

Soil greenhouse gas emissions under different land uses in the Eastern Amazon

Emissão de gases de efeito estufa do solo em diferentes usos da terra na Amazônia Oriental

Lorena Maués Moraes¹; Nauara Moura Lage Filho²; Natan Lima Abreu¹; Ana Cláudia Ruggieri³; Cristian Faturi⁴; Thiago Carvalho da Silva¹; Aníbal Coutinho do Rêgo^{5*}

Abstract: Land-use changes significantly affect soil greenhouse gas (GHG) emissions by altering the biogeochemical cycles of carbon and nitrogen in tropical ecosystems. This study aimed to evaluate CO₂, CH₄, and N₂O emissions from soils under different land uses in the Eastern Amazon (forest, agriculture, intensive pasture, and nominal pasture) through a laboratory incubation experiment using static chambers. The experiment followed a completely randomized design with four treatments and five replicates. Gas fluxes and production were quantified using gas chromatography. The results indicated that the nominal pasture showed the highest cumulative CO₂ emissions (246.0 ng CO₂ g⁻¹ dry soil), while the intensive pastures registered the highest cumulative N₂O emissions (64.3 ng N₂O g⁻¹ dry soil). In contrast, the lowest fluxes were observed in forest soils (64.2 ng CO₂ g⁻¹ and 26.8 ng N₂O g⁻¹ dry soil). Regarding CH₄, all systems acted as sinks, with the highest oxidation rates observed in intensive pasture (-199.7 ng CH₄ g⁻¹ dry soil) and nominal pasture soils (-249.3 ng CH₄ g⁻¹ dry soil), while forest soils showed lower efficiency in removing this gas (-49.0 ng CH₄ g⁻¹ dry soil). It is concluded that land use significantly influences soil GHG emissions in the Eastern Amazon. Nominal pasture increases CO₂ emissions, whereas intensive pasture enhances N₂O emissions. Soil physical and hydrological properties directly affect CH₄ oxidation. The adoption of sustainable management practices, such as optimized fertilization and proper control of soil compaction, may help mitigate GHG emissions and promote the balance of carbon and nitrogen cycles in Amazonian soils.

Key words: Carbon cycle. Methane. Nitrous oxide. Pastures. Soil management.

Resumo: As mudanças no uso da terra impactam significativamente as emissões de gases de efeito estufa (GEE) do solo, alterando os ciclos biogeoquímicos de carbono e nitrogênio em ecossistemas tropicais. Objetivou-se com este estudo avaliar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O em solos sob diferentes usos da terra na Amazônia Oriental (floresta, agricultura, pastagem intensiva e nominal) por meio de um experimento de incubação em câmaras estáticas, conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e cinco repetições. Os fluxos e a produção de gases foram quantificados pela cromatografia gasosa. Os resultados indicaram que a pastagem nominal apresentou as maiores emissões acumuladas de CO₂ (246,0 ng CO₂ g⁻¹ solo seco), enquanto as pastagens intensivas registraram as maiores emissões acumuladas de N₂O (64,3 ng N₂O g⁻¹ solo seco). Por outro lado, os menores fluxos foram observados nos solos florestais (64,2 ng CO₂ g⁻¹ e 26,8 ng N₂O g⁻¹). Para CH₄, todos os sistemas atuaram como sumidouros, sendo as maiores taxas de oxidação observadas nos solos de pastagem intensiva (-199,7 ng CH₄ g⁻¹ solo seco) e nominal (-249,3 ng CH₄ g⁻¹ solo seco), enquanto os solos florestais apresentaram menor eficiência na remoção desse gás (-49,0 ng CH₄ g⁻¹ solo seco). Conclui-se que o tipo de uso da terra influencia as emissões de GEE na Amazônia Oriental. A pastagem nominal intensifica as emissões de CO₂, enquanto a pastagem intensiva favorece as de N₂O. As propriedades físico-hídricas do solo atuam diretamente na oxidação do CH₄. A adoção de práticas de manejo sustentável, como o ajuste da fertilização e o manejo adequado do solo, pode contribuir para mitigar as emissões de GEE e promover o equilíbrio do carbono e nitrogênio nos solos da Amazônia Oriental.

Palavras-chave: Ciclo do carbono. Metano. Manejo do solo. Óxido Nitroso. Pastagens.

*Corresponding author

¹Federal Rural University of the Amazon (UFRA). Institute of Health and Animal Production. E-mails: lorenna.mmoraes@gmail.com; nl.abreu@unesp.br; thiago.silva@ufra.edu.br

²Federal University of Roraima (UFRR). Department of Animal Science. Email: naurara.filho@ufrr.br

³São Paulo State University (UNESP). School of Agricultural and Veterinary Sciences. Email: ana.ruggieri@unesp.br

⁴Federal University of Santa Maria (UFSM). Department of Animal Science and Biological Sciences. Email: cristian.faturi@ufsm.br

⁵Federal University of Ceará (UFC). Department of Animal Science. Avenida Mister Hull, s/n, Pici, 60455-760, Fortaleza, Ceará, Brazil. Email: anibalcr@ufc.br

INTRODUCTION

Land-use changes play a crucial role in modulating soil greenhouse gas (GHG) emissions, directly influencing global carbon and nitrogen balance. In the Eastern Amazon, the transformation of forests into agricultural areas and pastures alters soil biogeochemical processes, affecting the fluxes of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), and nitrous oxide (N₂O), which are among the main greenhouse gases (ABREU *et al.*, 2024; CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023).

It is estimated that deforestation and the conversion of tropical forests to other land uses contribute to a net carbon loss of approximately 425 Tg C per year, with about 76% of this total originating from tropical forests in the Americas, particularly the Amazon region (BACCINI *et al.*, 2017). The magnitude of these emissions varies according to soil conditions, management practices, and the interactions among physical, chemical, and biological factors (GOMES *et al.*, 2022; LAGE FILHO *et al.*, 2022).

The Amazon rainforest plays a vital role in the global carbon cycle, serving as a major reservoir of organic soil matter and helping regulate carbon dioxide of CO₂ fluxes to the atmosphere. Studies estimate that forest soils store between 120 and 150 Mg C ha⁻¹, underscoring their critical role as a carbon sink (DE OLIVEIRA *et al.*, 2022). However, the conversion of these areas for agricultural or livestock purposes can disrupt this balance, accelerating the mineralization of organic matter and increasing CO₂ emissions (GOMES *et al.*, 2022).

The CH₄ production and consumption in soils occur through two main microbial processes: methanogenesis, carried out by archaea under anaerobic conditions, and methanotrophy, performed by aerobic bacteria that oxidize CH₄ in the presence of oxygen in the soil (ALVES *et al.*, 2022). Soils under forests and agricultural crops often act as CH₄ sinks due to the predominance of methanotrophic activity. In contrast, pastures may have a reduced capacity for CH₄ oxidation, especially under conditions of compaction and low porosity, which limit oxygen diffusion and the activity of oxidizing microorganisms (LAGE FILHO *et al.*, 2023; MA *et al.*, 2020).

INTRODUÇÃO

As mudanças no uso da terra podem influenciar a dinâmica dos gases de efeito estufa (GEE) emitidos pelo solo, impactando diretamente o balanço global de carbono e nitrogênio. Na Amazônia Oriental, a conversão de florestas em áreas agrícolas e pastagens modifica os processos biogeoquímicos do solo, afetando os fluxos de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), que estão entre os principais gases responsáveis pelo efeito estufa (ABREU *et al.*, 2024; CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023).

Estima-se que o desmatamento e a conversão de florestas tropicais para outros usos da terra contribuam com uma perda líquida de aproximadamente 425 Tg C por ano, sendo cerca de 76% oriundos das florestas tropicais, com destaque para a região amazônica (BACCINI *et al.*, 2017). A magnitude dessas emissões varia conforme as condições edáficas, o tipo de manejo adotado e as interações entre fatores físicos, químicos e biológicos (GOMES *et al.*, 2022; LAGE FILHO *et al.*, 2022).

A floresta amazônica desempenha papel fundamental no ciclo global do carbono, atuando como um grande reservatório de matéria orgânica no solo e regulando a liberação de CO₂ para a atmosfera. Estudos estimam que os solos da floresta armazenem entre 120 e 150 Mg C ha⁻¹, destacando seu papel crucial como sumidouro de carbono (DE OLIVEIRA *et al.*, 2022). Entretanto, a conversão dessas áreas para fins agrícolas ou pecuários pode alterar esse equilíbrio, intensificando a mineralização da matéria orgânica e aumentando os fluxos de CO₂ (GOMES *et al.*, 2022).

A produção e o consumo de CH₄ nos solos ocorrem por meio de dois processos microbiológicos principais: a metanogênese, conduzida por arqueias sob condições anaeróbicas, e a metanotrofia, realizada por bactérias aeróbicas que oxidam o CH₄ quando há presença de oxigênio no solo (ALVES *et al.*, 2022). Solos sob florestas e cultivos agrícolas frequentemente funcionam como sumidouros de CH₄ devido à predominância da metanotrofia. Em contrapartida, pastagens podem ter menor capacidade de oxidação de CH₄, especialmente sob condições de compactação e baixa porosidade, que limitam a difusão de oxigênio e a atividade microbiana oxidante (LAGE FILHO *et al.*, 2023; MA *et al.*, 2020).

N₂O emissions are associated with the microbial processes of nitrification and denitrification. Nitrification occurs under aerobic conditions, promoting the conversion of ammonium (NH₄⁺) into nitrate (NO₃⁻), whereas denitrification takes place under anaerobic conditions, resulting in the reduction of NO₃⁻ to N₂O and N₂ (PROSSER *et al.*, 2019). The intensity of these pathways depends on factors such as soil moisture, pH, temperature, and the availability of mineral nitrogen (SILVEIRA *et al.*, 2021; LAGE FILHO *et al.*, 2022). Although emitted in smaller quantities than CO₂, N₂O has a global warming potential approximately 273 times greater than that of CO₂ over a 100-year period (IPCC, 2021), making it a greenhouse gas of considerable climatic relevance.

Therefore, soil conversion and management in the Eastern Amazon directly affect GHG fluxes, making it essential to monitor these emissions and develop strategies to mitigate their impacts on the region's carbon and nitrogen balance. Sustainable management strategies, such as the adoption of conservation practices, crop rotation, and adjustments in fertilization, have been investigated as viable alternatives to reduce CO₂, CH₄, and N₂O emissions (BENTO *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2021). However, the responses of GHG fluxes to land-use changes can be complex and variable, requiring detailed experimental approaches to understand the underlying mechanisms of these interactions.

Based on this context, the present study tested the hypothesis that different land-use systems can influence soil greenhouse gas (GHG) emissions. Specifically, it was assumed that intensive pastures would exhibit the highest CO₂ and N₂O emissions due to increased nitrogen input and intensified organic matter mineralization, while agricultural and forest soils would act as more efficient CH₄ sinks, depending on soil structure and oxygen availability. Therefore, this study aimed to assess CO₂, CH₄, and N₂O emissions under different land-use systems (forest, agriculture, intensive pasture, and nominal pasture).

As emissões de N₂O estão associadas aos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação ocorre em ambientes aeróbicos, promovendo a conversão de amônio (NH₄⁺) em nitrato (NO₃⁻), enquanto a desnitrificação ocorre sob condições anaeróbicas, resultando na redução do NO₃⁻ a N₂O e N₂ (PROSSER *et al.*, 2019). A intensidade dessas vias depende de fatores como umidade, pH, temperatura e disponibilidade de nitrogênio mineral no solo (SILVEIRA *et al.*, 2021; LAGE FILHO *et al.*, 2022). Embora seja emitido em menor quantidade que o CO₂, o N₂O possui um potencial de aquecimento global cerca de 273 vezes superior ao do CO₂ em um período de 100 anos (IPCC, 2021), sendo, portanto, um gás de efeito estufa de grande relevância climática.

