- Lovell, R.D., Jarvis, S.C., 1996. Effects of urine on soil microbial biomass, methanogenesis, nitrification and denitrification in grassland soils. *Plant Soil* 186, 265–273.
- Malyan, S.K., Bhatia, A., Kumar, A., Gupta, D.K., Singh, R., Kumar, S.S., Tomer, R., Kumar, O. and Jain, N., 2016. Methane production, oxidation and mitigation: a mechanistic understanding and comprehensive evaluation of influencing factors. *Science of the Total Environment*, 572, pp.874-896. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.182>
- Mauder, M., Cuntz, M., Drüe, C., Graf, A., Rebmann, C., Schmid, H.P., Schmidt, M., Steinbrecher, R., 2013. A strategy for quality and uncertainty assessment of long-term eddy-covariance measurements. *Agric. For. Meteorol.* 169, 122–135. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.09.006>
- Mazzetto AM, Barneze AS, Feigl BJ, Van Groenigen JW, Oenema O, De Klein CAM, Cerri CC (2015) Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 101, 83–92. doi:10.1007/s10705-014-9663-4
- McGinn, S.M., Beauchemin, K.A., Coates, T. and McGeough, E.J., 2014. Cattle methane emission and pasture carbon dioxide balance of a grazed grassland. *Journal of environmental quality*, 43(3), pp.820-828. doi:10.2134/jeq2013.09.0371
- McSherry, M.E., Ritchie, M.E., 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biol.* 19, 1347e1357.
- Moncrieff, J., Clement, R., Finnigan, J., Meyers, T., 2004. Averaging, Detrending, and Filtering of Eddy Covariance Time Series, in: *Handbook of Micrometeorology*. Kluwer Academic Publishers, pp. 7–31. https://doi.org/10.1007/1-4020-2265-4_2
- Moncrieff, J.B., Massheder, J.M., De Bruin, H., Elbers, J., Friborg, T., Heusinkveld, B., Kabat, P., Scott, S., Soegaard, H. and Verhoef, A., 1997. A system to measure surface fluxes of momentum, sensible heat, water vapour and carbon dioxide. *Journal of Hydrology*, 188, pp.589-611. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03194-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03194-0)
- Mosier, A.R., Halvorson, A.D., Reule, C.A., Liu, X.J., 2006. Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity in Irrigated Cropping Systems in Northeastern Colorado. *J. Environ. Qual.* 35, 1584–1598. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0232>

- Mudge, P.L., Wallace, D.F., Rutledge, S., Campbell, D.I., Schipper, L.A. and Hosking, C.L., 2011. Carbon balance of an intensively grazed temperate pasture in two climatically contrasting years. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), pp.271-280. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.09.003>
- Nieveen, J.P., Campbell, D.I., Schipper, L.A. and Blair, I.J., 2005. Carbon exchange of grazed pasture on a drained peat soil. *Global change biology*, 11(4), pp.607-618. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.00929.x
- Overbeck, G.E., et al., 2009. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: Campos Sulinos – conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, Brasília, pp. 24–41.
- Papale, D., Reichstein, M., Aubinet, M., Canfora, E., Bernhofer, C., Kutsch, W., Longdoz, B., Rambal, S., Valentini, R., Vesala, T., Yakir, D., 2006. Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: Algorithms and uncertainty estimation. *Biogeosciences* 3, 571–583. <https://doi.org/10.5194/bg-3-571-2006>
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Peichl, M., P. Leahy, and G. Kiely. 2011. Six-year stable annual uptake of carbon dioxide in intensively managed humid temperate grassland. *Ecosystems* 14:112–126. doi:10.1007/s10021-010-9398-2
- Pillar, V.D.P., Müller, S.C., Castilhos, Z.D.S. and Jacques, A.V.A., 2009. *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. ISBN 978-85-7738-117-3
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grünwald, T., Havránková, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Meyers, T., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Pumpanen, J., Rambal, S., Rotenberg, E., Sanz, M., Tenhunen, J., Seufert, G., Vaccari, F., Vesala, T., Yakir, D., Valentini, R., 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: Review and improved algorithm. *Glob. Chang. Biol.* <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x>
- Richardson, A.D. and Hollinger, D.Y., 2007. A method to estimate the additional uncertainty in gap-filled NEE resulting from long gaps in the CO₂ flux record. *Agricultural and Forest Meteorology*, 147(3-4), pp.199-208. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.06.004>
- Rogiers, N., Conen, F., Furger, M., Stöckli, R. and Eugster, W., 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 14(11), pp.2613-2625. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01680.x

