

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E
CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

Vitor Luís da Cunha Duque

Magnitude e espacialidade do fluxo de metano (CH₄) em pisciculturas no
estado de Minas Gerais

Juiz de Fora

2026

Vitor Luís da Cunha Duque

Magnitude e espacialidade do fluxo de metano (CH₄) em pisciculturas no estado de Minas Gerais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Comportamento, Ecologia e Sistemática

Orientador: Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros

Juiz de Fora

2026

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Duque, Vitor Luis da Cunha.

Magnitude e espacialidade do fluxo de metano (CH₄) em pisciculturas no estado de Minas Gerais / Vitor Luis da Cunha Duque. -- 2026.

67 p. : il.

Orientador: Nathan Barros

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2026.

1. Metano. 2. Aquicultura. 3. Gases de Efeito Estufa. 4. Viveiros escavados. 5. Fatores de emissão. I. Barros, Nathan, orient. II. Título.

Vitor Luis da Cunha Duque

Magnitude e espacialidade do fluxo de metano (CH₄) em pisciculturas no estado de Minas Gerais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Comportamento, Ecologia e Sistemática.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros - Orientador

Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Fábio Roland Ferreira da Silva

Universidade Federal de Juiz de Fora

Dr. Marcelo Gomes da Silva

Autônomo

Juiz de Fora, 20/02/2026.



Documento assinado eletronicamente por **Nathan Oliveira Barros, Professor(a)**, em 27/02/2026, às 11:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcelo Gomes da Silva, Usuário Externo**, em 27/02/2026, às 16:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fabio Roland Ferreira da Silva, Professor(a)**, em 09/09/2026, às 16:06, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf (www2.ufjf.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **2880932** e o código CRC **BABA93F3**.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradeço à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo financiamento do projeto APQ-02629-21, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio à pesquisa.

Agradeço à Associação Mineira de Aquicultura (Peixe MG), à Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais (EMATER-MG), à Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG), ao Instituto Mineiro de Agropecuária (IMA) e à Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF) pelo apoio institucional, pela articulação com os produtores e pelo suporte logístico durante as campanhas de campo, sem os quais este levantamento não teria sido possível.

RESUMO

A aquicultura tem se consolidado como alternativa para ampliar a oferta de proteína animal e reforçar a segurança alimentar, alinhada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas; no Brasil, a piscicultura em viveiros escavados destaca-se pela acessibilidade e pelo menor impacto ambiental potencial. A rápida expansão do setor, porém, torna indispensável quantificar seus fluxos de gases de efeito estufa (GEE), sobretudo em Minas Gerais (MG), terceiro maior produtor nacional de peixes. Neste estudo, quantificamos a variação espacial dos fluxos difusivo e ebulitivo de CH_4 em 227 viveiros escavados distribuídos em 54 pisciculturas de MG, avaliando a relação desses fluxos com a qualidade da água, gradientes climáticos regionais e espécies cultivadas. A mediana do fluxo total foi de $61,16 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com mais da metade dos viveiros acima do valor de referência do IPCC para a categoria "outras áreas alagadas" ($\sim 50 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), e a via ebulitiva respondeu por 50,64% do total, predominância menor do que a evidenciada na literatura. Extrapolado para os 4.276 ha de lâmina d'água aquícola mapeados no estado, o fluxo corresponde a $1,88 \text{ Gg CH}_4 \text{ ano}^{-1}$, ou $51,01 \text{ Gg CO}_2\text{-eq ano}^{-1}$ (IC 95%: 42,41–59,92), o equivalente a 0,03% das emissões de GEE do estado. Essa magnitude, contudo, não se distribui de forma homogênea: os fluxos associaram-se à eutrofização, ao manejo produtivo e às características dos sistemas de cultivo, e as espécies endêmicas de MG apresentaram as menores emissões ($41,51 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, abaixo da referência do IPCC). O CH_4 dissolvido apresentou dependência espacial significativa nas escalas avaliadas, indicando que os fluxos respondem também a determinantes de escala regional. Coerentemente, os cenários projetados para 2030 separam os viveiros por mais de três ordens de grandeza ($0,91$ a $1.363,62 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), de modo que o manejo pesa mais sobre a emissão futura do que o crescimento do setor. Os resultados preenchem lacunas de informação em um importante polo produtor e subsidiam os inventários nacionais de GEE e o desenvolvimento de estratégias de mitigação.

Palavras-Chave: Aquicultura; Metano; Gases de Efeito Estufa; Mitigação ambiental; Mudanças Climáticas

ABSTRACT

Aquaculture has become an important alternative for increasing the supply of animal protein and strengthening food security, in alignment with the United Nations Sustainable Development Goals (SDGs). In Brazil, fish farming in earthen ponds stands out for its accessibility and potentially lower environmental impact. However, the rapid expansion of the sector makes it essential to quantify its greenhouse gas (GHG) fluxes, particularly in Minas Gerais (MG), the third-largest fish-producing state in Brazil. In this study, we quantified the spatial variation in diffusive and ebullitive CH₄ fluxes across 227 earthen ponds distributed among 54 fish farms in MG, assessing their relationships with water quality, regional climatic gradients, and cultured species. The median total flux was 61.16 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, with more than half of the ponds exceeding the IPCC reference value for the “other flooded lands” category (~50 mg CH₄ m⁻² d⁻¹), while the ebullitive pathway accounted for 50.64% of the total, representing a lower predominance than that reported in the literature. When extrapolated to the 4,276 ha of aquaculture water surface area mapped across the state, the flux corresponded to 1.88 Gg CH₄ year⁻¹, or 51.01 Gg CO₂-eq year⁻¹ (95% CI: 42.41–59.92), equivalent to 0.03% of the state’s total GHG emissions. This magnitude, however, was not homogeneously distributed: fluxes were associated with eutrophication, production management, and characteristics of the cultivation systems, while species endemic to MG exhibited the lowest emissions (41.51 mg CH₄ m⁻² d⁻¹), below the IPCC reference value. Dissolved CH₄ showed significant spatial dependence at the scales evaluated, indicating that its distribution is also influenced by regional-scale drivers. Consistently, the projected scenarios for 2030 separated ponds by more than three orders of magnitude in fluxes (0.91 to 1,363.62 mg CH₄ m⁻² d⁻¹), indicating that management practices may have a greater influence on future emissions than sectoral growth itself. These results fill important information gaps in a major fish-producing region and provide support for national GHG inventories and the development of mitigation strategies.

Keywords: Aquaculture; Methane; Greenhouse Gases; Environmental Mitigation; Climate Change

SUMÁRIO

Introdução	6
Materiais e Método.....	7
Local de estudo	7
Fluxo ebulitivo de CH ₄	9
Fluxo difusivo de CH ₄	10
Concentração de CH ₄	10
Parâmetros e análises da qualidade da água	11
Extrapolção espacial e projeção dos fluxos de CH ₄	14
Análise estatística	19
Resultados	20
Emissão total da aquicultura em Minas Gerais	21
Diferença regional nos fluxos de CH ₄	25
Diferença no manejo nos fluxos de CH ₄	28
Controladores dos fluxos de CH ₄	32
Discussão	40
Estimativa da emissão total no estado de Minas Gerais.	40
Relação dos fluxos com a espacialidade.....	46
Relação dos fluxos com espécies cultivadas	51
Estratégias de mitigação	55
Conclusão	56
Referências	58

INTRODUÇÃO

A intensificação das emergências climáticas e a agenda dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) têm orientado políticas públicas e estratégias produtivas que buscam integrar os pilares ambiental, social e econômico da sustentabilidade (Triple Bottom Line – TBL) (Rajeev et al., 2017; Joyce e Paquin, 2016). Sob essa ótica, a aquicultura vem ganhando destaque por contribuir principalmente para os ODS 2, 8, 12 e 13, ao ampliar a oferta de proteína de origem animal com relevância para a segurança alimentar (ODS 2, fome zero e agricultura sustentável), gerar emprego e dinamizar economias regionais (ODS 8, trabalho decente e crescimento econômico), estimular práticas produtivas mais eficientes e responsáveis (ODS 12, consumo e produção sustentável) e apresentar potencial de mitigação das emissões de gases de efeito estufa quando adotadas estratégias adequadas de manejo (ODS 13, mudança global do clima). Dessa forma, o setor se insere como componente estratégico na transição para sistemas alimentares mais sustentáveis (Patel et al., 2023).

O Brasil tem se consolidado como um dos maiores produtores de aquicultura e vem ampliando constantemente sua participação na produção mundial. O estado de Minas Gerais destaca-se entre os principais produtores nacionais, com papel expressivo no crescimento do setor (FAO, 2024; Peixe BR, 2025). Em 2025, a produção brasileira foi de aproximadamente 1.011.540 toneladas de peixe (Peixe BR, 2026), com contribuição relevante de viveiros escavados em Minas Gerais, sobretudo em sistemas voltados à tilapicultura e à truticultura (PEIXE MG, 2024). Esse avanço evidencia o potencial econômico da atividade no estado, mas também reforça a necessidade de avaliar seus impactos ambientais. Esses tipos de viveiros merecem atenção particular por serem um dos formatos mais difundidos globalmente, em função da simplicidade operacional, dos custos de implementação e manutenção, além de melhor controle do ambiente, características que os tornam simultaneamente estratégicos para a avaliação e mitigação dos fluxos de gases de efeito estufa (GEE) associados (Valenti et al., 2021).

Apesar de seus benefícios produtivos, a expansão da aquicultura sem planejamento pode intensificar os fluxos de GEE, especialmente de metano (CH_4) (Raul et al., 2020). O cultivo aumenta o aporte de matéria orgânica e torna o sedimento um ambiente anóxico, favorecendo a produção de CH_4 , além de liberar compostos nitrogenados típicos de ambientes eutrofizados (Chen et al., 2023). Embora o CH_4 desempenhe papel relevante no aquecimento global, a quantificação de seus fluxos na aquicultura ainda é limitada para diversas regiões e sistemas de produção (Kosten et al., 2020). Esses fluxos podem variar em função de práticas de manejo e de condições locais, englobando a qualidade da água, o regime alimentar, as espécies cultivadas, a densidade de estocagem e o clima regional, que modulam os processos biogeoquímicos associados à produção e ao transporte do gás (Yuan et al., 2010; Chen et al., 2025). O presente trabalho restringe-se ao CH_4 . Dessa forma, a quantificação dos fluxos em diferentes contextos produtivos é essencial para avaliar riscos e orientar estratégias de mitigação (IPCC, 2022; Yuan et al., 2019).

Nesta dissertação, a magnitude dos fluxos de CH_4 associada à piscicultura foi avaliada em diversos viveiros distribuídos espacialmente em Minas Gerais. Além disso, foram amostrados os principais controladores desta emissão no estado. Esta dissertação oferece, portanto, uma síntese das emissões de GEE de um dos principais polos de produção aquícola do país. Os resultados contribuem para reduzir incertezas nas estimativas dos fluxos da aquicultura continental e subsidiar estratégias de mitigação, tendo em vista que o estado tem importância significativa na produção.

A hipótese inicial é que os viveiros de aquicultura são emissores de CH_4 e que os fluxos são maiores em ambientes mais eutrofizados e em viveiros com maior tempo de cultivo. Além disso, esperamos que fatores internos das fazendas como espécies/sistemas de cultivo e o manejo aplicado possam controlar os fluxos de GEE nestes ambientes.

MATERIAIS E MÉTODO

Local de estudo

O estudo abrangeu 227 viveiros distribuídos em 54 propriedades localizadas no estado de Minas Gerais, amostrando pelo menos cinco viveiros por propriedade durante o período seco compreendido entre os meses de abril e julho de 2022, 2024 e 2025. Os dados de 2022 foram incorporados a partir de campanhas conduzidas em um projeto anterior, pela mesma equipe, assegurando compatibilidade com a metodologia. Para representar a diversidade de condições ambientais, práticas de manejo, sistemas de classificação climática (Köppen e Geiger, 1928; Martins et al., 2018; Beck et al., 2022), relevo e bacias hidrográficas, Minas Gerais foi dividida em seis macrorregiões, a partir das mesorregiões do IBGE: Nordeste (Vale do Rio Doce + Jequitinhonha + Mucuri; NE), Norte (Norte + Noroeste; N), Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba (T), Sul (S), Centro (Central + Metropolitana + Vertentes + Oeste de Minas; C) e Zona da Mata (ZM). Além disso, a amostragem cobriu sete bacias hidrográficas: São Francisco (Alto e Médio São Francisco), Jequitinhonha, Mucuri, Doce, Paraíba do Sul, Grande e Paranaíba (Figura 1).

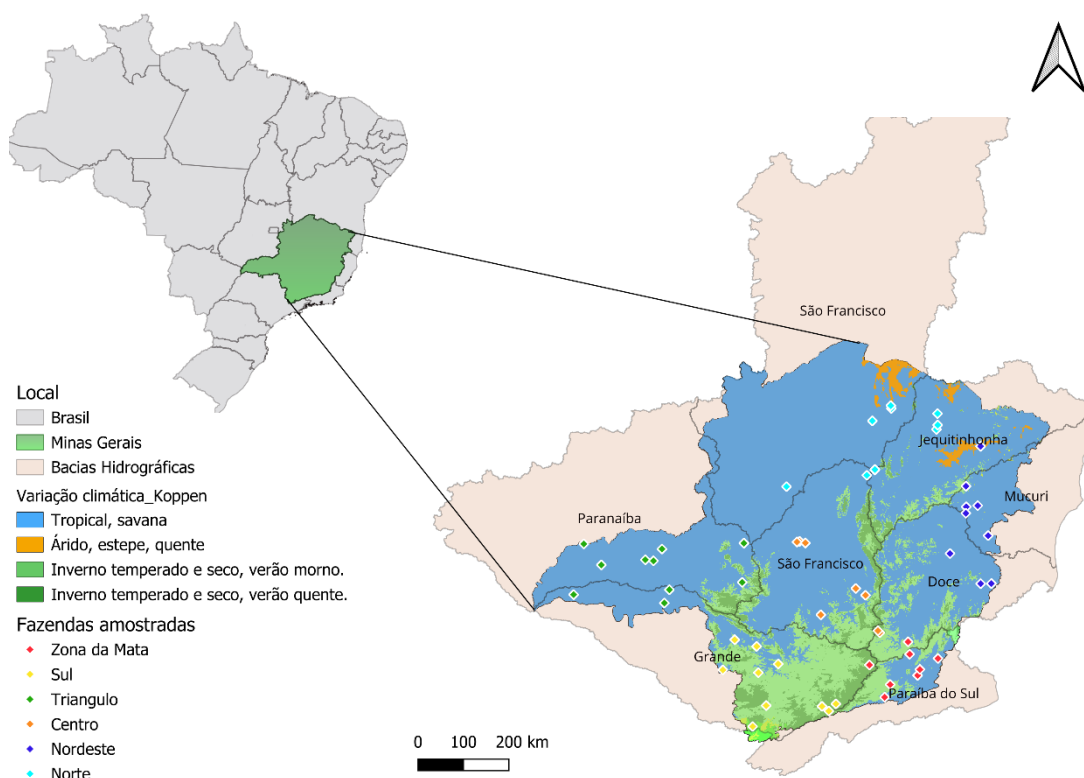


Figura 1: Mapa do Brasil com enfoque no estado de Minas Gerais, dividido em: bacias hidrográficas; as diferentes classificações climáticas baseadas na classificação de Köppen; os pontos representando as fazendas participantes do estudo diferenciadas por macrorregião.

Em cada uma das 54 fazendas, utilizamos uma árvore de decisão para definir os viveiros a serem amostrados. O procedimento buscou maximizar a representatividade dos critérios do estudo buscando toda forma de manejo durante a produção, considerando estágio de vida, espécies cultivadas, presença de policultura, além de viveiros vazios (apenas água) e viveiros secos que ocorrem entre os ciclos de produção. Também coletamos, com os produtores, informações de caracterização e manejo, incluindo idade dos viveiros, vazão e fonte de água, conversão alimentar, produção média, manejo entre ciclos e composição de espécies por viveiro, somado com o dado de profundidade de cada viveiro mensurado por um profundímetro (Hondex PS-7).

Nos viveiros mensurados também foi coletada a profundidade do sedimento através de um coletor de sedimento (Uwitec) para análise da presença do carbono analisada em outro estudo (Macedo et al., em preparação).

Fluxo ebulitivo de CH₄

Após a seleção dos viveiros, instalamos armadilhas para captura de GEE na forma de bolhas (fluxo ebulitivo), associadas à decomposição de matéria orgânica em sedimentos anóxicos, seguindo abordagem semelhante à descrita por Vasanth et al. (2016) para viveiros de aquicultura. As armadilhas consistiram em funis invertidos: (i) funis maiores (50 cm de diâmetro × 43 cm de altura) com frasco de vidro acoplado na extremidade superior (156 mL) e (ii) funis menores (18 cm de diâmetro) com seringa acoplada e fechada (40 mL) utilizados em viveiros menores para adequar a escala de amostragem, sabendo que a mediana da profundidade dos viveiros é de 130 centímetros. Em cada viveiro, instalamos triplicatas das armadilhas, fixadas com corda-guia para reduzir deslocamentos por vento ou outras perturbações. As armadilhas permaneceram completamente submersas; frascos e seringas foram preenchidos com água, vedados e mantidos por ~24 horas buscando abranger o ciclo diurno e noturno. Após esse período, removemos os coletores, medimos o volume de gás acumulado e injetamos alíquotas no analisador por infravermelho (LGR – MGGA; ABB/Los Gatos Research, San Jose, CA, USA).

O fluxo ebulitivo foi estimado a partir da área de cobertura do funil (determinada pelo diâmetro da base), permitindo extrapolação para a área do viveiro. O cálculo foi realizado conforme a Equação (1).

$$F = Cx * V / Af / t$$

Na Equação (1), “F” representa o fluxo de gás ($\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); “C” é a concentração de CH_4 ou CO_2 (mg L^{-1}); “v” é o volume de bolhas coletado (mL); “Af” é a área superficial do funil (m^2); e “t” é o tempo de incubação (dias). O fluxo e a concentração foram calculados no R v4.3.1 (R Core Team, 2023) com os pacotes ‘dplyr’ (Wickham et al., 2023), ‘R.utils’ (Bengtsson, 2022) e ‘tidyverse’ (Wickham et al., 2019). A conversão de unidades para concentração foi realizada conforme a Equação (2).

$$C = \left(\frac{c}{1000000} \right) * m * M * 1000$$

Na Equação (2), “C” é a concentração de CH_4 ou CO_2 (mg L^{-1}); “c” é a concentração (ppm); “m” é a quantidade de gás (mol) por litro; e “M” é a massa molar de CH_4 (16 g mol^{-1}) ou CO_2 (44 g mol^{-1}).

Fluxo difusivo de CH_4

Para medir os fluxos difusivos de CH_4 e CO_2 , utilizamos um analisador MGGA conectado, por dois tubos (2 mm; 6 m no total, entrada e saída), a uma câmara acrílica transparente ($30 \times 30 \text{ cm}$) (Paranaíba et al., 2018). As medições foram realizadas em triplicata ao longo do viveiro, com duração de 3 minutos cada, ao longo do período diurno, ocorrendo entre 8 horas e 17 horas.

O fluxo difusivo foi calculado conforme a Equação (3).

$$F = \left(\frac{V}{A} \right) * \left(\frac{dC}{dt} \right) * (P * M * \frac{F1}{R * T})$$

Na Equação (3), “F” é o fluxo ($\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); “V” é o volume da câmara (m^3); “A” é a área da câmara (m^2); “dC/dt” é a inclinação da relação entre concentração de CH_4 ou CO_2 e tempo (ppm s^{-1}); “P” é a pressão atmosférica (atm); “M” é a massa molar (g mol^{-1}); “F1” converte segundos para dias (86.400 s d^{-1}); “R” é a constante dos gases ($0,082057 \text{ L atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$); e “T” é a temperatura (K) (Almeida et al., 2016; Vroom et al., 2023).

Concentração de CH_4

A concentração de gás na água (superfície e fundo) foi estimada pela técnica de Headspace (Hope, 1995; Vroom et al., 2023). Utilizamos seringas de 60 mL, preenchidas com 30 mL de água e 30 mL de ar atmosférico local, também foi coletada uma amostra do ar local no mesmo horário para subtração no

cálculo. Após agitação vigorosa por 3 min, para equilibrar as concentrações entre água e fase gasosa, injetamos uma alíquota do headspace no analisador MGGA.

