

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

Pedro Amarelho Almeida Macedo

Estoque de carbono em viveiros aquícolas: evidências em 125 viveiros
escavados em Minas Gerais, Brasil

Juiz de Fora

2026

Pedro Amarelho Almeida Macedo

**Estoque de carbono em viveiros aquícolas: evidências em 125 viveiros
escavados em Minas Gerais, Brasil**

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.

Orientador: Dr. Nathan Oliveira Barros

Coorientador: Dr. Marcos Paulo Figueiredo de 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)

Macedo, Pedro Amarelho A..

Estoque de carbono em viveiros aquícolas : Evidências em 125 viveiros escavados em Minas Gerais, Brasil / Pedro Amarelho A. Macedo. -- 2026.
52 f.

Orientador: Nathan Oliveira Barros
Coorientador: Marcos Paulo Figueiredo de 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. Aquicultura. 2. Carbono. 3. Sedimentos. 4. Manejo Aquícola. I. Barros, Nathan Oliveira, orient. II. de Barros, Marcos Paulo Figueiredo, coorient. III. Título.

Pedro Amarelho Almeida Macedo

Estoque de carbono em viveiros aquícolas: evidências de 125 viveiros escavados
em Minas Gerais, Brasil

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 22 de maio de 2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros - Orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Fábio Roland Ferreira da Silva
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Marcelo Gomes da Silva
University of Texas Rio Grande Valley

Juiz de Fora, 12/05/2026.



Documento assinado eletronicamente por **Nathan Oliveira Barros, Professor(a)**, em 27/05/2026, às 09:13, 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 26/06/2026, às 12:08, 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 **Marcos Paulo Figueiredo de Barros, Usuário Externo**, em 10/07/2026, às 10:08, 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 28/07/2026, às 10:08, 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-Uff (www2.uff.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **2981237** e o código CRC **E2BF7D23**.

Dedico este trabalho à minha mãe, que me apoiou no processo de desenvolvimento deste trabalho e em todos os momentos da minha vida. Dedico-o também a meu falecido pai, que foi meu maior incentivador na busca pela formação como profissional.

Agradecimentos

Embora eu acredite que não seja possível agradecer, nesta seção de texto, a todas as pessoas que fizeram com que este trabalho fosse possível da forma como merecem, farei o possível.

À minha mãe, Cláudia Lúcia, dedico grande parte dos esforços que estão impressos neste estudo. As viagens de campo, as demandas e análises no laboratório, além de tantas outras atividades, não seriam possíveis sem o alicerce que me sustenta hoje e sempre.

A meu pai, Dagoberto, que hoje me acompanha e me auxilia de algum lugar melhor, dedico este trabalho como fruto daquilo que foi plantado por ele desde o meu primeiro dia na escolinha. Em suas próprias palavras: “Na vida, quase tudo pode ser perdido ou alguém pode querer tirar de você. Mas educação, instrução... isso ninguém tira jamais.”

Agradeço também ao apoio que recebi da minha namorada, Ana Luiza Alves. Seu amor e sua companhia, nos longos períodos de viagem, me permitiram perseverar na minha jornada profissional.

Agradeço ao Prof. Nathan Barros pela oportunidade de ingressar na pós-graduação e pela orientação ao longo destes dois anos. Ao Prof. Marcos Paulo Figueiredo, pelas contribuições, especialmente durante as análises laboratoriais. Aos colegas de laboratório e amigos, reconheço que nem só de bons ventos seguiu nosso barco, mas com certeza foi mais fácil por estarmos juntos. Da UFJF, meu agradecimento a Vitor, Jonas, Anderson, Arthur, Caíque, Giovana e aos bolsistas do LEA, Daniel e Maria Clara. Aos parceiros de outras universidades, Fábio, Karen, Maite, Cláudia e Camila, minha gratidão.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio ao desenvolvimento desta pesquisa. Agradeço também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos, fundamental para a realização deste mestrado.

Aos produtores e colegas das instituições que ofereceram apoio logístico ao nosso trabalho, envio meu sincero agradecimento e um grande abraço.

“Não se pode entender um processo interrompendo-o. O entendimento precisa acompanhar o fluxo do processo, tem de se juntar a ele e fluir com ele”.

Frank Herbert, em “Duna”, 1965.

Resumo

O crescimento populacional e a elevação da renda em países de baixo e médio poder aquisitivo têm levado ao aumento significativo na demanda por proteínas e outros produtos de origem animal. A rápida expansão da aquicultura para atender a essa demanda tem despertado interesse em seu potencial de reduzir impactos ambientais. Entre os sistemas de produção, os viveiros escavados estão entre os mais utilizados no mundo e apresentam potencial para mitigar emissões de gases de efeito estufa (GEE) por meio do acúmulo de carbono orgânico em seus sedimentos. Apesar disso, ainda representam uma oportunidade pouco explorada para a captura de carbono, com dados limitados sobre os fatores locais que influenciam sua eficiência. Neste estudo, investigamos os estoques de carbono orgânico nos sedimentos de 125 viveiros escavados em Minas Gerais, Brasil. As variáveis abióticas e a identidade da fazenda, considerada como efeito aleatório, estiveram mais associadas aos estoques de carbono do que à estrutura da comunidade cultivada, representada pela composição das espécies presentes e pelo tipo de sistema produtivo dos viveiros, classificados em monocultura nativa, monocultura de tilápia, policultivo com tilápia e policultivo nativo. Embora os policultivos tenham apresentado descritivamente estoques de carbono orgânico mais elevados, esse padrão foi associado à maior longevidade desses sistemas, e não a uma vantagem intrínseca do policultivo. Viveiros de águas frias, em contraste, mostraram estoques de carbono orgânico significativamente menores, padrão associado a maiores taxas de renovação de água. O estoque total de carbono nos viveiros escavados de Minas Gerais foi estimado em 94,7 Gg C (IC 95%: 75,1 – 117,0 Gg C), com concentração média de 25,3 t C ha⁻¹. A taxa mediana anual de enterro de carbono foi de 2,5 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (IC 95%: 1,9 – 3,2 t C ha⁻¹ ano⁻¹), calculada a partir da idade média ponderada dos viveiros de 10,2 anos (IC 95%: 8,6 – 11,9 anos). A concentração de carbono variou ao longo da região de estudo, com uma diferença de três vezes entre os menores e maiores valores medianos (1,8 a 6,4 kg C m⁻²), evidenciando forte heterogeneidade espacial. Os resultados indicam que a continuidade temporal e operacional dos viveiros é o fator central para o sequestro de carbono, sugerindo que estratégias voltadas à sua imobilização após a remoção do sedimento são fundamentais para viabilizar um sequestro permanente deste carbono.

Palavras-Chave: Aquicultura; Carbono orgânico; Sedimentos; Viveiros escavados; Manejo aquícola; Sequestro de Carbono

Abstract

Population growth and rising income in low- and middle-income countries have led to a significant increase in the demand for protein and other animal-derived products. The rapid expansion of aquaculture to meet this demand has generated interest in its potential to reduce environmental impacts. Among production systems, earthen ponds are among the most widely used worldwide and have the potential to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions through the accumulation of organic carbon in their sediments. Despite this, they remain an underexplored opportunity for carbon capture, with limited data on the local factors influencing their efficiency. In this study, we investigated organic carbon stocks in the sediments of 125 earthen ponds in Minas Gerais, Brazil. Abiotic variables and farm identity (random effect) were more strongly associated with carbon than the structure of the cultured community, represented by the species composition and the type of production system, classified into native monoculture, tilapia monoculture, polyculture with tilapia, and native polyculture. Although polyculture systems showed higher organic carbon stocks descriptively, this pattern was associated with the greater longevity of these systems rather than an intrinsic advantage of polyculture. Cold-water ponds, in contrast, exhibited significantly lower organic carbon stocks, a pattern associated with higher water exchange rates. The total carbon stock in earthen ponds in Minas Gerais was estimated at 94.7 Gg C (95% CI: 75.1–117.0 Gg C), with a mean concentration of 25.3 t C ha⁻¹. The median annual carbon burial rate was 2.5 t C ha⁻¹ yr⁻¹ (95% CI: 1.9–3.2 t C ha⁻¹ yr⁻¹), calculated based on a weighted mean pond age of 10.2 years (95% CI: 8.6–11.9 years). Carbon concentration varied across the study region, with a threefold difference between the lowest and highest median values (1.8 to 6.4 kg C m⁻²), indicating strong spatial heterogeneity. The results indicate that the temporal and operational continuity of ponds is a key factor for carbon sequestration, suggesting that strategies aimed at stabilizing carbon after sediment removal are essential to ensure its long-term sequestration.

Keywords: Aquaculture; Sediments; Organic Carbon; Earthen Ponds; Aquaculture management; Carbon sequestration

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Distribuição espacial dos viveiros escavados amostrados em Minas Gerais.....	16
Figura 2 - Árvore de decisão para amostragem de viveiros escavados.....	19
Figura 3 - Critérios de amostragem de sedimentos em viveiros escavados.....	19
Figura 4 - Testemunhos de camada sedimentar recuperados de viveiros escavados em duas propriedades distintas.....	21
Figura 5 - Relação entre a idade do viveiro e a taxa de sedimentação anual com ajustes linear e exponencial.....	29
Figura 6 - Concentração de carbono orgânico por sistema de cultivo.....	30
Figura 7 - Concentração de carbono orgânico (g C m^{-2}) nos sedimentos dos viveiros aquícolas das macrorregiões de Minas Gerais	34
Figura 8 - Estoque total de carbono orgânico nos sedimentos dos viveiros aquícolas de Minas Gerais.....	35
Figura 9 - Distribuição da taxa de enterro anual de carbono nos sedimentos dos viveiros escavados de Minas Gerais.....	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Os tipos de produção foram classificados como: Monocultura Nativa (cultivo de uma única espécie nativa), Monocultura Tilápia (cultivo exclusivo de tilápia), Policultivo c/ Tilápia (duas ou mais espécies com presença de tilápia), Policultivo Nativo (duas ou mais espécies nativas, sem tilápia), Truta (criação de trutas) e Sem Peixes (viveiro vazio no momento da coleta). As categorias de uso incluem: Alevinagem (produção de formas jovens para uso próprio), Recria (ciclo misto), Alevinagem Comercial (produção de alevinos para venda), Comercial Artesanal (venda em pequena/média escala, mercado local), Comercial de Larga Escala (produção industrial), Ornamental (peixes cultivados para lazer e ornamentação), Pesque e Pague (lazer e pesca esportiva), Truticultura Artesanal (criação de trutas em pequena escala, mercado próprio ou local) e Truticultura Comercial (criação de trutas em escala industrial). Os valores representam o número absoluto (n) e a porcentagem (%) em relação ao total de viveiros amostrados.....17

Tabela 2 - Características gerais dos viveiros de cultivo por sistema de produção. Valores contínuos expressos como mediana [intervalo interquartílico, Q1–Q3]; n indica o número de viveiros amostrados por sistema. O estoque anual de carbono foi calculado como a razão entre o estoque total de carbono no sedimento (g C m^{-2}) e a idade do viveiro (anos). Por se tratar de uma medida derivada, apresentamos apenas os valores medianos.....27

Tabela 3 - Comparação de Modelos GLMM Gamma para predição do estoque de carbono orgânico.....33