- Ruggieri, A.C., Cardoso, A. da S., Ongaratto, F., Casagrande, D.R., Barbero, R.P., Brito, L. de F., Azenha, M.V., Oliveira, A.A., Koscheck, J.F.W., Reis, R.A., 2020. Grazing Intensity Impacts on Herbage Mass, Sward Structure, Greenhouse Gas Emissions, and Animal Performance: Analysis of Brachiaria Pastureland. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111750>
- Ruppert, J., Mauder, M., Thomas, C., Lüers, J., 2006. Innovative gap-filling strategy for annual sums of CO₂ net ecosystem exchange. *Agric. For. Meteorol.* 138, 5–18. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.003>
- Rutledge, S., Mudge, P.L., Campbell, D.I., Woodward, S.L., Goodrich, J.P., Wall, A.M., Kirschbaum, M.U.F. and Schipper, L.A., 2015. Carbon balance of an intensively grazed temperate dairy pasture over four years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 206, pp.10-20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.011>
- Scheffer-Basso, S. M., Baréa, K., and Jacques, A. V. Á., 2009. Paspalum e Adesmia: importantes forrageiras dos Campos Sulinos In: Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 163–174. ISBN 978-85-7738-117-3
- Schirmann, J., 2016. BALANÇO DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM CAMPO NATIVO DO BIOMA PAMPA. Tese.
- Sollenberger, L.E., J.E. Moore, V.G. Allen, and C.G.S. Pedreira. 2005. Reporting forage allowance in grazing experiments. *Crop Sci.* 45:896–900. doi:10.2135/cropsci2004.0216
- Song, W., Wang, H., Wang, G., Chen, L., Jin, Z., Zhuang, Q. and He, J.S., 2015. Methane emissions from an alpine wetland on the Tibetan Plateau: Neglected but vital contribution of the nongrowing season. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(8), pp.1475-1490. doi:10.1002/2015JG003043
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czóbel, S.Z., Domingues, R. and Flechard, C., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1-2), pp.121-134. doi:10.1016/j.agee.2006.12.022
- Soussana, J.-F., 2009. Os desafios da ciência das pastagens européias são relevantes para os Campos Sulinos? In: Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 331–344
- Soussana, J.F., Tallec, T. and Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4(3), pp.334-350. doi:10.1017/S1751731109990784