Assim, a conversão e o manejo do solo na Amazônia Oriental impactam diretamente os fluxos desses GEE, tornando essencial o monitoramento dessas emissões e o desenvolvimento de estratégias para mitigar seus efeitos sobre o balanço de carbono e nitrogênio da região. Estratégias de manejo sustentável, como a adoção de práticas conservacionistas, rotação de culturas e ajustes na fertilização, têm sido estudadas como alternativas viáveis para reduzir as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O (BENTO *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2021). No entanto, as respostas dos fluxos de GEE às mudanças no uso da terra podem ser complexas e variáveis, exigindo abordagens experimentais detalhadas para compreender os mecanismos subjacentes a essas interações.

Com base nesse contexto, este estudo testou a hipótese de que os diferentes sistemas de uso da terra podem influenciar as emissões de GEE do solo. Especificamente, supõem-se que as pastagens intensivas apresentem as maiores emissões de CO₂ e N₂O devido ao maior aporte de nitrogênio e à intensificação da mineralização da matéria orgânica, enquanto solos agrícolas e florestais atuem como sumidouros mais eficientes de CH₄, dependendo da estrutura do solo e da disponibilidade de oxigênio. Diante desse cenário, objetivou-se com o presente estudo avaliar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O em diferentes usos da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal).

MATERIALS AND METHODS

Study area location and characterization

The soils used in the incubation experiments were collected from a private property located in the municipality of Capanema (Figures 1A and 1B), in the northeastern region of Pará State, Brazil (1°3'36"S, 47°5'45"W). According to the Köppen climate classification, the local climate is classified as Am (tropical monsoon), characterized by a prolonged rainy season and a short dry season. The average annual precipitation is approximately 2,300 mm, and temperatures range between 22 °C and 32 °C throughout the year. The predominant soils in the region are Yellow Oxisols, which are deep, well-drained, and typical of humid tropical areas (ALVARES *et al.*, 2013; ANDRADE *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2018).

To ensure a comprehensive representation of land-use systems, four distinct areas were selected (Figure 1C), all located within the same rural property in Capanema, PA, with a maximum distance of 2 km between them to ensure similar climatic and edaphic conditions: (i) a native forest, representing the region's original ecosystem; (ii) an agricultural area, represented by a commercial plantation of açai palm (*Euterpe oleracea*) under drip irrigation, due to its rapid expansion and growing economic relevance.

The evaluated pastures were established with *Urochloa brizantha* cv. Marandu but differed in terms of management history. The (iii) intensive pasture was conducted with intermediate management, including stocking rate control and specific maintenance practices, but without constant fertilization or systematic use of inputs. The (iv) nominal pasture was defined according to De Oliveira *et al.*, 2022 as a system without fertilization or genetic improvement and, in the present study, this area had low density of vegetation cover and presence of weeds. Although the exact time of implementation of the systems was not documented, the areas have a consolidated history of use and present distinct characteristics, expressing different levels of intensification.

MATERIAIS E MÉTODOS

Localização e caracterização da área de estudo

Os solos utilizados nas incubações foram coletados de uma propriedade particular localizada no município de Capanema (Figuras 1A e 1B), situado no Nordeste do estado do Pará, Brasil (1°3'36"S, 47°5'45"O). De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima local é do tipo Am (tropical de monção), caracterizado por uma estação chuvosa prolongada e uma estação seca curta. A precipitação média anual é de aproximadamente 2.300 mm, com temperaturas variando entre 22 °C e 32 °C ao longo do ano. Os solos predominantes na região são Latossolos Amarelos, profundos e bem drenados, típicos de áreas tropicais úmidas (ALVARES *et al.*, 2013; ANDRADE *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2018).

Para garantir uma representação abrangente dos sistemas de uso da terra, foram selecionadas quatro áreas distintas (Figura 1C), todas localizadas em uma mesma propriedade rural no município de Capanema, PA, com distância máxima de 2 km entre si, o que assegura condições climáticas e edafológicas semelhantes: (i) floresta nativa correspondente ao ecossistema original da região; (ii) agricultura, representada pelo cultivo comercial de açai (*Euterpe oleracea*) irrigado por gotejamento, devido à sua crescente expansão e relevância econômica.

As pastagens avaliadas foram implantadas com *Urochloa brizantha* cv. Marandu, mas diferiram quanto ao histórico de manejo. A (iii) pastagem intensiva era conduzida com manejo intermediário, incluindo controle da taxa de lotação e práticas pontuais de manutenção, sem adubação constante ou uso sistemático de insumos. Já a (iv) pastagem nominal foi definida conforme de Oliveira *et al.*, 2022 como um sistema sem adubação ou melhoramento genético e no presente estudo, essa área apresentava baixa densidade de cobertura vegetal e presença de plantas daninhas. Embora o tempo exato de implantação dos sistemas não tenha sido documentado, as áreas possuem histórico consolidado de uso e apresentam características distintas, representando diferentes níveis de intensificação.

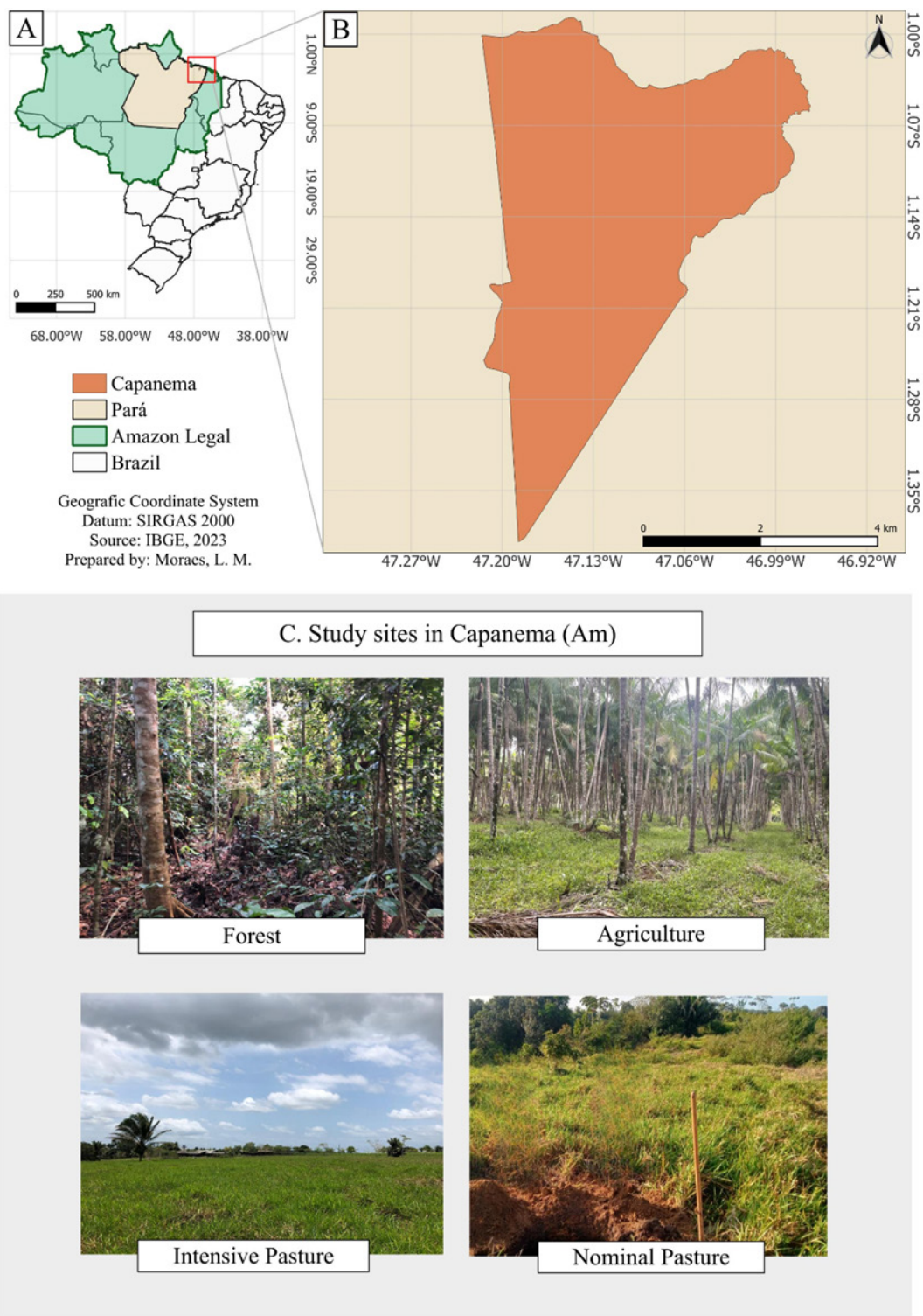


Figure 1 - Location map of soil sampling areas. (A) Representation of the Legal Amazon boundary. (B) Location of Capanema, Pará State, Brazil. (C) Soil sampling areas within the municipality of Capanema, PA.

Figura 1 - Mapa de localização das áreas de coleta de solos. (A) Representação da delimitação da Amazônia Legal. (B) Localização de Capanema, PA. (C) Áreas de coleta de solos em Capanema, PA.

Soil sampling

Soil samples were collected from the 0–20 cm depth layer using a Dutch auger for standardization. This collection took place in September 2021, towards the end of the dry season. Within each land-use system, soil was gathered from four distinct and representative points. These samples were subsequently homogenized and macerated using a roller, aiming to break down aggregates and yielding a representative composite sample for each system.

The samples were afterwards analyzed for the determination of chemical characteristics and particle size distribution (TEIXEIRA *et al.*, 2017). The results of the soil analyses are presented in Table 1. Incubations were conducted at the Forage and Pasture Laboratory of São Paulo State University (UNESP), Jaboticabal campus, São Paulo, Brazil.

Amostragem de solo

A coleta de solo foi realizada na camada de 0–20 cm de profundidade, utilizando-se um trado holandês para garantir padronização. As amostras foram coletadas no mês de setembro de 2023, durante o final da estação seca. Em cada sistema de uso da terra, o solo foi coletado em quatro pontos representativos, distantes entre si, e as amostras foram homogeneizadas e maceradas com o auxílio de um rolo compactador, visando à desagregação dos grumos e à obtenção de uma amostra composta representativa de cada sistema.

As amostras foram posteriormente analisadas para determinação das características químicas e da granulometria (TEIXEIRA *et al.*, 2017). Os resultados das análises do solo estão apresentados na Tabela 1. As incubações foram conduzidas no Laboratório de Forragicultura e Pastagens da Universidade Estadual Paulista (UNESP), campus Jaboticabal, São Paulo, Brasil.

Table 1 - Soil chemical and physical attributes (0-20 cm) under different land uses in Capanema, Pará

Tabela 1 - Atributos químicos e físicos do solo (0-20 cm) sob diferentes usos da terra em Capanema, Pará

Land use	pH	O.M	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	S.B	Sand	Silt	Clay	DS
	H ₂ O	g kg ⁻¹	mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³				g kg ⁻¹		kg dm ⁻³
Forest	4.38	34.57	7.13	20.33	0.40	0.45	1.63	4.65	0.90	127.75	526.50	145.75	1.58
Agriculture	4.51	12.86	18.63	9.78	0.65	0.00	0.54	1.27	0.68	377.50	357.25	60.25	1.49
Intensive pasture	4.86	21.71	7.95	20.33	0.67	0.31	0.43	0.11	1.03	452.25	354.25	43.50	1.32
Nominal pasture	4.38	16.86	7.66	20.33	0.49	0.21	0.76	2.23	0.75	367.00	410.25	37.75	1.51

Notes: O.M - Organic Matter, P - Phosphorus, K - Potassium, Ca - Calcium, Mg - Magnesium, Al³⁺ - Exchangeable Aluminum, H+Al - Potential Acidity, and SB - Sum of Exchangeable Bases. DS - Soil Bulk Density. Organic matter (O.M) was determined by the Walkley-Black method; H+Al by extraction with 1N calcium acetate at pH 7.0; and P and K using the Mehlich⁻¹ extractor.