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	15
2.1	OBJETIVOS GERAIS	15
2.1.1	Objetivos específicos	15
3	METODOLOGIA	16
3.1.	Área de Estudo e Caracterização dos Viveiros	16
3.2.	Pontos de Amostragem	19
3.3.	Coleta dos Perfis Sedimentares	20
3.3.1.	Obtenção, fracionamento e conservação das amostras de sedimento	21
3.4.	Análises Laboratoriais	22
3.4.1.	Teor de Umidade, Densidade Aparente Seca e Matéria Orgânica Volátil	22
3.4.2.	Taxa Anual de Sedimentação e Estoque de Carbono Orgânico	24
3.5.	<i>Bootstrap</i> , Análises estatísticas e modelos GLMM	25
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
5	LIMITAÇÕES DO ESTUDO	38
6	CONCLUSÃO	39
7	REFERÊNCIAS	41
8	APÊNDICE – Material Suplementar	45

1 INTRODUÇÃO

A demanda global por proteína animal, impulsionada pelo aumento do poder aquisitivo, pelo crescimento populacional e pela urbanização, especialmente em países de baixa e média renda, deve crescer significativamente na próxima década (OECD/FAO, 2025). Nesse cenário, a aquicultura, definida como o cultivo de espécies aquáticas em sistemas controlados ou semicontrolados (Williams & Crutzen, 2010), figura entre os setores de crescimento mais expressivo na produção mundial de alimentos (OECD/FAO, 2025) e representa uma alternativa para suprir a demanda por alimentos de alta qualidade (Bené et al., 2016; Schulter & Vieira Filho, 2017). Estima-se que, em 2022, foram produzidas 94,4 milhões de toneladas de organismos aquáticos cultivados, sendo que, pela primeira vez, a produção aquícola superou a pesca extrativista (FAO, 2024). No entanto, essa expansão pode acarretar um aumento nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) associadas à cadeia produtiva (Williams & Crutzen, 2010; Yuan et al., 2019; MacLeod et al., 2020). Esse cenário é agravado pelo manejo de resíduos nitrogenados em ambientes anaeróbios, capazes de converter o nitrogênio excretado em óxido nitroso (N_2O), um gás com potencial de aquecimento global superior ao do dióxido de carbono (CO_2). Outras práticas, como a raspagem e a exposição dos sedimentos à atmosfera durante os ciclos de drenagem, também podem intensificar a liberação de metano (CH_4) previamente acumulado na forma de matéria orgânica. As estimativas atuais das emissões de GEE da aquicultura, que frequentemente não incorporam esses processos, tendem a ser subestimadas (Kosten et al., 2020). A expansão dos sistemas aquícolas pode, portanto, resultar em um balanço climático complexo em regiões de rápido crescimento, onde a capacidade produtiva é acompanhada por emissões ainda não plenamente quantificadas.

Por outro lado, os viveiros escavados, construídos por meio da escavação do solo original de uma área delimitada ou pela retenção de um pequeno corpo d'água (Boyd & Tucker, 1998), podem acumular e armazenar matéria orgânica em seus sedimentos. Esse acúmulo está associado, em parte, ao aumento da entrada de nutrientes em corpos de água doce decorrente de atividades humanas, que intensifica o acúmulo de matéria orgânica no sedimento. Esse mecanismo é análogo ao observado em viveiros aquícolas, nos quais a alimentação suplementar, a ração não

consumida e as fezes dos peixes representam um aporte concentrado de matéria orgânica (Anderson et al., 2020). Como consequência, esses viveiros passam a poder atuar como sumidouros de carbono orgânico, com estimativa de sequestro anual de 16,6 milhões de toneladas (Downing et al., 2008; Taylor et al., 2019; Zhang et al., 2020; Goeckner et al., 2022). No entanto, esse acúmulo não implica necessariamente retenção permanente do carbono. Parte da matéria orgânica depositada no fundo pode ser mineralizada pela atividade microbiana, especialmente nas camadas superficiais do sedimento, retornando ao sistema na forma de CO_2 , CH_4 ou carbono dissolvido. Outra fração, por sua vez, pode ser progressivamente enterrada em camadas mais profundas, onde fica menos exposta à decomposição imediata e pode permanecer armazenada por períodos mais longos, dependendo das condições redox, da taxa de sedimentação, da bioturbação, da drenagem, da remoção de sedimentos e das práticas de manejo (Avnimelech; Ritvo, 2003; Boyd; Tucker, 1998; Dean & Gorham, 1998; Mendonça et al., 2017). Portanto, os estoques de carbono medidos em sedimentos de viveiros indicam o potencial desses ambientes como compartimentos de armazenamento, mas não permitem determinar, isoladamente, o tempo de permanência desse carbono no sistema. Para estimar esse tempo, seriam necessárias abordagens temporais específicas, como datação sedimentar ou medições contínuas dos fluxos de carbono. Nesses sistemas, as taxas de soterramento são de 2 a 30 vezes maiores do que as observadas em lagos naturais e são comparáveis às de reservatórios, o que destaca seu potencial como sumidouros eficientes (Boyd et al., 2010; Mendonça et al., 2017). Os sedimentos desses viveiros podem armazenar tanto ou mais carbono do que florestas e pastagens por unidade de área, evidenciando a relevância global desses sistemas, embora a conexão exata entre o estoque de carbono no sedimento e os fluxos gasosos para a atmosfera ainda permaneça um “desconhecido significativo” (Jeffries et al., 2022). Esse potencial de sequestro de carbono dos sedimentos de viveiros pode ser influenciado por fatores estruturais e temporais do sistema. A idade e a área do sistema desempenham um papel como controladores físicos da sedimentação e das taxas de acúmulo de carbono (Munsiri et al., 1995; Boyd & Tucker, 1998). As práticas de manejo e os fatores locais influenciam a dinâmica do carbono, atuando primariamente sobre as propriedades do sedimento e sendo moduladas por características ambientais, afetando tanto o acúmulo de matéria orgânica quanto os fluxos de carbono no sedimento (Mari et al., 2025; Girard et al., 2024). Entre essas práticas, os regimes de

alimentação, as estratégias de drenagem e o tipo de produção adotado podem desempenhar papéis relevantes (Boyd et al., 2010; Flickinger et al., 2020; Kosten et al., 2020).

No entanto, a maioria dos estudos concentra-se em grandes ecossistemas ou em estimativas globais. Liu et al. (2025) destacam que a escassez de medições robustas em viveiros aquícolas limita a compreensão de como esses processos operam em escala local. Essa limitação é agravada por vieses sistemáticos de amostragem, uma vez que a probabilidade de investigação costuma ser determinada pela acessibilidade e pela proximidade de centros de pesquisa. Como consequência, regiões remotas ou com características ambientais específicas permanecem sub-representadas (Carvalho et al., 2023). Esses vieses de cobertura são particularmente preocupantes em contextos tropicais diversos, como o do Brasil, onde áreas subamostradas frequentemente se sobrepõem a regiões vulneráveis às mudanças ambientais (Carvalho et al., 2023; Kosten et al., 2020).

No Brasil, essa lacuna é particularmente relevante diante da rápida expansão da aquicultura. A produção brasileira de peixes em sistemas controlados e semi-controlados atingiu 1,01 milhão de toneladas em 2025, um aumento de 4,41% em relação ao ano anterior, continuando a tendência de alta observada desde 2015 (Peixe BR, 2025). Dentro desse cenário, Minas Gerais destaca-se como um dos maiores estados do Brasil e como um microcosmo de sua diversidade geográfica e biológica. O estado é um dos poucos onde os biomas Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, convergem e se distribuem ao longo de diferentes gradientes de temperatura e altitude. De acordo com o Anuário Brasileiro da Piscicultura (Peixe BR, 2025), Minas Gerais é o terceiro maior produtor de peixes do país, com uma produção estimada em 77 mil toneladas em 2025, representando um aumento de 6,46% em relação ao ano anterior. A região reúne ainda modelos de produção representativos da aquicultura brasileira como um todo, abrangendo monoculturas intensivas de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em regiões mais baixas e quentes, criação de trutas (*Oncorhynchus mykiss*) de águas frias em terras altas e policultivos semi-intensivos de espécies nativas como pacu (*Piaractus mesopotamicus*), tambaqui (*Colossoma macropomum*) e surubim (*Pseudoplatystoma spp.*). Além dos viveiros escavados, a piscicultura mineira também inclui a produção em tanques-rede em grandes reservatórios, como Três Marias e Furnas, bem como um importante polo nacional da produção de peixes ornamentais

na região de Muriaé (Cardoso et al., 2021). Embora esses sistemas não tenham sido contemplados nesta pesquisa, eles evidenciam a diversidade produtiva da aquicultura em Minas Gerais, distribuída desde pequenos empreendimentos familiares até operações de maior escala e maior nível tecnológico.

Apesar de reconhecido o potencial dos viveiros escavados como sumidouros de carbono, ainda persistem lacunas significativas sobre como fatores operacionais e estruturais modulam esse serviço ecossistêmico na escala de propriedade rural, nível em que são tomadas a maioria das decisões de manejo e alocação de recursos (Stevenson et al., 2019). Parte das estimativas atuais baseia-se em modelos globais ou em dados de sistemas intensivos com cobertura espacial e temporal limitada, o que pode introduzir vieses significativos nos orçamentos globais de carbono e subestimar a heterogeneidade da aquicultura em escalas regionais, especialmente em grandes polos produtores como o Brasil (Kosten et al., 2020; Liu et al., 2025). Nesse contexto, ainda é limitada a compreensão sobre como variáveis abióticas e práticas de manejo interagem na determinação dos estoques de carbono, uma vez que decisões de gestão humana frequentemente sobrepõem ou modificam controles ambientais tradicionais associados aos sedimentos (Mari et al., 2025; Girard et al., 2024). Diante disso, este estudo investigou a influência relativa de fatores abióticos, práticas de manejo e sistema de cultivo sobre o estoque de carbono orgânico no sedimento de viveiros escavados. Partiu-se do pressuposto de que a composição das espécies cultivadas, em conjunto com as práticas de manejo e alimentação, influencia o acúmulo de carbono nos sedimentos. Considerou-se ainda que a taxa de sedimentação tende a diminuir com o aumento da idade dos viveiros, independentemente dos demais fatores avaliados. Ao quantificar estoques de carbono em 125 viveiros representativos da diversidade mineira, esta pesquisa busca fornecer uma base científica para estratégias de manejo que conciliem produção aquícola e mitigação das mudanças climáticas, integrando sistemas geridos por humanos em modelos regionais de carbono (Kosten et al., 2020; Goeckner et al., 2022).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

Quantificar estoques de carbono orgânico nos sedimentos de viveiros escavados de Minas Gerais.

2.1.1 *Objetivos específicos*

- Caracterizar os tipos de produção amostrados quanto à composição de espécies, idade e área do viveiro, espessura da coluna de sedimentos e suas características físicas.
- Comparar os estoques de carbono orgânico nos sedimentos entre diferentes tipos de produção utilizados na produção aquícola em Minas Gerais.
- Identificar os principais preditores, abióticos e biológicos, associados à variabilidade dos estoques de carbono nos sedimentos dos viveiros amostrados.

3 METODOLOGIA

3.1. Área de Estudo e Caracterização dos Viveiros

O estudo foi conduzido em 125 viveiros escavados utilizados na produção aquícola, distribuídos em 43 propriedades rurais no estado de Minas Gerais, Brasil. Para contemplar a heterogeneidade ambiental, climática e de práticas de manejo, aliada à viabilidade logística das campanhas de campo, o estado foi dividido em seis macrorregiões adaptadas da classificação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE): (i) Nordeste (Vale do Rio Doce, Jequitinhonha e Mucuri), (ii) Norte (Norte e Noroeste), (iii) Triângulo Mineiro (Alto Paranaíba), (iv) Sul, (v) Centro (Central, Metropolitana, Campo das Vertentes e Oeste de Minas) e (vi) Zona da Mata. Em cada macrorregião, foram selecionados aproximadamente 10 produtores, totalizando 43 propriedades visitadas (Figura 1). As campanhas de coleta ocorreram durante o período seco, entre março e junho de 2024 e 2025.