As análises de concentração (técnica de headspace) foram realizadas no R v4.3.1 (R Core Team, 2023), com os pacotes 'dplyr' (Wickham et al., 2023), 'R.utils' (Bengtsson, 2022) e 'tidyverse' (Wickham et al., 2019). O cálculo seguiu a Equação (4).

$$C_{tot} = (C_{gas} * V_{gas} - C_{atm} * V_{gas} + C_{water} * V_{water})/V_{water}.$$

Onde "C_{gas}", "C_{water}" e "C_{atm}" são as concentrações de CH₄ e CO₂ (mg L⁻¹) na fase gasosa e aquosa, e na atmosfera durante a amostragem de água, e "V_{gas}" e "V_{water}" são os volumes (L) da fase gasosa e aquosa, respectivamente (Sander, 2015).

As estatísticas de fluxo por viveiro são apresentadas como medianas, uma vez que os dados apresentam distribuição não normal e assimétrica à direita, na qual valores extremos enviesariam o resumo. Para a extrapolação em escala estadual, a emissão anual foi obtida a partir do fluxo médio de CH₄ (mg m⁻² dia⁻¹) de cada reamostra bootstrap, multiplicado pela área total de lâmina d'água (m²) obtida por satélite e pelo número de dias do ano (365); os valores em mg ano⁻¹ foram convertidos para Gg ano⁻¹ (10¹² mg = 1 Gg). A estimativa estadual é reportada como a mediana da distribuição bootstrap resultante, com intervalo de confiança de 95% dado pelos percentis 2,5 e 97,5. Os fluxos em CO₂ equivalente foram calculados multiplicando os fluxos anuais de CH₄ pelo Potencial de Aquecimento Global (GWP₁₀₀) em relação ao CO₂, adotando o valor de 27,2 para o CH₄ (IPCC AR6).

Os dados de CO₂ apesar de serem mensurados, foram excluídos nos resultados pelo motivo que o gás liberado pela respiração dos peixes ou decomposição da ração não representa uma emissão "nova" ou antrópica líquida, por fazerem parte de um ciclo curto onde o carbono é capturado rapidamente pelas plantas que compuseram a ração (IPCC, 2019).

Além dos GEE, coletamos variáveis ambientais para avaliar potenciais efeitos sobre as taxas de emissão de GEE: temperatura da água, pressão atmosférica, oxigênio dissolvido (concentração e saturação), pH, turbidez, clorofila, condutividade e velocidade do vento. A temperatura do ar e a pressão atmosférica foram medidas com estação meteorológica portátil (Skymaster Speedtech SM-28). As variáveis na água foram medidas com sonda multiparamétrica (Eureka, MantaRay).

Também coletamos amostras integradas de água com tubo de PVC (1,5 m) e balde para análise de nutrientes. As amostras foram conservadas e filtradas para análises laboratoriais. Foram quantificados: nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-), amônio (N-NH_4^+), nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), nitrogênio orgânico total (TON), nitrogênio total (N-TN), sílica (Si-SiO_4), fosfato (P-PO_4^{3-}), sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e fósforo total (P-TP). Os procedimentos seguiram APHA et al. (2017) e Crumpton et al. (1992).

Para a análise de SS, foram filtrados 50 mL de amostra em filtro de microfibras de vidro com porosidade de 2,0 μm (Cytiva Whatman), previamente pesado em uma balança de precisão (Shimadzu AUY220). Em seguida, o filtro foi seco em estufa a 60 °C por uma hora e, posteriormente, pesado novamente. Em seguida, a massa foi transformada em concentração (mg/L), como na equação (5):

$$SS = (Pf - Pi)10^6/V$$

Na qual “Pf” é o peso final, “Pi” é o peso inicial e “V” é o volume filtrado.

Na análise de ST, foram utilizados cadinhos de porcelana de 300 mL (Chiarotti A-100), previamente limpos, secos e pesados. Em cada cadinho foram adicionados 100 mL de amostra, que foram secos em estufa a 100 °C até a completa evaporação da água. Após a secagem, os cadinhos foram pesados. A concentração de sólidos totais foi determinada pela diferença de massa entre o cadinho com a amostra seca e o cadinho vazio, aplicando-se a mesma equação utilizada para o cálculo dos SS, considerando o volume “V” como o volume da amostra que foi seca.

Para a análise de NH_4^+ , as amostras filtradas foram agitadas para homogeneização, sendo pipetados 10 mL da amostra. Em seguida, foram

adicionados 0,5 mL de solução tampão (preparada com 12,58 g de NaH_2PO_4 ou K_3PO_4 dissolvidos em 250 mL de água ultrapura), 1 mL do reagente A (mistura de 37,5 mL de fenol estoque com 0,05 g de nitroprussiato de sódio completados para 250 mL com água ultrapura) e 0,5 mL do reagente B (composto por 75 mL de hipoclorito de sódio e 75 mL de NaOH a 27%, também completado para 250 mL com água ultrapura), antes da leitura a amostra foi colocada em repouso para estabilização dos reagentes no escuro por 1 hora. As análises foram feitas em triplicata e a leitura ocorreu no espectrofotômetro, com comprimento de onda de 630 nanômetros.

Para a análise de Nitrito (N-NO_2^-), após a homogeneização, foram pipetados 10 mL da amostra filtrada e adicionados 200 μL de solução de sulfanilamida (obtida pela dissolução de 5 g da substância em 50 mL de HCl concentrado, completando para 500 mL com água ultrapura) e 200 μL de N-naftiletenodiamina (0,5 g dissolvidos em 500 mL de água ultrapura). A leitura foi realizada no espectrofotômetro a 543 nanômetros.

Na análise de Nitrato (N-NO_3^-), foram pipetados 10 mL da amostra filtrada, em duplicata, após a homogeneização. À alíquota, adicionaram-se 200 μL de ácido sulfúrico, seguidos de nova homogeneização. A leitura ocorreu no espectrofotômetro, utilizando luz de 210 nanômetros.

Para a análise de Fosfato (SRP/P-PO_4^{3-}), após a homogeneização, foram pipetados 10 mL da amostra filtrada, em duplicata, aos quais se adicionou 1 mL de Reagente Misto (preparado com 20% de solução de Molibdato de Amônio, 50% de Ácido Sulfúrico, 20% de solução de Ácido Ascórbico e 10% de solução de Antimônio Tartarato de Potássio). A leitura no espectrofotômetro foi realizada no comprimento de onda de 885 nanômetros.

Para a análise de P-TP foi utilizada a amostra matriz, sem ser filtrada. Após a homogeneização, foram pipetados 10 mL em duplicata em tubos de vidro, aos quais se adicionou 1,6 mL de solução de Persulfato de Potássio (Dissolvidos 25 g de Persulfato de Potássio em 500 mL de água destilada). Os tubos foram tampados, sem fechamento total da tampa, e colocados na autoclave em potência máxima até alcançar a pressão de 1 atm e mantida nessa pressão, na potência média, por 30 min. Após o esfriamento da amostra, foi acrescentado 1 mL do Reagente Misto, mesmo usado na análise de Fosfato. A leitura foi feita no espectrofotômetro no comprimento de onda de 885 nanômetros.

Para a análise de N-TN foi utilizada a amostra matriz, sem ser filtrada. Após a homogeneização, foram pipetados 10 mL em duplicata em tubos de vidro, aos quais se adicionou 1,5 mL de solução de Hidróxido de Sódio (NaOH). Os tubos foram tampados, sem fechamento total da tampa, e colocados na autoclave em potência máxima até alcançar a pressão de 1 atm e mantida nessa pressão, na potência média, por 30 min. Após o esfriamento da amostra, foram acrescentados 200 μ L de Ácido Sulfúrico concentrado. A leitura foi feita no espectrofotômetro no comprimento de onda de 210 nanômetros.

A análise de Si-SiO₄ foi feita após a homogeneização, com a pipetagem de 2 mL da amostra filtrada em duplicata, aos quais se adicionou 1 mL de HCl e 1 mL de Molibdato de Amônio; após 3 minutos de reação, acrescentaram-se 1 mL de EDTA e 2 mL de Sulfito de Sódio. Antes da leitura, a amostra permaneceu em repouso por 30 minutos, sendo então lida no espectrofotômetro no comprimento de onda de 700 nanômetros.

O DIN foi determinado como a soma das concentrações de N-NO²⁻, N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺/N-NH₃, enquanto o TON foi calculado como a diferença entre TN total e DIN. A concentração de nutriente foi lida usando um espectrofotômetro (PerkinElmer® LAMBDA 365 UV-Vis) e no *Auto Sampler* (ASI-L Shimadzu) e as concentrações calculadas usando a equação da curva de calibração.

Extrapolação espacial e projeção dos fluxos de CH₄

O processamento de dados geoespaciais e a vetorização foram realizados em um software GIS (Sistema de Informação Geográfica, QGIS versão 3.32.1) abrangendo toda a extensão territorial do estado de Minas Gerais, utilizando o sistema de referência SIRGAS 2000. Para garantir a cobertura integral do estado e sistematizar a varredura visual, foi gerada uma malha vetorial (shapefile) dividindo o território em quadrantes de 100 km². Esse método permitiu a distribuição organizada das análises e o controle das áreas inspecionadas para detecção dos alvos. A identificação dos viveiros baseou-se em imagens de satélite referentes ao ano de 2022, utilizando camadas de alta resolução provenientes do complemento QuickMapServices (Google Satellite e Bing Maps) e imagens do satélite Sentinel-2, obtidas via plugin Semi-Automatic Classification Plugin, com resolução espacial de 10 m, utilizadas como suporte para validação espectral dos corpos d'água característicos de aquicultura.

O mapeamento foi realizado por meio de interpretação visual direta, considerando critérios de geometria (circular ou retangular), contexto espacial (ao menos uma construção próxima aos viveiros) e assinatura visual. Uma vez identificadas, as estruturas foram vetorizadas manualmente por meio da criação de polígonos delimitando o espelho d'água. Ao final do processo, as camadas vetoriais individuais foram integradas em um banco de dados único por meio da ferramenta Merge, sendo posteriormente calculada a área de cada polígono no QGIS (versão 3.32.1). Os dados compilados permitiram a estimativa da área total de lâmina d'água, do número total de estruturas identificadas no estado de Minas Gerais e da densidade aquícola por cada macrorregião.

A extrapolação dos fluxos de CH₄ para a escala estadual foi realizada com base na área total de lâmina d'água identificada por meio do mapeamento geoespacial dos viveiros aquícolas (Figura 2). A incerteza associada às estimativas foi avaliada por meio de procedimento de reamostragem *bootstrap* não paramétrico. Para isso, foi desenvolvido um script específico em linguagem R para a realização das simulações, utilizando reamostragem com reposição a partir da base original de fluxos de CH₄. Foram realizadas 10.000 iterações por macrorregião, gerando distribuições amostrais das estimativas do fluxo. A partir dessas distribuições, foram calculadas a mediana, o intervalo de confiança de 95% (percentis 2,5 e 97,5) e o coeficiente de variação. O método *bootstrap* foi adotado por não assumir normalidade dos dados e por ser adequado para distribuições assimétricas. O procedimento foi aplicado tanto para estimativas macrorregionais quanto para o total estadual. A semente aleatória foi fixada, de modo que os resultados são reproduzíveis. Cabe observar que os valores por macrorregião correspondem à mediana da distribuição de cada macrorregião, enquanto o total estadual é a mediana da distribuição das somas obtidas em cada iteração; como a mediana de uma soma não equivale à soma das medianas, a soma das seis macrorregiões (50,57 Gg CO₂-eq ano⁻¹) difere do total estadual (51,01 Gg CO₂-eq ano⁻¹). Essa diferença é propriedade do estimador e não corresponde a emissão não contabilizada.

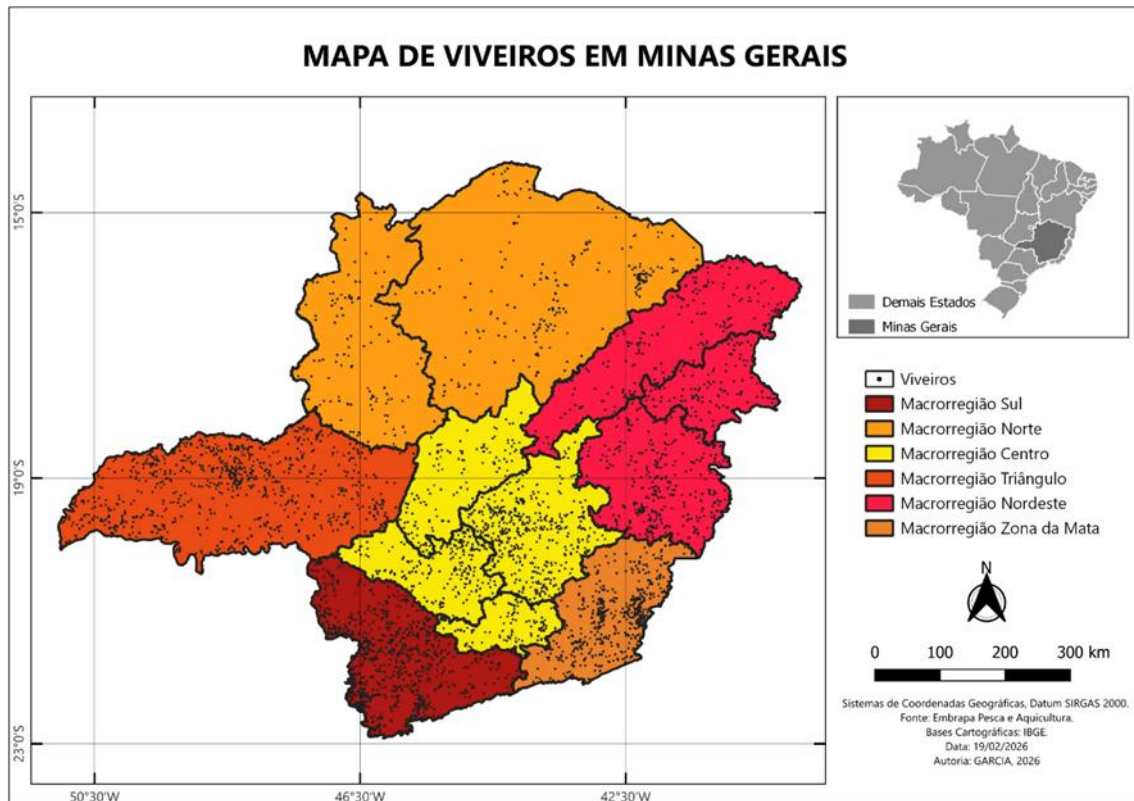


Figura 2: Mapa do Brasil com enfoque no estado de Minas Gerais, dividido nas macrorregiões; os pontos representando todos os viveiros identificados presentes no estado de Minas Gerais

O cálculo da projeção foi usado através de dados dos relatórios da Associação Brasileira da Piscicultura que projetam valores da aquicultura no estado com estimativas de crescimento para os próximos anos (Peixe BR, 2025; 2026). Com projeção de 7% de crescimento para a tilápia e de 2% para peixes nativos de Minas Gerais até o ano de 2030. Para 2050 foram projetados dois cenários, o moderado com 4% e 2%, para tilápia e nativos MG, e otimista com 6% e 4%. Foi utilizado em conjunto o relatório de áreas prioritárias de 2021 que tem o objetivo de identificação de regiões estratégicas para a preservação ambiental e para o desenvolvimento econômico no estado (PSCRMG, 2021). Para o cálculo da projeção foi usada a equação (6) conforme a projeção de crescimento populacional de Malthus (Das Neves et al., 2015):

$$Prod(t, esp) = Prod_{2025}(esp) * (1 + taxa_{esp})^{(t - ano_{base})}$$

Em que $Prod(t, esp)$ é a produção da espécie (tilápia ou nativo MG) nos futuros anos (t); a $Prod_{2025}(esp)$ para a produção de determinada espécie no

ano de 2025, multiplicado a taxa de crescimento anual da espécie; elevado ao tempo decorrido.

Além da projeção por espécie, foram elaborados cenários representativos de MG, com o objetivo de avaliar possíveis trajetórias futuras de emissão de CH₄. Para isso, os viveiros foram agrupados em três categorias: dez viveiros com as menores emissões; dez viveiros com valores próximos ao fator Tier 1 do IPCC (2019), sem ajuste trófico (~50 mg CH₄ m⁻² d⁻¹); dez viveiros com as maiores emissões em relação ao total de CH₄. O agrupamento tomou como critério o fluxo total de CH₄ e foi aplicado ao conjunto de viveiros com peixe no momento da amostragem, excluídos os secos ou vazios e os de fluxo nulo (n = 206), base que difere, portanto, da utilizada nas demais análises (n = 216). Para projetar os fluxos de CH₄, utilizamos a equação (7) com base em relação linear direta, considerando separadamente as espécies nativas e a tilápia, bem como os cenários representativos:

$$Fluxo(t, esp) = Fluxo_{2025}(esp) * Prod(t, esp) / Prod_{2025}(esp)$$

Em que o *Fluxo* (*t*, *esp*) é o fluxo de CH₄ (Gg ano⁻¹ ou mg m⁻² d⁻¹) da espécie ou grupos comparativos à mediana do IPCC (2019) para o ano futuro; *Fluxo_2025* (*esp*) é o fluxo do último ano calculado para a espécie e para o comparativo; multiplicado pela *Prod* (*t*, *esp*) dividido pela *Prod_2025* (*esp*) que é o fator de crescimento.

Foram realizadas também comparações entre os fluxos observados na aquicultura e os registrados em reservatórios hidrelétricos, para contextualizar o impacto da atividade aquícola sobre os fluxos de GEE em Minas Gerais. Como os fluxos medidos neste estudo integram as vias difusiva e ebulitiva, a comparação exigiu uma referência de reservatórios que contemplasse ambas. As medições diretas disponíveis para hidrelétricas brasileiras, Furnas, Itumbiara e Serra da Mesa (Rogério et al., 2013; Dos Santos et al., 2017), restringem-se ao fluxo difusivo (média de 13,83 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) e foram empregadas apenas na comparação entre vias difusivas. Para o fluxo total, adotaram-se os fatores de emissão Tier 1 do IPCC (2019) para reservatórios com mais de 20 anos, que integram difusão e ebulição e foram derivados do modelo G-Res (Lovelock et al., 2019): 141,1 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ (IC 95%: 131,1–152,7) na zona climática tropical úmida e 283,7 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ (IC 95%: 261,9–305,8) na tropical

seca/montana, faixas entre as quais se distribui o território mineiro. Essa comparação restringe-se às emissões pela superfície: a desgaseificação nas turbinas e as emissões do rio a jusante não estão contempladas nos fatores adotados e podem representar parcela adicional expressiva em reservatórios tropicais (Guérin et al., 2006). A área de reservatórios foi obtida por recorte geoespacial dos polígonos da base IDE-Sisema/BHO contra o limite estadual, totalizando 214 unidades e 504.985 ha de lâmina d'água efetivamente situados em Minas Gerais. A rede fluvial não foi incluída nesta comparação: a base hidrográfica mapeia como polígono apenas 593 km² de curso d'água, correspondentes a 0,5% da extensão da rede, de modo que a área de espelho d'água dos demais trechos dependeria inteiramente de uma relação largura-vazão arbitrada, com incerteza superior à do próprio resultado.

Os dados de altitude e as coordenadas das pisciculturas foram obtidos no Google Earth. Para os dados climatológicos, recuperaram-se séries mensais históricas de 2020 a 2024, com resolução espacial de 2,5 minutos, da base WorldClim (Fick e Hijmans, 2017). Com o pacote terra do R (Hijmans, 2024), estabeleceu-se uma climatologia mensal histórica pela média de cada mês-calendário ao longo da série. A temperatura média anual do ar foi calculada como a média aritmética das temperaturas máxima e mínima de cada mês, e a precipitação média anual (mm) como a soma das médias mensais históricas. As coordenadas do primeiro viveiro de cada piscicultura foram utilizadas para extrair os valores climáticos locais e compor a matriz ambiental final. Os dados de cobertura do solo foram obtidos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021), na forma de uma grade regular de 1 km em que cada célula recebe a classe de uso dominante. As camadas e os pontos foram projetados para uma projeção equivalente de Albers para o Brasil com o pacote sf do R (Pebesma, 2018), e estabeleceram-se buffers circulares em torno de cada viveiro em oito raios: 200 m, 500 m, 1, 2, 5, 10, 20 e 50 km. A área de cada classe dentro do buffer foi convertida em percentual da área total do círculo (πr^2), e não da porção efetivamente recoberta pela camada, de modo que os buffers que ultrapassam o limite do estado não tenham suas proporções renormalizadas; a fração recoberta foi registrada como variável de diagnóstico. Como o buffer de menor raio recobre duas células da grade e o de 500 m, quatro,

os raios menores descrevem sobretudo a célula em que a piscicultura se encontra, e a composição de paisagem só adquire conteúdo a partir dos 2 km.