Notas: MO - Matéria Orgânica, P - Fósforo, K - Potássio, Ca - Cálcio, Mg - Magnésio, Al³⁺ - Alumínio Trocável, H+Al - Acidez Potencial e SB - Soma de Bases Trocáveis. DS - Densidade do Solo. A matéria orgânica (MO) foi determinada pelo método de Walkley-Black, H+Al por extração com acetato de cálcio 1N a pH 7,0, e P e K utilizando o extrator Mehlich⁻¹.

Experimental design

The experiment followed a completely randomized design with four treatments corresponding to the land-use systems described in the previous section. Each treatment had five replicates, totaling 20 experimental units. For the incubation, 100 g of dry soil from each system, taken from the representative composite sample described earlier, was placed into 1000 mL plastic pots. These pots were fitted with rubber septa, functioning as static chambers for gas retention, as described by Lage Filho *et al.* (2023).

Desenho experimental

O experimento seguiu um delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos correspondentes aos sistemas de uso da terra previamente descritos na seção anterior, com cinco repetições por tratamento, totalizando 20 unidades experimentais. Para a incubação, foram utilizados 100 g de solo seco de cada sistema, retirados da amostra composta representativa descrita anteriormente, acondicionados em potes de plástico com volume de 1000 mL, adaptados com septos de borracha, que funcionaram como câmaras estáticas para retenção dos gases, conforme descrito por Lage Filho *et al.* (2023).

Soil moisture was adjusted to 60% of the water holding capacity (WHC), which was determined using the gravimetric method described by Teixeira *et al.* (2017). To achieve this, soil was saturated with distilled water in Büchner funnels fitted with filter paper and allowed to drain for 48 hours until it reached field capacity. The soil was then weighed to determine its WHC. During incubation, moisture was monitored daily by weighing the flasks and adjusted when necessary to ensure favorable conditions for microbial activity and gas emission processes. On the first day of incubation, a urea solution (50 kg ha⁻¹ of N) was applied to all treatments to provide available nitrogen and homogeneously stimulate microbial activity in each treatment (LAGE FILHO *et al.*, 2023). Measurements began immediately after moisture adjustment and treatment application.

Sampling and quantification of CO₂, CH₄ e N₂O

Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O were quantified using the incubation technique (SINISCALCHI *et al.*, 2022). Sampling occurred between 9:00 and 10:00 AM, as suggested by Alves *et al.* (2012), and was carried out over 28 days. Collections were performed daily during the first week, on alternate days in the second week, and every three days from the third week until the end of the experiment. On sampling days, before sealing the chambers, five initial air samples were collected randomly across the treatments using 50 mL polypropylene syringes. The chambers were then sealed for 30 minutes to allow gas accumulation. After this period, samples were collected directly from the chambers. The ambient temperature was recorded immediately after collecting using a digital thermometer.

The gas samples were transferred to pre-evacuated 20 mL vials (Shimadzu; Kyoto, Japan) and analyzed by gas chromatography (Shimadzu Greenhouse Gas Analyzer GC-2014). Measurements were conducted under the following conditions: a thermal conductivity detector (TCD) at 250 °C for CO₂; H₂ flame gas (30 mL min⁻¹) and a flame ionization detector (FID) at 280 °C for CH₄; injector at 250 °C, column at 80 °C, N₂ carrier gas (30 mL min⁻¹), and an electron capture detector (ECD) at 325 °C for N₂O. The daily production of CO₂, CH₄, and N₂O (F_{gas}, ng of gas g⁻¹ dry soil⁻¹) was determined according to Cardoso *et al.* (2016):

A umidade foi ajustada para 60% da capacidade de retenção de água (CRA), determinada conforme o método gravimétrico descrito por Teixeira *et al.* (2017). Para isso, o solo foi saturado com água destilada em funis de Büchner com papel de filtro, deixado drenar por 48 horas até atingir a capacidade de campo, e então pesado para determinação da CRA. Durante a incubação, a umidade foi monitorada diariamente por pesagem dos frascos e corrigida, quando necessário, para garantir condições favoráveis à atividade microbiana e aos processos de emissão de gases. No primeiro dia de incubação, uma solução de ureia (50 kg ha⁻¹ de N) foi aplicada em todos os tratamentos para fornecer nitrogênio disponível e estimular a atividade microbiana de forma homogênea em cada tratamento (LAGE FILHO *et al.*, 2023). As medições foram iniciadas imediatamente após o ajuste da umidade e a aplicação dos tratamentos.

Amostragem e quantificação de CO₂, CH₄ e N₂O

As emissões de CO₂, CH₄ e N₂O foram quantificadas utilizando a técnica de incubação (SINISCALCHI *et al.*, 2022). A amostragem ocorreu entre 9 h e 10 h, conforme sugerido por Alves *et al.* (2012), e foi realizada ao longo de 28 dias, com coletas diárias na primeira semana, em dias alternados na segunda semana e a cada três dias a partir da terceira semana até o final do experimento. Nos dias de amostragem, antes do fechamento das câmaras, foram coletadas cinco amostras iniciais de ar aleatoriamente entre os tratamentos, utilizando seringas de polipropileno de 50 mL. Em seguida, as câmaras foram fechadas por 30 minutos para permitir o acúmulo dos gases. Após esse período, as amostras foram coletadas diretamente das câmaras. A temperatura ambiente foi registrada logo após a coleta, utilizando um termômetro digital.

As amostras de gás foram transferidas para frascos de 20 mL pré-evacuados (Shimadzu; Kyoto, Japão) e analisadas por cromatografia gasosa (Shimadzu Greenhouse Gas Analyzer GC-2014). As medições foram conduzidas sob as seguintes condições: detector de condutividade térmica a 250 °C para CO₂; gás de chama de H₂ (30 mL min⁻¹) e detector de ionização de chama a 280 °C para CH₄; injetor a 250°C, coluna a 80 °C, gás de arraste de N₂ (30 mL min⁻¹) e detector de captura de elétrons a 325 °C para N₂O. A produção diária de CO₂, de CH₄ e N₂O (F_{gás}, ng do gás g⁻¹ solo seco⁻¹) foi determinada conforme Cardoso *et al.* (2016):

$$F_{\text{gas}} = \left(\frac{\Delta C}{\Delta t} \right) \times \left(\frac{P}{R \times T} \right) \times \left(\frac{V}{M_A} \right)$$

Where $\Delta C/\Delta t$ represents the change in gas concentration between the initial and final samples after the incubation period ($\text{nL L}^{-1} \text{h}^{-1}$), P is the atmospheric pressure at the sampling site (Pa), R is the universal gas constant ($8.314 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T is the mean temperature inside the chamber during incubation (K), V is the chamber volume (L) and M_A is the mass of incubated dry soil (g). To obtain the daily flux, the calculated values were multiplied by 24. Cumulative emissions were determined by summing the daily fluxes and interpolating values for non-sampling days using linear interpolation between adjacent sampling points.

Soil mineral nitrogen

The determination of inorganic nitrogen was performed both before the start of incubation and urea solution application, and at the end of the experimental period, using 2 mol L^{-1} KCl extraction and colorimetric analysis. For ammonium, the Berthelot method (FOSTER, 1995) was used, and for nitrate, reduction by vanadium (III) chloride (DOANE; HORWÁTH, 2003) was employed.

Statistical analysis

The normality of residuals was evaluated using the Shapiro-Wilk test, and homogeneity of variances by Levene's test. When assumptions were met, means between land-use systems were compared using One-Way ANOVA, followed by Tukey's HSD posthoc test when significant differences were detected ($p \leq 0.05$). For variables that did not meet the normality assumptions, the Kruskal-Wallis test was used, with multiple comparisons performed by Dunn's test with Bonferroni adjustment. Outliers were excluded from the analysis. All analyses were conducted using R software (4.3.0, R Core Team).

Onde $\Delta C/\Delta t$ representa a variação na concentração do gás entre a amostra inicial e final após o tempo de incubação ($\text{nL L}^{-1} \text{h}^{-1}$), P é a pressão atmosférica no local da amostragem (Pa), R é a constante universal dos gases ($8,314 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T é a temperatura média dentro da câmara durante a incubação (K), V é o volume da câmara (L) e M_A é a massa de solo seco incubado (g). Para obtenção do fluxo diário, os valores calculados foram multiplicados por 24. As emissões cumulativas foram determinadas somando os fluxos diários e interpolando os valores dos dias sem coleta por interpolação linear entre os pontos de amostragem adjacentes.

Nitrogênio mineral do solo

A determinação do nitrogênio inorgânico foi realizada tanto antes do início da incubação e da aplicação da solução de ureia quanto ao final do período experimental, utilizando extração com KCl 2 mol L^{-1} e análise colorimétrica. Para amônio, foi utilizada a metodologia de Berthelot (FOSTER, 1995), e para nitrato, a redução pelo cloreto de vanádio-III (DOANE; HORWÁTH, 2003).

Análise estatística

A normalidade dos resíduos foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Quando os pressupostos foram atendidos, a comparação das médias entre os sistemas de uso da terra foi realizada por ANOVA One-Way, seguida do teste post-hoc de Tukey HSD quando diferenças significativas foram detectadas ($p \leq 0,05$). Para as variáveis que não atenderam aos pressupostos de normalidade, utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis, com comparações múltiplas realizadas pelo teste de Dunn com ajuste de Bonferroni. Outliers foram excluídos da análise. Todas as análises foram conduzidas no software R (4.3.0, R Core Team).

RESULTS

Soil mineral nitrogen

The mean concentrations of ammonium and nitrate in the soils, both before and after incubation, are presented in Table 2. The highest initial ammonium concentration was observed in the forest system (165.78 ± 12.37 mg N-NH₄ kg⁻¹ dry soil), while agriculture system showed the lowest concentration (32.96 ± 4.15 mg N-NH₄ kg⁻¹ dry soil). After incubation, the lowest ammonium concentration was recorded in agriculture (23.98 ± 6.02 mg N-NH₄ kg⁻¹ dry soil), and the highest in the forest system (101.51 mg N-NH₄ kg⁻¹ dry soil).

For nitrate, the lowest initial concentration was found in the intensive pasture (7.83 ± 1.71 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ dry soil), while the highest was observed in the forest (28.88 ± 2.44 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ dry soil). After incubation, the lowest concentration remained in the intensive pasture (20.02 ± 2.28 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ dry soil), and the highest was still observed in the forest (36.10 ± 0.94 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ dry soil).

RESULTADOS

Nitrogênio mineral do solo

As concentrações médias de amônio e nitrato nos solos, antes e após a incubação, são apresentadas na Tabela 2. O maior teor inicial de amônio foi observado na floresta ($165,78 \pm 12,37$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco), enquanto a agricultura apresentou a menor concentração ($32,96 \pm 4,15$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco). Após a incubação, a menor concentração de amônio foi registrada na agricultura ($23,98 \pm 6,02$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco), e a maior na floresta ($101,51$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco).

Para o nitrato, a menor concentração inicial foi encontrada na pastagem intensiva ($7,83 \pm 1,71$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco), enquanto a maior foi observada na floresta ($28,88 \pm 2,44$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco). Após a incubação, a menor concentração foi registrada na pastagem intensiva ($20,02 \pm 2,28$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco) e a maior na floresta ($36,10 \pm 0,94$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco).