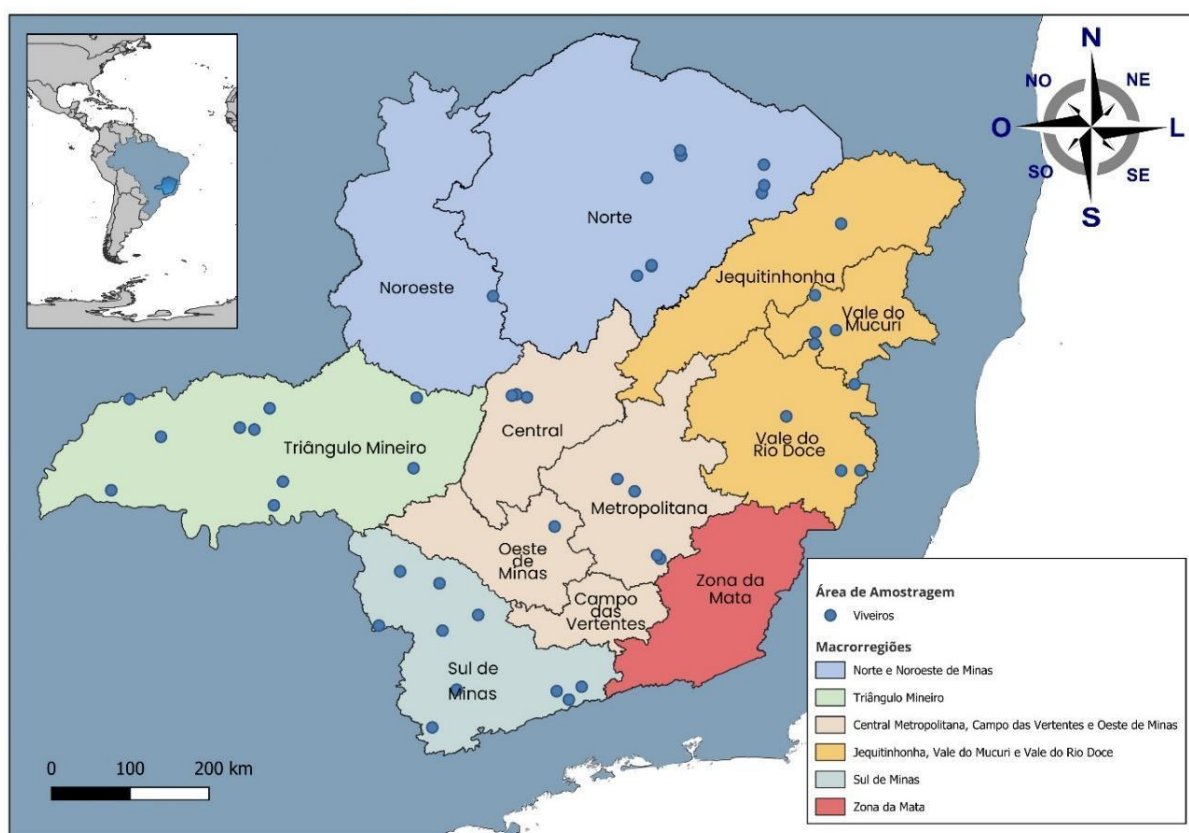


Figura 1. Distribuição espacial dos viveiros escavados amostrados em Minas Gerais.

Fonte: Elaborado pelo autor. (2026).

Os viveiros amostrados representaram diferentes tipos de produção, incluindo monocultivos e policultivos, contemplando espécies nativas, exóticas e híbridos comerciais. A seleção dos viveiros teve caráter intencional (não probabilístico), visando maximizar a representatividade de sistemas produtivos e condições de manejo, e não inferência estatística estrita para toda a população de viveiros. Os tipos de produção foram classificados em seis categorias: Monocultura Nativa (cultivo de uma única espécie nativa), Monocultura Tilápia (cultivo exclusivo de tilápia), Policultivo com Tilápia (duas ou mais espécies incluindo tilápia), Policultivo Nativo (duas ou mais espécies nativas, sem tilápia), Truta (criação de trutas) e Sem Peixes (viveiro vazio no momento da coleta). As finalidades de uso foram agrupadas em nove categorias: Alevinagem, Recria, Alevinagem Comercial, Comercial Artesanal, Comercial de Larga Escala, Ornamental, Pesque e Pague, Truticultura Artesanal e Truticultura Comercial (descritas na Tabela 1).

Tabela 1. Distribuição dos viveiros amostrados segundo região, tipo de produção e finalidade de uso.

Região	Espécies	Tipo de Produção	Uso	n	%
Centro	Lambari (5); Pirara (3); Surubim (3); Tilápia (18); Traíra (1);	Monocultura Nativa	Alevinagem Comercial	5	4,00%
			Comercial Artesanal	1	0,80%
		Monocultura Tilápia	Alevinagem	3	2,40%
			Comercial Artesanal	5	4,00%
			Comercial de Larga Escala	7	5,60%
		Sem Peixes	Comercial de Larga Escala	1	0,80%
		Policultivo c/ Tilápia	Recria	2	1,60%
			Pesque e Pague	1	0,80%
Nordeste	Tilápia (21); Matrinchã (6); Tambacu (7); Panga (2); Carpacapim (6); Carpa colorida (1); Tambaqui (1); Pirarucu (3); Surubim (7); Curimba (1); Traíra (2); Pirara (1);	Monocultura Tilápia	Comercial Artesanal	7	5,60%
		Policultivo c/ Tilápia	Comercial Artesanal	6	4,80%
			Ornamental	2	1,60%
			Pesque e Pague	6	4,80%
Norte	Pirarucu (2); Tilápia (15); Tambacu (2); Tambaqui (2); Pacu (2); Traíra (1); Surubim (3); Piaba (2); Lambari (1); Sarapó (1);	Monocultura Nativa	Comercial Artesanal	3	2,40%
			Ornamental	2	1,60%
		Monocultura Tilápia	Recria	3	2,40%
			Comercial Artesanal	2	1,60%

			Comercial de Larga Escala	4	3,20%
			Ornamental	3	2,40%
		Policultivo c/ Tilápia	Comercial Artesanal	3	2,40%
Sul	Truta (12); Tilápia (17); Traíra (2); Cará (2); Lambari (2); Tambaqui (1); Matrinchá (3); Surubim (2); Curimba (2); Carpa (1);	Monocultura Nativa	Pesque e Pague	2	1,60%
		Monocultura Tilápia	Comercial Artesanal	5	4,00%
			Pesque e Pague	4	3,20%
		Sem Peixes	Recria	1	0,80%
		Policultivo c/ Tilápia	Comercial Artesanal	4	3,20%
			Pesque e Pague	4	3,20%
		Truta	Truticultura Artesanal	2	1,60%
			Truticultura Comercial	10	8,00%
Triângulo	Tilápia (14); Lambari (8); Patinga (7); Surubim (12); Tambaqui (4); Pirarara (1); Pacu (1); Piau (1);	Monocultura Nativa	Alevinagem Comercial	1	0,80%
			Comercial Artesanal	5	4,00%
		Monocultura Tilápia	Recria	1	0,80%
			Comercial Artesanal	7	5,60%
			Pesque e Pague	1	0,80%
		Policultivo c/ Tilápia	Recria	2	1,60%
			Comercial Artesanal	3	2,40%
		Policultivo Nativo	Comercial Artesanal	7	5,60%

Fonte: Elaborado pelo autor. (2026).

A Zona da Mata foi excluída da amostragem porque, embora tenha sido amostrada em projetos anteriores desenvolvidos pelo Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), os métodos empregados nas análises não se mostraram compatíveis com os protocolos adotados neste estudo.

Para as análises propostas, foram incluídos apenas viveiros que permitiam a amostragem da coluna de sedimentos. Foram excluídos: (i) viveiros revestidos com alvenaria ou geomembrana, por alterarem os processos de deposição e troca entre a água e o solo; e (ii) viveiros que se encontravam secos no momento da coleta, inviabilizando a obtenção de perfis sedimentares representativos. Dentro de cada propriedade, os viveiros foram selecionados por meio de uma árvore decisória que

priorizou a escolha de até cinco viveiros, buscando abranger a maior diversidade possível de espécies cultivadas e estágios de vida dos organismos (Figura 2).

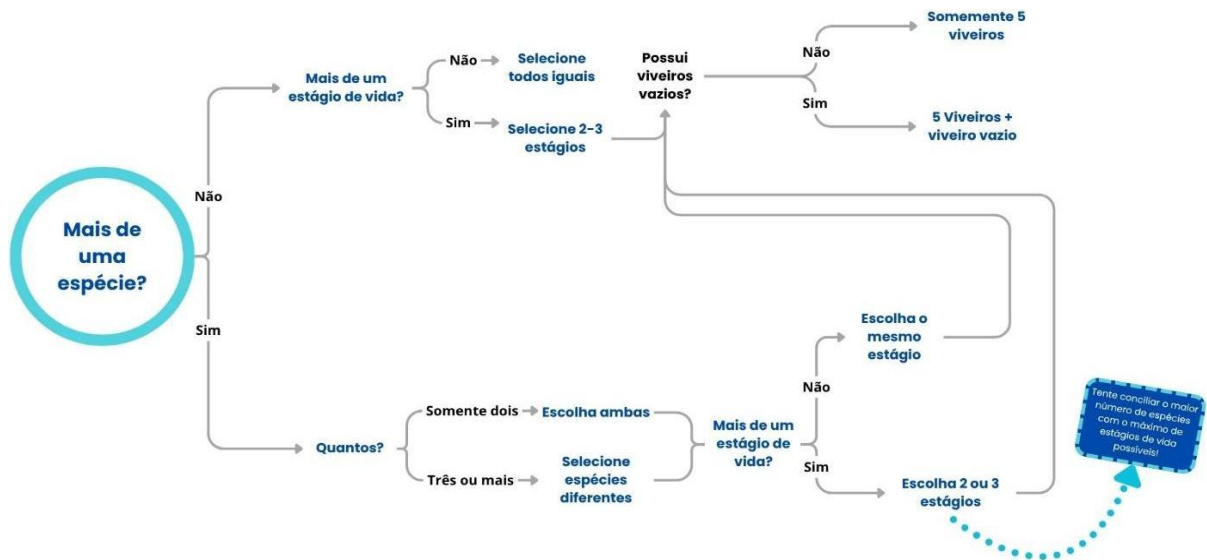


Figura 2. Árvore de decisão para amostragem de viveiros escavados.

Fonte: Laboratório de Ecologia Aquática (2024).