Análise estatística

Para as análises estatísticas dos dados foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk para avaliação da normalidade, cujo resultado indicou distribuição não paramétrica. Em seguida, aplicaram-se os testes de Kruskal-Wallis e de Wilcoxon com comparações pareadas para comparar os fluxos de CH₄ entre bacias hidrográficas, macrorregiões, biomas, classes de vegetação e espécies cultivadas nos viveiros, adotando-se a correção de Holm para múltiplas comparações. Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM), modelagem de equações estruturais por partes (piecewise SEM) e correlação de postos de Spearman foram empregados para relacionar os fluxos de CH₄ aos dados de sonda multiparamétrica e de nutrientes.

As relações entre os fluxos, as concentrações dissolvidas obtidas por headspace e as classes de cobertura do solo foram avaliadas por correlação de Spearman com exclusão par a par de dados ausentes; essas correlações foram calculadas na escala de piscicultura, agregando os fluxos, as concentrações e a cobertura do solo pela mediana de cada propriedade, de modo a evitar pseudorreplicação: embora a extração tenha sido feita por viveiro, a variação da cobertura do solo interna a cada propriedade corresponde a 2,87% da variação total no raio de 200 m e a menos de 1% a partir do raio de 500 m, de modo que viveiros de uma mesma piscicultura não constituem observações independentes para essa variável. A dependência das associações em relação à escala de observação foi avaliada repetindo-se as correlações nos oito raios de buffer. A dependência espacial das concentrações de CH₄ dissolvido foi avaliada pelo índice de Moran em duas escalas: por viveiro ($n = 162$) e por piscicultura ($n = 44$, agregada pela mediana). A matriz de pesos espaciais foi construída por vizinhos mais próximos dentro de cada bacia hidrográfica ($k = 4$; $k = 6$ como alternativa quando a bacia continha poucos pontos), com padronização por linha. Os valores foram transformados por arco-seno hiperbólico antes do cálculo, e a significância do índice global foi obtida por 999 permutações de Monte Carlo (hipótese alternativa unilateral para autocorrelação positiva; semente fixa = 123).

Adicionalmente, calculou-se o índice local de associação espacial (LISA) para identificar agrupamentos de valores altos e baixos.

A estrutura espacial das concentrações de CH₄ dissolvido foi investigada além do índice global. Para identificar as variáveis associadas ao padrão, o índice de Moran foi recalculado sobre os resíduos de modelos lineares ajustados a cada covariável candidata, com a correção de *Cliff–Ord* para resíduos estimados: a queda do índice a valores não significativos indica que a variável é suficiente para descrever a estrutura espacial, enquanto sua persistência indica estrutura não capturada. Foram avaliadas 44 candidatas, reunidas em blocos de clima, morfometria, química da água, nutrientes, cobertura do solo no entorno e manejo, além de rótulos geográficos e de superfícies de tendência em latitude e longitude. As análises foram conduzidas na escala de piscicultura, uma vez que, na escala de viveiro, 76,9% dos pares de vizinhos da matriz de pesos pertencem à mesma propriedade, de modo que o índice mede semelhança interna à fazenda e não gradiente regional. Como descritores climáticos de longo prazo, extraíram-se na coordenada de cada propriedade as normais mensais de temperatura e precipitação de 1991–2020, na resolução de 0,1° (Beck et al., 2022), das quais se derivaram a temperatura média anual, a precipitação anual e as sazonalidades térmica e pluviométrica. A contribuição relativa do ambiente e do espaço foi decomposta por partição de variância com autovetores de Moran, construídos sobre a mesma matriz de vizinhança e retidos aqueles de autocorrelação positiva significativa; as frações foram estimadas por R² ajustado e testadas por permutação (9.999 aleatorizações). Por fim, o índice de Moran foi aplicado aos resíduos dos GLMM de cada via de emissão, para verificar se a dependência espacial persiste após o ajuste dos modelos.

As figuras, tabelas e os resultados estatísticos foram gerados no software JMP® Student Edition 18.2.2 (JMP Statistical Discovery LLC, 2024) e no R v4.3.1 (R Core Team, 2023), este último para o *bootstrap*, o *piecewise* SEM (pacotes lme4, Bates et al., 2015; e piecewiseSEM, Lefcheck, 2016) e a análise espacial (pacotes sf, Pebesma, 2018; spdep, Bivand e Wong, 2018; além de vegan (Oksanen et al., 2026) e adespatial (Dray et al., 2026), para a partição de variância).

RESULTADOS

Emissão total da aquicultura em Minas Gerais

Os 227 viveiros amostrados representam 5% do número total de viveiros do estado. O fluxo total médio ponderado pela área dos viveiros foi de $130,91 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, equivalente a $1,30 \text{ kg CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$; esse valor descreve a amostra, enquanto a extrapolação para a escala estadual apoia-se na média estratificada por macrorregião obtida no bootstrap ($120,2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Em escala de viveiros, a mediana do fluxo total foi de $61,16 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com 113 viveiros apresentando valores acima e 103 abaixo do fator Tier 1 do IPCC (2019), sem ajuste trófico ($\sim 50 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Esse total resultou de contribuições semelhantes das duas vias de emissão: o fluxo ebulitivo foi responsável pela maior fração do fluxo total (50,64%), seguido do difusivo (49,36%) (Figura 3). Não foram observadas diferenças significativas entre os fluxos difusivo e ebulitivo de CH_4 pelo teste de Wilcoxon ($p = 0,85$), indicando que os dois processos apresentaram magnitudes estatisticamente semelhantes. A proporção de CH_4 no volume total de bolhas associado ao fluxo ebulitivo variou entre 0 e 100%, com mediana de 36%, indicando heterogeneidade entre os sistemas avaliados. Foram encontrados valores iguais a zero em viveiros nos quais não se detectou fluxo ebulitivo durante o período de amostragem.

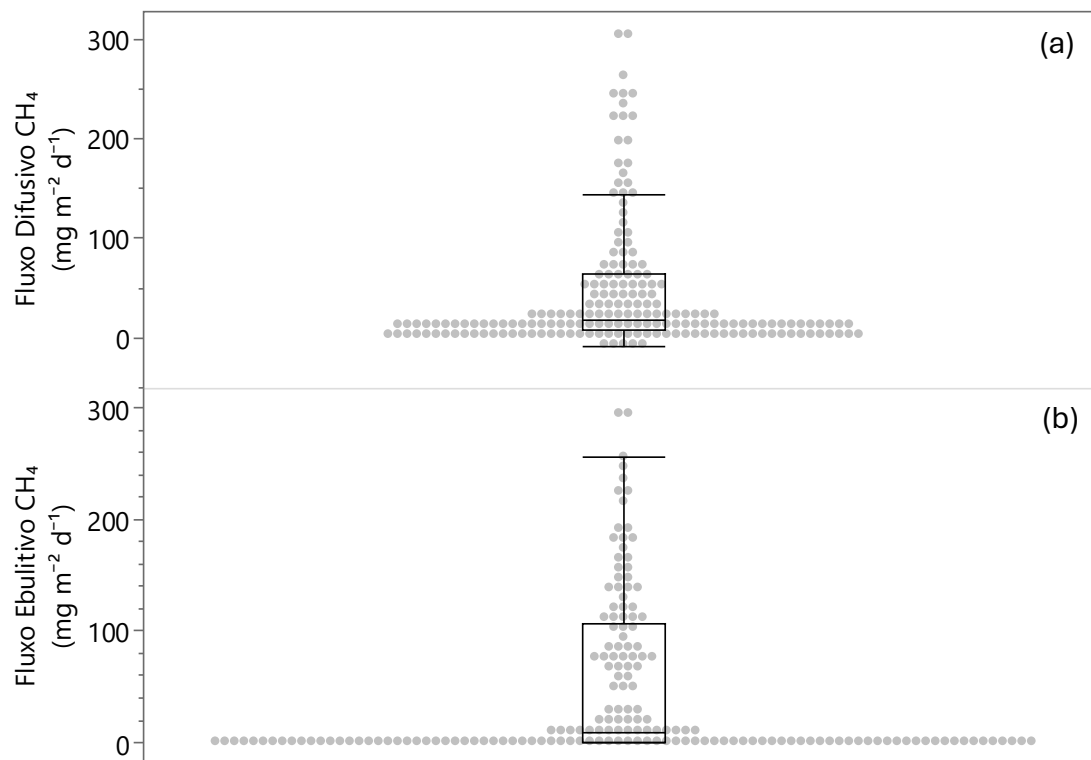


Figura 3: Boxplot do fluxo difusivo de CH₄ (a) e do fluxo ebulitivo de CH₄ (b). A linha central no interior da caixa representa a mediana, o limite máximo e mínimo das caixas representam 25 e 75% dos dados e as barras fora da caixa representam 95% dos dados. Os pontos cinzas representam cada medida realizada.

A estimativa de emissão total no estado de Minas Gerais, considerando 4.276 hectares (ha) de lâmina d'água, com intervalo de confiança de 95%, variou entre 1,56 e 2,20 Gg de CH₄ ano⁻¹. Esse valor representa o fluxo anual entre 42,41 e 59,92 Gg CO₂-eq ano⁻¹. Em comparação, os 214 reservatórios hidrelétricos mapeados dentro dos limites do estado, somando 504.985 ha de lâmina d'água, emitiriam entre 713 e 1.433 Gg CH₄ ano⁻¹ (19.381 a 38.968 Gg CO₂-eq ano⁻¹) segundo os fatores do IPCC (2019) ajustados ao estado trófico eutrófico ($\alpha = 10$) — de 380 a 764 vezes a emissão da piscicultura em termos absolutos, ocupando 118 vezes mais área. Normalizados pela área, os viveiros escavados emitiram 223 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ na mediana e 439 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ na média (IC 95%: 365–515), contra 1.411 a 2.837 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ dos reservatórios.

Os cenários projetados indicaram aumento da produção aquícola para a tilápia e uma retomada gradual da produção de peixes nativos em Minas Gerais. As projeções consideraram três grupos: tilápia, nativos de Minas Gerais e um grupo agregado de demais espécies cultivadas (“Outras”), este último com as mesmas taxas de crescimento adotadas para os nativos. Para a tilápia, foi estimado crescimento de 7% ao ano entre 2025 e 2030, alcançando produção de aproximadamente 103.088 toneladas (t) e fluxos estimados entre 2,09 e 2,94 Gg CH₄ ano⁻¹. Para 2050, no cenário moderado de 4% ao ano, a produção de tilápia alcançou 225.878 t, com fluxo variando de 4,53 a 6,38 Gg CH₄ ano⁻¹; no cenário otimista, de 6% ao ano, chegou a 330.616 t, com fluxo de 6,63 a 9,34 Gg CH₄ ano⁻¹. Para os peixes nativos, a projeção para 2030 considerou crescimento anual de 2%, totalizando 2.319 t e fluxo aproximado de 0,01 Gg CH₄ ano⁻¹. Em 2050, no cenário moderado de 2% ao ano, a produção alcançou 3.445 t, com fluxo estimado em 0,02 Gg CH₄ ano⁻¹; no otimista, de 4% ao ano, chegou a 5.080 t, com fluxo de aproximadamente 0,03 Gg CH₄ ano⁻¹. O grupo “Outras” partiu de 1.900 t em 2025 e alcançou 2.098 t em 2030, 3.117 t no cenário moderado de 2050 e 4.596 t no otimista, de modo que a produção estadual projetada totalizou 107.504 t em 2030, 232.440 t em 2050 no cenário moderado e 340.292 t no otimista (Figura 4).

Para a produção total do estado o cultivo de peixe chegou a 107.504 t com o fluxo de 2,16 Gg CH₄ ano⁻¹ em 2030, já em 2050, o cenário moderado teve a produção de 232.440 t com o fluxo de 4,66 Gg CH₄ ano⁻¹. No cenário



Figura 4: Projeção da expansão da piscicultura no âmbito estadual (MG), expansão até 2030, seguida de dois cenários para 2050: Moderado, crescimento a 4% ao ano; Otimista, crescimento 6% ao ano.

otimista a produção alcançou 340.292 t com o fluxo de CH₄ em 6,85 Gg ano⁻¹ (Figura 4). A tilápia manteve ampla predominância nas emissões projetadas, respondendo por 98,65% do total em 2030 e 99,08% em 2050, tanto no cenário moderado quanto no otimista. Em contrapartida, a participação dos peixes nativos apresentou redução relativa ao longo do período projetado, passando de 0,49% das emissões projetadas em 2030 para 0,33% em 2050.

Considerando os cenários projetados com base nos dez viveiros de menor fluxo, nos viveiros com valores próximos ao fator Tier 1 do IPCC, sem ajuste trófico (~50 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) e nos dez viveiros com maiores fluxos de CH₄, observou-se elevada amplitude nas estimativas futuras de emissão. Para 2030, os viveiros de menor emissão tiveram a média de 0,91 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, enquanto os sistemas próximos à mediana do IPCC apresentaram 69,75 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ e os dez viveiros com maiores emissões apresentaram média de 1.363,62 mg CH₄ m⁻² d⁻¹. Para 2050, no cenário moderado, considerando crescimento anual de 4%, os menores fluxos atingiram 2,00 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, os viveiros próximos à mediana do IPCC alcançaram 152,82 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ e os maiores fluxos 2.987,87 mg CH₄ m⁻² d⁻¹. Já no cenário otimista, com crescimento anual de 6%, obtiveram a média de 2,92, 223,68 e 4.737,33 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1: Fluxo médio de CH₄ (mg m⁻² d⁻¹) para grupos de viveiros classificados pelos 10 menores fluxos, valores próximos ao fator Tier 1 do IPCC, sem ajuste trófico (~50 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) e os 10 maiores fluxos observados, considerando as projeções para 2030 e para 2050 nos cenários moderado (crescimento anual de 4%) e otimista (crescimento anual de 6%).

Grupo	CH ₄ 2025 (mg m ⁻² d ⁻¹)	CH ₄ 2030 (mg m ⁻² d ⁻¹)	CH ₄ 2050	CH ₄ 2050
			Moderado (mg m ⁻² d ⁻¹)	Otimista (mg m ⁻² d ⁻¹)
10 menores	0,65	0,91	2,00	2,92
10 (~50 mg CH₄)	49,73	69,75	152,82	223,68
10 maiores	972,25	1363,62	2.987,87	4737,33

Diferença regional nos fluxos de CH₄

As variações nos fluxos de CH₄ diferiram significativamente entre bacias hidrográficas conforme o teste de Wilcoxon/Kruskal–Wallis ($p=0,0003$). As diferenças significativas foram indicadas entre a bacia São Francisco e Paranaíba ($p=0,0002$) e a bacia do Grande ($p=0,0023$). A bacia do rio Grande também teve diferença significativa com Paraíba do Sul ($p=0,0141$) e Jequitinhonha ($p=0,0156$). A bacia do Paranaíba mostrou diferença significativa além do São Francisco com as bacias de Doce ($p=0,0235$), Paraíba do Sul ($p=0,0011$) e Jequitinhonha ($p=0,0006$) (Tabela 2). A bacia do São Francisco apresentou o maior fluxo ebulitivo ($120,99 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e o maior fluxo total ($155,71 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), enquanto a bacia do Mucuri apresentou o menor fluxo ebulitivo ($8,20 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e, simultaneamente, o maior fluxo difusivo ($101,5 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). A bacia do Paranaíba registrou os menores fluxos difusivos ($10,7 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e totais ($13,78 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Figura 5).

Tabela 2: Comparação não paramétrica do fluxo total de CH₄ entre diferentes bacias hidrográficas, utilizando os testes de Wilcoxon/Kruskal–Wallis ($\text{Prob}>|t|$). São apresentados os valores da diferença entre as médias dos ranks dos grupos comparados (Diferença média do escore); o Erro Padrão da Diferença; os níveis de significância (p-Valor).

Comparação	Diferença média do escore	Erro Padrão da Diferença	P-VALOR
São Francisco Vs Paranaíba	19,4120	5,198	0,0002
São Francisco Vs Grande	18,0505	5,921	0,0023
Grande Vs Paraíba do Sul	14,586	5,943	0,0141
Grande Vs Jequitinhonha	13,7672	5,695	0,0156
Paranaíba Vs Doce	-9,8690	4,355	0,0235
Paranaíba Vs Paraíba do Sul	-13,8444	4,225	0,0011
Paranaíba Vs Jequitinhonha	-15,3957	4,477	0,0006

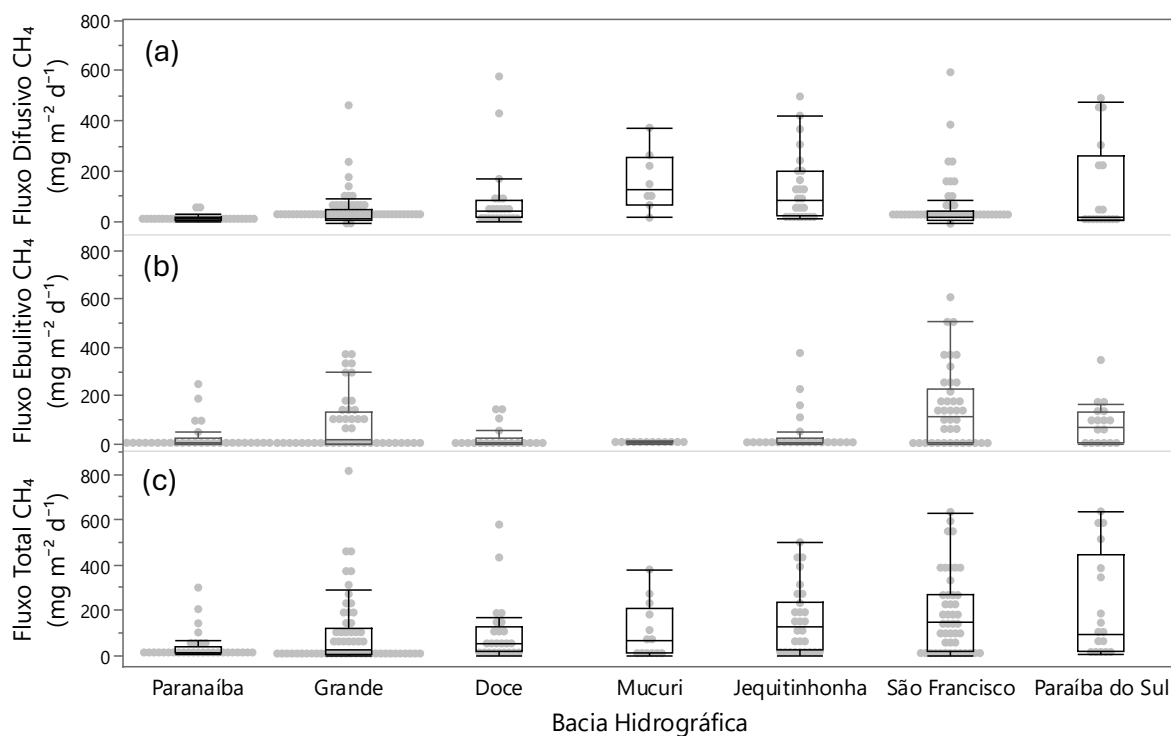


Figura 5: Boxplot dos fluxos de CH_4 ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) em diferentes bacias hidrográficas do estado de Minas Gerais. Fluxo difusivo de CH_4 (a); fluxo ebulitivo de CH_4 (b); fluxo total de CH_4 (c).