Table 2 - Ammonium (mg N-NH₄ kg⁻¹ dry soil) and nitrate (mg N-NO₃ kg⁻¹ dry soil) concentrations in soils under different land uses in Capanema, PA, Brazil

Tabela 2 - Concentrações de amônio (mg N-NH₄ kg⁻¹ de solo seco) e nitrato (mg N-NO₃ kg⁻¹ de solo seco) em solos de diferentes usos da terra em Capanema, PA, Brasil

Land use	Ammonium	Nitrate	Ammonium	Nitrate
	Initial		After soil incubation	
Forest	165.78 ± 12.37	28.88 ± 2.44	101.51 ± 9.75	36.10 ± 0.94
Agriculture	32.96 ± 4.15	13.55 ± 3.43	23.98 ± 6.02	29.45 ± 1.77
Intensive pasture	39.85 ± 4.34	7.83 ± 1.71	46.73 ± 9.15	20.02 ± 2.28
Nominal pasture	44.66 ± 3.82	18.42 ± 4.87	28.37 ± 5.58	28.52 ± 2.68

Effects of land use on GHG emissions

CO₂ emissions

When evaluating the effect of land use, the highest total CO₂ emissions were observed in soils under nominal pasture (246.0 mg CO₂ g⁻¹ dry soil), differing significantly from those observed in the forest (173.8 mg CO₂ g⁻¹ dry soil; $p \leq 0.05$) (Figure 2). The agricultural (196.3 mg g⁻¹) and intensive pasture (216.1 mg g⁻¹) systems showed intermediate values, with no significant differences between them ($p > 0.05$).

Efeitos do uso do solo nas emissões de GEE

Emissões de dióxido de carbono (CO₂)

Ao avaliar o efeito do uso da terra, observou-se que as maiores emissões totais de CO₂ ocorreram nos solos sob pastagem nominal ($246,0$ mg CO₂ g⁻¹ solo seco), diferindo dos valores observados na floresta ($173,8$ mg CO₂ g⁻¹ solo seco; $p \leq 0,05$) (Figura 2). Os sistemas de agricultura ($196,3$ mg g⁻¹) e pastagem intensiva ($216,1$ mg g⁻¹) apresentaram valores intermediários, sem diferenças entre si ($p > 0,05$).

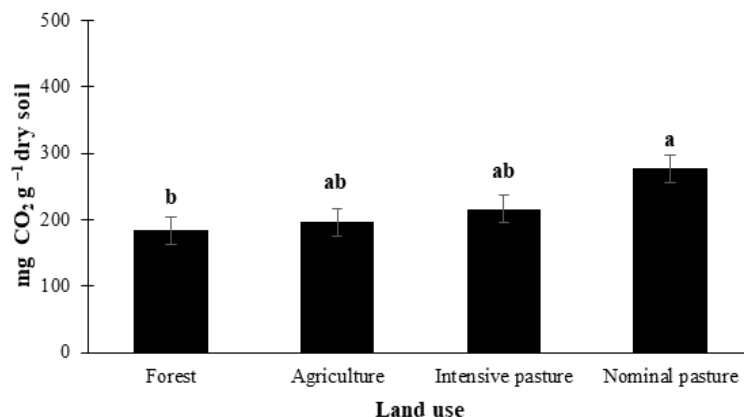


Figure 2 - Total CO₂ emissions (mg CO₂ g⁻¹ dry soil) from soils under different land-use systems in the Brazilian Amazon. Distinct lowercase letters indicate significant differences according to Tukey's test ($p \leq 0.05$).

Figura 2 - Emissões totais de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

The CO₂ fluxes varied over the 28-day incubation period (Figure 3). The lowest emissions occurred at the beginning of the experiment (days 1 to 3) and at the end (day 28), with values near zero in forest, agricultural, and intensive pasture soils. The highest fluxes were observed between days 11 and 25, reaching up to 23.64 mg CO₂ g⁻¹ dry soil day⁻¹. On day 11, forest, agricultural, and intensive pasture soils reached their individual peaks, ranging from 16.70 to 22.36 mg CO₂ g⁻¹ dry soil day⁻¹. Nominal pasture maintained elevated fluxes more consistently, with peaks on days 11, 17, and 21. After day 25, fluxes progressively decreased in most systems.

Os fluxos de CO₂ apresentaram variações ao longo dos 28 dias de incubação (Figura 3). As menores emissões ocorreram no início do experimento (dias 1 a 3) e ao final do período (dia 28), com valores próximos de zero nos solos de floresta, agricultura e pastagem intensiva. Os maiores fluxos foram observados entre os dias 11 e 25, com valores chegando a 23,64 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹. No dia 11, os solos de floresta, agricultura e pastagem intensiva atingiram seus picos individuais, variando entre 16,70 e 22,36 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹. A pastagem nominal manteve fluxos elevados de forma mais distribuída, com destaques nos dias 11, 17 e 21. Após o dia 25, os fluxos diminuíram progressivamente na maioria dos sistemas.

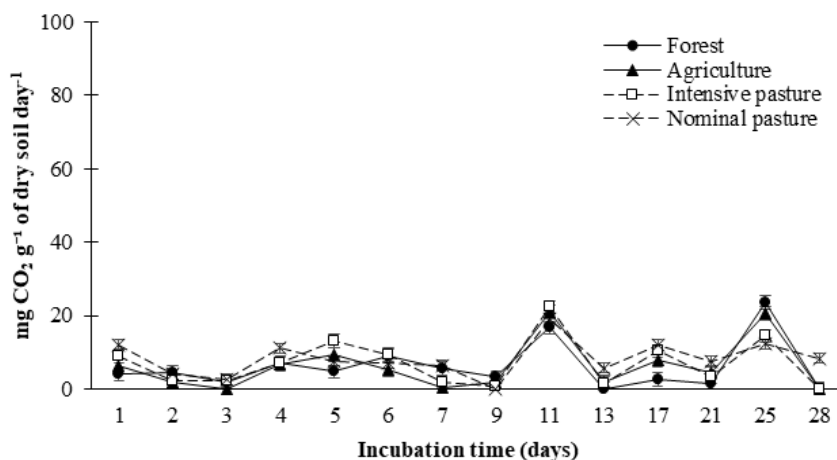


Figure 3 - CO₂ fluxes (mg CO₂ g⁻¹ dry soil day⁻¹) from soils under different land-use systems in the Brazilian Amazon.

Figura 3 - Fluxos de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira.

CH₄ emissions

All land-use systems showed negative cumulative CH₄ fluxes, indicating that gas oxidation occurred throughout the incubation period (Figure 4). The highest CH₄ consumption was recorded in the intensive pasture (-199.7 ng CH₄ g⁻¹ dry soil) and nominal pasture (-249.3 ng CH₄ g⁻¹ dry soil) soils, which differed statistically from the forest (-49.0 ng CH₄ g⁻¹ dry soil; $p < 0.05$). The agricultural soil showed intermediate consumption (-157.8 ng CH₄ g⁻¹ dry soil) and did not differ statistically from the pastures but did differ from the forest ($p < 0.05$).

Emissões de metano (CH₄)

Todos os sistemas de uso da terra apresentaram fluxos acumulados negativos de CH₄, indicando que houve processo de oxidação desse gás ao longo do período de incubação (Figura 4). Os maiores consumos de CH₄ foram registrados nos solos de pastagem intensiva (-199,7 ng CH₄ g⁻¹ solo seco) e pastagem nominal (-249,3 ng CH₄ g⁻¹ solo seco), que diferiram estatisticamente da floresta (-49,0 ng CH₄ g⁻¹ solo seco; $p < 0,05$). O solo agrícola apresentou consumo intermediário (-157,8 ng CH₄ g⁻¹ solo seco) e não diferiu estatisticamente das pastagens, mas diferiu da floresta ($p < 0,05$).

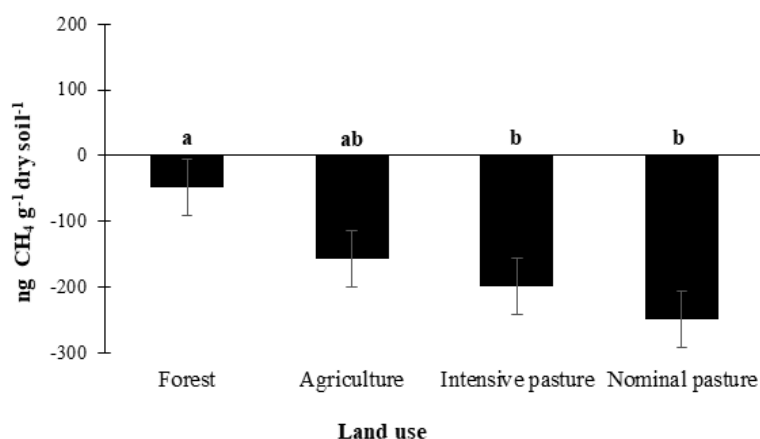


Figure 4 - Total CH₄ emissions (ng CH₄ g⁻¹ dry soil) from soils under different land-use systems in the Brazilian Amazon. Distinct lowercase letters indicate significant differences according to Tukey's test ($p \leq 0.05$).

Figura 4 - Emissões totais de CH₄ (ng CH₄ g⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

The CH₄ fluxes remained near zero for most of the incubation period, with sharper reductions on days 9 and 25, when the lowest values were recorded, reaching -54.26 ng CH₄ g⁻¹ dry soil day⁻¹ (day 9) and -53.13 ng CH₄ g⁻¹ dry soil day⁻¹ (day 25) in the nominal pasture. After these periods, fluxes gradually increased, returning to positive values on day 28, ranging between 6.81 and 8.34 ng CH₄ g⁻¹ dry soil day⁻¹. Despite the observed fluctuations throughout the experiment, the soils predominantly acted as CH₄ sinks, with negative fluxes recorded for most of the incubation period.

Os fluxos de CH₄ permaneceram próximos de zero na maior parte do período de incubação, com reduções mais acentuadas nos dias 9 e 25, quando os menores valores foram registrados, atingindo -54,26 ng CH₄ g⁻¹ solo seco dia⁻¹ (dia 9) e -53,13 ng CH₄ g⁻¹ solo seco dia⁻¹ (dia 25) na pastagem nominal. Após esses períodos, os fluxos aumentaram gradualmente, retornando a valores positivos no 28º dia, variando entre 6,81 e 8,34 ng CH₄ g⁻¹ solo seco dia⁻¹. Apesar das flutuações observadas ao longo do experimento, os solos atuaram predominantemente como sumidouros de CH₄, com fluxos negativos registrados na maior parte do período de incubação.

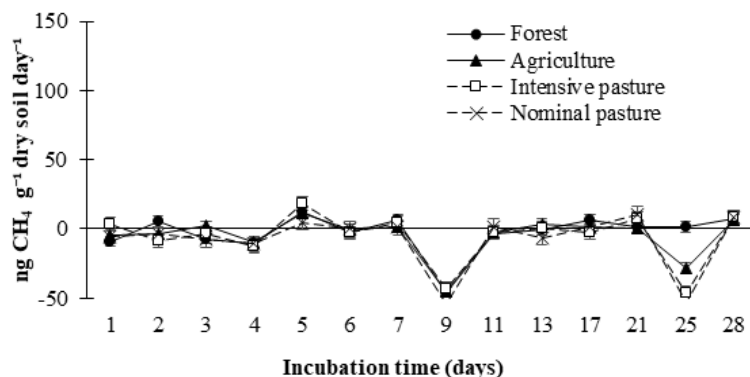


Figure 5 - CH₄ fluxes (ng CH₄ g⁻¹ dry soil day⁻¹) from soils under different land-use systems in the Brazilian Amazon.

Figura 5 - Fluxos de CH₄ (ng CH₄ g⁻¹ de solo seco dia⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.