3.2. Pontos de Amostragem

A amostragem seguiu um delineamento não aleatório, direcionado às áreas de maior acúmulo de sedimentos nos viveiros, geralmente associadas às regiões mais profundas ou centrais do viveiro, conforme recomendado por Munsiri et al. (1995). Em cada viveiro, a definição dos pontos de amostragem obedeceu a dois critérios hierárquicos e complementares:

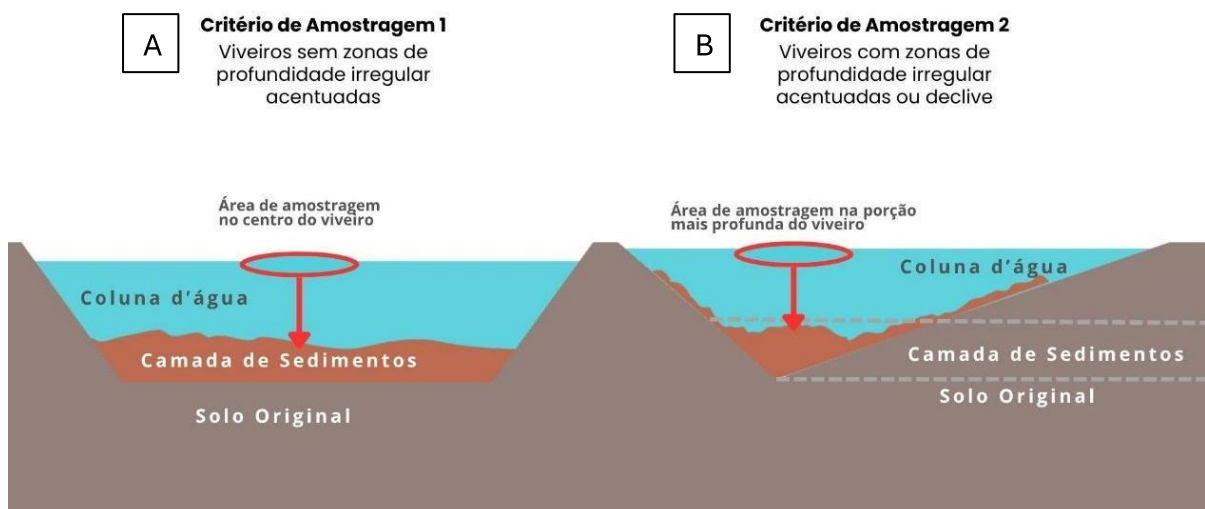


Figura 3. Critérios de amostragem de sedimentos em viveiros escavados.

Fonte: Elaborado pelo autor (2026)

Os testemunhos de sedimento recuperados foram comparados quanto à reprodutibilidade entre testemunhos e à preservação das camadas. Entre os testemunhos obtidos, foi selecionado aquele que apresentou maior definição estratigráfica, possibilitando a delimitação mais precisa da transição entre o sedimento acumulado e o solo original.

3.3. Coleta dos Perfis Sedimentares

A amostragem de sedimentos foi conduzida em cinco campanhas realizadas entre os meses de março e junho, dos anos de 2024 e 2025. Foi utilizado um amostrador de sedimentos equipado com sistema de percussão (UWITEC, Mondsee, Áustria) para a coleta de 250 testemunhos, dos quais 125 foram selecionados, segmentados e armazenados para análises posteriores. Esses testemunhos, com 60 cm de comprimento e 6 cm de diâmetro interno, foram inseridos e percutidos no fundo dos viveiros de modo a recuperar integralmente a camada de sedimentos correspondente até o início do último ciclo produtivo/processo de limpeza do viveiro, bem como parte do solo original. A transição entre o solo original e o sedimento foi identificada visualmente em todos os testemunhos, incluindo aqueles que não foram selecionados para segmentação e armazenamento (Figura 4). A documentação das características físicas e da profundidade do testemunho foi realizada imediatamente após a coleta.



Figura 4. Testemunhos de camada sedimentar recuperados de viveiros escavados em duas propriedades distintas. (A) Testemunho de sedimento onde é possível identificar a estratificação entre o sedimento mais jovem e o sedimento mais antigo, já assentado: coleta realizada na região central do viveiro. (B) Testemunho de sedimento onde é possível identificar a estratificação entre o sedimento e o solo original, coleta realizada na região central do viveiro. (C) Envelopes herméticos em temperatura ambiente, em processo inicial de análise laboratorial.

Fonte: Arquivo pessoal.

3.3.1. Obtenção, fracionamento e conservação das amostras de sedimento

Cada testemunho de sedimento foi seccionado em fatias de 2 cm de espessura, utilizando uma régua de campo graduada e espátula plana de alumínio, desde a interface água-sedimento até o contato com o solo original, seguindo os procedimentos de extrusão e seccionamento descritos por Glew (1988) e Glew, Smol e Last (2001). As fatias, ou *slices*, foram homogeneizadas, acondicionadas em envelopes plásticos estéreis e armazenadas em caixas térmicas ou sob refrigeração até o transporte ao laboratório, também sob refrigeração. No laboratório, as amostras previamente mantidas em caixas térmicas foram transferidas para refrigeradores com temperatura controlada entre 3,6 °C e 4 °C.

3.4. Análises Laboratoriais

3.4.1. Teor de Umidade, Densidade Aparente Seca e Matéria Orgânica Volátil

As análises seguiram metodologias para sedimentos de viveiros utilizados para aquicultura (Munsiri et al., 1995; Boyd et al., 2010), sendo a determinação de sólidos e voláteis realizada conforme o manual da American Public Health Association et al. (2017).

- a) Teor de Água (Umidade): Subamostras de sedimento úmido com volume conhecido foram pesadas e secas em estufa (modelo X) a 60°C por 48 horas, medidas em 2 intervalos consecutivos de 24 horas ou até massa constante (variação $\leq 0,05\%$ entre pesagens consecutivas).

$$\% \text{ Umidade} = \frac{[(\text{Peso Úmido} - \text{Peso Seco})]}{\text{Peso Úmido}} * 100$$

- b) Densidade Aparente Seca (DBD – *Dry Bulk Density*): as sub amostras secas em estufa a 60°C por 48 horas até a massa constante. A massa seca foi obtida subtraindo-se a massa do frasco (tara). O volume da subamostra de sedimento foi calculado utilizando uma seringa graduada com volume interno de 5mL. A densidade aparente seca ou *dry bulk density* foi então calculada pela equação:

$$DBD = \frac{\text{Massa da subamostra seca}(g)}{\text{Volume inicial da subamostra}(g/cm^3)}$$

Camadas de sedimento com valor de densidade aparente seca superior à 1,4 g/cm⁻³ foram registradas como solo original e retiradas das análises estatísticas.

- c) **Matéria Orgânica Volátil (MOV) - Perda por Ignição (LOI):** A matéria orgânica (MO) das subamostras de sedimento foi determinada pelo método de perda por ignição (*Loss on Ignition* – LOI). Para isso, cada subamostra foi calcinada a 550 °C (± 50 °C, margem de erro) por 4 horas em mufla. Após o resfriamento em dessecador, os cadinhos contendo as subamostras foram novamente pesados. A massa de matéria orgânica foi calculada a partir da perda de massa decorrente da combustão dos compostos orgânicos, corrigida pelo peso do cadinho, segundo a equação:

$$MO (g) = (P_{seco} - P_{cadinho}) - (P_{mufla} - P_{cadinho})$$

A matéria orgânica em porcentagem foi obtida dividindo-se a MO (g) pela massa seca da amostra, multiplicada por 100:

$$MO\% = \left(\frac{MO (g)}{P_{seco} - P_{cadinho}} \right) \times 100$$

- a) **Estimativa do carbono orgânico:** O teor de carbono orgânico (CO) foi estimado a partir do teor de matéria orgânica (MO), aplicando-se um fator de conversão de 0,5. Esse procedimento assume que o carbono representa, em média, 50% da matéria orgânica. Como os valores de MO foram expressos em porcentagem, o CO foi obtido em fração decimal pela multiplicação de MO por 0,005, equivalente à expressão $CO = MO (\%) \times 0,5 / 100$. Na ausência de fatores de conversão específicos para os sedimentos analisados, adotou-se o valor padrão de 2 para a conversão de CO em MO, equivalente a 0,5 na conversão inversa. Esse valor é respaldado por trabalhos clássicos da literatura de

solos e sedimentos, como Nelson e Sommers (1982), Munsiri et al. (1995) e Carter e Gregorich (2008).

$$C_{Org} = \frac{MO(\%) \times 0,5}{100}$$

3.4.2. Taxa Anual de Sedimentação e Estoque de Carbono Orgânico

A taxa anual de sedimentação e o estoque de carbono orgânico foram estimados a partir de dados primários coletados em campo, uma vez que esses parâmetros não podem ser obtidos por mensuração direta.

- a) Taxa anual de sedimentação (TAS): Foi estimada dividindo a espessura total da coluna de sedimentos pelo tempo decorrido desde o último evento de limpeza ou escavação do viveiro, ou seja, o período desde a última remoção total ou parcial do sedimento ou revolvimento do fundo por práticas de manejo (raspagem, drenagem ou renovação da camada de fundo). O resultado é expresso em cm ano^{-1} .

$$TAS = \frac{\text{Espessura da coluna de sedimentos}}{\text{Idade do viveiro desde o último evento de limpeza}}$$

- b) Estoque de carbono orgânico (CO): O estoque de carbono orgânico (CO) foi calculado como o produto entre a densidade aparente seca, a espessura do sedimento e a área do viveiro, sendo expresso em g C m^{-2} após normalização pela área.

$$\text{Estoque de CO (gCm}^{-2}\text{)} = DBD(\text{gCm}^{-3}\text{)} \times \text{Espessura(cm)} \times C_{org} \times 10000$$

3.5. *Bootstrap*, Análises estatísticas e modelos GLMM

Para estimar o estoque total de carbono orgânico nos sedimentos dos viveiros escavados em Minas Gerais e quantificar a incerteza associada a essa estimativa, foi empregado um procedimento de *bootstrap* não paramétrico com até 10.000 repetições. O método consistiu em sucessivas reamostragens com reposição dos dados observados, recalculando-se o estoque total de carbono orgânico em cada repetição. Esse procedimento permitiu construir uma distribuição empírica das estimativas e, a partir dela, avaliar a variabilidade e os intervalos de confiança associados ao estoque total. Em cada iteração, o estoque total foi estimado multiplicando-se a concentração média de carbono orgânico pela área total de espelho d'água dos viveiros aquícolas no estado.

As áreas dos viveiros foram obtidas por meio de processamento geoespacial no software QGIS (versão 3.32.1), adotando o sistema de referência SIRGAS 2000. Para garantir a cobertura integral do estado, foi utilizada uma malha vetorial composta por quadrantes de 100 km², que permitiu a organização sistemática das áreas inspecionadas. A identificação dos viveiros baseou-se em imagens de satélite de 2022, utilizando camadas de alta resolução do plugin *QuickMapServices* (*Google Satellite* e *Bing Maps*), complementadas por imagens Sentinel-2 (resolução de 10 m) obtidas por meio do *Semi-Automatic Classification Plugin*. O mapeamento foi realizado por interpretação visual direta, considerando critérios de geometria, contexto espacial e assinatura visual. As estruturas identificadas foram vetorizadas manualmente como polígonos e suas áreas foram calculadas no QGIS. Ao final, as camadas vetoriais foram integradas em um banco de dados único, permitindo a estimativa da área total de espelho d'água, do número de viveiros e da densidade aquícola por macrorregião.

Para corrigir potenciais vieses decorrentes da variação no número de amostras por região e sistema de cultivo, foram incorporados pesos amostrais à análise. A partir das distribuições empíricas geradas, foram calculadas a mediana, os intervalos de confiança de 95% e o coeficiente de variação. O método *bootstrap* foi adotado por não assumir normalidade dos dados e por ser adequado para distribuições assimétricas, comuns em estudos de carbono sedimentar. O procedimento foi aplicado tanto às estimativas por macrorregião quanto ao total estadual.

As análises estatísticas foram conduzidas com o objetivo de avaliar diferenças entre tipos de produção e identificar os principais preditores do estoque de CO nos sedimentos. Por meio do teste de Shapiro-Wilk, verificou-se a distribuição não normal dos dados. As comparações descritivas entre sistemas foram então realizadas utilizando o teste de Kruskal–Wallis, seguido de inspeção das medianas e intervalos interquartílicos. As relações entre variáveis contínuas, como espessura do sedimento, idade do viveiro e estoque de carbono, foram avaliadas por meio da correlação de *Spearman*. Para investigar os determinantes do estoque de carbono orgânico, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) com distribuição Gamma e função de ligação logarítmica, ambas apropriadas para dados contínuos, positivos e assimétricos.