Os fluxos de CH_4 também diferiram entre os biomas presentes em Minas Gerais, mas apenas na via difusiva. O fluxo difusivo variou significativamente entre biomas (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 19,94$; gl = 2; $p < 0,0001$; $N = 200$), com a Caatinga apresentando a maior mediana ($169,00 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$; $n = 10$), seguida pela Mata Atlântica ($24,74$; $n = 92$) e pelo Cerrado ($12,15$; $n = 98$). No teste pareado de Wilcoxon com correção de Holm, a Caatinga diferiu do Cerrado ($p = 0,0061$) e a Mata Atlântica também diferiu do Cerrado ($p = 0,0004$). Já os fluxos ebulitivo ($\chi^2 = 4,00$; gl = 2; $p = 0,135$) e total ($\chi^2 = 5,39$; gl = 2; $p = 0,068$) não apresentaram diferenças significativas entre biomas. Quanto às classes de vegetação, apenas o fluxo total diferiu significativamente ($\chi^2 = 10,61$; gl = 4; $p = 0,031$; $N = 216$), com a Floresta Estacional Decídua distinguindo-se das áreas de Contato (Ecótono e Enclave) ($p = 0,045$); esse contraste, contudo, apoia-se em apenas seis observações na Floresta Estacional Decídua e deve ser interpretado com cautela.

Entre as macrorregiões os fluxos foram diferentes e a macrorregião Centro apresentou a maior emissão, com 12,68 Gg CO₂-eq ano⁻¹ (25,1% da emissão total) em 964 ha de lâmina d'água, seguida pela Zona da Mata, com 10,28 Gg CO₂-eq ano⁻¹ (20,3% da emissão total) em 538 ha, pela macrorregião Norte, com 9,07 Gg CO₂-eq ano⁻¹ (17,9% do total) em 475 ha, pela macrorregião Sul, com 8,93 Gg CO₂-eq ano⁻¹ (17,7% da emissão total) em 882 ha, pela macrorregião Nordeste, com 5,70 Gg CO₂-eq ano⁻¹ (11,3%) em 519 ha, e, por fim, pela macrorregião do Triângulo, com 3,91 Gg CO₂-eq ano⁻¹ (7,7% do total) em 897 ha.

O teste de Kruskal–Wallis apresentou diferença significativa entre as macrorregiões ($p < 0,001$): a Zona da Mata apresentou valores significativamente diferentes das macrorregiões do Triângulo e Sul. Além da Zona da Mata o Triângulo apresentou diferença entre as demais macrorregiões Sul, Nordeste, Centro, evidenciando contraste espacial (Tabela 3). Os maiores fluxos totais foram evidenciados nas macrorregiões Norte (168,45 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) e Centro (142,66 mg CH₄ m⁻² d⁻¹). Por outro lado, o Triângulo Mineiro apresentou os menores fluxos nas frações difusiva e ebulitiva e no total (10,68; 4,57; 13,06 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) (Figura 6).

Tabela 3: Comparação não paramétrica do fluxo total de CH₄ entre diferentes macrorregiões (Region), utilizando os testes de Wilcoxon/Kruskal–Wallis (Prob>|t|). São apresentados os valores da diferença entre as médias dos ranks dos grupos comparados (Diferença média do escore); o Erro Padrão da Diferença; os níveis de significância (p-Valor).

	Comparação	Diferença média do escore	Erro Padrão da Diferença	p-valor
Região	Zona da Mata Vs Triangulo	23,1472	5,134	<0,0001
	Zona da Mata Vs Sul	10,6933	4,835	0,027
	Triângulo Vs Sul	-13,344	5,398	0,0134
	Triângulo Vs Nordeste	-17,6719	5,216	0,0007
	Triângulo Vs Centro	-19,3421	5,347	0,0003
	Triângulo Vs Norte	-25,0878	5,372	<0,0001

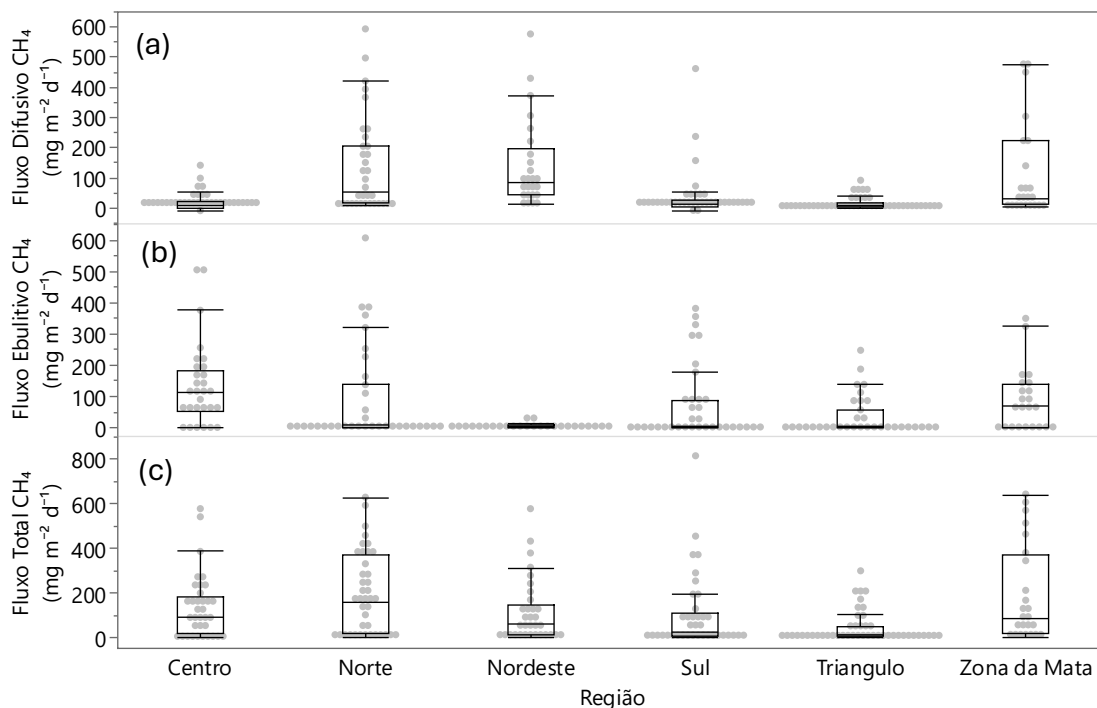


Figura 6: Boxplot dos fluxos de CH_4 ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) em diferentes macrorregiões do estado de Minas Gerais. Fluxo difusivo de CH_4 (a); fluxo ebulitivo de CH_4 (b); fluxo total de CH_4 (c).

Diferença no manejo nos fluxos de CH_4

O teste de Kruskal–Wallis indicou diferenças no fluxo total de CH_4 entre tipos de cultivo/peixe ($p = 0,029$). No pós-teste de Wilcoxon, os sistemas de tilápia e de policultivo com tilápia (Tilápia+) apresentaram as maiores posições no somatório de *ranks* (Tabela 4). Os fluxos de CH_4 também variaram entre sistemas de cultivo, refletindo diferenças de espécies cultivadas, estágio de vida (Figura 8) e tipo de cobertura do viveiro (Figura 9). Os maiores valores medianos (difusivo, ebulitivo e total) ocorreram em policultivo sem tilápia (32,87; 51,42; 110,54 $\text{mg CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) e em policultivo com tilápia (Tilápia+: 30,98; 11,73; 79,35 $\text{mg CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Em contraste, cultivos de nativos da Amazônia (Nativo AM) e de truta apresentaram medianas menores (13,91; 4,97; 17,07 $\text{mg CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ e 12,12; 1,23; 16,27 $\text{mg CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, respectivamente). Os nativos endêmicos de Minas Gerais (Nativo MG) exibiram os menores fluxos entre os sistemas avaliados (11,75; 0; 12,33 $\text{mg CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) (Figura 7).

Tabela 4: Comparação não paramétrica do fluxo total de CH₄ entre diferentes espécies cultivadas (Fish), utilizando os testes de Wilcoxon/Kruskal–Wallis (Prob>|t|). São apresentados os valores da diferença entre as médias dos ranks dos grupos comparados (Diferença média do escore); o Erro Padrão da Diferença; os níveis de significância (p-Valor).

	Comparação	Diferença média do escore	Erro Padrão da Diferença	p-valor
Cultivo	Tilapia Vs Nativo MG	20,0634	9,421	0,0332
	Tilapia+ Vs Nativo MG	18,0288	5,863	0,0021
	Policultivo Vs Nativo MG	7,9327	2,946	0,0071
	Truta Vs Policultivo	-6,525	3,074	0,0338
	Truta Vs Tilapia+	-14,5596	5,71	0,0108

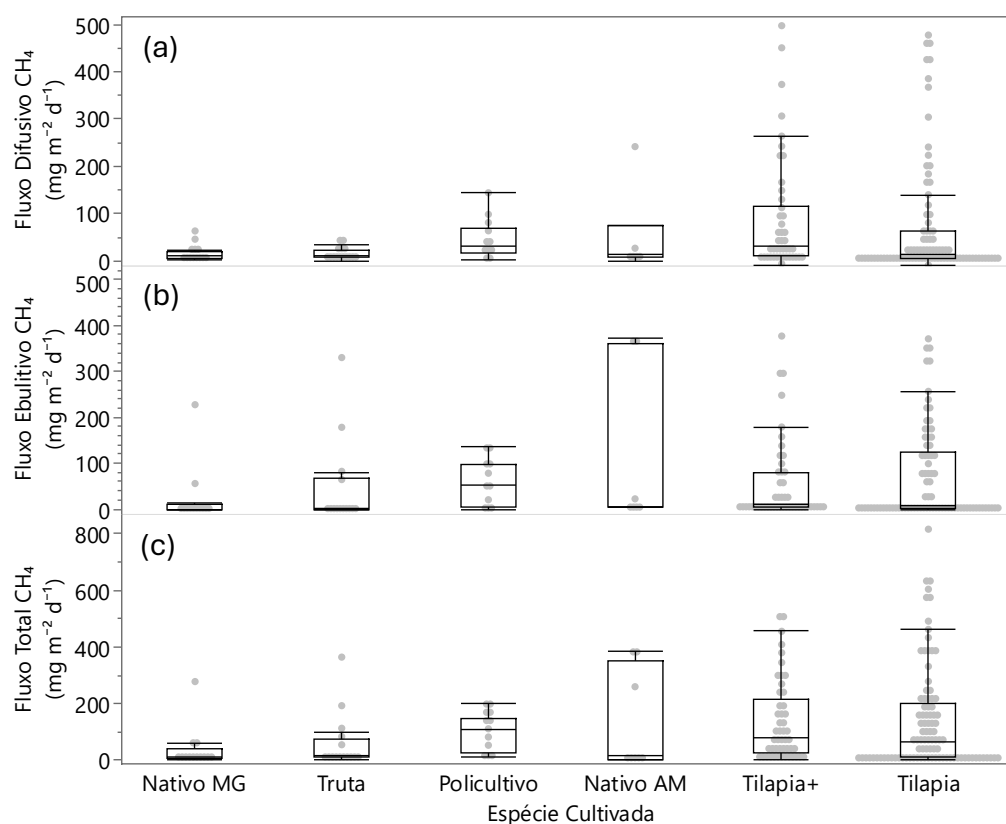


Figura 7: Boxplot dos fluxos de CH₄ (mg m⁻² d⁻¹) em diferentes espécies e cultivos. Fluxo difusivo de CH₄ (a); fluxo ebulitivo de CH₄ (b); fluxo total de CH₄ (c).

Quanto ao estágio de vida, viveiros com alevinos (fingerlings) apresentaram maiores fluxos ebulitivos ($79,29 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e maior dispersão do que viveiros com indivíduos adultos (adults) ($4,54 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); os maiores valores de fluxo total ($262 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e difusivo ($227 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ocorreram em viveiros com indivíduos juvenis (Figura 8). Viveiros sem cobertura de fundo (No Bottom Coverage) constituíram a maior parte da amostragem, revelando a dominância desse sistema, e apresentaram o maior fluxo total ($63,82 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), seguidos por viveiros com fundo de cimento (Cement) ($16,75 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), enquanto o uso de geomembrana (Geomembrane) resultou nos menores fluxos ebulitivos e totais ($0,21$ e $9,07 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Figura 9).

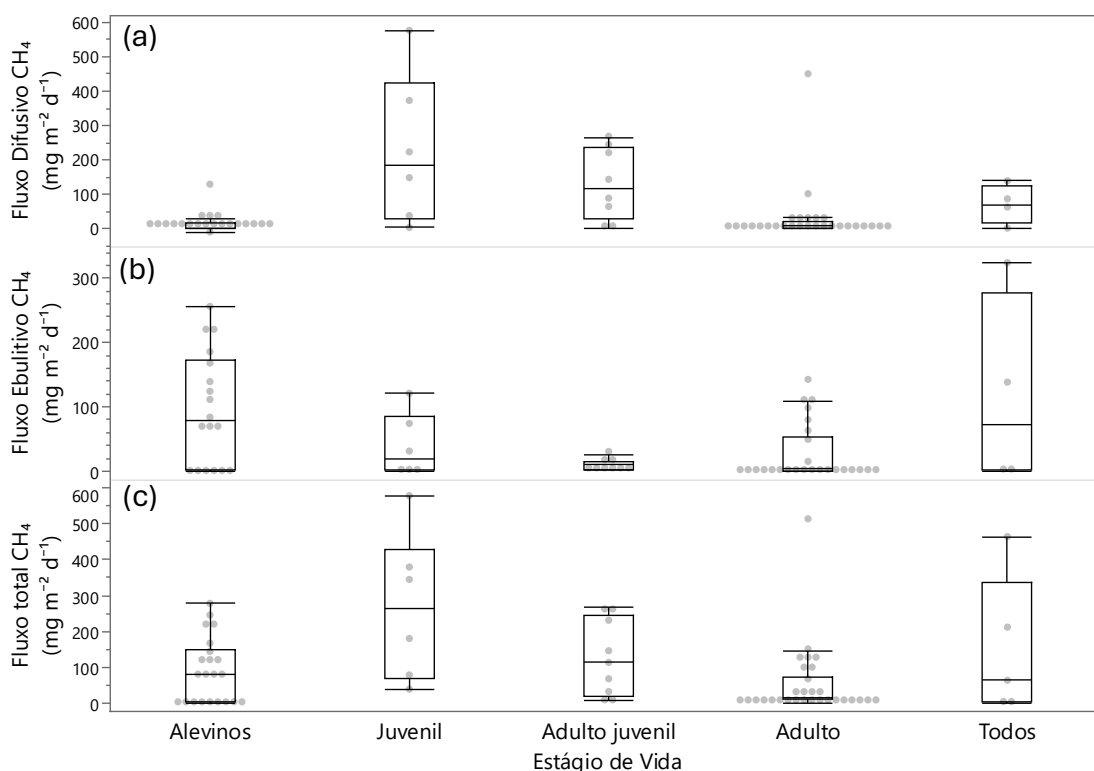


Figura 8: Boxplot dos fluxos de CH_4 ($\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) entre diferentes estágios de vida (Life Stage); fluxo difusivo de CH_4 (a); fluxo ebulitivo de CH_4 (b); fluxo total de CH_4 (c).

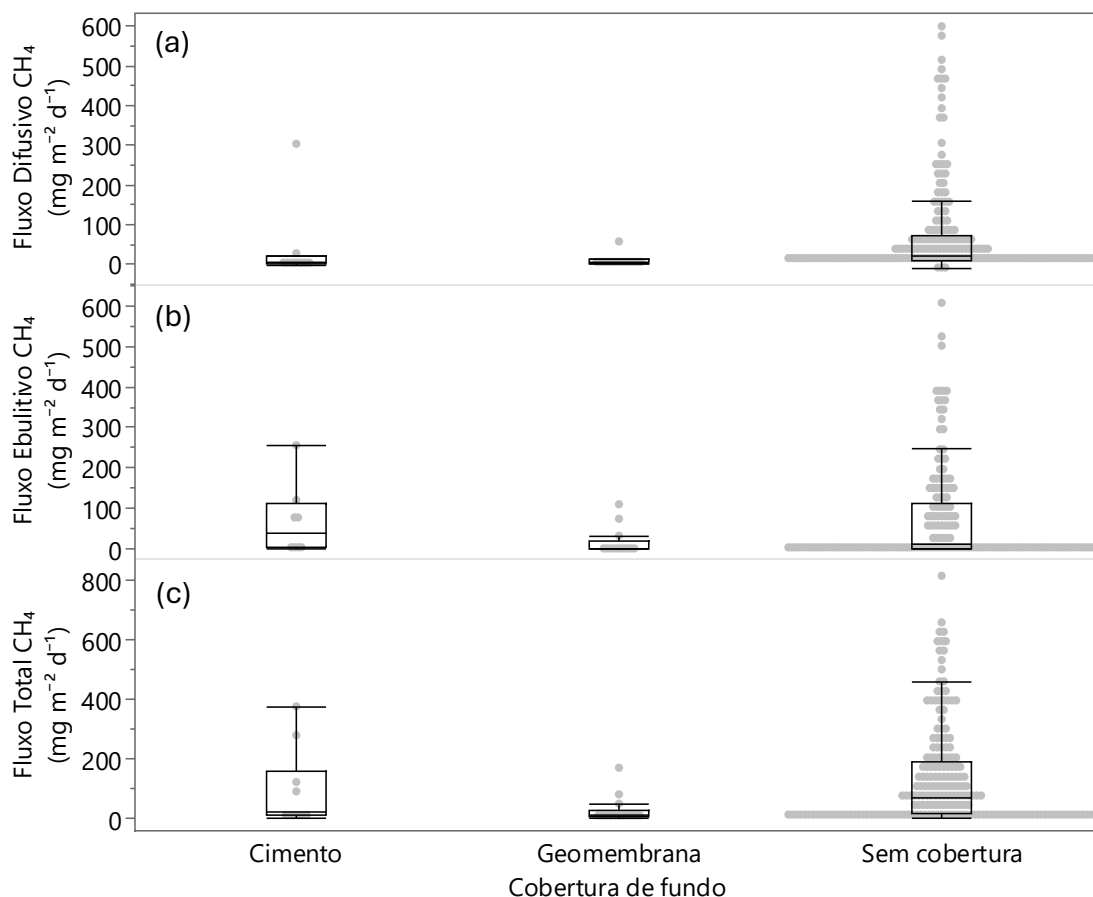


Figura 9: Boxplot dos fluxos de CH_4 ($\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) entre diferentes coberturas do viveiro; fluxo difusivo de CH_4 (a); fluxo ebulitivo de CH_4 (b); fluxo total de CH_4 (c).

Para avaliar o efeito da aeração artificial, os viveiros foram classificados quanto à presença ou ausência de aeradores, não considerando se eram ligados ou não, apenas na hora da medição do difusivo. Os viveiros aerados apresentaram medianas inferiores nas três vias de emissão: o fluxo difusivo reduziu 43,03% (de 19,59 para 11,16 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $n = 107$ e 53), o ebulitivo 55,66% (de 10,79 para 4,78 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $n = 96$ e 51) e o total 62,55% (de 67,93 para 25,44 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $n = 112$ e 59). Contudo, nenhuma dessas diferenças foi estatisticamente significativa pelo teste de Kruskal-Wallis (difusivo: $\chi^2 = 3,47$; $p = 0,062$; ebulitivo: $\chi^2 = 0,27$; $p = 0,605$; total: $\chi^2 = 2,50$; $p = 0,114$), o que reflete a elevada dispersão dentro de cada grupo (Figura 10). O *piecewise SEM*, ajustado sobre a mesma base e incorporando o agrupamento por piscicultura como efeito aleatório (Fisher's $C = 33,16$; $df = 44$; $p = 0,884$),

corroborou esse resultado: a aeração não apresentou efeito direto significativo sobre o fluxo total de CH_4 ($\beta = -0,17$; $p = 0,155$), nem sobre as vias difusiva ($p = 0,560$) e ebulitiva ($p = 0,245$) isoladamente. Em conjunto, os resultados indicam que, embora as medianas sejam consistentemente menores em viveiros aerados, a aeração artificial não constitui, isoladamente, um preditor significativo das emissões de CH_4 nos sistemas avaliados.