- Suertegaray, D.M.A., Pires Da Silva, L.A., 2009. Tchê Pampa: histórias da natureza gaúcha. In: Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. pp. 42–59
- Updegraff, K., Bridgham, S.D., Pastor, J., Weishampel, P. and Harth, C., 2001. Response of CO₂ and CH₄ emissions from peatlands to warming and water table manipulation. *Ecological Applications*, 11(2), pp.311–326. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0311:ROCACE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0311:ROCACE]2.0.CO;2)
- Vickers, D., Mahrt, L., 1997. Quality control and flux sampling problems for tower and aircraft data. *J. Atmos. Ocean. Technol.* 14, 512–526. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(1997\)014<0512:QCAFSP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(1997)014<0512:QCAFSP>2.0.CO;2)
- Voglmeier, K., Six, J., Jocher, M., Ammann, C., 2020. Agricultural and Forest Meteorology Soil greenhouse gas budget of two intensively managed grazing systems. *Agric. For. Meteorol.* 287, 107960. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107960>
- Wang, J., Li, Y., Bork, E.W., Richter, G.M., Chen, C., Shah, S.H.H. and Mezbahuddin, S., 2021. Effects of grazing management on spatio-temporal heterogeneity of soil carbon and greenhouse gas emissions of grasslands and rangelands: monitoring, assessment and scaling-up. *Journal of Cleaner Production*, p.125737. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125737>
- Webb, E.K., Pearman, G.I., Leuning, R., 1980. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 106, 85–100. <https://doi.org/10.1002/qj.49710644707>
- Wilczak, J.M., Oncley, S.P., Stage, S.A., 2001. Sonic anemometer tilt correction algorithms. *Boundary-Layer Meteorol.* 99, 127–150. <https://doi.org/10.1023/A:1018966204465>
- Wutzler, T., Lucas-Moffat, A., Migliavacca, M., Knauer, J., Sickel, K., Šigut, L., Menzer, O. and Reichstein, M., 2018. Basic and extensible post-processing of eddy covariance flux data with ReddyProc. *Biogeosciences*, 15(16), pp.5015–5030. <https://doi.org/10.5194/bg-15-5015-2018>
- Xu, L. and Baldocchi, D.D., 2004. Seasonal variation in carbon dioxide exchange over a Mediterranean annual grassland in California. *Agricultural and Forest Meteorology*, 123(1-2), pp.79–96. doi:10.1016/j.agrformet.2003.10.004
- Zhuang, Q., Chen, M., Xu, K., Tang, J., Saikawa, E., Lu, Y., Melillo, J.M., Prinn, R.G., Mcguire, A.D., 2013. Response of global soil consumption of atmospheric methane to changes in atmospheric climate and nitrogen deposition 27, 650–663. <https://doi.org/10.1002/gbc.20057>

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho é inédito na quantificação das trocas de CH₄ entre a superfície e a atmosfera nos dois principais sistemas de produção no bioma: arroz pré-germinado com irrigação por inundação e pecuária extensiva, utilizando a metodologia EC. Nestes dois sistemas de produção, o CH₄ é considerado um importante componente do balanço de carbono. No arroz, as emissões de CH₄ ocorrem devido às condições anaeróbicas do solo decorrente da lâmina d'água juntamente com o transporte para a atmosfera se dando predominantemente via aerênquima das plantas. No gado, as emissões ocorrem predominantemente através da fermentação entérica dos animais.

Nossos resultados mostraram que numa média anual o metano emitido pela pecuária no campo nativo do bioma pampa foi 11 vezes menor que o emitido durante o ciclo anual da produção de arroz irrigado por inundação em sistema pré-germinado. Comparando apenas com a safra do arroz essa emissão foi 9 vezes menor, e com o período de pousio entre as safras do arroz foi de 3 vezes.

Considerando as trocas de CO₂ estimadas por Eddy Covariance, dos dois sistemas, foi possível estimar o GWP, incluindo estimativas prévias de N₂O e da retirada de carbono através da colheita do arroz e do consumo da carne. A lavoura de arroz irrigado por inundação (sistema pré-germinado) foi um emissor de gases do efeito estufa de 1539,4 gCO₂-eq m⁻² ano⁻² enquanto o Pampa foi um absorvedor de GEE numa média de -76,7 gCO₂-eq m⁻² ano⁻². Este resultado 'desmistifica' que toda a criação de gado é uma fonte de carbono para a atmosfera. A criação de gado livre em pastagens nativas do bioma pampa retira CO₂ da atmosfera.

Em geral as propriedades rurais no bioma Pampa utilizam as áreas de coxilha para a produção de gado e as terras baixas para a produção de arroz, como a produção de arroz emite muito, a manutenção e correto manejo dos campos pode compensar essa emissão. Dos nossos resultados, seriam necessários mais de 20 ha de um sistema de criação de gado no manejo rotativo para compensar as emissões de gases do efeito estufa 1 ha de arroz irrigado por inundação (sistema pré-germinado). Visto que as análises dos GEE ocorreram englobando um ano com eventos de seca mais forte, ao avaliar o ano em que o estresse hídrico não atingiu a profundidade de 0,1 m, esta mesma compensação seria de 10 ha de Pampa para 1 ha de arroz. Possivelmente, essas pastagens possuem um potencial

de compensação de GEE ainda maior nos anos com precipitação normal ou acima da média.