Em todos os modelos ajustados, a fazenda foi incluída como efeito aleatório, com o objetivo de capturar a estrutura hierárquica dos dados e a variabilidade associada a fatores locais não mensurados, como histórico de uso do solo, práticas de manejo e características ambientais. Para testar diferentes hipóteses, foram construídos modelos alternativos que incluíram variáveis abióticas (idade, área e temperatura de fundo) e variáveis biológicas (sistema de cultivo e subtipos de policultivo com tilápia).

A seleção dos modelos foi baseada no Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc), considerando como mais parcimonioso o Modelo com menor valor de AICc (Hurvich; Tsai, 1989; Burnham; Anderson, 2002). Todas as análises foram realizadas utilizando o software *JMP Student Edition*, versão 19.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A espessura do sedimento variou consideravelmente entre os tipos de produção. Policultivos, tanto nativos quanto com a presença de tilápia na composição dos viveiros, apresentaram valores medianos de 8,0 a 12,0 cm, enquanto monoculturas nativas e de tilápia apresentaram 4,0 cm, e viveiros de truta mostraram acúmulo de sedimento ausente ou mínimo (0,0 cm) em 10 dos 12 sistemas amostrados (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 30,63$; gl = 5; $p < 0,0001$). O estoque total de carbono orgânico (CO) seguiu um padrão semelhante: policultivos com tilápia associada apresentaram a maior mediana (3.632 g C m⁻²), seguidos por policultivos nativos (2.305 g C m⁻²), monoculturas nativas e de tilápia (1.533–1.590 g C m⁻²) e viveiros de truta (0 g C m⁻²). A concentração de CO (%C) variou moderadamente entre os sistemas de águas quentes, com diferença máxima de 1,7% (3,6% – 5,3%). Os viveiros de truta apresentaram estoques de CO pouco significativos. A idade dos viveiros diferiu substancialmente entre os sistemas. Os policultivos eram os mais velhos (mediana de 14 e 20 anos, respectivamente), enquanto as monoculturas eram muito mais jovens (3–6 anos), enquanto os viveiros de truta ocuparam uma posição intermediária (13,5 anos). Essa vantagem etária dos policultivos, no entanto, não resultou em maior acúmulo de sedimento nos sistemas de truta, onde viveiros escavados com alto fluxo de água, dispostos em série, limitam a deposição, apesar de sua idade (Tabela 2).

Tabela 2. Características gerais dos viveiros de cultivo por sistema de produção. Valores contínuos expressos como mediana [intervalo interquartilico, Q1–Q3]; *n* indica o número de viveiros amostrados por sistema.

Sistema de cultivo	<i>n</i>	Espessura (cm)	Idade (anos)	Sedimentação (cm ano ⁻¹)	CO (%)	Estoque (g C m ⁻²)	Estoque anual (g C m ⁻² ano ⁻¹)
Monocultura de Tilápia	52	4.00 [2.00–10.50]	3.00 [2.00–7.75]	1.33 [0.40–2.00]	4,4 [3,7 – 5,2]	1590 [878–4355]	530
Policultivo de Tilápia	33	12.00 [6.00–18.00]	14.00 [10.00–20.00]	0.82 [0.41–1.71]	4,9 [3,1 – 7,2]	3632 [1621–7400]	259
Policultivo de espécies nativas	7	8.00 [5.50–10.00]	20.00 [3.25–20.00]	0.90 [0.27–3,37]	3,6 [2,1 – 5,6]	2305 [1570–3352]	115

Truta	12	0.00 [0.00–1.00]	13.50 [7.00–20.00]	0.00 [0.00–0.14]	0,0 [0,0 – 0,3]	0 [0–126]	0
Monocultura de espécies nativas	19	4.00 [2.00–6.00]	6.00 [1.50–23.00]	0.67 [0.23–3.00]	5,3 [3,4 – 6,9]	1533 [736–3043]	256

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A dinâmica temporal da sedimentação foi descrita a partir da relação entre a idade do viveiro e a taxa de sedimentação anual (Figura 5). O modelo exponencial apresentou ajuste substancialmente superior ao modelo linear ($\Delta AICc = -304,8$), indicando que o declínio da taxa de sedimentação não é constante, sendo mais acentuado nos primeiros anos de operação. De acordo com o modelo exponencial, a taxa de sedimentação decresce de um valor inicial estimado de $9,26 \text{ cm ano}^{-1}$ para uma taxa de equilíbrio de aproximadamente $0,76 \text{ cm ano}^{-1}$ após cerca de 5 anos, sugerindo a rápida transição de um sistema inicialmente dominado por altas taxas de deposição para um estado mais estável. Esse comportamento pode ser explicado pela maior disponibilidade inicial de material particulado, associada tanto à construção do viveiro quanto ao início das atividades produtivas, quando há maior aporte de sólidos em suspensão e matéria orgânica. Com o tempo, a redução desse aporte, aliada à compactação do sedimento, decorrente do peso das camadas sedimentares superiores, e ao aumento da eficiência na decomposição e reciclagem interna da matéria orgânica, contribui para a desaceleração do acúmulo. Esse padrão é consistente com o observado por Boyd et al. (2010), que reportaram maiores taxas de sedimentação em viveiros jovens e evidenciaram a relação entre idade e espessura do sedimento. Resultados semelhantes foram descritos por Steeby et al. (2004), que documentaram uma redução acentuada da sedimentação com o aumento da idade dos viveiros, com valores superiores a 10 cm ano^{-1} em sistemas jovens e próximos de 1 cm ano^{-1} em viveiros mais antigos, reforçando a generalidade desse padrão em diferentes tipos de produção.

A aproximação a uma taxa de equilíbrio sugere que, após os primeiros anos, o sistema tende a operar sob um regime mais próximo do balanço entre deposição e decomposição, com implicações diretas para a dinâmica de carbono e o potencial de emissão de gases de efeito estufa. Foram considerados apenas os viveiros com acúmulo detectável, totalizando 100 unidades analisadas.

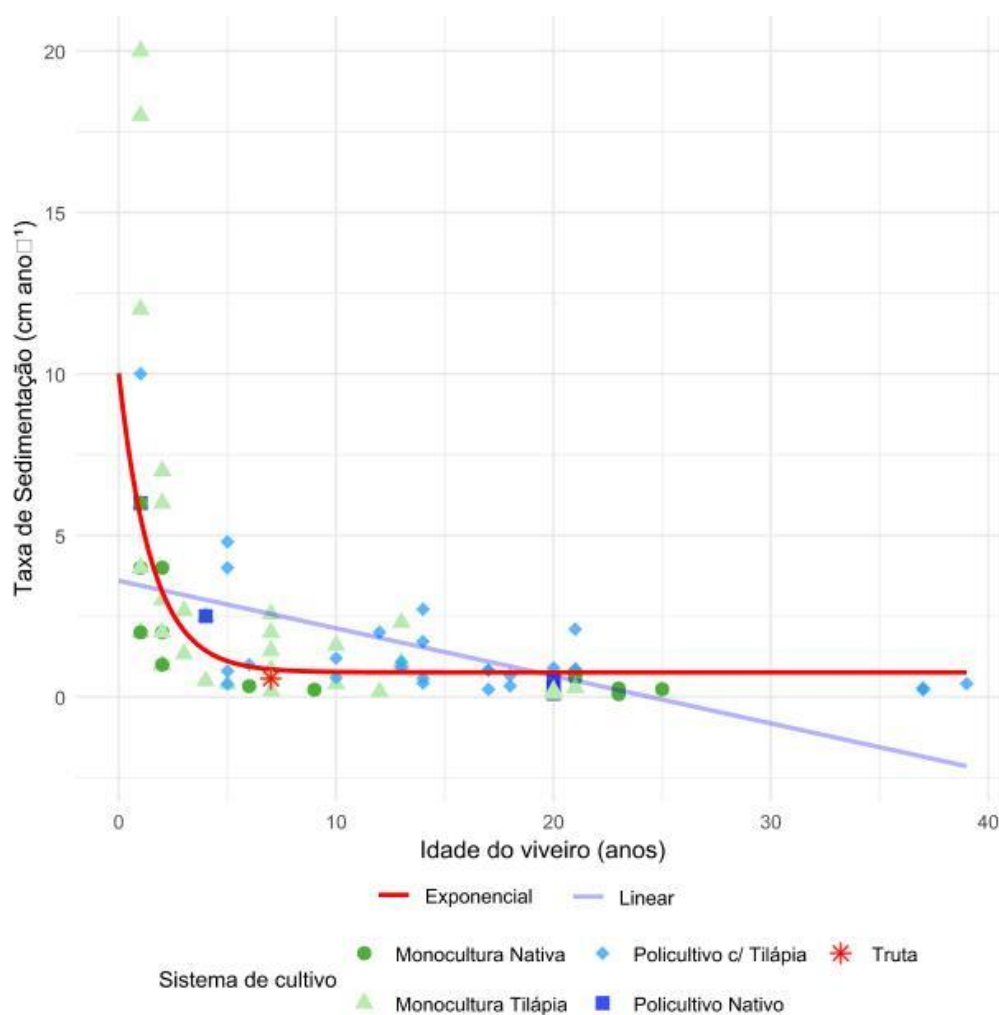


Figura 5. Relação entre a idade do viveiro e a taxa de sedimentação anual com ajustes linear e exponencial.

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A concentração de carbono por unidade de volume foi semelhante entre monoculturas e policultivos, com valores medianos variando de 36 a 39 mg C cm⁻³ em monoculturas e de 23 a 38 mg C cm⁻³ em policultivos (Figura 6). Apesar dessa similaridade, os estoques totais de carbono foram descritivamente maiores nos policultivos.

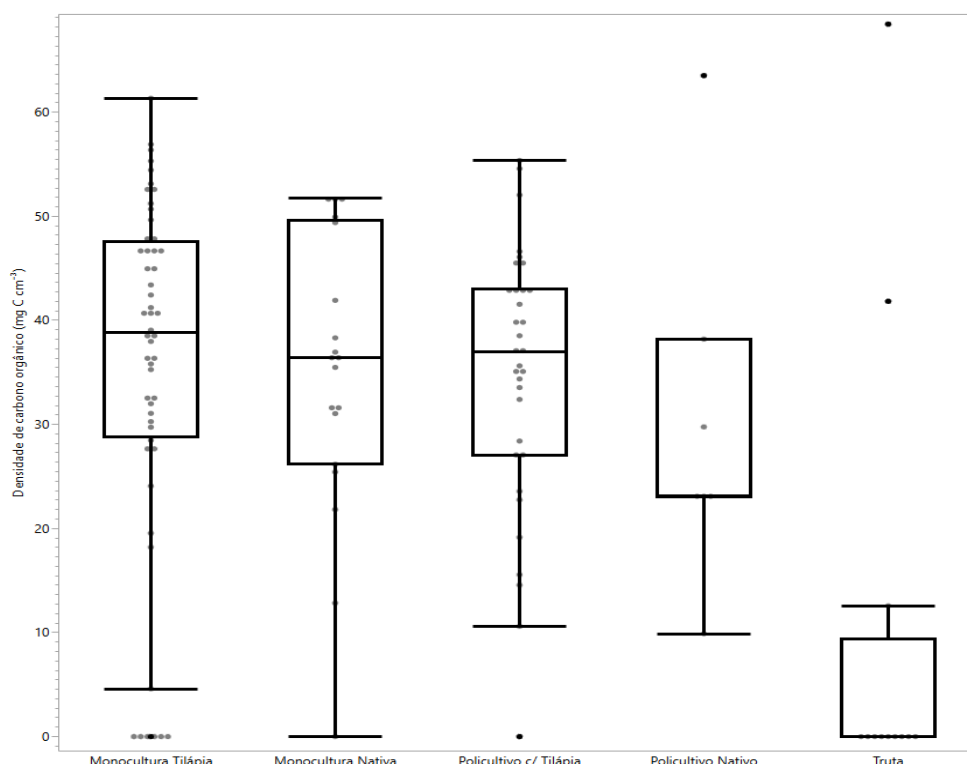


Figura 6. Concentração de carbono orgânico por sistema de cultivo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