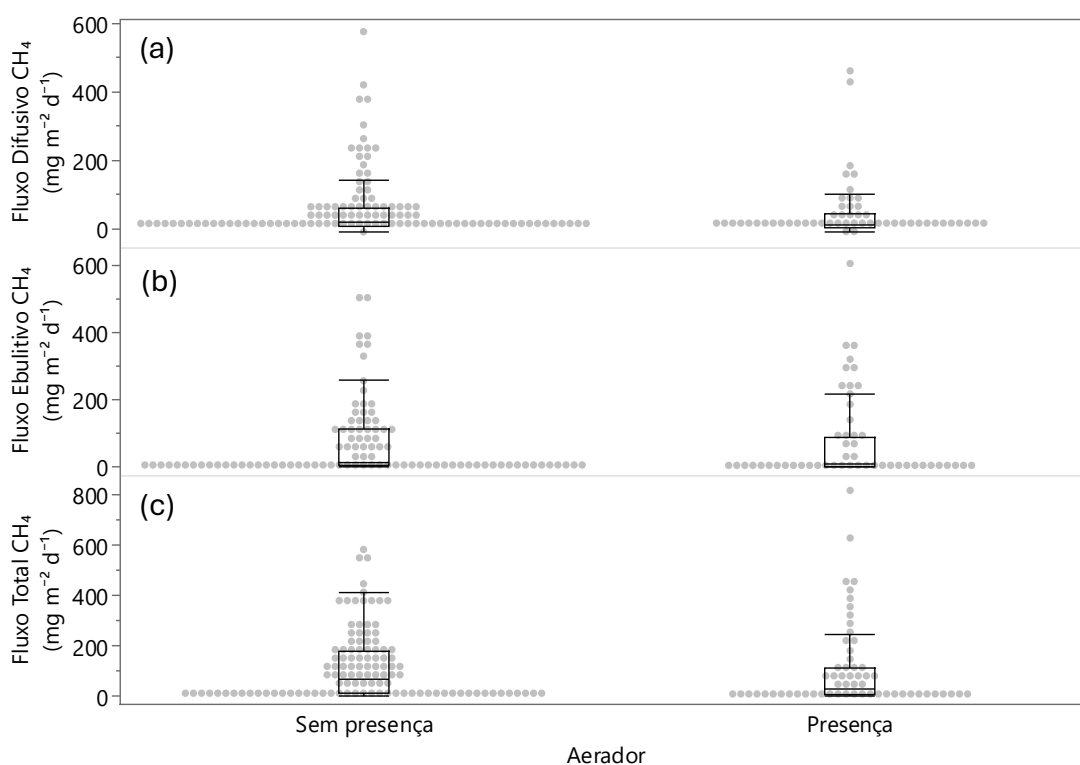


Figura 10: Boxplot dos fluxos de CH_4 ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) com a presença de aerador (Presence) ou sem presença do aerador (No presence); fluxo difusivo de CH_4 (a); fluxo ebulitivo de CH_4 (b); fluxo total de CH_4 (c).

Controladores dos fluxos de CH_4

O modelo de GLMM para CH_4 difusivo apresentou razão Qui-quadrado/DF = 0,29: a variabilidade observada nos dados é menor do que a esperada pelo modelo teórico, indicando leve subdispersão do modelo. O efeito aleatório de fazenda não foi significativo ($p\text{-Value}=0,77$). Entre os efeitos fixos, a concentração de oxigênio dissolvido na água superficial (ODcon_sw), a turbidez (NTU_sw) e DIN apresentaram associações negativas com o fluxo difusivo de CH_4 . Em contraste, o TON, a cobertura de macrófitas (macrophytas_cov) e a

densidade de peixes (fish_density) exibiram efeitos positivos sobre o fluxo difusivo de CH₄ (Tabela 5.1).

Para CH₄ ebulitivo o modelo apresentou ajuste adequado, com razão Qui-quadrado/DF = 0,55, indicando subdispersão, com o efeito aleatório de fazenda não significativo (p -Value=0,09). Os resultados indicam que os nutrientes inorgânicos dissolvidos (N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ e P-PO₄³⁻) apresentaram efeitos positivos sobre os fluxos ebulitivos, enquanto o N-NH₄⁺ exibiu efeito negativo significativo. A profundidade do sedimento (sed_depth) e a profundidade máxima do viveiro (Zmax) tiveram efeitos positivos. Em contraste, a densidade de peixes apresentou efeito negativo. Adicionalmente, a concentração de oxigênio dissolvido na água superficial exibiu forte associação positiva com os fluxos ebulitivos (Tabela 5.2).

O modelo de GLMM para o fluxo total de CH₄, obteve razão Qui-quadrado/DF = 0,089, indicando subdispersão. Os efeitos aleatórios de fazenda e da variável climática não foram estatisticamente significativos (p -Value=0,14; p -Value=0,61). Entre os principais controles, destacam-se os efeitos positivos do fosfato (PO₄³⁻), da clorofila no fundo do viveiro (Clo_insitu_bw), do DIN e da turbidez da superfície (NTU_sw). Em contraste, o TON apresentou efeito negativo significativo. O oxigênio dissolvido na água superficial (ODcon_sw) exibiu forte efeito negativo junto com a cobertura de macrófitas (macrophytas_cov) (Tabela 5.3). Enquanto na análise de correlação de Spearman entre o fluxo total de CH₄ e demais parâmetros coletados, mostrou que algumas variáveis se correlacionam positivamente com o fluxo total de CH₄: N-NO₂⁻ (p = 0,0015), temperatura da água (p =0,0134), condutividade (p =0,0008) e turbidez (p < 0,0001), indicativos de eutrofização.

Tabela 5: Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) ajustados para o fluxo difusivo de CH₄ (1), para o fluxo ebulitivo de CH₄ (2) e para o fluxo total de CH₄ (3) com distribuição Gamma e função de ligação logarítmica. São apresentados os efeitos fixos bem como o sinal dos coeficientes estimados, indicando relações positivas ou negativas entre as variáveis explicativas além do valor de “p” estatisticamente significativos (Prob>|t|).

	Fixed Effects	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t	
GLMM Difusivo CH ₄	ODcon_sw	-1,2778	0,144	-8,87	0,0003	1
	DIN	-0,0018	0,0003	-4,81	0,0006	
	NTU_sw	-0,016	0,0053	-2,99	0,0049	
	TON	0,0002	6,27E-05	4,26	<0,0001	
	Macrophytas_cov	0,0185	0,004	4,56	0,0006	
	Fish_density	0,0343	0,0068	4,98	0,0036	
GLMM Ebulitivo CH ₄	P-PO ₄ ³⁻	0,0209	0,0089	2,33	0,0248*	2
	N-NO ₃ ⁻	0,0138	0,0015	8,98	<0,0001*	
	N-NO ₂ ⁻	0,0163	0,0065	2,5	0,0168*	
	N-NH ₄ ⁺	-0,0175	0,0074	-2,35	0,0240*	
	Fish_density	-0,2992	0,1128	-2,65	0,0120*	
	Sed_deph	0,3917	0,1137	3,44	0,0016	
	Zmax	0,0124	0,0045	2,7	0,0105*	
	ODcon_sw	4,4827	0,5305	8,45	<0,0001	
GLMM Total CH ₄	P-PO ₄ ³⁻	0,0601	0,0085	7,03	<0,0001*	3
	Macrophytas_cov	-0,1917	0,0284	-6,74	<0,0001*	
	Clo_insitu_bw	0,0587	0,0058	9,98	<0,0001*	
	ODcon_sw	-4,02	0,3922	-10,25	<0,0001*	
	DIN	0,0035	0,0008	4,05	0,0003	
	TON	-0,0005	0,0001	-4,48	<0,0001*	
	NTU_sw	0,1897	0,0146	12,93	<0,0001*	

Na escala de piscicultura, as classes de cobertura do solo do entorno associaram-se de forma contrastante aos fluxos e às concentrações dissolvidas de CH₄. O fluxo difusivo correlacionou-se negativamente com a proporção de área agrícola ($\rho = -0,453$; $p = 0,0005$; $n = 55$), com a altitude ($\rho = -0,308$; $p = 0,022$; $n = 55$) e com a área construída ($\rho = -0,292$; $p = 0,030$; $n = 55$), e positivamente com o mosaico de floresta e uso agropecuário ($\rho = +0,402$; $p = 0,0024$; $n = 55$). As concentrações de CH₄ dissolvido apresentaram o padrão inverso: a concentração de superfície correlacionou-se positivamente com a área construída ($\rho = +0,461$; $p = 0,0016$; $n = 44$), com a área agrícola ($\rho = +0,318$; $p = 0,036$) e com a altitude ($\rho = +0,307$; $p = 0,043$), e negativamente com o mosaico florestal ($\rho = -0,349$; $p = 0,020$). A concentração de fundo seguiu o mesmo sentido, associando-se positivamente à área construída ($\rho = +0,327$; $p = 0,030$) e negativamente ao mosaico florestal ($\rho = -0,300$; $p = 0,048$). A área construída foi a única classe com correlação positiva significativa com o fluxo ebulitivo ($\rho = +0,292$; $p = 0,034$; $n = 53$). Neste raio, o fluxo total não se associou significativamente a nenhuma classe (Figura 11).

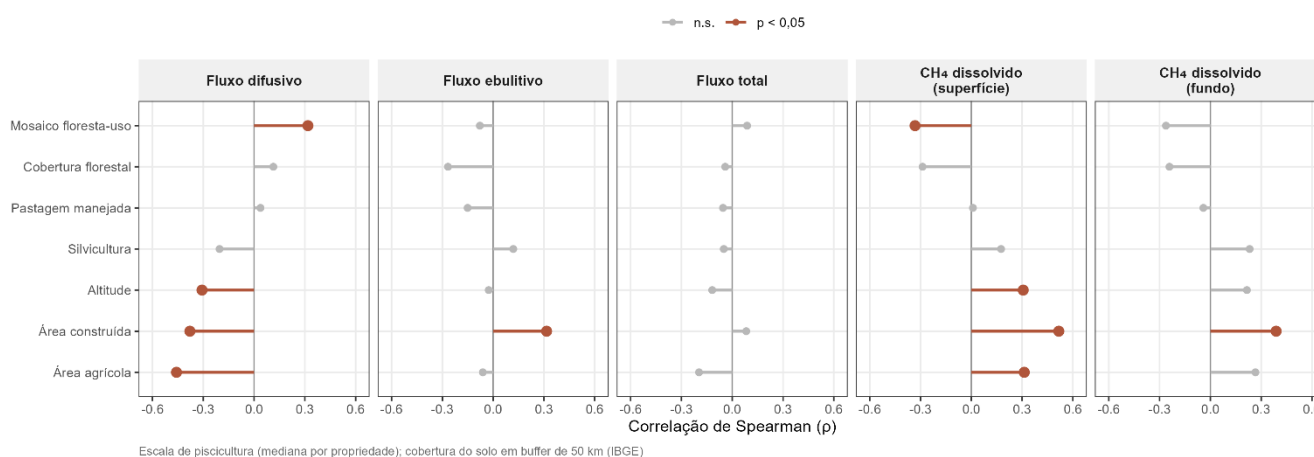
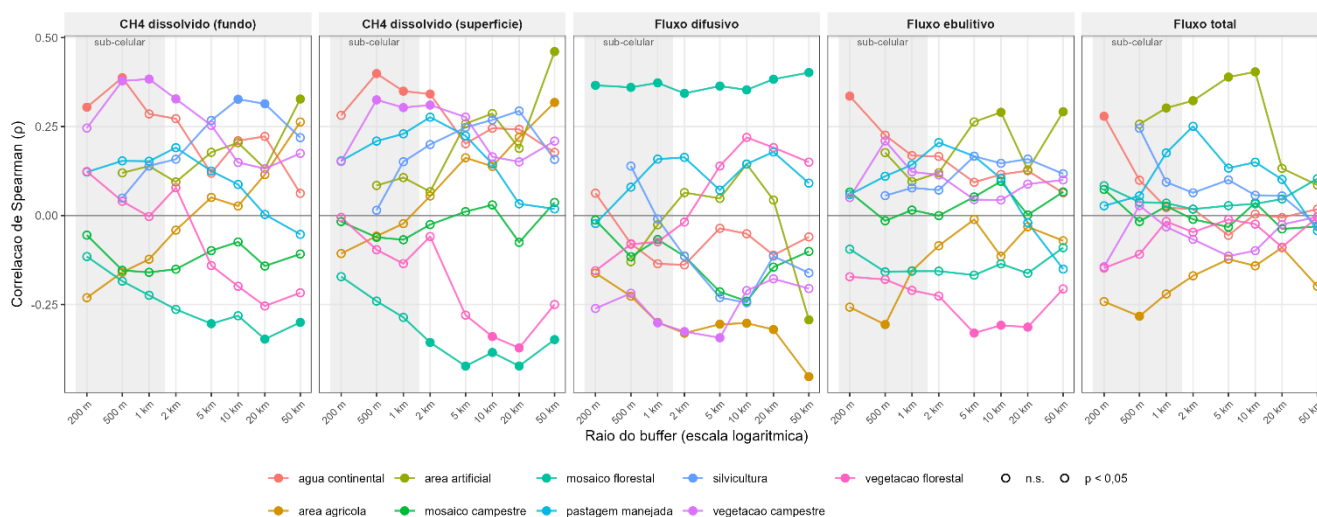


Figura 11: Correlação de postos de Spearman entre as classes de cobertura do solo do entorno das pisciculturas e os fluxos de CH₄ e as concentrações dissolvidas. Barras em laranja indicam associações significativas ($p < 0,05$) e em cinza, não significativas. As análises foram conduzidas na escala de piscicultura (mediana por propriedade), com a cobertura do solo extraída em buffer de 50 km de raio em torno de cada viveiro, a partir da grade de 1 km do IBGE (USO2020), e expressa como percentual da área total do círculo.

A associação entre cobertura do solo e CH₄ foi reavaliada em oito raios de buffer, de 200 m a 50 km. O número de correlações significativas manteve-se

entre sete e nove em 45 testes em todos os raios de 500 m a 50 km, contra 2,2 esperadas ao acaso. A associação entre o mosaico de floresta e uso agropecuário e o fluxo difusivo foi significativa nos oito raios (p médio = +0,368); a da área agrícola com o fluxo difusivo, em seis (de 1 a 50 km; p médio = -0,335); e a do mosaico florestal com a concentração de superfície, em cinco (de 2 a 50 km; p médio = -0,387). A área construída associou-se ao fluxo total apenas em escala intermediária, de 1 a 10 km (p de +0,302 a +0,404), sem significância a 20 e 50 km. A variação da cobertura do solo interna a cada piscicultura correspondeu a 2,87% da variação total no raio de 200 m, 0,75% no de 500 m e 0,0001% no de 50 km (Figura 12).



Escala de piscicultura (mediana por propriedade). Símbolo cheio: $p < 0,05$. A faixa cinza marca os raios em que o buffer cobre 4 células ou menos da grade de 1 km do IBGE.

Figura 12: Correlação de postos de Spearman entre as classes de cobertura do solo e os fluxos e concentrações de CH₄, em função do raio do buffer (200 m a 50 km, eixo logarítmico). Cada linha acompanha uma classe de cobertura ao longo das escalas; símbolos cheios indicam $p < 0,05$ e vazados, associações não significativas. A leitura da figura é horizontal: uma linha que permanece afastada do zero e com símbolos cheios ao longo de vários raios corresponde a uma associação que independe da escala de observação; uma linha que cruza o zero ou perde significância indica associação restrita a uma faixa de escala. A faixa cinza à esquerda marca os raios em que o buffer cobre quatro células ou menos da grade de 1 km do IBGE e o percentual de cobertura se aproxima do rótulo da célula em que a piscicultura se encontra, e não de uma composição de paisagem. Análises na escala de piscicultura (mediana por propriedade, $n = 55$).

As concentrações de CH_4 dissolvido não diferiram entre superfície e fundo (teste de Wilcoxon pareado, $p = 0,97$; $n = 145$), com medianas de $0,00195 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-3}$ em ambas as profundidades e correlação elevada entre elas ($\rho = 0,77$; $p < 0,0001$). O fundo superou a superfície em 49,0% dos viveiros. Ambas as profundidades se associaram positivamente ao fluxo ebulitivo (superfície: $\rho = 0,44$; fundo: $\rho = 0,35$; $p < 0,0001$) e ao fluxo total ($\rho = 0,27$ e $\rho = 0,22$, respectivamente), mas não ao difusivo ($p > 0,80$ em ambas). O CH_4 dissolvido apresentou dependência espacial significativa nas duas escalas avaliadas. O índice de Moran global foi de 0,572 na escala de viveiro ($n = 162$; $p = 0,001$; 999 permutações) e de 0,416 na escala de piscicultura ($n = 44$; $p = 0,001$), indicando autocorrelação espacial positiva. A análise local (LISA) identificou, na escala de piscicultura, seis agrupamentos significativos de valores altos cercados por valores altos e três unidades com padrão discordante em relação à vizinhança. Na escala de viveiro, 62 das 162 unidades apresentaram associação local significativa ($p < 0,05$), sendo 19 do tipo alto-alto e 40 do tipo baixo-baixo (Figura 13).

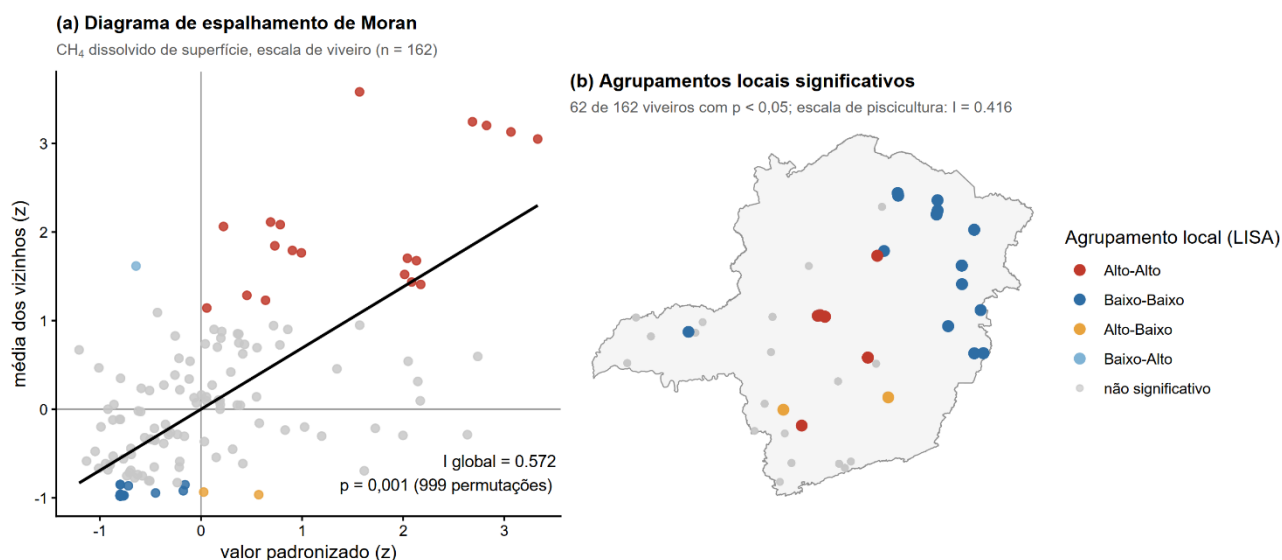


Figura 13: Dependência espacial das concentrações de CH_4 dissolvido de superfície. (a) Diagrama de espalhamento de Moran na escala de viveiro ($n=162$). Cada ponto é um viveiro, posicionado no eixo horizontal pelo seu próprio valor padronizado e no eixo vertical pela média dos valores dos viveiros vizinhos. A inclinação da reta é o próprio índice de Moran global ($I = 0,572$; $p = 0,001$; 999 permutações): uma inclinação positiva significa que viveiros com valores altos tendem a ter vizinhos também altos, e viveiros com valores baixos,

vizinhos baixos. Os quadrantes distinguem o tipo de associação local: alto cercado de alto, baixo cercado de baixo, ou as combinações discordantes. As cores destacam as unidades cuja associação é estatisticamente significativa, ficando em cinza as demais. (b) Distribuição geográfica, em Minas Gerais, dos agrupamentos locais significativos identificados pela análise LISA, que localiza no mapa os viveiros coloridos no painel (a).