A produção do arroz não costuma ser afetada por períodos de seca, pois a água é geralmente retirada de riachos, enquanto a pecuária não utiliza irrigação. Como nossos resultados mostram que as pastagens de campo nativo reduzem consideravelmente sua capacidade de absorção de GEE quando os eventos de seca atingem a profundidade de 0,1 m, seria importante o uso da irrigação na pastagem antes que esse nível fosse atingido, provavelmente o sistema absorveria muito mais gases do efeito estufa.

Mostramos que os períodos de pousio do arroz pré-germinado emitem em torno de 90 % do GWP dessas áreas. Portanto, o manejo dessas áreas, com cultivo, poderia diminuir consideravelmente estas emissões.

O cultivo do arroz pré-germinado na safra 2019/2020 foi de 946.276 hectares, com 90 % dessas áreas deixadas em pousio no inverno até a próxima safra, semelhantes ao cultivo analisado neste trabalho. A pecuária no estado do Rio Grande do Sul é desenvolvida em aproximadamente 11,7 milhões de hectares com um rebanho de aproximadamente 13,2 milhões de animais. Ou seja, se toda a pecuária do bioma pampa absorvesse como o sistema que nós avaliamos, a pecuária seria capaz de compensar metade das emissões dos arrozais do Rio Grande do Sul. Caso durante a entressafra do arroz fosse cultivado outra cultura, essa compensação poderia ser ainda maior.

O Brasil realiza seu inventário de GEE através do Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE), <https://sirene.mctic.gov.br/portal/opencms/>. Neste sistema, os diversos setores da economia são avaliados através de metodologias que realizam as estimativas através de fatores de emissão, muitas vezes obtidos em outros países ou situações climáticas diferentes. Os resultados obtidos nesta tese poderão ser utilizados para atualizar os fatores de emissão mais precisos para o Sul do Brasil.

A remoção ou a substituição da vegetação original do bioma Pampa tem sido um motivo de preocupação pois este bioma já perdeu 51 % da sua vegetação campestre original para a produção da soja, arroz, silvicultura, etc. Aqui mostramos que um importante serviço ecossistêmico que a criação do gado no bioma Pampa pode proporcionar é a compensação das emissões de GEE de outras áreas. Portanto, este trabalho é uma importante fonte de informação para políticas pública de preservação e manutenção da vegetação nativa e manejo de pousio no arroz, cujas medidas devem ser continuadas para avaliar diferente manejos tanto do gado quanto arroz a fim de realizar uma abordagem regional da compensação de emissões dos gases de efeito estufa.

5 REFERÊNCIAS

ACOSTA, R. Estimativas das interações biosfera-atmosfera em ecossistema de pastagem natural do bioma Pampa. Tese. Universidade Federal de Santa Maria, 2019.

ALBERTO, C. R., et al. Measuring methane flux from irrigated rice fields by eddy covariance method using open-path gas analyzer. *Field Crops Research*, **Elsevier**, v. 160, p. 12– 21, 2014.

ALLARD, V., et al. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. ***Agriculture, Ecosystems & Environment***, v.121, p. 47-58, 2007.

AUBINET, M.; VESALA, T.; PAPALE, D. (Eds.). *Eddy Covariance*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012.

BALDOCCHI, D., et al. Measuring Biosphere-Atmosphere Exchanges of Biologically Related Gases with Micrometeorological Methods. ***Ecology***, 69, 15 1331–1340, 1988, 69(5), pp. 1331-1340, 1988.

BALDOCCHI, D. How eddy covariance flux measurements have contributed to our understanding of Global Change Biology. ***Global change biology***, v. 26, n. 1, p. 242-260, 2019.

BAYER, C., et al. Yield-scaled greenhouse gas emissions from flood irrigated rice under long-term conventional tillage and no-till systems in a Humid Subtropical climate. ***Field Crops Research***, v.162, p. 60-69, 2014.

BAYER, C., et al. A seven-year study on the effects of fall soil tillage on yield-scaled greenhouse gas emission from flood irrigated rice in a humid subtropical climate. ***Soil and Tillage Research***, v. 145, p. 118-125, 2015.