No entanto, quando a idade e a área do viveiro foram consideradas, a composição de espécies presentes no viveiro deixou de ser um fator significativo. A decomposição do estoque total de carbono em seus componentes fundamentais revela que a vantagem descritiva dos policultivos decorre de uma camada de sedimento duas a três vezes mais espessa, enquanto a concentração de carbono orgânico por unidade de volume permanece semelhante entre os sistemas. Em contraste, a idade do viveiro não mostra efeito sobre a concentração de carbono ($p = 0,91$), resultado consistente com Boyd et al. (2010), que observaram que a espessura do sedimento aumenta com a idade do sistema enquanto a concentração de carbono presente no sedimento atinge um equilíbrio. Assim, viveiros mais velhos passam a possuir uma camada sedimentar mais espessa, mas não necessariamente mais rica em carbono orgânico. A correlação positiva entre a idade do viveiro e a espessura do sedimento ($p = 0,62$; $p < 0,001$) corrobora essa interpretação. A aparente vantagem dos policultivos no estoque total de carbono é impulsionada por sua maior longevidade, não por uma propriedade intrínseca do cultivo de uma determinada combinação de espécies. A finalidade produtiva associada a cada sistema de cultivo,

conforme identificada no presente estudo, ajuda a explicar essas diferenças etárias. Os policultivos, particularmente aqueles com tilápia, estavam frequentemente ligados a operações de pesque-pague (33%), que tendiam a operar continuamente por longos períodos com renovação parcial de estoque e pouco revolvimento do sedimento. Os policultivos nativos, exclusivamente comerciais artesanais (100%), reforçam esse padrão de estabilidade e longevidade. Em contraste, as monoculturas de tilápia estão mais comumente associadas a ciclos produtivos de larga escala (21%) ou operações de alevinagem e recria (13%), atividades de maior intensidade (Soranzo et al., 2026), rotações mais rápidas e práticas como raspagem e drenagem frequente entre ciclos. Essas práticas, embora comuns, podem transformar o sedimento rico em matéria orgânica em uma fonte potencial de CO₂, CH₄ e N₂O quando exposto (Yang et al., 2018). Mesmo a produção comercial artesanal, predominante em monoculturas nativas (47%) e de tilápia (50%), pode envolver intervenções periódicas no sedimento que limitam o acúmulo contínuo. Essas diferenças de uso e manejo ajudam a explicar o maior acúmulo de carbono nos viveiros de policultivo, que, em média, são mais antigos e operam por períodos mais longos com menor frequência de perturbações.

Viveiros de truta e viveiros sem peixes se destacaram dos demais tipos de produção. Quando comparados à monocultura de tilápia, ambos apresentaram estoques de carbono menores (truta: $p = 0,0107$; sem peixes: $p = 0,0101$). Nos viveiros sem peixes, esse resultado pode ser entendido, em parte, pela ausência de aportes orgânicos diretamente associados ao cultivo. Nos viveiros aquícolas, o sedimento constitui um compartimento importante de acúmulo e transformação de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos, podendo apresentar concentrações muito superiores às observadas na coluna d'água (Avnimelech & Ritvo, 2003; Boyd & Tucker, 1998). Dessa forma, a ausência de entradas ligadas à produção, como ração não consumida, fezes e excreção dos organismos cultivados, reduz uma importante via de aporte entre a matéria orgânica e o sedimento. Além disso, viveiros sem peixes tendem a apresentar menor perturbação física do fundo por bioturbação, processo que pode favorecer a ressuspensão de partículas, modificar a interface sedimento-água e influenciar a ciclagem de nutrientes em viveiros (Adámek e Maršálek, 2013). Embora esses ambientes ainda possam receber matéria orgânica por fontes externas, como chuva, água de abastecimento, escoamento superficial das áreas adjacentes e eventuais transbordamentos de corpos d'água próximos, a ausência dos fluxos

orgânicos próprios da produção aquícola oferece uma explicação plausível para os menores estoques de carbono observados nesses sistemas.

Em viveiros povoados, por outro lado, a presença dos peixes e o manejo alimentar aumentam os fluxos internos de matéria orgânica e nutrientes, favorecendo a reciclagem de nutrientes, a produção primária *in situ* e a subsequente deposição de biomassa autotrófica (Flickinger et al., 2020; Yuan et al., 2019). Esses processos internos tornam-se impulsionadores cada vez mais importantes do acúmulo de carbono no sedimento à medida que viveiros artificiais envelhecem (Rogers et al., 2022). Em contraste, nenhum dos sistemas de águas quentes com peixes, incluindo policultivo com tilápia ($p = 0,1531$), policultivo nativo ($p = 0,3776$) e monocultura nativa ($p = 0,9173$), diferiu significativamente da monocultura de tilápia. Assim, considerando que não houve controle adicional para variáveis como idade dos viveiros, manejo, densidade de estocagem e características físicas dos sistemas, o contraste mais evidente ocorreu entre a truticultura e os sistemas de águas quentes, sem diferenças detectáveis entre os próprios grupos de águas quentes. Esse padrão sugere que condições de manejo associadas à truticultura, especialmente a maior renovação de água, podem ter maior influência sobre os estoques de carbono no sedimento do que a composição de espécies ou o tipo de cultivo (Pikelj et al., 2022). Quando as variáveis abióticas foram examinadas separadamente, a idade do viveiro emergiu como o preditor mais forte do estoque de carbono no sedimento. Cada ano adicional de operação foi associado a um aumento de aproximadamente 8% no estoque de carbono ($\beta = 0,076$; $p = 0,0023$), refletindo uma relação positiva dentro do intervalo de idades observado, e não necessariamente uma taxa constante de acúmulo ao longo do tempo. A área do viveiro também teve um efeito positivo, embora menor ($\beta = 0,00014$; $p = 0,0135$). A temperatura de fundo, em contraste, não mostrou associação detectável com os estoques de carbono ($p = 0,54$). A identidade da fazenda explicou uma parcela substancial da variação restante ($p < 0,001$), destacando a influência de condições locais, práticas de manejo ou características ambientais não capturadas pelos efeitos fixos. Em conjunto, esses resultados indicam que, em viveiros de peixes de águas quentes (nativos ou exóticos), o acúmulo de carbono está associado principalmente à idade do viveiro e, em menor grau, à sua área, sem efeito detectável da temperatura de fundo.

Para testar se a composição funcional dos policultivos influencia os estoques de carbono, focamos nos 33 viveiros onde a tilápia foi combinada com outras espécies. Os subtipos funcionais (carnívoros, bentônicos e hiperdiversos) refletem os nichos ecológicos das espécies cultivadas em associação com a tilápia. Não foram encontradas diferenças significativas nos estoques de carbono entre esses subtipos ($F_{2,14} = 0,14$; $p = 0,87$), nem a idade ou a área do viveiro explicaram variação adicional nessa subamostra ($p = 0,73$ e $p = 0,33$, respectivamente). Assim, uma vez controlada a idade, a composição funcional dos policultivos com tilápia não influencia o armazenamento de carbono no sedimento.

Tabela 3. Comparação de Modelos GLMM Gamma para predição do estoque de carbono orgânico.

Modelo	Descrição (efeitos fixos)	-2RLL	k*	AICc	$\Delta AICc$
1	Tipo de produção	412,88	7	427,84	0,00
2	Idade + Área + Temperatura	436,77	6	449,48	+21,64
3	Subtipos de policultivo + idade + área	109,54	6	125,19	125,19*

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Nota: O Modelo 3 foi ajustado a um subconjunto dos dados ($n = 30$) e, portanto, não foi comparado diretamente aos Modelos 1 e 2.

Além dos contrastes entre tipos de produção, examinamos a distribuição espacial dos estoques de carbono em todo o estado. A densidade de carbono variou marcadamente entre as cinco macrorregiões de Minas Gerais. A região Nordeste apresentou a maior densidade mediana (6.396 g C m^{-2} ; IC 95%: $4.608 - 8.342$), seguida pelo Norte (2.971 g m^{-2}), Centro (1.916 g m^{-2}), Triângulo (1.880 g m^{-2}) e Sul (1.818 g m^{-2}) (Figura 7). A alta densidade no Nordeste provavelmente reflete a presença de policultivos de tilápia mais antigos e a estabilidade desses sistemas na região. A multiplicação dessas densidades pelas respectivas áreas totais (obtidas por sensoriamento remoto) resultou em estoques regionais cuja soma (119.934 t C) foi consistente com a estimativa total do estado, validando a coerência interna da análise.

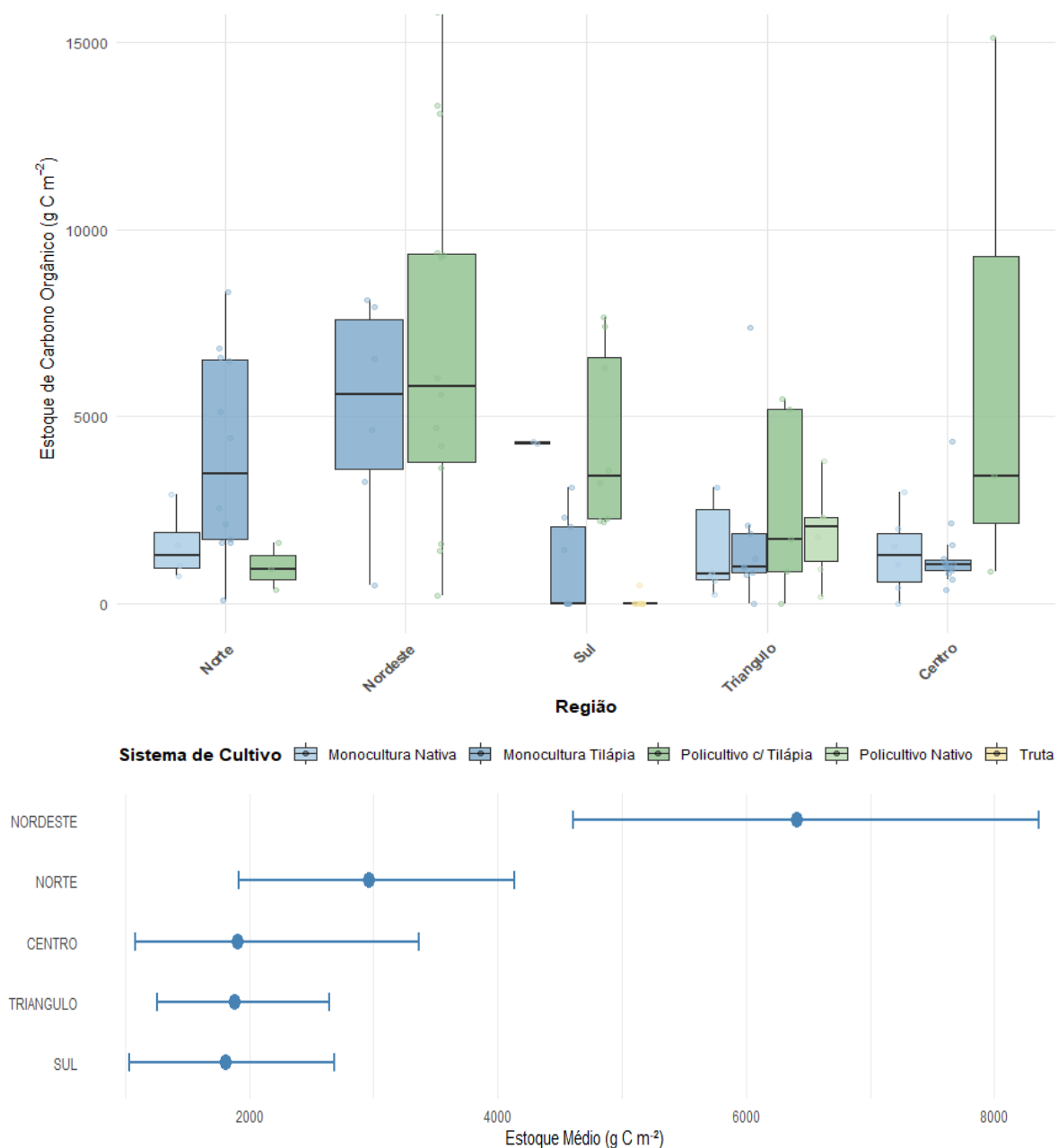


Figura 7. Concentração de carbono orgânico (g C m⁻²) nos sedimentos dos viveiros aquícolas das macrorregiões de Minas Gerais