O recálculo do índice de Moran sobre os resíduos indicou que nenhuma das 44 variáveis avaliadas isoladamente eliminou a dependência espacial na escala de piscicultura (Figura 14a). As maiores reduções do índice foram obtidas pela proporção de área construída no entorno (31,0%; I residual = 0,287; p = 0,0008) e pela temperatura do ar (30,2%; I residual = 0,290; p = 0,0006), enquanto os nutrientes reduziram entre 0 e 4,5% e a classificação de Köppen não reduziu o índice. Apenas a macrorregião levou o índice residual a valores não significativos (I = -0,038; p = 0,195; R^2 = 0,34). As normais climáticas de 1991–2020 apresentaram estrutura espacial significativa (I entre 0,461 e 0,919) e o conjunto de quatro descritores, temperatura média anual, precipitação anual e sazonalidades térmica e pluviométrica, reduziu o índice em 51,1% (I residual = 0,204; p = 0,0003); isoladamente, a temperatura média anual reduziu 1,2%. A partição de variância indicou que 39,6% da variação das concentrações entre pisciculturas é espacialmente estruturada, dos quais 29,9 pontos percentuais correspondem à fração compartilhada com o ambiente medido e 9,7 pontos à fração espacial pura (F = 3,57; p = 0,0036; Figura 14b); o ambiente respondeu por 45,3% da variação total, com fração pura de 15,4% (F = 3,23; p = 0,025), e 45,0% permaneceram não explicados. Os resíduos dos GLMM não apresentaram dependência espacial significativa em nenhuma das três vias (Figura 14c) (difusivo: I = -0,163, p = 0,999, n = 105; ebulitivo: I = 0,013, p = 0,322, n = 62; total: I = 0,037, p = 0,213, n = 79). Sem o efeito aleatório de propriedade, os resíduos do modelo do fluxo difusivo mantiveram autocorrelação significativa (I = 0,177; p = 0,0008), com correlação intraclasses de 0,54, enquanto os das demais vias permaneceram não significativos.

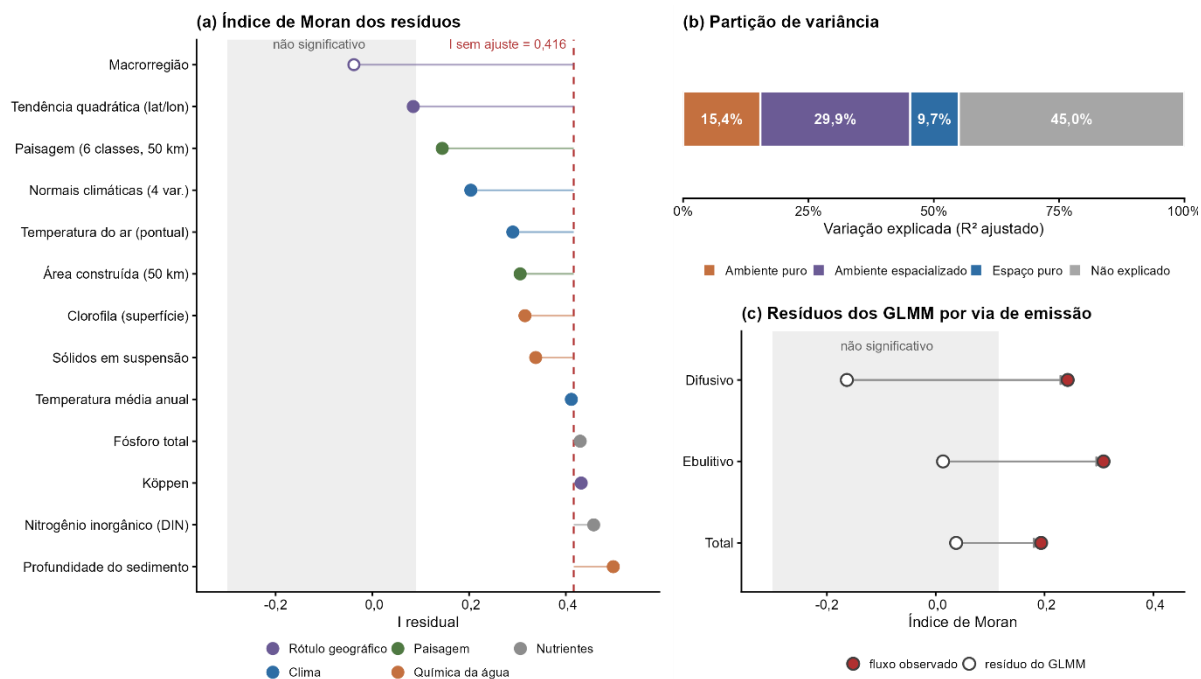


Figura 14: Fatores associados à dependência espacial das concentrações de CH_4 dissolvido, na escala de piscicultura ($n = 44$). (a) Índice de Moran recalculado sobre os resíduos de modelos ajustados a cada covariável candidata. A linha tracejada vermelha marca o índice obtido sem qualquer ajuste ($I = 0,416$); cada ponto indica o valor a que o índice cai quando se desconta o efeito daquela covariável, e o segmento horizontal representa essa queda. Quanto mais à esquerda o ponto, mais a covariável responde pelo padrão espacial; pontos à direita da linha tracejada correspondem a covariáveis que não reduzem o índice. A faixa cinza delimita a região em que o índice deixa de ser estatisticamente significativo ($p \geq 0,05$, teste de Cliff-Ord): apenas a macrorregião alcança essa região (ponto vazado), enquanto as demais permanecem fora dela, ou seja, deixam estrutura espacial por explicar. As cores agrupam as covariáveis por natureza. (b) Partição da variação total das concentrações em quatro frações: a parcela explicada apenas pelo ambiente medido; a parcela compartilhada entre ambiente e espaço, isto é, ambiente que varia regionalmente; a parcela de estrutura espacial que nenhuma variável medida reproduz; e o restante não explicado. (c) Índice de Moran antes e depois do ajuste dos GLMM de cada via de emissão: o ponto vermelho corresponde ao fluxo observado e o ponto vazado, aos resíduos do modelo, com a seta indicando o sentido da mudança. Nas três vias os resíduos entram na faixa não significativa, indicando que os modelos capturam a estrutura espacial dos dados.

DISCUSSÃO

Estimativa da emissão total no estado de Minas Gerais.

A emissão total anual de GEE neste trabalho leva em conta as emissões de CH₄ convertidas a CO₂ equivalente, uma vez que apenas o CH₄ emitido nestes ambientes deve ser considerado como emissão antropogênica. O CO₂ emitido pelos viveiros de aquicultura é resultado de um processo de fixação prévia no ambiente terrestre ou aquático e não representa uma adição real de GEE para a atmosfera (Prairie et al., 2017; IPCC, 2019). Para os viveiros escavados avaliados neste estudo em Minas Gerais, a emissão total anual estimada foi de 51,01 Gg CO₂-eq ano⁻¹. Com os valores estatísticos do bootstrap, o intervalo estimado de emissão de CH₄ correspondeu a 1,56–2,20 Gg CH₄ ano⁻¹, o que representa um fluxo anual entre 42,41 e 59,92 Gg CO₂-eq ano⁻¹, considerando o GWP₁₀₀ do CH₄ de 27,2. Globalmente, estima-se que os viveiros de aquicultura emitam 0,58 Gt CO₂-eq ano⁻¹ (58×10^4 Gg CO₂-eq ano⁻¹) (Barange et al., 2018). Essa estimativa apresenta incertezas, sobretudo em relação às emissões de CH₄, e é considerada conservadora por não incorporar de forma abrangente os fluxos difusivos e ebulitivos.

As projeções indicam que a expansão da atividade aquícola tende a resultar em aumento dos fluxos de CH₄ nos próximos anos. Ainda assim, a contribuição permaneceria marginal na escala estadual: a aquicultura responde atualmente por 0,03% das emissões de Minas Gerais (0,05 de 189,96 Mt CO₂-eq; SEEG, 2024) e, mesmo no cenário otimista de 2050, com fluxo 3,7 vezes maior, permaneceria abaixo de 0,15%. Para efeito de comparação, o setor agropecuário como um todo responde por 31,1% das emissões estaduais e os processos industriais por 14,2%. Entre os 20 viveiros classificados nos grupos próximos à mediana do IPCC e de maiores fluxos, apenas dois não correspondiam à produção de tilápia, indicando que a expansão projetada da tilapicultura concentra o potencial de crescimento das emissões da atividade.

Em comparação com os reservatórios hidrelétricos do estado, os 214 corpos mapeados dentro dos limites de Minas Gerais somam 504.985 ha de lâmina d'água (base IDE-Sisema/BHO recortada ao limite estadual) e emitiriam entre 19.381 e 38.968 Gg CO₂-eq ano⁻¹, contra 51,01 Gg CO₂-eq ano⁻¹ da piscicultura. Normalizada pela área, a diferença também se mantém (Tabela 6;

Figura 15): a mediana dos viveiros ($223 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e a média ($439 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; IC 95%: 365–515) situam-se abaixo da faixa dos reservatórios tropicais ajustada ao estado trófico eutrófico (1.411 a $2.837 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e abaixo do fator do IPCC (2019) para viveiros de água doce sob o mesmo ajuste ($1.830 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), com 91,2% dos viveiros abaixo do limite inferior da faixa. Sob esse ajuste, a intensidade areal distingue os dois sistemas: os reservatórios tropicais operam de 3 a 6 vezes acima da média dos viveiros e de 6 a 13 vezes acima da mediana, e a diferença de emissão entre os setores combina esse contraste de intensidade com a área ocupada, 118 vezes maior nos reservatórios. Cabe registrar que o ajuste trófico foi aplicado aos fatores do IPCC, mas não aos valores medidos neste estudo, que já incorporam o estado trófico dos viveiros amostrados: a razão entre a média medida ($439 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o fator Tier 1 sem ajuste ($183 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) corresponde a um ajuste trófico efetivo de 2,4 para os viveiros mineiros, bem inferior ao valor de 10 recomendado para a classe eutrófica. Cabe ressaltar que comparações apoiadas apenas em medições difusivas (Rogério et al., 2013) ou em compilações de fluxos de superfície (Barros et al., 2011) subestimam sistematicamente a emissão dos reservatórios, uma vez que as medições concentram-se em áreas profundas, onde a ebulição é pouco expressiva. Os resultados indicam que uma maior área de lâmina d'água não está necessariamente associada a maiores fluxos de CH_4 , contrariando Holgerson e Raymond (2016).

Tabela 6: Intensidade areal de emissão de CH_4 em viveiros escavados de piscicultura e em reservatórios, expressa como fator de emissão. Os fatores do IPCC (2019) para reservatórios (Tabela 7.9) integram as vias difusiva e ebulitiva; o fator para viveiros de água doce (Tabela 7.12) corresponde à média de valores $\log_{10}$ -transformados. A média deste estudo é a mediana do bootstrap (10.000 iterações) ponderada pela área das macrorregiões, e o IC 95% deriva da mesma distribuição. Os fatores do IPCC estão multiplicados pelo fator de ajuste de estado trófico da classe eutrófica ($\alpha = 10$; IPCC, 2019, Tabela 7.11); os valores deste estudo não recebem esse ajuste, por serem medidos e já incorporarem o estado trófico dos viveiros amostrados. A conversão entre unidades adota $1 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} = 0,274 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. O valor de Rogério et al. (2013) refere-se

apenas ao fluxo difusivo, medido em Furnas, Itumbiara e Serra da Mesa, e não é diretamente comparável ao total.

Sistema	Fonte	kg CH ₄ ha ⁻¹ ano ⁻¹	IC 95%	mg CH ₄ m ⁻² d ⁻¹
Viveiros escavados de MG — mediana	Este estudo	223	—	61,2
Viveiros escavados de MG — média	Este estudo	439	365–515	120,2
Viveiros de água doce — padrão global × α = 10	IPCC (2019), Tab. 7.12	1.830	1.180–2.280	501,4
Reservatórios > 20 anos — tropical úmido × α = 10	IPCC (2019), Tab. 7.9	1.411	1.311–1.527	386,6
Reservatórios > 20 anos — tropical seco/montano × α = 10	IPCC (2019), Tab. 7.9	2.837	2.619–3.058	777,3
Reservatórios brasileiros — apenas difusivo	Rogério et al. (2013)	50,5	—	13,8

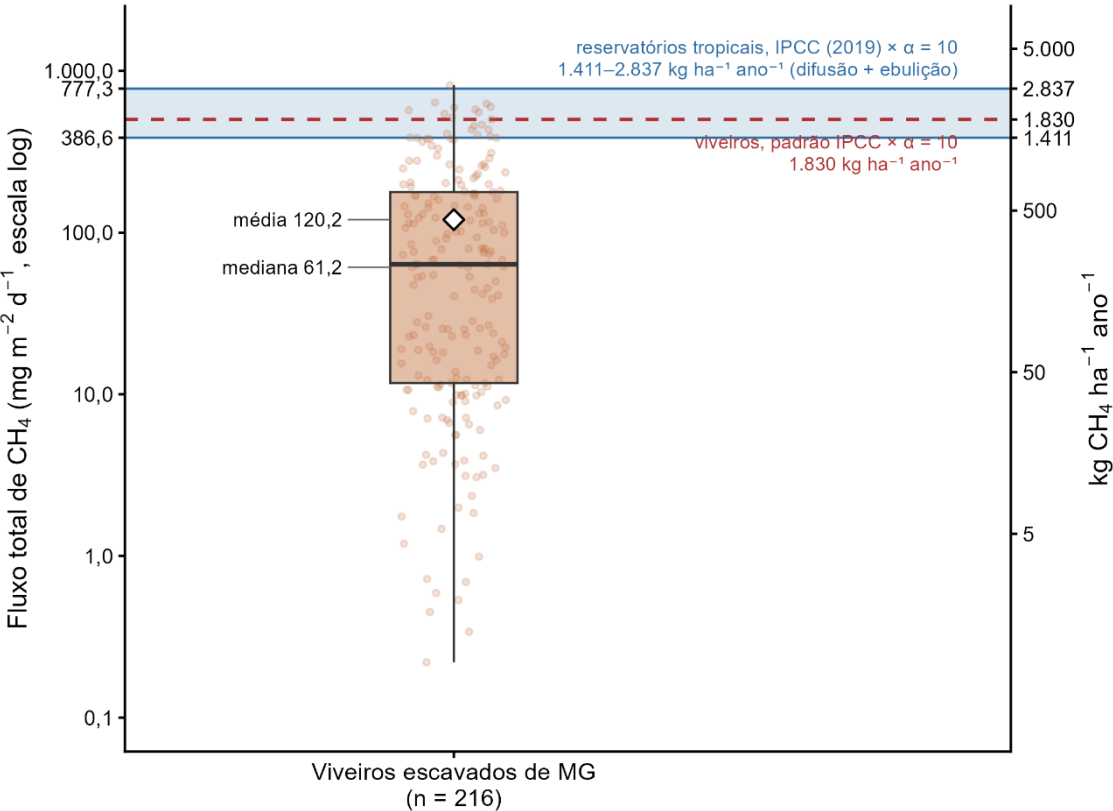


Figura 15: Intensidade areal do fluxo total de CH₄ nos viveiros escavados de Minas Gerais (n = 216; escala logarítmica), comparada às referências do IPCC (2019) ajustadas pelo fator de estado trófico da classe eutrófica (α = 10; Tabela 7.11). A faixa azul corresponde aos fatores de emissão de reservatórios tropicais (Tabela 7.9: 1.411 a 2.837 kg CH₄ há⁻¹ ano⁻¹, integrando as vias difusiva e ebulitiva) e a linha vermelha tracejada ao fator para viveiros de água doce (Tabela 7.12: 1.830 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹). O losango branco indica a média estratificada por macrorregião obtida no bootstrap (120,2 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) e a

linha central da caixa, a mediana ($61,16 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). O eixo secundário converte as unidades pela relação $1 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} = 0,274 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Seis observações de valor nulo ou negativo permanecem nas estatísticas, mas não são representáveis na escala logarítmica.

A aquicultura representa aproximadamente 0,03% das emissões totais do estado. Em comparação com outras cadeias de proteína animal, as emissões da aquicultura ($0,05 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$) são substancialmente menores (Tabela 7), correspondendo a valores cerca de 99,8% inferiores às emissões da pecuária de corte ($33,91 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$), 96,9% menores que as da suinocultura ($1,61 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$) e 84,5% inferiores às da produção avícola ($0,33 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$). A atividade é maior apenas que a produção de ovinos ($0,03 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$) e caprinos ($0,02 \text{ Mt CO}_2\text{-eq}$) (SEEG, 2024).

Tabela 7: Comparação de emissões do setor Agropecuário por sub-categoria emissora em Mt CO₂-eq

Fonte de Emissão	Mt CO ₂ eq
Gado de corte	33,91
Gado de leite	10,15
Aplicação de ureia e demais fertilizantes sintéticos nitrogenados	3,85
Calagem	3,43
Suínos	1,61
Pastagem	1,48
Soja	0,71
Aplicação de ureia	0,67
Equino	0,61
Milho	0,52
Manejo de solo	0,48
Cana-de-açúcar	0,43
Aves	0,33
Torta de filtro	0,32
Bubalino	0,18
Arroz	0,11

Outras culturas	0,10
Feijão	0,08
Muar	0,06
Vinhaça	0,05
Piscicultura	0,05
Ovino	0,03
Trigo	0,02
Caprino	0,02
Mandioca	0,01
Asinino	0,01

Parte dos fluxos totais está associada às emissões ebulitivas e difusivas de CH₄. Neste trabalho, estas duas vias de emissão apresentaram contribuições semelhantes para o fluxo total (50,64% do total na forma ebulitiva e 49,36% na forma difusiva) com as macrorregiões Centro e a Zona da Mata com maiores influências (Figura 6). Em outros estudos o fluxo ebulitivo é apontado como dominante em relação ao fluxo total de CH₄ em viveiros, podendo exceder 90% do fluxo total em determinados contextos (Melo Júnior et al., 2025; Pacheco et al., 2025). Em sínteses globais, contudo, a contribuição ebulitiva tem variado; por exemplo, Vroom et al. (2023) e Kosten et al. (2020) reportaram proporções em torno de 72% (ebulitivo) e 28% (difusivo). Essas diferenças ressaltam a necessidade de inventários mais completos e espacialmente representativos para reduzir incertezas e aprimorar a avaliação do impacto climático da aquicultura (Raymond et al., 2013).

A contribuição ebulitiva observada neste estudo (50,64%) foi inferior à relatada em outros sistemas de viveiros, o que parece estar relacionado ao manejo e indica que a dominância dessa via não é universal. O GLMM apresentado neste estudo mostrou relação positiva entre o fluxo ebulitivo e a espessura da camada de sedimento, em concordância com Vroom et al. (2023), que identificaram a espessura do sedimento como fator determinante da ebulição, com taxas significativamente menores em sistemas de camada sedimentar fina, nos quais o acúmulo físico de gás é limitado. Zhao et al. (2021) relataram que a ebulição representou 70% ± 4% do fluxo total de metano e apontaram a dragagem do sedimento como forte medida de mitigação das

emissões de CH₄. Em conjunto, esses estudos indicam que a magnitude da ebulição está associada ao manejo do sedimento e do sistema produtivo, fatores que ajudam a explicar a variabilidade observada entre os modelos de cultivo. Contudo, as emissões de CH₄ provenientes do material dragado permanecem em grande parte desconhecidas, de modo que não se sabe se a dragagem representa redução líquida das emissões ou apenas deslocamento espacial do fluxo, uma limitação nas avaliações atuais de ciclo de vida da aquicultura (Kosten et al., 2020).

Os viveiros aerados apresentaram medianas inferiores nas três vias de emissão, com reduções de 43,03% no fluxo difusivo, 55,66% no ebulitivo e 62,55% no total. Contudo, nenhuma dessas diferenças foi estatisticamente significativa, e o *piecewise* SEM tampouco identificou efeito direto da aeração sobre o fluxo total de CH₄ ($\beta = -0,17$; $p = 0,155$). A direção do padrão é consistente com outros estudos: Yang et al. (2023) relataram redução de 40% no fluxo de CH₄ associada à presença de aeradores em cultivo de camarão, e Melo Júnior et al. (2025) também observaram queda significativa do fluxo difusivo com o uso do aerador. Espera-se que o aumento da oxigenação iniba a metanogênese em condições anaeróbicas e favoreça o consumo metanotrófico na coluna d'água. Consistente com esse mecanismo, o oxigênio dissolvido na superfície correlacionou-se forte e negativamente com o fluxo difusivo neste conjunto de dados ($p = -0,354$; $p < 0,0001$), enquanto não houve relação com o fluxo ebulitivo ($p = -0,038$; $p = 0,617$), já que as bolhas atravessam a coluna óxica sem se equilibrar com ela. Ainda assim, o uso de aeradores pode alterar a dinâmica biogeoquímica do sistema, afetar a produção de outros GEE e aumentar o consumo de energia na fazenda (Roy et al., 2021).