BHATTACHARYYA, P., et al. Tropical low land rice ecosystem is a net carbon sink. ***Agriculture, ecosystems & environment***, Elsevier, v. 189, p. 127–135, 2014.

BLANC-BETES, E., et al. Winter precipitation and snow accumulation drive the methane sink or source strength of Arctic tussock tundra. ***Global Change Biology***, v. 22, p. 2818-2833, 2016.

BURBA, G. ***Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural and regulatory applications: A field book on measuring ecosystem gas exchange and areal emission rates***. [S.l.]: Li-Cor Biosciences, 2013.

CAI, Y., et al. Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies. **Earth-science reviews**, Elsevier, v. 171, p. 44-57, 2017.

CONTINI, E. and ARAGÃO, A. O Agro Brasileiro alimenta 800 milhões de pessoas. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/59784047/o-agro-brasileiro-alimenta-800-milhoes-de-pessoas-diz-estudo-da-embrapa>>. Acessado em: 11 de abril de 2021. 2021.

COSTA, F. d. S., et al. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**. Santa Maria. Vol. 36, n. 2 (mar./abr. 2006), p. 693-700, SciELO Brasil, 2006.

DAI, S., et al. Variations and drivers of methane fluxes from a rice-wheat rotation agroecosystem in eastern China at seasonal and diurnal scales. **Science of The Total Environment**, 973-990, 2019.

DE LA MOTTE, L. G., et al. Rotational and continuous grazing does not affect the total net ecosystem exchange of a pasture grazed by cattle but modifies CO₂ exchange dynamics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 253, p. 157-165, 2018.

DENGEL, S., et al. Methane emissions from sheep pasture, measured with an open-path eddy covariance system. **Global Change Biology**, Wiley Online Library, v. 17, n. 12, p. 3524–3533, 2011.

DENGEL, S., et al. Testing the applicability of neural networks as a gap-filling method using CH₄ flux data from high latitude wetlands. **Biogeosciences**, v. 10, p. 8185-8200, 2013.

FAO. Incorporating Climate Change Considerations into Agricultural Investment. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, p. 148, 2012.

FELBER, R., NEFTEL, A. AND AMMANN, C. Discerning the cows from the pasture: Quantifying and partitioning the NEE of a grazed pasture using animal position data. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 216, p. 37-47, 2016.

FOKEN, T. **Micrometeorology**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008a.

_____. The energy balance closure problem: an overview. **Ecological Applications**, v. 18, n. 6, p. 1351–1367, set 2008b.

FOKEN, T., et al. Corrections and Data Quality Control. In: **Eddy Covariance**. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 85–131, 2012.

GOMEZ-CASANOVAS, N., et al. Grazing alters net ecosystem C fluxes and the global warming potential of a subtropical pasture. **Ecological Applications**, v. 28, p. 557-572, 2018.

IPCC. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [SHUKLA, J. SKEA, E. CALVO BUENDIA, V. MASSON-DELMOTTE, H.-O. PÖRTNER, D. C. ROBERTS, P. ZHAI, R. SLADE, S. CONNORS, R. VAN DIEMEN, M. FERRAT, E. HAUGHEY, S. LUZ, S. NEOGI, M. PATHAK, J. PETZOLD, J. PORTUGAL PEREIRA, P. VYAS, E. HUNTLEY, K. KISSICK, M. BELKACEMI, J. MALLEY, (eds.)]. In press, 2019.

JANSSENS-MAENHOUT, G. et al. "EDGAR v4. 3.2 Global Atlas of the three major greenhouse gas emissions for the period 1970–2012. **Earth System Science Data**, v.11, p. 1-55, 2017.

KONINGS, A. G., et al. Global satellite-driven estimates of heterotrophic respiration. **Biogeosciences**, v. 16, p. 2269-2284, 2019.

LASSLOP, G., et al. Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global evaluation. **Global Change Biology**, 16(1), pp. 187-208, 2010.

LIOU, K.-N. An introduction to atmospheric radiation. [S.l.]: **Academic press**, v. 84. 583 p. 2002.