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

O estoque total de carbono orgânico nos sedimentos em Minas Gerais foi estimado em 94,7 mil toneladas (IC 95%: 75,1 – 117,0 mil toneladas) (Figura 8). Com base na área total de viveiros no estado (3.738 ha, excluindo a Zona da Mata), a concentração média de carbono foi de 25,3 t C ha⁻¹. Este valor é uma ordem de

magnitude inferior à densidade em manguezais (413 t C ha^{-1} ; Kauffman et al., 2018), mas demonstra a relevância desses sistemas na paisagem.

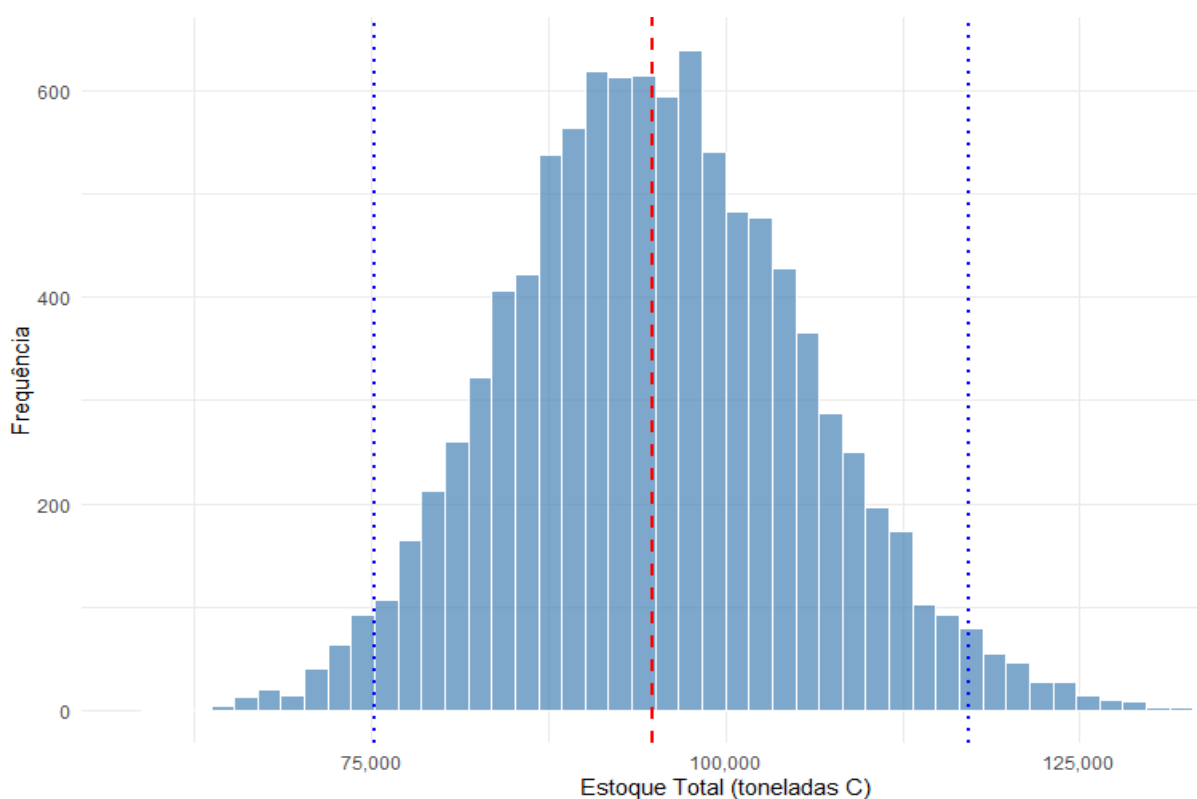


Figura 8. Estoque total de carbono orgânico nos sedimentos dos viveiros aquícolas de Minas Gerais

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A taxa mediana anual de enterro de carbono foi de $2,48 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (IC 95%: $1,9 - 3,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), ou $248 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (IC 95%: $191 - 320 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), valor que supera consideravelmente a taxa média de $142 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ registrada em viveiros da Grã-Bretanha (Taylor et al., 2019). Além disso, o valor encontrado em Minas Gerais é comparável à mediana global de reservatórios ($291 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$; Mendonça et al., 2017) e seis vezes superior à média de lagos naturais ($40 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$; Mendonça et al., 2017), destacando o papel dos viveiros escavados como sumidouros ativos e eficientes de carbono (Anderson et al., 2020; Goeckner et al., 2022) (Figuras 9).

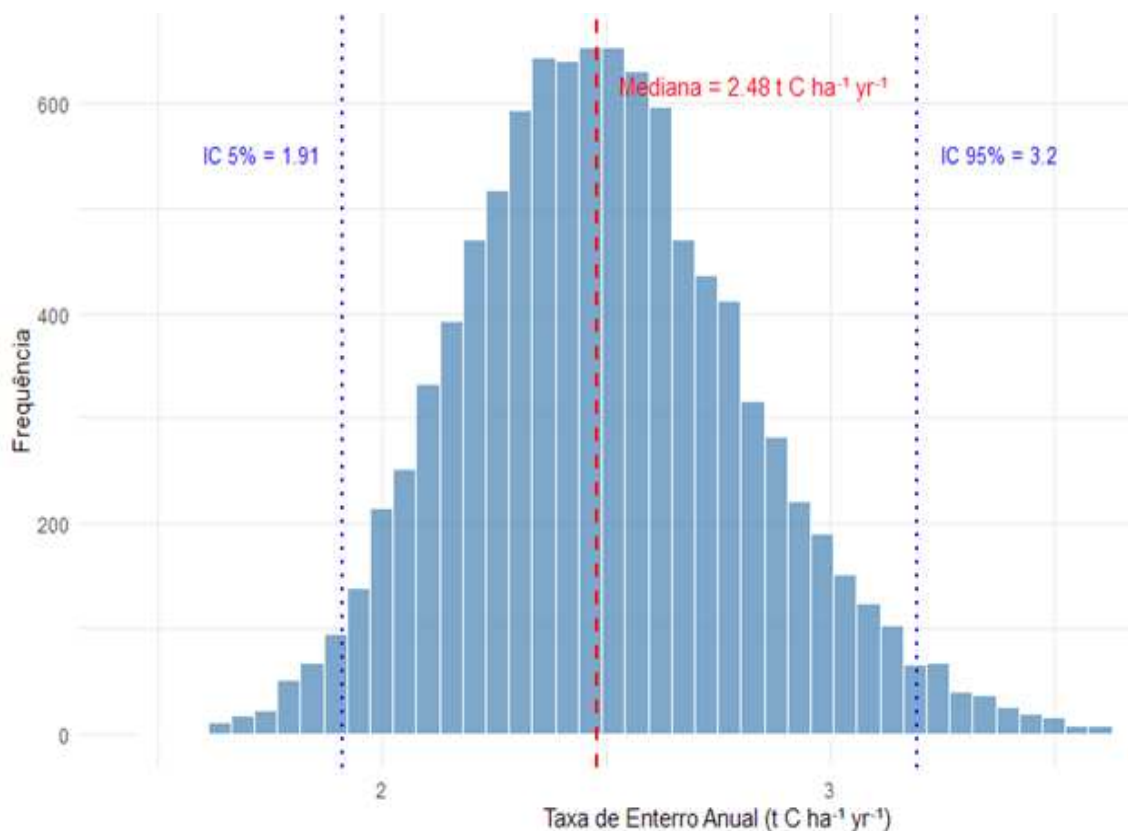


Figura 9. Distribuição da taxa de enterro anual de carbono nos sedimentos dos viveiros escavados de Minas Gerais.

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A variância significativa atribuída ao efeito aleatório de fazenda destaca a importância dos fatores locais na interpretação desses dados. Os fatores locais, como características do solo, histórico de uso da terra, práticas de manejo específicas de cada produtor, fontes de água e condições microclimáticas, podem explicar uma parcela da variabilidade maior do que a atribuída ao tipo de sistema de cultivo. Essa necessidade de considerar a heterogeneidade local é reforçada por Ascenzi et al. (2026), que argumentam que a fragmentação do conhecimento em estudos isolados limita a avaliação da eficácia dos sumidouros de carbono e que a integração de variáveis como o uso da terra pré-existente e as características do solo é essencial para compreender as trajetórias de recuperação e a estabilidade desses estoques em escala regional.

Em escala internacional, os resultados deste estudo dialogam com um crescente corpo de pesquisa que reconhece viveiros aquícolas, reservatórios artificiais

e pequenos corpos d'água como componentes relevantes do ciclo global do carbono (Pilla et al., 2022). Estudos realizados na América do Norte, Europa e Ásia mostraram que ambientes aquáticos artificiais podem apresentar taxas de enterro de carbono comparáveis ou superiores às de ecossistemas naturais (Boyd et al., 2010; Yuan et al., 2019; Kosten et al., 2020), embora frequentemente acompanhadas por emissões de metano e óxido nitroso (Kosten et al., 2020; Deng et al., 2024). Nesse contexto, os viveiros de aquicultura de águas quentes representam um sistema particularmente importante, devido às altas taxas de produção primária, temperaturas elevadas e intensa atividade microbiana, fatores que amplificam tanto a deposição quanto a mineralização da matéria orgânica (Kosten et al., 2020). Assim, os resultados aqui obtidos reforçam a necessidade de integrar a aquicultura nas avaliações globais do carbono continental (Kosten et al., 2020; Pilla et al., 2022), evitando tanto superestimar seu papel como sumidouro quanto ignorar sua contribuição potencial para o sequestro de carbono em paisagens altamente modificadas.

Os resultados apontam para a longevidade e estabilidade dos viveiros como fatores-chave que influenciam o acúmulo de carbono nos sedimentos aquícolas. A ligação entre sistemas que operam por mais tempo e maiores estoques de carbono sugere que estratégias destinadas a manter os viveiros em operação contínua por longos períodos podem aumentar o armazenamento de carbono. Estudos futuros devem investigar como diferentes práticas de manejo, como a frequência de remoção de sedimento e os regimes de drenagem, interagem com a idade do viveiro para moldar a dinâmica do carbono. Além disso, a variabilidade substancial não explicada entre as fazendas destaca a necessidade de incorporar fatores locais, como características do solo e histórico de uso da terra, em modelos preditivos. Embora os policultivos não tenham se mostrado estatisticamente superiores às monoculturas quando a idade foi considerada, sua tendência a acumular mais sedimento pode ser relevante em contextos em que a retenção de nutrientes ou a construção do solo são objetivos paralelos.