Trabalhos posteriores sugerem que, ao incluir essas fontes biogênicas, o impacto climático do setor pode situar-se entre 8×10^5 e 1×10^6 Gg CO₂-eq ano⁻¹ (0,8–1,0 Gt CO₂-eq ano⁻¹) (Kosten et al., 2020; Vroom et al., 2023). Para a aquicultura continental especificamente, as estimativas indicam 6–14 Tg CH₄ ano⁻¹ ($\approx 1,6 \times 10^5$ a $3,8 \times 10^5$ Gg CO₂-eq ano⁻¹, aplicando GWP₁₀₀ de 27,2). Em relação às emissões antrópicas globais totais, de aproximadamente 55 Gt CO₂-eq ano⁻¹ (Forster et al., 2024), a aquicultura continental responde, portanto, por menos de 1% do total global, enquanto o setor aquícola como um todo representa cerca de 1–2%.

Nossas projeções para Minas Gerais indicam que a produção de tilápia pode ultrapassar 100 mil toneladas até 2030 e, em um cenário otimista, superar 330 mil toneladas até 2050. Para os peixes nativos, embora atualmente representem cerca de 2,7% da produção estadual em 2025, observa-se crescente interesse em programas de melhoramento genético e na valorização cultural dessas espécies (Peixe BR, 2025; 2026). Associado a políticas públicas voltadas à segurança hídrica e à preservação de ecossistemas estratégicos, esse cenário evidencia o potencial de Minas Gerais para se consolidar como referência em eficiência aquícola, conciliando expansão produtiva, conservação da biodiversidade aquática e resiliência climática (PSCRMG, 2021).

Relação dos fluxos com a espacialidade

As emissões de GEE no estado de Minas Gerais foram espacialmente heterogêneas. A macrorregião Centro e a Zona da Mata responderam por 45% das emissões totais do estado (22,96 de 51,01 Gg CO₂-eq ano⁻¹). Estudos como Zhang et al. (2022) e Xu et al. (2022) mostraram padrões semelhantes de concentração espacial entre províncias, relacionando a espacialidade a fatores como (i) o PIB regional, (ii) a localização geográfica e a disponibilidade de recursos, como proximidade à água, (iii) a composição de espécies cultivadas e (iv) a densidade industrial e a demanda local, fatores que criam hotspots de emissão. Xu et al. (2022) apontam ainda que as emissões acompanham linearmente o PIB regional e a densidade produtiva. Em Minas Gerais, essa associação é apenas parcialmente observada. Ela se sustenta para as macrorregiões Centro e Zona da Mata, que combinam PIB expressivo no contexto estadual (Fundação João Pinheiro, 2025) com as maiores emissões, mas não se aplica ao restante: o Triângulo, apesar de possuir a segunda maior área de lâmina d'água aquícola do estado (897,5 ha) e PIB expressivo, apresentou a menor contribuição (7,7%; 3,91 Gg CO₂-eq ano⁻¹), enquanto a macrorregião Norte, com a menor área (475,1 ha), ocupou a terceira posição (17,9%; 9,07 Gg CO₂-eq ano⁻¹). Esses contrastes sugerem que fatores adicionais, características produtivas, intensidade aquícola e manejo, moldam a distribuição espacial das emissões de GEE no estado mais fortemente do que o produto econômico ou a área cultivada isoladamente.

A decomposição da variância delimita o alcance dessa heterogeneidade. Cerca de 40% da variação das concentrações de CH_4 dissolvido entre pisciculturas é espacialmente estruturada, mas três quartos dessa parcela são compartilhados com o ambiente medido: o padrão espacial existe, em grande medida, porque as próprias variáveis ambientais variam regionalmente, e não porque atue um fator oculto dominante. A fração espacial pura, estrutura que nenhuma das variáveis medidas reproduz, responde por 9,7% da variação total; é significativa, e, portanto, indica um determinante regional efetivamente não medido, mas de magnitude modesta, o que explica por que nenhuma covariável isolada foi capaz de eliminar o índice de Moran. Entre os candidatos avaliados, apenas a macrorregião absorveu integralmente a dependência espacial, e um rótulo geográfico descreve o padrão sem identificar o mecanismo.

O achado mais informativo desse conjunto diz respeito ao clima: a temperatura média anual, isoladamente, não explica o padrão, ao passo que o conjunto que incorpora as sazonalidades térmica e pluviométrica alcança metade da redução do índice. A escala regional relevante para o CH_4 dissolvido parece ser, portanto, a da variabilidade climática ao longo do ano, e não a da temperatura média, distinção que uma medida pontual de temperatura do ar, tomada no momento da amostragem, não é capaz de resolver. Cabe registrar que os nutrientes, principais controles da magnitude dos fluxos nos GLMM, não explicam a organização espacial: reduziram o índice de Moran em menos de 5%. Magnitude e espacialidade respondem, nesses sistemas, a conjuntos distintos de controles.

O padrão encontrado tem paralelo direto na literatura de sistemas aquáticos continentais tropicais. Paranaíba et al. (2018), medindo concentrações dissolvidas de CH_4 com resolução espacial em três reservatórios brasileiros, dois deles em Minas Gerais, verificaram que a localização geográfica dentro do reservatório figurou entre as variáveis mais importantes para explicar a pressão parcial de CH_4 , com peso superior ao da data e do horário da coleta, e que modelos combinando oxigênio dissolvido, pH, clorofila, profundidade e posição explicaram entre 44 e 79% da variabilidade interna a cada reservatório. A ordem de grandeza aproxima-se dos 45,3% aqui atribuídos ao ambiente medido, e a estrutura é análoga, organização equivalente aos agrupamentos alto-alto e baixo-baixo identificados aqui pela análise LISA. A convergência é informativa

porque os sistemas diferem em escala e natureza: em reservatórios o gradiente se estabelece dentro de um mesmo corpo d'água, ao longo do eixo longitudinal; em pisciculturas, entre propriedades distribuídas por centenas de quilômetros. Em ambos os casos, contudo, a posição no espaço retém poder explicativo depois de contabilizadas as variáveis limnológicas, o que sustenta a interpretação de que parte do controle sobre o CH₄ opera em escala superior à do corpo d'água individual. A implicação prática também é comum: Paranaíba et al. (2018) estimaram que desconsiderar a variabilidade espacial pode subestimar a emissão difusiva de um reservatório entre 10 e 80%, o que reforça a necessidade de delineamentos amostrais espacialmente distribuídos, condição atendida neste trabalho pela cobertura das seis macrorregiões, mas que permanece como limitação em estudos apoiados em poucas propriedades.

A aplicação de estatística espacial a emissões da aquicultura tem precedente recente, ainda que em escala e natureza de dado distintas. Wen et al. (2026) calcularam o índice de Moran global para as emissões de carbono do cultivo de *Litopenaeus vannamei* em dez províncias costeiras da China, entre 2009 e 2023, empregando matrizes de vizinhança por distância inversa, por k vizinhos mais próximos ($k = 3$) e por contiguidade. A faixa de valores é comparável à obtida neste estudo (0,416 entre pisciculturas e 0,572 entre viveiros), o que sugere que a magnitude da estrutura espacial se mantém semelhante mesmo quando mudam a escala e o objeto de medida. As diferenças, contudo, delimitam o alcance da comparação: naquele trabalho o índice incide sobre emissões estimadas por inventário e agregadas por unidade federativa, ao passo que aqui incide sobre concentrações de CH₄ efetivamente medidas em campo, tendo a propriedade rural como unidade amostral. A distinção importa porque a autocorrelação de dados agregados reflete, em boa medida, a organização da atividade econômica no território, enquanto a de dados medidos incorpora também os controles biogeoquímicos locais. Até onde se tem conhecimento, esta é a primeira aplicação de estatística espacial explícita, índices de Moran global e local em concentrações de CH₄ medidas diretamente em pisciculturas, e a primeira decomposição da variação dessas concentrações entre frações ambiental e espacial.

A ausência de autocorrelação nos resíduos dos GLMM indica que os modelos capturam a estrutura espacial dos dados e que os erros-padrão dos

efeitos fixos não estão subestimados por dependência residual, condição necessária para que as associações relatadas sejam interpretadas com segurança. O mecanismo, contudo, difere entre as vias. No fluxo difusivo, a estrutura espacial é absorvida pelo efeito aleatório de propriedade, que responde por 54% da variância do modelo: retirado esse termo, os resíduos voltam a apresentar autocorrelação significativa. No fluxo ebulitivo e no total, os efeitos fixos já bastam e a variância entre propriedades é praticamente nula. A leitura conjunta sugere que a via difusiva se organiza na escala da propriedade, refletindo manejo, desenho dos sistemas e condições compartilhadas entre viveiros vizinhos, enquanto a ebulição responde predominantemente a condições locais de cada viveiro.

O contraste entre cobertura do solo, concentração dissolvida e via de emissão mostra que pisciculturas inseridas em contextos regionais mais antropizados, com maior proporção de área construída e agrícola no entorno, apresentaram maiores concentrações de CH_4 dissolvido na água. Porém menores fluxos difusivos, enquanto contextos com maior presença de mosaico florestal exibiram o padrão oposto. Como a área construída foi também a única classe positivamente associada ao fluxo ebulitivo, o conjunto sugere que, nesses contextos, o CH_4 se acumula na coluna d'água e alcança a atmosfera preferencialmente pela via ebulitiva, contornando a interface ar-água. O mecanismo é coerente com o observado na relação entre oxigênio dissolvido e as duas vias: a bolha atravessa a coluna óxica sem se equilibrar com ela, de modo que a oxidação que limita o fluxo difusivo não atua sobre a ebulição. A repetição das correlações em oito raios de buffer delimita o alcance espacial dessas associações. A relação do mosaico florestal com o fluxo difusivo manteve-se significativa dos 200 m aos 50 km, e a da área agrícola, de 1 km a 50 km, o que indica que nenhuma das duas é artefato do raio adotado: o gradiente de vegetação que as sustenta é reconhecível tanto no entorno imediato quanto no contexto regional. Já a associação da área construída com o fluxo total apareceu apenas entre 1 e 10 km e desapareceu nos raios maiores, o que a caracteriza como efeito de vizinhança, e não como gradiente regional de antropização. A distinção importa para a leitura dos dois casos: o primeiro descreve a paisagem em que a piscicultura está inserida, o segundo, a pressão exercida pela ocupação próxima. Ainda assim, a implicação para inventários é

relevante: em regiões de uso intensivo do solo, estimativas baseadas apenas em medições difusivas, como as que sustentam o fator padrão do IPCC, tendem a subestimar de forma mais acentuada a emissão real.

A ausência de gradiente vertical nas concentrações de CH₄ dissolvido indica que a coluna d'água dos viveiros avaliados permanece verticalmente homogênea quanto a esse gás, o que é coerente com a profundidade mediana de 1,3 m. Em viveiros rasos de aquicultura, a estratificação, quando ocorre, tende a ser diurna e transitória, revertida pelo resfriamento noturno, pela ação do vento e pela aeração artificial (Oberle et al., 2019). Nessas condições, o CH₄ produzido no sedimento não se acumula em uma camada de fundo isolada: ou é oxidado ao atravessar a coluna óxica, ou escapa por ebulição. Isso ajuda a explicar por que as concentrações dissolvidas se associaram ao fluxo ebulitivo em ambas as profundidades, mas não ao difusivo. O estoque dissolvido acompanha a dissolução parcial das bolhas em ascensão, enquanto o fluxo difusivo depende da velocidade de troca gasosa na interface ar-água.

A dependência espacial detectada reforça essa leitura. O índice de Moran significativo nas duas escalas indica que os fluxos não se distribuem aleatoriamente pelo território, mas respondem a determinantes de escala regional, uso do solo, bacia hidrográfica e contexto climático, que atuam além das características individuais de cada viveiro. A manutenção da autocorrelação na escala de piscicultura ($I = 0,416$) demonstra que o padrão não é mero efeito de agrupamento intraproprietário: unidades geograficamente próximas apresentaram concentrações mais semelhantes entre si do que o esperado ao acaso, e essa semelhança se mantém acima da escala da propriedade. O resultado corrobora o diagnóstico de Kosten et al. (2020), segundo o qual a extrapolação confiável das emissões de viveiros só é possível quando se dispõe de dados regionais representativos, lacuna que os autores apontam explicitamente para o Brasil, onde as estimativas ainda se apoiam majoritariamente em estudos conduzidos na Ásia. Do ponto de vista de inventário, isso significa que amostragens espacialmente enviesadas produzem estimativas enviesadas: extrapolar a partir de poucas propriedades concentradas em uma região tende a propagar a assinatura daquela região para todo o estado. Os agrupamentos de valores altos identificados pela análise local oferecem, por outro lado, um critério objetivo para priorizar esforços de mitigação

e de monitoramento futuro, concentrando-os nas propriedades e regiões que efetivamente respondem pela maior parcela das emissões.

Relação dos fluxos com espécies cultivadas

O cultivo de espécies nativas de Minas Gerais apresentou fluxo total médio de $41,51 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, valor substancialmente inferior aos reportados em outros estudos. Esse valor também se mantém inferior à média geométrica global reportada pelo IPCC ($\sim 50 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Zhao et al. (2021) registraram $354,2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ em policultivo na China, enquanto Yang et al. (2023) registraram valores entre 108 e $182,4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ em viveiros de camarão, também na China. Mesmo em estudos nacionais, como Vroom et al. (2023), a média de viveiros brasileiros atingiu $134 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, valor mais de três vezes superior ao observado para as espécies nativas em Minas Gerais.

Quando comparado com os demais sistemas deste estudo, o cultivo de espécies nativas apresentou emissões estatisticamente menores que a tilápia ($198,68 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), o sistema tilápia + policultivo ($168,94 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e o policultivo isolado ($107,95 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Tabela 8). Valores expressos como médias, enquanto os testes de comparação foram conduzidos sobre as distribuições (Kruskal–Wallis/Wilcoxon). O padrão pode estar ligado a hábitos alimentares e metabolismo. Esses resultados sugerem que maior ênfase no cultivo de espécies nativas pode sustentar a produção de peixes com menor impacto climático e representa uma alternativa potencial para a redução dos fluxos de CH_4 na atividade. A priorização de espécies nativas apresenta ainda um benefício adicional: mitiga o risco de introdução de organismos exóticos no ambiente natural, reduzindo desequilíbrios ecológicos, competição com espécies locais e alterações na estrutura das comunidades aquáticas. Esse benefício se aplica especificamente às espécies endêmicas das bacias de Minas Gerais, uma vez que as espécies amazônicas, embora nativas do Brasil, são não nativas nesta região, razão pela qual os dois grupos foram analisados separadamente neste estudo.

*Tabela 8: Comparação entre os fluxos difusivo, ebulitivo e total de CH₄ (mg m⁻² d⁻¹) entre as médias de estudos anteriores e as do presente estudo. PM = monocultura de camarão (*Macrobrachium amazonicum*); FM = monocultura de peixe: tambaqui (*Colossoma macropomum*), tilápia (*Oreochromis niloticus*) e truta (*Oncorhynchus mykiss*).*

Artigo	Sistema / Espécie	Fluxo difusivo (mg CH ₄ m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo ebulitivo (mg CH ₄ m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo total médio (mg CH ₄ m ⁻² d ⁻¹)
Melo Júnior et al. (2025)	RAS - Tanques (Tilápia)	20	-	20
	RAS - Biofiltro	2.159	3.838	5.997
Flickinger et al. (2020)	Monocultivo Camarão (PM)	2,80	11,44	14,24
	Monocultivo Peixe (FM) - Tambaqui	1,79	9,34	11,13
	IMTA (Livre natante)	1,95	34,86	36,81
	POLICULTIVO-CAGE (Tanque-rede)	0,62	95,15	95,77
Vroom et al. (2023)	Média viveiros (Brasil)	19	115	134
Zhao et al. (2021)	Policultivo Peixe-Clam (China)	106,3	247,9	354,2
Yuan et al. (2019)	Rice-Fish (média global)	-	-	302,4
Yang et al. (2023)	Camarão (sem aeração) China	9,6	172,8	182,4
	Camarão (com aeração) China	4,8	103,2	108
Naskar et al. (2020)	Carpa comum (Tanque Fibra) Índia	-	-	28,1
Shen et al. (2024)	Produção Semi intensive (Global)	-	-	247,2
Yuan et al. (2019)	Caranguejo (extensive) China	-	-	263,5
Deng et al. (2024)	Policultivo (China)	-	-	6,4
Nesse estudo (MG)	Tilápia (FM)	110,56	88,119	198,68
	Truta (FM)	15,77	47,33	63,10

Tilápia +	117,49	61,67	168,94
Policultivo	47,19	60,76	107,95
Nativo MG (FM)	16,60	24,91	41,51
Nativo AM (FM)	50,1	109,60	159,7

Os fluxos totais de CH₄ apresentaram elevada heterogeneidade entre os viveiros, revelando uma distribuição assimétrica à direita na qual pouco mais da metade dos viveiros (113 de 216) superou o fator Tier 1 proposto nos guias de emissão do IPCC (2019), sem ajuste trófico, para a categoria “outras áreas alagadas” (~50 mg CH₄ m⁻² d⁻¹; linha vermelha, Figura 16), enquanto um subconjunto reduzido de viveiros respondeu por parcela desproporcional da emissão total. Essa comparação, contudo, não se dá entre grandezas equivalentes: os fluxos aqui reportados incluem as vias difusiva e ebulitiva, ao passo que o valor de referência do IPCC deriva predominantemente de medições difusivas, o que explica parte da discrepância e sugere que o fator padrão subestima a emissão real. As diferenças observadas entre os viveiros evidenciam elevada variabilidade nos fluxos de CH₄, possivelmente associada a fatores como dieta, metabolismo das espécies cultivadas, densidade de estocagem e práticas de manejo, conforme destacado por Yang et al. (2025).

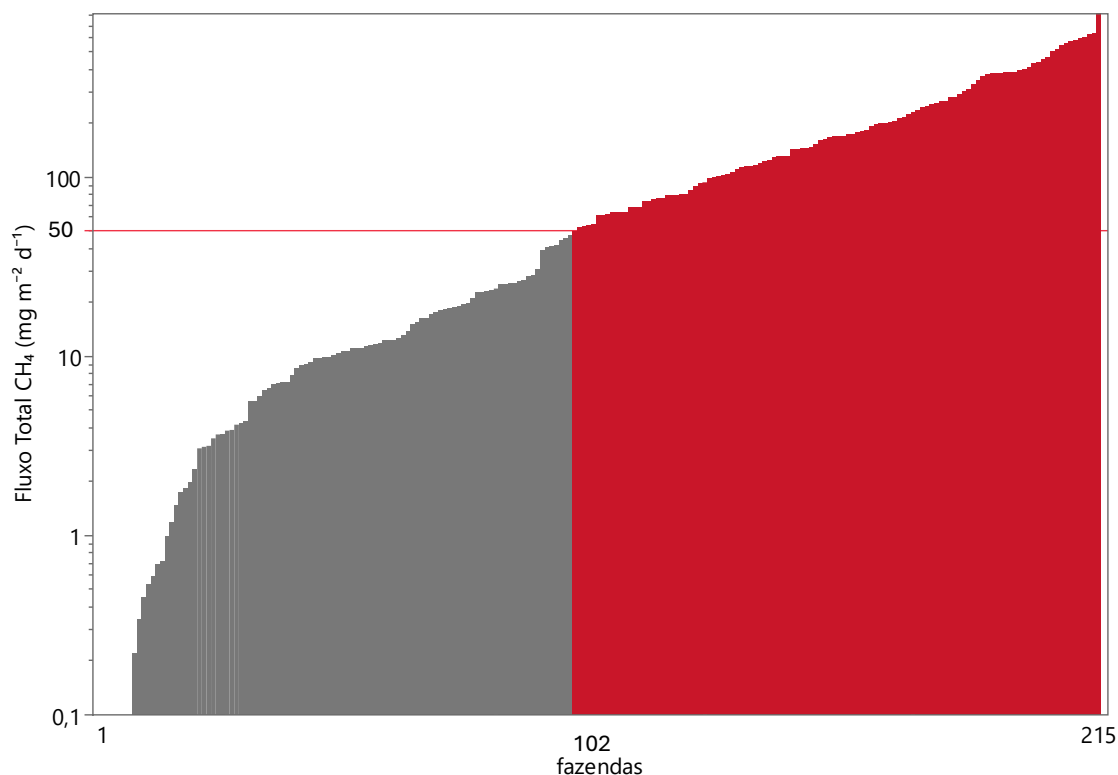


Figura 16: Fluxo total de CH₄ (mg m⁻² d⁻¹) em relação aos viveiros de piscicultura; a linha vermelha representa a média geométrica de emissão total de aquicultura pelo IPCC, em vermelho são os viveiros acima da média geométrica do IPCC

Ao associar os fluxos às condições dos viveiros, a correlação de postos de Spearman revelou associações positivas significativas entre o fluxo total de CH₄ e variáveis indicativas de estado trófico: turbidez ($\rho = 0,34$; $p < 0,0001$; $n = 178$), condutividade elétrica ($\rho = 0,25$; $p = 0,0008$; $n = 178$), N-NO₂⁻ ($\rho = 0,23$; $p = 0,0015$; $n = 185$) e temperatura da água superficial ($\rho = 0,18$; $p = 0,0134$; $n = 197$). Embora de magnitude fraca a moderada, essas associações foram corroboradas pelo GLMM, que controla as demais covariáveis: o fluxo total de CH₄ aumentou com o fosfato, o nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), a turbidez superficial e a clorofila de fundo, e diminuiu com o oxigênio dissolvido na superfície, a cobertura de macrófitas e o TON (Tabela 5). A turbidez e o nitrogênio inorgânico dissolvido foram, portanto, identificados como controles tanto pela abordagem bivariada quanto pela multivariada, e em conjunto essas variáveis descrevem um gradiente trófico: o enriquecimento por nutrientes e a produção

algal fornecem a matéria orgânica que sustenta a metanogênese no sedimento, enquanto a disponibilidade de oxigênio determina quanto do CH₄ produzido é oxidado antes de alcançar a superfície. A intensidade desse enriquecimento depende do desenho do sistema produtivo e do regime de arraçoamento, que determinam a fração dos nutrientes aportados que permanece no viveiro (Verdegem, 2013). Esses resultados estão de acordo com estudos recentes que apontam a influência de parâmetros físico-químicos e da qualidade da água na dinâmica dos fluxos em sistemas aquícolas (Yang et al., 2015; Shen et al., 2024; Zhang et al., 2025).