LLOYD, J. E TAYLOR, J. On the temperature dependence of soil respiration. **Functional Ecology**, 8(3), pp. 315-323, 1994.

MADIGAN, M. T., et al. Microbiologia de Brock-14a Edição. [S.l.]: **Artmed Editora**, 2016.

MARANI, L. Estudo da emissão de metano no Pantanal Sul-Matogrossense. 2007. 108 f. Tese (Doutorado em Geofísica Espacial) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2007.

MONCRIEFF, J. B., et al. A system to measure surface fluxes of momentum, sensible heat, water vapour and carbon dioxide. **Journal of Hydrology**, v. 188–189, p. 589–611, fev. 1997.

MORIN, T. H., et al. Combining eddy-covariance and chamber measurements to determine the methane budget from a small, heterogeneous urban floodplain wetland park. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 237, p. 160-170, 2017.

NIEVEEN, J. P., et al. Carbon exchange of grazed pasture on a drained peat soil. **Global change biology**, v. 11, p. 607-618, 2005.

NOUCHI, I., et al. Seasonal variation in methane flux from rice paddies associated with methane concentration in soil water, rice biomass and temperature, and its modelling. **Plant and soil**, v. 161, p. 195-208, 1994.

PILLAR, V. d. P. et al. Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. [S.l.]: Ministério do Meio Ambiente, 2009.

REICHSTEIN, M., et al. Determinants of terrestrial ecosystem carbon balance inferred from European eddy covariance flux sites. **Geophysical research letters**, v. 34, 2007.

_____, et al. Partitioning of net fluxes. Eddy covariance. Springer, Dordrecht, p. 263-289, 2012.

RUVIARO, C. F., et al. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 435-443, 2014.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: An Analysis of Global Change**. [S.l.]: Academic press, p. 1997. 588.

SEUNG-HWAN, Y., et al. Climate change impacts on water storage requirements of an agricultural reservoir considering changes in land use and rice growing season in Korea. **Agricultural Water Management**, Elsevier, v. 117, p. 43–54, 2013.

SILVA, L.S., et al. Dynamics of methane emission from flooded rice soils in Southern Brazil. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, v. 35, p. 473–481, 2011.

SONG, W., et al. Methane emissions from an alpine wetland on the Tibetan Plateau: Neglected but vital contribution of the nongrowing season. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 120, p. 1475-1490, 2015.

STULL, R. B. **An introduction to boundary layer meteorology**. [S.l.]: Springer Science & Business Media, 2012. v. 13.

UPDEGRAFF, K., et al. Response of CO₂ and CH₄ emissions from peatlands to warming and water table manipulation. **Ecological Applications**, v. 11, p. 311-326, 2001.

VIEIRA, P. A., et al. Geopolítica do alimento: o Brasil como fonte estratégica de alimentos para a humanidade. **Área de Informação da Sede-Livro científico (ALICE)**. ISBN 978-85-7035-933-9. 2019.

VOGLMEIER, K., et al. Agricultural and Forest Meteorology Soil greenhouse gas budget of two intensively managed grazing systems. **Agric. For. Meteorol.** 287, 2020.

WANG, J., et al. Effects of grazing management on spatio-temporal heterogeneity of soil carbon and greenhouse gas emissions of grasslands and rangelands: monitoring, assessment and scaling-up. **Journal of Cleaner Production**, 2021.

WUEBBLES, D. J.; HAYHOE, K. Atmospheric methane and global change. **Earth-Science Reviews**, Elsevier, v. 57, n. 3, p. 177 – 210, 2002.

WUTZLER, T., et al. Basic and extensible post-processing of eddy covariance flux data with ReddyProc. **Biogeosciences** 15.16 (2018): 5015-5030. <https://doi.org/10.5194/bg-15-5015-2018>

XU, L. AND BALDOCCHI, D D. Seasonal variation in carbon dioxide exchange over a Mediterranean annual grassland in California. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 123 p. 79-96, 2004.

ZHUANG, Q., et al. Response of global soil consumption of atmospheric methane to changes in atmospheric climate and nitrogen deposition. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 27, p. 650-663, 2013.