N₂O emissions

Cumulative N₂O fluxes varied among land-use systems, with the highest total emissions observed in intensive pasture (64.3 ng N₂O g⁻¹ dry soil; $p \leq 0.05$) compared to the other systems (Figure 6). Soils under forest (26.8 ng N₂O g⁻¹ dry soil), agriculture (40.2 ng N₂O g⁻¹ dry soil), and nominal pasture (28.2 ng N₂O g⁻¹ dry soil) showed lower emissions, with no significant differences among them ($p > 0.05$).

Emissões de óxido nitroso (N₂O)

Os fluxos acumulados de N₂O variaram entre os sistemas de uso da terra, com as maiores emissões totais observadas na pastagem intensiva (64,3 ng N₂O g⁻¹ solo seco; $p \leq 0,05$) em comparação aos demais sistemas (Figura 6). Os solos sob floresta (26,8 ng N₂O g⁻¹ solo seco), agricultura (40,2 ng N₂O g⁻¹ solo seco) e pastagem nominal (28,2 ng N₂O g⁻¹ solo seco) apresentaram menores emissões, sem diferenças ($p > 0,05$) entre si.

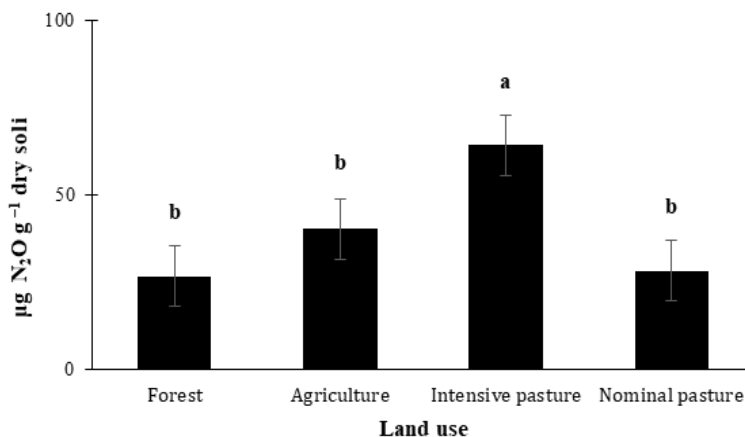


Figure 6 - Total N₂O emissions (ng N₂O g⁻¹ dry soil) from soils under different land-use systems in the Brazilian Amazon. Distinct lowercase letters indicate significant differences according to Tukey's test ($p \leq 0.05$).

Figura 6 - Emissões totais de N₂O (ng N₂O g⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Daily N_2O fluxes showed slight fluctuations among land-use systems throughout the incubation period (Figure 7). The lowest N_2O fluxes occurred on day 9, reaching $-23.83 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ dry soil day}^{-1}$ in nominal pasture. On day 25, fluxes increased moderately, ranging from $8.93 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ dry soil day}^{-1}$ in nominal pasture to $15.39 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ dry soil day}^{-1}$ in agriculture, the highest value recorded. However, by day 28, fluxes decreased across all systems, with values near zero or negative. Despite occasional fluctuations, N_2O fluxes remained relatively low and stable throughout the experiment, with no pronounced emission peaks.

Os fluxos diários de N_2O apresentaram oscilações leves entre os sistemas de uso da terra ao longo do período de incubação (Figura 7). Os menores fluxos de N_2O ocorreram no dia 9, atingindo $-23,83 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ solo seco dia}^{-1}$ na pastagem nominal. No dia 25, os fluxos aumentaram moderadamente, com valores variando de $8,93 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ solo seco dia}^{-1}$ na pastagem nominal a $15,39 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ solo seco dia}^{-1}$ na agricultura, sendo este o maior valor registrado. No entanto, no dia 28, observou-se uma redução nos fluxos em todos os sistemas, com valores próximos de zero ou negativos. Apesar das flutuações pontuais, os fluxos de N_2O permaneceram relativamente baixos e estáveis ao longo do experimento, sem picos expressivos de emissão.

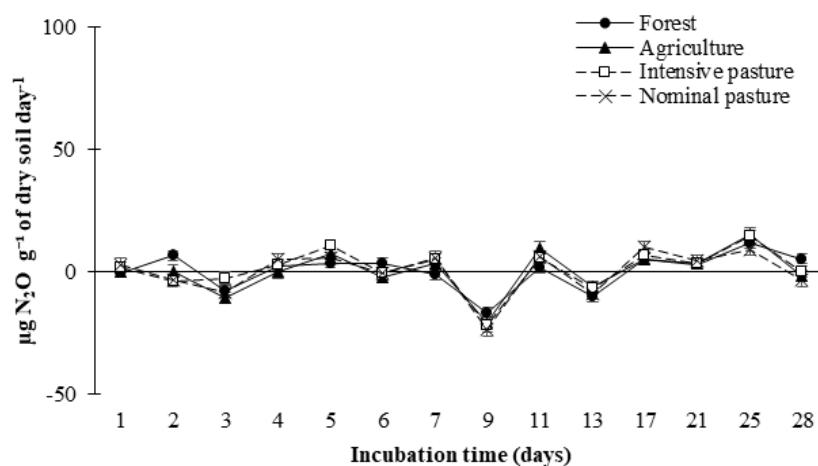


Figure 7 - N_2O fluxes ($\text{ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ dry soil day}^{-1}$) from soils under different land-use systems in the Brazilian Amazon.

Figura 7 - Fluxos de N_2O ($\text{ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ solo seco dia}^{-1}$) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira.

DISCUSSION

Effect of land use on CO_2 emissions

The higher cumulative CO_2 emissions observed in soils under nominal pasture (Figure 2) suggest that systems with less management control and lower input of quality organic matter favor the accumulation and prolonged decomposition of residues, leading to greater CO_2 release. This behavior may be related to lower microbial immobilization efficiency and reduced vegetation cover, which result in the accumulation of senescent residues and prolonged carbon release (GOMES *et al.*, 2022; CHEN *et al.*, 2023).

DISCUSSÃO

Efeito do uso da terra nas emissões de CO_2

As maiores emissões acumuladas de CO_2 observadas nos solos sob pastagem nominal (Figura 2) sugerem que sistemas com menor controle de manejo e menor aporte de matéria orgânica de qualidade favorecem o acúmulo e a decomposição mais prolongada de resíduos, resultando em maior liberação de CO_2 . Esse comportamento pode estar relacionado à menor eficiência de imobilização microbiana e à menor cobertura vegetal, que levam ao acúmulo de resíduos senescentes e à liberação prolongada de carbono (GOMES *et al.*, 2022; CHEN *et al.*, 2023).

In contrast, forest soils exhibited the lowest total emissions, reflecting the forest's capacity to regulate carbon dynamics. This is likely due to the high content of more stabilized organic matter associated with the mineral fraction and a higher clay proportion, which favors carbon retention and reduces the rate of microbial mineralization (CHEN *et al.*, 2023; GOMES *et al.*, 2022).

Intensive pasture and agricultural systems showed intermediate emissions. In intensive pasture, management practices such as nitrogen fertilization, stocking rate control, and maintaining vegetation cover may have promoted faster and more efficient organic matter mineralization, with peak fluxes between days 11 and 17, followed by stabilization (DE OLIVEIRA *et al.*, 2022; CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023). For instance, applying nitrogen fertilizers can stimulate microbial activity, accelerating carbon decomposition (GOMES *et al.*, 2022).

In the irrigated açai agricultural system, CO₂ fluxes were lower than those in pastures. This result may be associated with wider plant spacing, which limits organic residue deposition, and high soil moisture from irrigation, which can reduce oxygenation and inhibit aerobic microbial respiration (HOU *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020). Previous studies show that higher plant densities and greater residue input promote increased carbon retention, while water saturation can attenuate CO₂ fluxes by restricting mineralization (LEWCZUK *et al.*, 2024; SOUZA *et al.*, 2024).

Over the 28 days of incubation, daily CO₂ fluxes varied among systems, with the highest values observed between days 11 and 25 (Figure 3), a period of increased microbial activity and mineralization of more labile substrates. After day 25, fluxes decreased in forest, agricultural, and intensive pasture soils, reaching near-zero values by the experiment's end. In contrast, nominal pasture maintained relatively high emissions on the 28th day (8.25 mg CO₂ g⁻¹ dry soil day⁻¹), reinforcing the hypothesis of greater substrate availability and more prolonged organic matter decomposition in this system.

Em contraste, os solos sob floresta apresentaram as menores emissões totais, refletindo a capacidade da floresta em regular a dinâmica do carbono. Isso se deve, provavelmente, ao alto teor de matéria orgânica mais estabilizada associada à fração mineral e à maior proporção de argila, o que favorece a retenção de carbono e reduz a taxa de mineralização microbiana (CHEN *et al.*, 2023; GOMES *et al.*, 2022). Os sistemas de pastagem intensiva e agricultura mostraram emissões intermediárias. Na pastagem intensiva, o manejo com adubação nitrogenada, controle de lotação e manutenção da cobertura vegetal pode ter favorecido uma mineralização mais rápida e eficiente da matéria orgânica, com picos de fluxo entre os dias 11 e 17 e posterior estabilização (DE OLIVEIRA *et al.*, 2022; CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023). A aplicação de fertilizantes nitrogenados, por exemplo, pode ter estimulado a atividade microbiana, acelerando a decomposição do carbono (GOMES *et al.*, 2022).

No sistema agrícola com cultivo de açai irrigado, os fluxos de CO₂ foram inferiores aos das pastagens. Esse resultado pode estar associado ao maior espaçamento entre plantas, que limita a deposição de resíduos orgânicos, e à elevada umidade do solo, decorrente da irrigação, que pode reduzir a oxigenação e inibir a respiração microbiana aeróbica (HOU *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020). Estudos anteriores mostram que maiores densidades vegetais e maior aporte de resíduos promovem maior retenção de carbono, enquanto a saturação hídrica pode atenuar os fluxos de CO₂ por restringir a mineralização (LEWCZUK *et al.*, 2024; SOUZA *et al.*, 2024).

Ao longo dos 28 dias de incubação, os fluxos diários de CO₂ variaram entre os sistemas, com os maiores valores observados entre os dias 11 e 25 (Figura 3), período de maior atividade microbiana e mineralização de substratos mais lábeis. Após o dia 25, os fluxos diminuíram nos solos de floresta, agricultura e pastagem intensiva, atingindo valores próximos de zero ao final do experimento. Em contraste, a pastagem nominal manteve emissões relativamente elevadas no 28º dia (8,25 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹), reforçando a hipótese de uma maior disponibilidade de substratos e uma decomposição mais prolongada da matéria orgânica nesse sistema.

In summary, different land uses influenced both the magnitude and persistence of CO₂ emissions. Nominal pasture showed the highest cumulative fluxes over time, while the lowest were recorded in the forest, likely due to greater organic matter stability. These results reinforce that inadequate or less intensive management practices can increase soil CO₂ release, whereas systems with better fertility and biomass control tend to exhibit greater efficiency in carbon use and stabilization (CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023; GOMES *et al.*, 2022).

Em síntese, os diferentes usos da terra influenciaram tanto a magnitude quanto a persistência das emissões de CO₂. A pastagem nominal apresentou os maiores fluxos acumulados ao longo do tempo, enquanto os menores foram registrados na floresta, provavelmente devido à maior estabilidade da matéria orgânica. Esses resultados reforçam que práticas de manejo inadequadas ou pouco intensivas podem aumentar a liberação de CO₂ do solo, ao passo que sistemas com maior controle de fertilidade e biomassa tendem a apresentar maior eficiência no uso e estabilização do carbono (CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023; GOMES *et al.*, 2022).