Estratégias de mitigação

As evidências reunidas neste estudo reforçam que estratégias de mitigação devem considerar múltiplos compartimentos e processos. Os fluxos de CH₄ respondem a gradientes de oxigênio, nutrientes e estrutura do ecossistema: o CH₄ difusivo foi mais associado às condições físico-químicas da água superficial; o ebulitivo mostrou maior sensibilidade a processos sedimentares e à disponibilidade de nutrientes; e o total refletiu o estado trófico do sistema (Tabela 5). A relação positiva entre o CH₄ ebulitivo e o oxigênio dissolvido está associada à maior produtividade primária (fitoplâncton ou macrófitas), que eleva as concentrações de oxigênio na água. Ao entrar em senescência, esses organismos aumentam o aporte de matéria orgânica ao sedimento, onde a decomposição rápida cria um ambiente anóxico e intensifica a produção de CH₄, elevando o fluxo ebulitivo (Baliña et al., 2025). Cabe destacar que essa relação positiva se restringe à via ebulitiva: sobre os fluxos difusivo e total, o oxigênio dissolvido apresentou efeito negativo, coerente com a oxidação do CH₄ na coluna d'água. Esses resultados corroboram a hipótese proposta de que os fluxos de CH₄ são intensificados em ambientes mais eutrofizados e em viveiros com maior tempo de cultivo.

Resultados de sistemas integrados também sugerem oportunidades de compensação parcial via sequestro de carbono: em policultivo com camarão e tambaqui, observou-se absorção de CO₂ atmosférico ($\approx 529\text{--}782 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}$

por ciclo de produção de 171 dias) superior às emissões de CO₂ e CH₄ (Flickinger et al., 2020). Adicionalmente, viveiros de aquicultura podem contribuir para sequestro de carbono em sedimentos, com potencial de contabilização em esquemas de crédito (Boyd et al., 2010). Para avançar em direção à neutralidade climática, entretanto, a redução dos fluxos de CH₄ permanece central, o que depende de práticas de manejo e inovações tecnológicas voltadas à minimização de condições favoráveis à metanogênese (Yang et al., 2025).

Os relatos dos produtores e os resultados obtidos convergem ao indicar a ração como um dos principais pontos críticos ambientais e econômicos da piscicultura. Do ponto de vista ambiental, a fração não consumida e o aumento de carga orgânica no sedimento favorecem processos metanogênicos e a formação de bolhas; neste estudo, a via ebulitiva respondeu por 50,64% do fluxo total de CH₄. Fontes como Yang et al. (2025), Macleod et al. (2020) e Hammer et al. (2022) relatam que a produção de ração é consistentemente identificada como o "hotspot" (ponto crítico) dos fluxos de GEE em relação à forma de manejo e às espécies cultivadas. Assim, estratégias de otimização do arraçoamento (ajuste de taxas, melhoria de formulações e redução de perdas) tendem a gerar ganhos duplos: redução de custos e mitigação dos fluxos (Macleod et al., 2019).

Os resultados indicam que é possível avançar para sistemas de cultivo com fluxos reduzidos, aproximando-se de modelos de baixo carbono. Com incentivos, políticas públicas adequadas, assistência técnica e investimentos em inovação, a aquicultura pode fortalecer sua contribuição para a segurança alimentar e para a sustentabilidade climática, oferecendo uma alternativa proteica competitiva com menor pressão ambiental em comparação a sistemas de maior intensidade de emissões.

CONCLUSÃO

Concluimos que os fluxos de CH₄ associados à aquicultura em viveiros escavados são fortemente modulados por controles ambientais e estruturais, com influência significativa da qualidade da água, das características físicas do viveiro e das práticas de manejo. De modo geral, condições menos eutrofizadas, com maior oxigenação e maior controle da biomassa vegetal, associaram-se a

menores fluxos, enquanto o acúmulo de matéria orgânica e condições anóxicas favoreceram fluxos mais elevados. Esses resultados indicam que as emissões não são inerentes ao sistema aquícola, mas dependem do contexto ambiental e das escolhas de manejo.

A produção de peixes nativos, principalmente os endêmicos de Minas Gerais, apresentou fluxos de CH₄ menores que os demais cultivos avaliados no estado. Isso representa uma alternativa de menor impacto não apenas quanto ao fluxo de CH₄, mas também quanto ao risco de introdução de espécies invasoras nas bacias do estado, um benefício duplo que poucas opções de mitigação oferecem. O ajuste do arraçoamento ao consumo efetivo dos peixes, o aumento da oxigenação do viveiro e o uso de geomembrana no fundo emergem como os controles de manejo mais diretamente sustentados pelos dados, enquanto a aeração artificial requer avaliação adicional como estratégia complementar.

Evidencia-se que a produção aquícola se configura como uma das principais fontes de proteína com potencial de contribuição para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 2, 8, 12 e 13), com destaque, neste estudo, para os ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis) e 13 (Ação Climática). Considerando que a atividade responde por cerca de 0,03% das emissões antrópicas no estado, seu impacto é reduzido quando comparado a outros setores produtivos. Essa participação reduzida, contudo, não deve ser lida como argumento para inação: cerca de metade do CH₄ liberado nesses viveiros escapa da coluna d'água na forma de bolhas, o que significa que estratégias de mitigação voltadas apenas à qualidade da água e à oxigenação endereçam somente parte do problema. O manejo do sedimento emerge, portanto, como o controle decisivo para a redução das emissões desta atividade, e o fato de os fluxos variarem em mais de uma ordem de grandeza entre viveiros sob condições comparáveis indica que reduções substanciais são alcançáveis com o conhecimento já disponível.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, Rafael M., et al. High primary production contrasts with intense carbon emission in a eutrophic tropical reservoir. *Frontiers in Microbiology*, 2016, 7: 717.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd edition. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.
- BALIÑA, Sofía, et al. Low contribution of oxic methane production in shallow productive lakes. *Scientific Reports*, 2025, 15.1: 43534.
- BARANGE, Manuel, et al. Impacts of climate change on fisheries and aquaculture. United Nations' Food and Agriculture Organization, 2018, 12.4: 628-635.
- BARROS, Nathan; COLE, Jonathan J.; TRANVIK, Lars J.; PRAIRIE, Yves T.; BASTVIKEN, David; HUSZAR, Vera L. M.; DEL GIORGIO, Paul; ROLAND, Fábio. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 2011, 4.9: 593-596.
- BATES, Douglas; MÄCHLER, Martin; BOLKER, Ben; WALKER, Steve. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 2015, 67.1: 1-48.
- BECK, Hylke E.; McVicar, Tim; Vergopolan, Noemi; Berg, Alexis; Lutsko, Nicholas; Dufour, Ambroise; et al. High-resolution (1 km) Köppen-Geiger maps for 1901–2099 based on constrained CMIP6 projections. *figshare. Dataset*, 2022. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.21789074.v1>.
- BENGTSSON, Henrik. R.utils: Various programming utilities. R package version 2.12.2, 2022. <https://CRAN.R-project.org/package=R.utils>.
- BIVAND, Roger S.; WONG, David W. S. Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *TEST*, 2018, 27.3: 716-748.
- BOYD, Claude E., et al. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. *Environmental Pollution*, 2010, 158.8: 2537-2540.

CHEN, Yuhan, et al. Greenhouse gas emissions from aquaculture ponds: mechanisms, influencing factors and mitigation. *Science of the Total Environment*, 2023, 894: 165021.

CHEN, Yuhan, et al. Drivers of methane and nitrous oxide fluxes in freshwater aquaculture systems. *Aquaculture*, 2025, 596: 741812.

CRUMPTON, W.G.; ISENHART, T.M.; MITCHELL, P.D. Nitrate and Organic N Analysis using Second-Derivate Spectroscopy. *Limnol. Oceanogr.*, 1992, 37: 907-913. <https://doi.org/10.4319/LO.1992.37.4.0907>.

DAS NEVES, Renata Toncovitch; STIEGELMEIER, Elenice Weber; VALENTINO, Michele Cristina. O modelo de Malthus e Verhulst na dinâmica de populações. *Proceeding Series of the Brazilian Society of Computational and Applied Mathematics*, 2015, 3.2.

DENG, Min; YEERKEN, Senbati; WANG, Yuren; LI, Lu; LI, Zhouyang; OON, Yoong-Sin; OON, Yoong-Ling; XUE, Yunpeng; HE, Xugang; ZHAO, Xiaoli; SONG, Kang. Greenhouse gases emissions from aquaculture ponds: different emission patterns and key microbial processes affected by increased nitrogen loading. *Science of the Total Environment*, 2024, 926: 172108.

DOS SANTOS, Marco Aurelio, et al. Estimates of GHG emissions by hydroelectric reservoirs: The Brazilian case. *Energy*, 2017, 133: 99-107.

DRAY, Stéphane, et al. adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3-29, 2026. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.

FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2024. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024.

FICK, Stephen E.; HIJMANS, Robert J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 2017, 37.12: 4302-4315.

FLICKINGER, Dallas L., et al. The budget of carbon in the farming of the Amazon river prawn and tambaqui fish in earthen pond monoculture and integrated multitrophic systems. *Aquaculture Reports*, 2020, 17: 100340.

FORSTER, Piers M., et al. Indicators of Global Climate Change 2023: annual update of key indicators of the state of the climate system and human influence. *Earth System Science Data*, 2024, 16.6: 2625-2658.

FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO. Produto Interno Bruto (PIB) de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2025. Disponível em: <https://fjp.mg.gov.br/produto-interno-bruto-pib-de-minas-gerais/>. Acesso em: 06 fev. 2026.

GUÉRIN, Frédéric, et al. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters*, 2006, 33.21.

HAMMER, Alienor Jue; MILLAR, Charles; HENNIGE, Sebastian John. Reducing carbon emissions in aquaculture: using Carbon Disclosures to identify unbalanced mitigation strategies. *Environmental Impact Assessment Review*, 2022, 96: 106816.

HIJMANS, Robert J. terra: Spatial data analysis. R package version 1.7, 2024. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>.

HOLGERSON, Meredith A.; RAYMOND, Peter A. Large contribution to inland water CO₂ and CH₄ emissions from very small ponds. *Nature Geoscience*, 2016, 9: 222-226. <https://doi.org/10.1038/ngeo2654>.

HOPE, Diane; PALMER, Stephen M.; BILLETT, Michael F.; DAWSON, Julian J. C. Variations in dissolved CO₂ and CH₄ in a first-order stream. *Limnology and Oceanography*, 1995, 40.8: 1531-1541.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Quadro geográfico de referência para produção, análise e disseminação de estatísticas. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2021.

IPCC. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Genebra: IPCC, 2019.

JMP STATISTICAL DISCOVERY LLC. JMP® Statistical Discovery. Versão 18.2.2 (Student Edition). Cary, NC: JMP Statistical Discovery LLC, 2024. Software.

JOYCE, Alexandre; PAQUIN, Raymond L. The triple layered business model canvas: a tool to design more sustainable business models. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 135: 1474-1486.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha: Justus Perthes, 1928. n.p.

KOSTEN, Sarian, et al. Better assessments of greenhouse gas emissions from global fish ponds needed to adequately evaluate aquaculture footprint. *Science of the Total Environment*, 2020, 748: 141247.

LEFCHECK, Jonathan S. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*, 2016, 7.5: 573-579.

LOVELOCK, C. E.; EVANS, C.; BARROS, N.; PRAIRIE, Y.; ALM, J.; BASTVIKEN, D. et al. Chapter 7: Wetlands. In: IPCC. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Geneva: IPCC, 2019.

MACLEOD, Michael, et al. Impact of animal breeding on GHG emissions and farm economics. 2019.

MACLEOD, Michael J., et al. Quantifying greenhouse gas emissions from global aquaculture. *Scientific Reports*, 2020, 10.1: 11679.

MARTINS, Fabrina Bolzan, et al. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para Minas Gerais: cenário atual e projeções futuras. *Revista Brasileira de Climatologia*, 2018.

MELO JÚNIOR, Anderson M., et al. Low carbon footprint of Nile tilapia farming with recirculation aquaculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 2025, 217: 108201.

NASKAR, Sanchita; PAILAN, Gour Hari; DATTA, Subhendu; SAWANT, Paramita Banerjee; BHARTI, Vidya Shree. Effect of different organic manures and salinity levels on greenhouse gas emission and growth of common carp in aquaculture systems. *Aquaculture Research*, 2020. <https://doi.org/10.1111/are.15041>.

OBERLE, Markus; SALOMON, Sebastian; EHRMAIER, Benedikt; RICHTER, Peter; LEBERT, Michael; STRAUCH, Sebastian M. Diurnal stratification of

oxygen in shallow aquaculture ponds in central Europe and recommendations for optimal aeration. *Aquaculture*, 2019, 501: 482-487.

OKSANEN, Jari; SIMPSON, Gavin L.; BLANCHET, F. Guillaume, et al. *vegan*: Community ecology package. R package version 2.7-5, 2026. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

PACHECO, Felipe S., et al. Towards sustainable aquaculture in the Amazon. *Nature Sustainability*, 2025, 8.3: 234-244.

PARANAÍBA, José R., et al. Spatially resolved measurements of CO₂ and CH₄ concentration and gas-exchange velocity highly influence carbon-emission estimates of reservoirs. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52.2: 607-615.

PATEL, Ashok Kumar, et al. Aquaculture and its role in sustainable development goals: a review. *Reviews in Aquaculture*, 2023, 15.3: 1234-1252.

PEBESMA, Edzer. Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 2018, 10.1: 439-446.

PEIXE BR – Associação Brasileira da Piscicultura. Brasil supera média mundial em produtividade e mira liderança na piscicultura até 2040. Peixe BR, 2025. Disponível em: <https://www.peixebr.com.br/brasil-supera-media-mundial-em-produtividade-e-mira-lideranca-na-piscicultura-ate-2040/>. Acesso em: 16 jan. 2026.

PEIXE BR – Associação Brasileira da Piscicultura. Anuário Brasileiro da Piscicultura Peixe BR 2026. 10. ed. Peixe BR, 2026.

PEIXE MG – Associação Mineira de Aquicultura. Panorama da piscicultura em Minas Gerais. Belo Horizonte, 2024.

PRAIRIE, Yves T., et al. Greenhouse gas emissions from freshwater reservoirs: what does the atmosphere see? *Ecosystems*, 2017, 21.5: 1058-1071.

PSCRMG – Programa Somos Todos Água / Comitê de Recursos Hídricos de Minas Gerais. Relatório de Áreas Prioritárias para Conservação e Desenvolvimento. Belo Horizonte, 2021.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. *QGIS Geographic Information System*. Version 3.32.1 – Lima. Open Source Geospatial Foundation, 2023. Disponível em: <https://qgis.org>. Acesso em: 14 fev. 2026.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2023.

RAJEEV, Arun, et al. Evolution of sustainability in supply chain management: a literature review. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 162: 299-314.

RAUL, Chittaranjan, et al. Greenhouse gas emissions from aquaculture systems. *World Aquac*, 2020, 57: 57-61.

RAYMOND, Peter A., et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 2013, 503.7476: 355-359.

ROGÉRIO, Josiclea Pereira; SANTOS, Marco Aurélio dos; SANTOS, E. O. Influence of environmental variables on diffusive greenhouse gas fluxes at hydroelectric reservoirs in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 2013, 73: 753-764.

ROY, Subha M., et al. Diversified aeration facilities for effective aquaculture systems—a comprehensive review. *Aquaculture International*, 2021, 29.3: 1181-1217.

SANDER, Rolf. Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, 15.8: 4399-4981. <https://doi.org/10.5194/acp-15-4399-2015>.

SEEG – Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. *SEEG Brasil: Minas Gerais*. Observatório do Clima, 2024. Disponível em: <https://plataforma.seeg.eco.br/territorio/minas-gerais>. Acesso em: 8 maio 2026.

SHEN, Lu, et al. Greenhouse gas emissions from aquaculture ponds under semi-intensive production: magnitude and drivers. *Aquaculture*, 2024, 590: 741050.

VALENTI, Wagner C.; BARROS, Helenice P.; MORAES-VALENTI, Patricia; BUENO, Guilherme W.; CAVALLI, Ronaldo O. Aquaculture in Brazil: past, present and future. *Aquaculture Reports*, 2021, 19: 100611.

VASANTH, Muthuraman, et al. Methodological approach for the collection and simultaneous estimation of greenhouse gases emission from aquaculture ponds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2016, 188.12: 671.

VERDEGEM, Marc CJ. Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. *Reviews in Aquaculture*, 2013, 5.3: 158-171.

VROOM, Renske JE, et al. Widespread dominance of methane ebullition over diffusion in freshwater aquaculture ponds. *Frontiers in Water*, 2023, 5: 1256799.

WEN, Mingming; CHEN, Quan; LV, Zhaoheng. Digital carbon accounting and spatial transition analysis for *Litopenaeus vannamei* aquaculture: toward data-driven low-carbon governance. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2026, 10: 1746105.

WICKHAM, Hadley, et al. Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 2019, 4.43: 1686.

WICKHAM, Hadley; FRANÇOIS, Romain; HENRY, Lionel; MÜLLER, Kirill. dplyr: A grammar of data manipulation. R package version 1.1.4, 2023.

XU, Congjun, et al. Current status of greenhouse gas emissions from aquaculture in China. *Water Biology and Security*, 2022, 1.3: 100041.

YANG, Ping, et al. Contrasting effects of aeration on methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emissions from subtropical aquaculture ponds and implications for global warming mitigation. *Journal of Hydrology*, 2023, 617: 128876.

YANG, Xilin, et al. Net-zero greenhouse gas mitigation potential across multi-tier supply chains. *Communications Earth & Environment*, 2025, 6.1: 230.

YUAN, Junji, et al. Rapid growth in greenhouse gas emissions from the adoption of industrial-scale aquaculture. *Nature Climate Change*, 2019, 9.4: 318-322.

YUAN, Xingzhong, et al. Methane and nitrous oxide fluxes from aquaculture ponds in subtropical China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 168: 519-528.

ZHANG, Xiaoxuan, et al. Dynamic computable general equilibrium simulation of agricultural greenhouse gas emissions in China. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 345: 131122.

ZHAO, Jiayu; ZHANG, Mi; XIAO, Wei; JIA, Lei; ZHANG, Xiufang; WANG, Jiao; ZHANG, Zhen; XIE, Yanhong; PU, Yini; LIU, Shoudong; FENG, Zhaozhong; LEE, Xuhui. Large methane emission from freshwater aquaculture ponds revealed by long-term eddy covariance observation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2021, 308-309: 108600.