Effect of land use on CH₄ emissions

The land-use systems studied acted as CH₄ sinks, with variations in oxidation intensity regulated by physical, chemical, and biological soil factors (Figure 4). Pastures exhibited the highest CH₄ oxidation rates, while forest soils demonstrated lower efficiency in this process. This difference is related to soil characteristics such as structure, organic matter content, and oxygen availability, which directly affect the activity of methanotrophic and methanogenic microbial communities. (MA *et al.*, 2019; LANG *et al.*, 2020; LAGE FILHO *et al.*, 2023).

The production of CH₄ in soils predominantly occurs through methanogenesis, an anaerobic process performed by methanogenic Archaea. This process can be divided into two main pathways: acetoclastic, where acetate (CH₃COOH) is converted into CH₄ and CO₂, and hydrogenotrophic, where CO₂ is reduced to CH₄ using hydrogen (H₂) as an electron donor (DEAN *et al.*, 2018; CONRAD, 2020; ALVES *et al.*, 2022). The dynamics of CH₄ production can vary depending on soil conditions, such as substrate availability and anaerobic or aerobic conditions.

The higher oxidation rate in pastures can be attributed to the soil structure, which is more favorable for gas diffusion. Pasture soils exhibited lower organic matter content, a higher proportion of sand, and less compaction (Table 1), which facilitates oxygen penetration into the soil, promoting an aerobic environment ideal for methanotrophic bacteria. These bacteria utilize methane as a carbon and energy source, thereby reducing its concentration in the atmosphere (LANG *et al.*, 2020). The lower soil bulk density in intensive pasture also contributes to maintaining an aerobic environment, extending CH₄ oxidation over time (MA *et al.*, 2019; TÄUMER *et al.*, 2020).

Efeito do uso da terra nas emissões de CH₄

Os sistemas de uso da estudados atuaram como sumidouros de CH₄, com variações na intensidade da oxidação, reguladas por fatores físicos, químicos e biológicos do solo (Figura 4). As pastagens apresentaram as maiores taxas de oxidação de CH₄, enquanto os solos florestais demonstraram menor eficiência nesse processo. Essa diferença está relacionada às características do solo, como a estrutura, o teor de matéria orgânica e a disponibilidade de oxigênio, que afetam diretamente a atividade das comunidades microbianas metanotróficas e metanogênicas (MA *et al.*, 2019; LANG *et al.*, 2020; LAGE FILHO *et al.*, 2023).

A produção de CH₄ nos solos ocorre predominantemente por metanogênese, um processo anaeróbico realizado por Arqueias metanogênicas. Esse processo pode ser dividido em dois principais caminhos: acetoclástico, onde o acetato (CH₃COOH) é convertido em CH₄ e CO₂, e hidrogenotrófico, onde o CO₂ é reduzido a CH₄ utilizando hidrogênio (H₂) como doador de elétrons (DEAN *et al.*, 2018; CONRAD, 2020; ALVES *et al.*, 2022). A dinâmica de produção de CH₄ pode variar dependendo das condições do solo, como a disponibilidade de substratos e as condições anaeróbicas ou aeróbicas.

Nas pastagens, a maior taxa de oxidação pode ser atribuída à estrutura do solo, mais favorável à difusão gasosa. Os solos de pastagem apresentaram menor teor de matéria orgânica, maior proporção de areia e menor compactação (Tabela 1), o que facilita a penetração de oxigênio no solo, promovendo um ambiente aeróbico ideal para as bactérias metanotróficas. Essas bactérias utilizam o metano como fonte de carbono e energia, reduzindo sua concentração na atmosfera (LANG *et al.*, 2020). A menor densidade do solo na pastagem intensiva também contribui para a manutenção de um ambiente aeróbico, estendendo a oxidação do CH₄ ao longo do tempo (MA *et al.*, 2019; TÄUMER *et al.*, 2020).

In contrast, forest soils showed a lower oxidation rate, likely due to greater compaction and higher moisture retention, which limit oxygen diffusion and can create anaerobic microenvironments, favoring methanogenesis (DLAPA *et al.*, 2020). Although net CH₄ fluxes in forest soils are still negative, the lower oxidation, in conjunction with methanogenesis, creates a balance that allows these soils to absorb CH₄, despite the reduced oxidation. This behavior is attributed to the balance between CH₄ oxidation and production in the soil (CONRAD, 2020).

The greater compaction and higher moisture retention limit oxygen diffusion, favoring methanogenesis. However, the negative net CH₄ fluxes can be explained by the high carbon retention capacity of the forest, which, despite lower oxidation, favors reduced CH₄ production due to carbon absorption by plants and a lower long-term impact of methanogenic activity (ALVES *et al.*, 2022; DLAPA *et al.*, 2020).

In agricultural soil, the oxidation rate was intermediate, influenced by soil management. Continuous irrigation may have increased moisture content, decreasing, oxygen diffusion and favoring anaerobic processes that limit methanotrophic activity (MENG *et al.*, 2020). Furthermore, nitrogen fertilization used in conventional management may have influenced CH₄ fluxes, as high nitrogen concentrations can compete with nitrification processes, inhibiting methanotrophic activity (MISHRA *et al.*, 2018).

Despite the absence of direct data on the amount of fertilizer applied in the analyzed systems, this association is consistent with the expectation of higher fertilization in intensive pastures compared to forest areas or nominal pastures. Studies indicate that nitrogen fertilization can reduce CH₄ emissions in agricultural soils (YANG *et al.*, 2023), while in tropical pastures, this effect can result in an increase of up to 40% in CH₄ oxidation compared to unfertilized areas. This increase in oxidation reflects an improvement in soil aerobic conditions, which favors the activity of methanotrophic bacteria (LAGE FILHO *et al.*, 2023).

Em contraste, os solos florestais apresentaram uma taxa de oxidação mais baixa, provavelmente devido à maior compactação e maior retenção de umidade, que limitam a difusão de oxigênio e podem criar microambientes anaeróbicos, favorecendo a metanogênese (DLAPA *et al.*, 2020). Embora os fluxos líquidos de CH₄ nos solos florestais ainda sejam negativos, a menor oxidação, em conjunto com a metanogênese, cria um equilíbrio que permite que esses solos absorvam CH₄, apesar da oxidação reduzida. Esse comportamento é atribuído ao balanço entre oxidação e produção de CH₄ no solo (CONRAD, 2020).

A maior compactação e a maior retenção de umidade limitam a difusão de oxigênio, favorecendo a metanogênese. No entanto, os fluxos líquidos negativos de CH₄ podem ser explicados pela alta capacidade de retenção de carbono da floresta, que, apesar da menor oxidação, favorece a redução da produção de CH₄ devido à absorção de carbono pelas plantas e o menor impacto da atividade metanogênica no longo prazo (ALVES *et al.*, 2022; DLAPA *et al.*, 2020).

No solo agrícola, a taxa de oxidação foi intermediária, influenciada pelo manejo do solo. A irrigação contínua pode ter aumentado o teor de umidade, diminuindo a difusão de oxigênio e favorecendo processos anaeróbicos que limitam a atividade metanotrófica (MENG *et al.*, 2020). Além disso, a adubação nitrogenada utilizada no manejo convencional pode ter influenciado os fluxos de CH₄, já que altas concentrações de nitrogênio podem competir com os processos de nitrificação, inibindo a atividade metanotrófica (MISHRA *et al.*, 2018).

Apesar da ausência de dados diretos sobre a quantidade de fertilizante aplicado nos sistemas analisados, essa associação é coerente com a expectativa de maior adubação nas pastagens intensivas, em comparação com áreas florestais ou pastagens nominais. Estudos indicam que a fertilização nitrogenada pode reduzir as emissões de CH₄ em solos agrícolas (YANG *et al.*, 2023), enquanto, em pastagens tropicais, esse efeito pode resultar em aumento de até 40% na oxidação de CH₄, em comparação com áreas sem fertilização. Esse aumento na oxidação reflete uma melhoria nas condições aeróbicas do solo, que favorece a atividade das bactérias metanotróficas (LAGE FILHO *et al.*, 2023).

The temporal variation of CH_4 fluxes throughout the incubation period revealed sharp drops in oxidation rates on specific days, such as days 9 and 25 (Figure 5). These fluctuations can be attributed to environmental factors, such as soil moisture and oxygen availability, which temporarily affect the activity of methanotrophic microbial communities (FENG *et al.*, 2021). Forest and agricultural soils, by retaining more moisture (Table 1), likely created temporary anaerobic microenvironments, decreasing oxidation and favoring methanogenesis (KOYAMA *et al.*, 2024). On the other hand, pasture soils, due to lower compaction and higher sand content, could recover more rapidly from these conditions, resuming CH_4 oxidation more quickly (ZHOU *et al.*, 2021).

These results reinforce that soil oxygenation and moisture over time play a fundamental role in regulating CH_4 fluxes. Pastures acted as the most efficient sinks, while forest soils showed limitations in oxidation, likely due to lower oxygen diffusion. In agricultural systems, irrigation and nitrogen management were crucial in regulating CH_4 dynamics, becoming important factors for mitigating emissions in this environment.

Effect of land use on N_2O emissions

The highest cumulative N_2O emissions observed in soils under intensive pasture (Figure 6) can be attributed to the intensification of organic matter mineralization processes and the subsequent conversion of ammonium (NH_4^+) to nitrate (NO_3^-), which favor both nitrification and denitrification (SILVEIRA *et al.*, 2021; LAGE FILHO *et al.*, 2022). The intensive management of pasture, by promoting increased nitrogen input and cycling in the soil, accelerates these microbial cycles, enhancing N_2O emissions (LAGE FILHO *et al.*, 2022).

Furthermore, the surface compaction induced by grazing (Table 1) limits oxygen diffusion in shallow layers, promoting anaerobic microenvironments conducive to incomplete denitrification and consequent N_2O emission. Higher moisture retention also intensifies this effect (PULIDO-MONCADA *et al.*, 2024), as observed in other studies on intensive pastures (SILVEIRA *et al.*, 2021). This observation is consistent with studies indicating elevated N_2O fluxes in intensively managed pastures, attributed to higher microbial activity and lower nitrogen retention in the soil (SILVEIRA *et al.*, 2021).

A variação temporal dos fluxos de CH_4 ao longo do período de incubação revelou quedas acentuadas nas taxas de oxidação, observadas em dias específicos, como nos dias 9 e 25 (Figura 5). Essas flutuações podem ser atribuídas a fatores ambientais, como a umidade do solo e a disponibilidade de oxigênio, que afetam temporariamente a atividade das comunidades microbianas metanotróficas (FENG *et al.*, 2021). Solos florestais e agrícolas, por reterem mais umidade (Tabela 1), provavelmente criaram microambientes anaeróbicos temporários, diminuindo a oxidação e favorecendo a metanogênese (KOYAMA *et al.*, 2024). Por outro lado, os solos de pastagem, devido à menor compactação e maior teor de areia, puderam se recuperar mais rapidamente dessas condições, retomando a oxidação do CH_4 mais rapidamente (ZHOU *et al.*, 2021).

Esses resultados reforçam que a oxigenação do solo e a umidade ao longo do tempo desempenham papel fundamental na regulação dos fluxos de CH_4 . As pastagens atuaram como os sumidouros mais eficientes, enquanto os solos florestais apresentaram limitações na oxidação, provavelmente devido à menor difusão de oxigênio. Em sistemas agrícolas, a irrigação e o manejo de nitrogênio foram determinantes para regular a dinâmica do CH_4 , tornando-se fatores importantes para mitigar as emissões nesse ambiente.

Efeito do uso da terra nas emissões de N_2O

As maiores emissões acumuladas de N_2O observadas nos solos sob pastagem intensiva (Figura 6) pode ser atribuído à intensificação dos processos de mineralização da matéria orgânica e à subsequente conversão de amônio (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-), que favorecem a nitrificação e a desnitrificação (SILVEIRA *et al.*, 2021; LAGE FILHO *et al.*, 2022). O manejo intensivo do pasto, ao promover uma maior entrada e ciclagem de nitrogênio no solo, acelera esses ciclos microbianos, potencializando as emissões de N_2O (LAGE FILHO *et al.*, 2022).

Além disso, a compactação superficial induzida pelo pastejo (Tabela 1) limita a difusão de oxigênio nas camadas rasas, promovendo microambientes anaeróbicos que são propícios à desnitrificação incompleta e à consequente emissão de N_2O . A maior retenção de umidade também intensifica esse efeito (PULIDO-MONCADA *et al.*, 2024), como observado em outros estudos sobre pastagens intensivas (SILVEIRA *et al.*, 2021). Essa observação é consistente com estudos que indicam fluxos elevados de N_2O em pastagens intensivamente manejadas, atribuídos à maior atividade microbiana e menor retenção de nitrogênio no solo (SILVEIRA *et al.*, 2021).

On the other hand, forest, agricultural, and nominal pasture soils showed lower cumulative N_2O emissions, with no significant differences among them (Figure 6). In forest soils, this pattern can be attributed to higher nitrogen retention in biomass and organic matter, a naturally acidic environment, and a clayey structure, which limits oxygen diffusion and restricts nitrification and denitrification processes (SIQUEIRA *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2021; GALLAROTTI *et al.*, 2021). Additionally, the slow decomposition of organic matter reduces the supply of inorganic nitrogen available for microbial transformations (ABREU; HERNANDEZ, 2021).

Nominal pasture also exhibited low fluxes, likely due to slower nitrogen cycling and the absence of recent fertilization. Its less compacted structure and intermediate organic matter content favor an environment with lower N_2O production. In situations of low nitrate availability and moderate humidity, N_2O consumption and its conversion to N_2 may occur (BENTO *et al.*, 2021).

In agricultural soil, low N_2O fluxes are associated with a lower amount of organic matter, rapid nitrate uptake by plants (RUMMEL *et al.*, 2020), and a higher proportion of sand, which favors oxygenation and limits incomplete denitrification (SOUZA *et al.*, 2023). Continuous irrigation may have contributed to a balance between nitrification and denitrification, preventing emission peaks (MISHRA *et al.*, 2018).

Throughout the experiment (Figure 7), N_2O fluxes remained relatively stable and low in forest, agricultural, and nominal pasture soils, indicating a more conservative nutrient cycling. Intensive pasture, however, showed higher emissions, though without sharp peaks, suggesting a moderately continuous flux, reflecting higher microbial activity and lower nitrogen retention (WANG *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2021).

Por outro lado, os solos florestais, agrícolas e de pastagem nominal apresentaram menores emissões acumuladas de N_2O , sem diferenças entre si (Figura 6). Nos solos florestais, esse padrão pode ser atribuído à maior retenção de nitrogênio na biomassa e na matéria orgânica, ao ambiente naturalmente ácido e à estrutura argilosa, que limita a difusão de oxigênio e restringe os processos de nitrificação e desnitrificação (SIQUEIRA *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2021; GALLAROTTI *et al.*, 2021). Além disso, a lenta decomposição da matéria orgânica reduz a oferta de nitrogênio inorgânico disponível para as transformações microbianas (ABREU; HERNANDEZ, 2021).

A pastagem nominal também apresentou fluxos baixos, provavelmente devido à ciclagem mais lenta de nitrogênio e à ausência de adubação recente. Sua estrutura menos compactada e com teor intermediário de matéria orgânica favorece um ambiente com menor produção de N_2O . Em situações de baixa disponibilidade de nitrato e umidade moderada, pode ocorrer consumo de N_2O e sua conversão a N_2 (BENTO *et al.*, 2021).

No solo agrícola, os baixos fluxos de N_2O estão associados à menor quantidade de matéria orgânica, à rápida absorção de nitrato pelas plantas (RUMMEL *et al.*, 2020) e à maior proporção de areia, que favorece a oxigenação e limita a desnitrificação incompleta (SOUZA *et al.*, 2023). A irrigação contínua pode ter contribuído para um equilíbrio entre nitrificação e desnitrificação, evitando picos de emissão (MISHRA *et al.*, 2018).

Ao longo do experimento (Figura 7), os fluxos de N_2O permaneceram relativamente estáveis e baixos nos solos florestais, agrícolas e na pastagem nominal, indicando uma ciclagem de nutrientes mais conservadora. Já a pastagem intensiva apresentou emissões mais elevadas, embora sem picos acentuados, sugerindo um fluxo moderadamente contínuo, reflexo de maior atividade microbiana e menor retenção de nitrogênio (WANG *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2021).

Similar results were observed by Wang *et al.* (2020), who noted a substantial increase in N_2O emissions during tropical forest succession after slash-and-burn agriculture, associating this acceleration with increased inorganic nitrogen availability. Wang *et al.* (2021) also observed that greater nutrient abundance, associated with changes in litter quality and soil moisture, favors N_2O emissions. These studies suggest that in tropical forests and other systems, variations in nitrogen availability and litter quality, as well as fluctuations in soil moisture, play a crucial role in N_2O fluxes.

These results indicate that soil structure and nitrogen availability are key factors in regulating N_2O emissions. Intensive pasture was the main source of N_2O , while the other systems showed more controlled fluxes. The adoption of good management practices, such as compaction control and the rational use of nitrogen fertilizers, can reduce emissions and improve retention of N in the soil. Furthermore, well-managed intensification can reduce animal fattening time, increasing productive efficiency and contributing to the mitigation of climate impacts per unit of product.

CONCLUSION

Land use significantly impacts greenhouse gas emissions in the Eastern Amazon. Nominal pastures increase CO_2 emissions, while intensive pastures lead to higher N_2O fluxes, though these are moderate compared to other systems, suggesting mitigation potential through management adjustments. All systems acted as CH_4 sinks, with pastures showing the highest efficiency in this regard. These findings underscore the importance of proper management in humid tropical environments and highlight that productive intensification must be carefully adapted to local conditions to minimize its impact on soil gas balance.

Resultados semelhantes foram observados por Wang *et al.* (2020), que observaram um aumento substancial nas emissões de N_2O durante a sucessão de florestas de clima tropical após o cultivo de a agricultura de corte e queima associando essa aceleração à maior disponibilidade de nitrogênio inorgânico. Wang *et al.* (2021) também observaram que a maior abundância de nutrientes, associada a mudanças na qualidade da serapilheira e na umidade do solo, favorece as emissões de N_2O . Esses estudos sugerem que, tanto em florestas de clima tropical quanto em outros sistemas, as variações na disponibilidade de nitrogênio e na qualidade da serapilheira, bem como as flutuações da umidade do solo, desempenham um papel crucial nos fluxos de N_2O .

Esses resultados indicam que a estrutura do solo e a disponibilidade de nitrogênio são fatores-chave na regulação das emissões de N_2O . A pastagem intensiva foi a principal fonte de N_2O , enquanto os demais sistemas apresentaram fluxos mais controlados. A adoção de boas práticas de manejo, como o controle da compactação e o uso racional de fertilizantes nitrogenados, pode reduzir as emissões e melhorar a retenção de N no solo. Além disso, a intensificação bem conduzida pode reduzir o tempo de engorda dos animais, aumentando a eficiência produtiva e contribuindo para a mitigação de impactos climáticos por unidade de produto.

CONCLUSÃO

O tipo de uso da terra influencia as emissões de gases de efeito estufa na Amazônia Oriental. A pastagem nominal intensifica as emissões de CO_2 , enquanto a pastagem intensiva favorece maiores fluxos de N_2O , embora em níveis moderados em relação aos demais sistemas, indicando potencial de mitigação por meio de ajustes no manejo. Todos os sistemas funcionaram como sumidouros de CH_4 , com maior eficiência observada nas pastagens. Esses resultados ressaltam a importância do manejo adequado em ambientes tropicais úmidos e mostram que a intensificação produtiva deve ser cuidadosamente adaptada às condições locais para minimizar impactos sobre o balanço de gases do solo.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the Grupo de Estudos em Ruminantes e Forragicultura da Amazônia (GERFAM; www.gerfam.com.br), the Laboratório de Forragicultura e Mudanças Climáticas (LabFor Unesp), and the Grupo Unespfor (Unesp). We would also like to thank FAPESP (Process No. 2019/25234-0, Coordination Prof. Ricardo Andrade Reis) and FAPESPA (Process No. 071/2020, Coordination Prof. Cristian Faturi) for their financial support during the analyses, under the FAPESP/FAPs Cooperation Agreement – Regular Research Project - Call for Proposals 2019.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer ao Grupo de Estudos em Ruminantes e Forragicultura da Amazônia (GERFAM; www.gerfam.com.br), ao Laboratório de Forragicultura e Mudanças Climáticas (LabFor Unesp), bem como ao Grupo Unespfor (Unesp). À FAPESP (Processo nº 2019/25234-0, Coordenação Prof. Ricardo Andrade Reis) e à FAPESPA (Processo nº 071/2020, Coordenação Prof. Cristian Faturi), pelo apoio financeiro durante as análises laboratoriais, no âmbito do Acordo de Cooperação FAPESP/FAPs – Projeto de Pesquisa Regular - Chamada de Propostas 2019.

CITED SCIENTIFIC LITERATURE

ABREU, N. L.; RIBEIRO, E. S. D. C.; SOUSA, C. E. S. D.; MORAES, L. M.; OLIVEIRA, J. V. C. D.; FARIA, L. D. A.; SILVA, T. C. D. Land use change and greenhouse gas emissions: an explanation about the main emission drivers. **Ciência Animal Brasileira**, v. 25, p. 77646E, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-6891v25e-77646E>

ABREU, P. A. S.; HERNANDEZ, F. B. T. Balanço hídrico climatológico normal e sequencial do município de Pereira Barreto-SP como auxílio para o planejamento da agricultura irrigada. **Irriga**, v. 1, n. 3, p. 530-545, 2021. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2021v1n3p530-545>

ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 46, p. 129-135, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.022>

ALVES, K. J.; PYLRO, V. S.; NAKAYAMA, C. R.; OLIVEIRA, G.; LEMOS, L. N.; ROSADO, A. S. Methanogenic communities and methane emissions from enrichments of Brazilian Amazonia soils under land use change. **Microbiological Research**, v. 265, p. 127178, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.micres.2022.127178>

ALVARES, C. A.; STAPA, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Z.**, v. 22, p. 711-728, 2013. DOI: <https://10.1127/0941-2948/2013/0507>

ANDRADE, V. M. S.; CORDEIRO, I. M. C. C.; SCHWARTZ, G.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; OLIVEIRA, F. A. Considerações sobre clima e aspectos edafoclimáticos da mesorregião Nordeste paraense. In: CORDEIRO, I. M. C. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; SCHWARTZ, G.; OLIVEIRA, F. A. (Org.). *Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias*. Belém, PA: EDUFRA, 2017. Cap. 2, p. 59-96.

BACCINI, A.; WALKER, W.; CARVALHO, L.; FARINA, M.; SULLA-MENASHE, D.; HOUGHTON, R. A. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230-234, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aam5962>

BENTO, C. B.; BRANDANI, C.; FILOSO, S.; MARTINELLI, L.; CARMO, J. Effects of extensive-to-intensive pasture conversion on soil nitrogen availability and CO₂ and N₂O fluxes in a Brazilian oxisol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 321, p. 107633, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107633>

CARDOSO, A. DA S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Effect of volume of urine and mass of faeces on N₂O and CH₄ emissions of dairy-cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science**, v. 58, n. 6, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1071/an15392>

CONRAD, R. Importance of hydrogenotrophic, acetoclastic and methylotrophic methanogenesis for methane production in terrestrial, aquatic and other anoxic environments: A mini review. **Pedosphere**, v. 30, n. 5, p. 563-576, 2020. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60052-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60052-9)

CHEN, H.; SHANG, Z.; CAI, H.; ZHU, Y. Response of soil N₂O emissions to soil microbe and enzyme activities with aeration at two irrigation levels in greenhouse tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) fields. **Atmosphere**, v. 10, n. 2, p. 72, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos10020072>

CRIVELARI-COSTA, P. M.; LIMA, M.; LA SCALA JUNIOR, N.; ROSSI, F. S.; DELLA-SILVA, J. L.; DALAGNOL, R.; TEODORO, P. E.; TEODORO, L. P. R.; OLIVEIRA, G.; OLIVEIRA JUNIOR, J. F.; SILVA JUNIOR, C. A. Changes in carbon dioxide balance associated with land use and land cover in Brazilian Legal Amazon based on remotely sensed imagery. **Remote Sensing**, v. 15, p. 2780, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs15112780>

DLAPA, P.; HRINÍK, D.; HRABOVSKÝ, A.; ŠIMKOVIC, I.; ŽARNOVIČAN, H.; SEKUCIA, F.; KOLLÁR, J. The impact of land-use on the hierarchical pore size distribution and water retention properties in loamy soils. **Water**, v. 12, n. 2, p. 339, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12020339>

DEAN, J. F.; MIDDELBURG, J. J.; RÖCKMANN, T.; AERTS, R.; BLAUW, L. G.; EGGER, M.; JETTEN, M. S. M.; DE JONG, A. E. E.; MEISEL, O. H.; RASIGRAF, O.; SLOMP, C. P.; IN'T ZANDT, M. H.; DOLMAN, A. J. Methane feedbacks to the global climate system in a warmer world. *Reviews of Geophysics*, v. 56, n. 1, p. 207-250, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/2017RG000559>

DE OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. F.; FREITAS, R. C. A.; CERRI, C. E. P. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. **Regional**

Environmental Change, v. 22, n. 87, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>

DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. **Analytical Letters**, v. 36, p. 2713-2722, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1081/AL-120024647>

FENG, H.; GUO, J.; MALGHANI, S.; HAN, M.; CAO, P.; SUN, J.; XU, X.; XU, X.; WANG, W. Effects of soil moisture and temperature on microbial regulation of methane fluxes in a poplar plantation. **Forests**, v. 12, n. 4, p. 407, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12040407>

FORSTER, J. C. Soil nitrogen. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (eds.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. 1st ed. London: Academic Press, 1995. p. 79-87.

GALLAROTTI, N.; BARTHEL, M.; VERHOEVEN, E.; PEREIRA, E.; BAUTERS, M.; BAUMGARTNER, S.; DRAKE, T.; BOECKX, P.; MOHN, J.; LONGEPIERRE, M.; MUGULA, J. K.; MAKELELE, I.; NTABOBA, L. C.; SIX, J. In-depth analysis of N₂O fluxes in tropical forest soils of the Congo Basin combining isotope and functional gene analysis. **The ISME Journal**, v. 15, p. 3357-3374, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41396-021-01004-x>

GOMES, D. S.; SANTOS, T. M.; BARBOSA, A. S.; SANTOS, S. K.; MELO, T. S.; AQUINO, I. de S. Effects of land-use changes on soil respiration. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 7, n. 1, p. 009-015, 2022. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.7.01.2022.3641.009-015>

HOU, H.; HAN, Z.; YANG, Y.; ABUDU, S.; CAI, H.; LI, Z. Soil CO₂ emissions from summer maize fields under deficit irrigation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 4442-4449, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07127-1>

JING, H.; LIU, Y.; WANG, G.; LIU, G. Contrasting effects of nitrogen addition on rhizosphere soil CO₂, N₂O, and CH₄ emissions of fine roots with different diameters from *Pinus tabulaeformis* forest using laboratory incubation. **Science of the Total Environment**, v. 780, p. 146298, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146298>

- KOYAMA, A.; JOHNSON, N. G.; BREWER, P.; WEBB, C. T.; VON FISCHER, J. C. Biological and physical controls of methane uptake in grassland soils across the US Great Plains. **Ecosphere**, v. 15, n. 9, p. e4955, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.4955>
- LAGE FILHO, N. M.; CARDOSO, A. D. S.; AZEVEDO, J. C. D.; FATURI, C.; DA SILVA, T. C.; DOMINGUES, F. N.; DO RÊGO, A. C. Land use, temperature, and nitrogen affect nitrous oxide emissions in Amazonian soils. **Agronomy**, v. 12, n. 7, p. 1608, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12071608>
- LAGE FILHO, N. M.; CARDOSO, A. D. S.; AZEVEDO, J. C. D.; MACEDO, V. H. M.; DOMINGUES, F. N.; FATURI, C.; DO RÊGO, A. C. How does land use change affect the methane emission of soil in the Eastern Amazon? **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 1244152, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1244152>
- LANG, R.; GOLDBERG, S. D.; BLAGODATSKY, S.; PIEPHO, H. P.; HOYT, A. M.; HARRISON, R. D.; CADISCH, G. Mechanism of methane uptake in profiles of tropical soils converted from forest to rubber plantations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 145, p. 107796, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107796>
- LEWCZUK, N. A.; PICONE, L.; ECHARTE, M. M.; ALFONSO, C.; RIZZALLI, R.; ECHARTE, L. Soil respiration response to reductions in maize plant density and increased row spacing (Southeast pampas, Argentina). **Geoderma Regional**, v. 38, p. e00828, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00828>
- MA, L.; YANG, H.; PAN, Z.; RONG, Y. In situ measurements and meta-analysis reveal that land-use changes combined with low nitrogen application promote methane uptake by temperate grasslands in China. **Science of The Total Environment**, v. 706, p. 136048, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136048>
- MENG, C.; WANG, F.; YANG, K.; SHOCK, C. C.; ENGEL, B. A.; ZHANG, Y.; GU, X. Small wetted proportion of drip irrigation and non-mulched treatment with manure application enhanced methane uptake in upland field. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 281, p. 107821, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107821>
- MISHRA, V. K.; SHUKLA, R.; SHUKLA, P. N. Inhibition of soil methane oxidation by fertilizer application: an intriguing but persistent paradigm. **EPP**, v. 3, n. 2, p. 57-69, 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.22606/epp.2018.32001>
- OLIVEIRA, M. S.; DOS SANTOS PATRÍCIO, J.; DE MENEZES, J. A.; FROZZI, J. C.; GOMES, J. M. Variabilidade temporal do efluxo de CO₂ em áreas de floresta secundária e campo natural na região sudoeste da Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 3, p. 1466-1480, 2023. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.3.p1466-1480>
- PROSSER, J. I.; HINK, L.; GUBRY-RANGIN, C.; NICOL, G. W. Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 103-118, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14877>
- PULIDO-MONCADA, M.; PETERSEN, S. O.; MUNKHOLM, L. J. Soil compaction raises nitrous oxide emissions in managed agroecosystems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 42, n. 3, p. 38, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00773-9>
- PULIDO-MONCADA, M.; PETERSEN, S. O.; CLOUGH, T. J.; MUNKHOLM, L. J.; SQUARTINI, A.; LONGO, M.; MORARI, F. Soil pore network effects on the fate of nitrous oxide as influenced by soil compaction, depth and water potential. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 197, p. 109536, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109536>
- RUMMEL, P. S.; WELL, R.; PFEIFFER, B.; DITTERT, K.; FLOBMANN, S.; PAUSCH, J. Nitrate uptake and carbon exudation – do plant roots stimulate or inhibit denitrification? **Plant and Soil**, v. 459, p. 217-233, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04750-7>
- SANTOS, HG; JACOMINE, PKT; ANJOS, LHC; OLIVEIRA, VA; LUMBRERAS, JF; COELHO, MR; ALMEIDA, JA; ARAÚJO FILHO, JC; OLIVEIRA, JB; CUNHA, TJF **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**.

5. ed. Brasília, DF: **Embrapa**, 2018. ISBN 978-85-7035-800-4.

SOUZA, P. J. O. P. D.; SILVA, E. R. R.; SILVA, B. B. D.; FERREIRA, T. R.; SOUSA, D. D. P.; LUZ, D. B. D.; ORTEGA-FARIAS, S. Estimation of the evapotranspiration of irrigated açai (*Euterpe oleracea* M.), through the Surface Energy Balance Algorithm for Land—SEBAL, in Eastern Amazonia. **Water**, v. 15, n. 6, p. 1073, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15061073>

SOUZA, P. H. D.; CALDEIRA, M. V. W.; DELARMELINA, W. M.; TRAZZI, P. A.; PAULA, R. R.; MOMOLLI, D. R.; SANQUETTA, C. R. Comparing spacings of *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg stand: response in biomass and carbon stock above and below ground. **Revista Ambiente & Água**, v. 18, p. e2919, 2023. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2919>

SINISCALCHI, D.; CARDOSO, A. D. S.; CORRÊA, D. C. D. C.; FERREIRA, M. R.; ANDRADE, M. E. B.; CRUZ, L. H. G. da; RUGGIERI, A. C.; REIS, R. A. Effects of condensed tannins on greenhouse gas emissions and nitrogen dynamics from urine-treated grassland soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 56, p. 85026-85035, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22433-3>

SIQUEIRA, J. A. S.; DOS SANTOS PEREIRA, H.; DA SILVA, S. C. P.; RICART, M. L. D. A. M. Caracterização agroecológica de sistemas tradicionais de produção do açai (*Euterpe* spp.) em Carauari, no Médio Rio Juruá, Estado do Amazonas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 16, n. 2, p. 13-13, 2021. DOI: <https://doi.org/10.33240/rba.v16i2.23200>

TÄUMER, J.; KOLB, S.; BOEDDINGHAUS, R. S.; WANG, H.; SCHÖNING, I.; SCHRUMPF, M.; MARHAN, S. Divergent drivers of the microbial methane sink in temperate forest and grassland soils. **Global Change Biology**, v. 27, n. 4, p. 929-940, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15430>

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (eds.). Manual de Métodos de Análise de Solo. 3. ed., rev. e ampl. Embrapa, Brasília, DF, 2017.

VAN VERSEVELD, C. J.; GEBERT, J. Effect of compaction and soil moisture on the effective permeability of sands for use in methane oxidation systems. **Waste Management**, v. 107, p. 44-53, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.038>

YANG, W.; HU, Y.; YANG, M.; WEN, H.; JIAO, Y. Methane uptake and nitrous oxide emission in saline soil showed high sensitivity to nitrogen fertilization addition. **Agronomy**, v. 13, n. 2, p. 473, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy13020473>

WANG, S.; ZUO, Q.; CAO, Q.; WANG, P.; YANG, B.; ZHAO, S.; CAO, R.; CHEN, M. Acceleration of soil N₂O flux and nitrogen transformation during tropical secondary forest succession after slash-and-burn agriculture. **Soil & Tillage Research**, v. 208, p. 104868, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104868>

ZHANG, K.; DUAN, M.; XU, Q.; WANG, Z.; LIU, B.; WANG, L. Soil microbial functional diversity and root growth responses to soil amendments contribute to CO₂ emission in rainfed cropland. **Catena**, v. 195, p. 104747, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104747>

ZHOU, X.; ZHANG, M.; KRAUSE, S. M.; BU, X.; GU, X.; GUO, Z.; WANG, Y. Soil aeration rather than methanotrophic community drives methane uptake under drought in a subtropical forest. **Science of the Total Environment**, v. 792, p. 148292, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148292>

ZHONG, Y.; LI, J.; XIONG, H. Effect of deficit irrigation on soil CO₂ and N₂O emissions and winter wheat yield. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123718, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123718>