5 LIMITAÇÕES DO ESTUDO

Apesar da robustez amostral e da consistência estatística, este estudo tem limitações importantes que devem ser consideradas na interpretação dos resultados. Primeiramente, o trabalho quantifica estoques de carbono no sedimento, mas não mensura fluxos de entrada e emissão de gases de efeito estufa, o que impede a determinação do balanço líquido de carbono dos sistemas aquícolas. Em segundo lugar, métodos de dragagem e drenagem, despesca e tempo de residência foram representadas de forma simplificada, não incluindo métricas quantitativas como carga de ração, densidade de estocagem, intensidade real de aeração, fatores que podem influenciar a dinâmica de deposição e mineralização do carbono. Além disso, o desbalanceamento etário entre tipos de produção dificulta a separação completa entre efeitos estruturais e efeitos de manejo, mesmo com o uso de modelos mistos. A ausência de caracterização detalhada do solo original também limita inferências sobre a estabilidade do carbono a longo prazo. Por fim, embora o estudo forneça evidências robustas para a aquicultura tropical continental, recomenda-se cautela na extrapolação direta para outros contextos geográficos, uma vez que diferenças em clima, hidrologia, tipos de solo e sistemas produtivos podem modular os padrões observados. Estudos comparativos em outras regiões serão fundamentais para testar a generalização desses achados.

6 CONCLUSÃO

Este estudo, como recorte de um projeto que investigou o balanço de carbono na produção aquícola em Minas Gerais, partiu do seguinte questionamento: que fatores podem determinar o estoque de carbono orgânico nos sedimentos de viveiros escavados utilizados para a produção de espécies aquícolas? A resposta foi encontrada principalmente no tempo de permanência e de operação desses viveiros. A cada ano adicional, o estoque de carbono tende a ser, em média, aproximadamente 8% maior ($\beta = 0,076$), refletindo uma relação positiva dentro do intervalo de idades observado, e não necessariamente uma taxa constante de acúmulo ao longo do tempo. Esse efeito foi mais forte do que as diferenças entre tipos de produção ou entre composições de espécies. A área do viveiro e as condições locais de cada fazenda também contribuíram, mas em menor grau. O estudo cumpriu seus três objetivos. Primeiro, caracterizou a diversidade dos tipos de produção, com idades de 1,5 a 23 anos e áreas de 80 a 16.657 m², predominando a tilápia, e descreveu a densidade aparente seca do sedimento e a composição da matéria orgânica. Segundo, não encontrou diferenças significativas nos estoques de carbono entre monocultivos e policultivos, tampouco entre diferentes composições de espécies nos policultivos com tilápia. Terceiro, identificou os principais preditores, estabelecendo uma hierarquia entre idade, área e fatores locais (efeito aleatório de fazenda) como os controladores primários, e variáveis biológicas como controladores secundários.

Estes resultados reforçam que o sequestro de carbono em viveiros aquícolas é um processo de caráter principalmente físico e temporal. A taxa de enterro (248 g C m⁻² ano⁻¹) é quase o dobro da taxa média registrada em reservatórios para irrigação agrícola e seis vezes maior que a média de lagos naturais, posicionando os viveiros escavados como sumidouros ativos de carbono, comparáveis a reservatórios. Do ponto de vista prático, para que o sequestro de carbono seja incorporado como ferramenta de sustentabilidade, a longevidade dos viveiros deve ser considerada como um fator que favorece o acúmulo de carbono, especialmente nos estágios iniciais de operação. Estratégias que prolonguem a operação contínua e reduzam raspagens frequentes tendem a ser mais eficazes, embora a aproximação a um estado de equilíbrio indique que o acúmulo tende a desacelerar ao longo do tempo. A variabilidade entre fazendas também indica que políticas públicas e recomendações

de manejo devem considerar as especificidades locais. Os viveiros escavados de Minas Gerais armazenam hoje, não considerando aqueles localizados na Zona da Mata, cerca de 94,7 mil toneladas de carbono, o que posiciona a aquicultura mineira como um agente relevante no balanço regional de carbono. A aquicultura mineira tem, assim, a capacidade de conciliar produção de alimentos com serviços ecossistêmicos, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas.

7 REFERÊNCIAS

ADÁMEK, Z.; MARŠÁLEK, B. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International*, v. 21, p. 1-17, 2013.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23. ed. Washington: American Public Health Association, 2017.

ASCENZI, Irene et al. WaterLANDS: a database of carbon stocks, GHG fluxes and biodiversity indicators in restored European wetlands. *Global Ecology and Biogeography*, 2026. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.70199>.

AVNIMELECH, Y.; RITVO, G. Shrimp and fish pond soils: processes and management. *Aquaculture*, v. 220, n. 1-4, p. 549-567, 2003.

BÉNÉ, C. et al. Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction: assessing the current evidence. *World Development*, v. 79, p. 177–196, 2016.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. Pond Aquaculture Water Quality Management. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1998.

BOYD, C. E. et al. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. *Environmental Pollution*, v. 158, p. 2537–2540, 2010.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2. ed. New York: Springer, 2002.

CARDOSO, R. S.; SANTOS, F. W. M.; REZENDE, F. P.; RIBEIRO, F. de A. S. O comércio de organismos aquáticos ornamentais. In: REZENDE, F. P.; FUJIMOTO, R. Y. (ed.). Peixes ornamentais no Brasil: mercado, legislação, sistemas de produção e sanidade. Brasília, DF: Embrapa, 2021. p. 15-82. (Peixes ornamentais no Brasil, 1). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1133456>. Acesso em: 7 jul. 2026.

CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. (ed.). Soil Sampling and Methods of Analysis. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.

CARVALHO, R. L. et al. Pervasive gaps in Amazonian ecological research. *Current Biology*, v. 33, p. 3495–3504, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.06.077>.

DEAN, W. E.; GORHAM, E. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology*, v. 26, n. 6, p. 535-538, 1998.

DENG, M. et al. Greenhouse gases emissions from aquaculture ponds: Different emission patterns and key microbial processes affected by increased nitrogen loading.

Science of the Total Environment, v. 926, 172108, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172108>.

FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue Transformation in action. Rome: FAO, 2024. DOI: <https://doi.org/10.4060/cd0683en>.

FLICKINGER, D. 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, v. 17, 100340, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100340>.

GIRARD, L. et al. The balance of carbon emissions versus burial in fish ponds: The role of primary producers and management practices. Aquaculture Reports, v. 39, 102456, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2024.102456>.

GLEW, J. R. A portable extruding device for close interval sectioning of unconsolidated core samples. Journal of Paleolimnology, v. 1, p. 235–239, 1988.

GLEW, J. R.; SMOL, J. P.; LAST, W. M. Sediment core collection and extrusion. In: LAST, W. M.; SMOL, J. P. (ed.). Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001. p. 73–105.

HURVICH, C. M.; TSAI, C.-L. Regression and time series model selection in small samples. Biometrika, v. 76, n. 2, p. 297–307, 1989.

IBGE. Divisão do Brasil em Mesorregiões e Microrregiões Geográficas. Rio de Janeiro: IBGE, 1989.

JEFFRIES, M. J. et al. Organic carbon in British lowland ponds: estimating sediment stocks, possible practical benefits and significant unknowns. Hydrobiologia, v. 850, p. 3225–3239, 2023.

JMP. JMP® Software, Version 19. Cary: SAS Institute Inc., 2024.

KAUFFMAN, J. B. et al. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. Biology Letters, v. 14, n. 9, 20180208, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>.

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

LIU, J.; NEOGI, S.; LAI, D. Y. F. Ecosystem-Scale Carbon Dioxide, Methane and Water Vapor Fluxes From Subtropical Brackish Fishponds: Temporal Variability, Environmental Drivers, and Implications for Nature-Based Climate Solutions. Earth's Future, v. 13, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1029/2024EF005277>.

MacLEOD, Michael J. et al. Quantifying greenhouse gas emissions from global aquaculture. Scientific Reports, v. 10, 11679, p. 1–8, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68231-8>.

MARI, E. et al. Greenhouse gas dynamics in fishponds: management versus environmental controls in a complex aqua-agriculture system, France. Journal of

Environmental Management, v. 390, 126357, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126357>.

MENDONÇA, R. et al. Organic carbon burial in global lakes and reservoirs. *Nature Communications*, v. 8, 1694, 2017.

MUNSIRI, P.; BOYD, C. E.; HAJEK, B. F. Physical and chemical characteristics of bottom soil profiles in ponds at Auburn, Alabama, USA and a proposed system for describing pond soil horizons. *Journal of the World Aquaculture Society*, v. 26, n. 4, p. 347–377, 1995.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: BLACK, C. A. et al. (ed.). *Methods of Soil Analysis: Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. cap. 29, p. 539–579.

OECD/FAO. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2025-2034*. Paris: OECD Publishing; Rome: FAO, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1787/601276cd-en>.

PEIXE BR. *Anuário Brasileiro da Piscicultura 2025*. São Paulo: Associação Brasileira da Piscicultura, 2025.

PIKELJ, K. et al. Sediment characteristics—a key factor for fish farm site selection: examples from Croatia. *Minerals*, v. 12, n. 6, 696, 2022.

PILLA, R. M. et al. Anthropogenically driven climate and landscape change effects on inland water carbon dynamics: What have we learned and where are we going? *Global Change Biology*, v. 28, p. 5601–5619, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16324>.

POSIT SOFTWARE, PBC. *RStudio, Version 2026.01.1+403*. Boston: Posit Software, PBC, 2026. Disponível em: <https://posit.co>.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. *QGIS Geographic Information System, Version 3.32.4*. Open Source Geospatial Foundation, 2023. Disponível em: <https://qgis.org>.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. *QGIS Geographic Information System, Version 3.44.4*. Open Source Geospatial Foundation, 2025. Disponível em: <https://qgis.org>.

R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing, Version 4.5.2*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org>.

ROGERS, M. N. et al. Temporal patterns in sediment, carbon, and nutrient burial in ponds associated with changing agricultural tillage. *Biogeochemistry*, v. 159, p. 87–102, 2022.

SORANÇO, L. C. et al. A combined in situ–ex situ assessment of fish feed fate and associated carbon emissions. *Journal of Cleaner Production*, v. 544, 147711, 2026. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2026.147711>.

STEEBY, J. A.; HARGREAVES, J. A.; TUCKER, C. S. Accumulation, organic carbon and dry matter concentration of sediment in commercial channel catfish ponds. *Aquacultural Engineering*, v. 30, n. 3–4, p. 211–229, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2003.11.002>

STEVENSON, J. et al. A research agenda for strategy-relevant evaluation of agricultural research for development. *Global Food Security*, [S. l.], v. 20, p. 101-104, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.01.003>.

TAYLOR, S. et al. High carbon burial rates by small ponds in the landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 17, p. 25–31, 2019.

WILLIAMS, J.; CRUTZEN, P. J. Nitrous oxide from aquaculture. *Nature Geoscience*, v. 3, n. 3, p. 143, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1038/ngeo804>.

YANG, Ping et al. Effect of drainage on CO₂, CH₄, and N₂O fluxes from aquaculture ponds during winter in a subtropical estuary of China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 65, p. 72-82, 2018.

YUAN, J. et al. Rapid growth in greenhouse gas emissions from the adoption of industrial-scale aquaculture. *Nature Climate Change*, v. 9, n. 4, p. 318–322, 2019.

ZHANG, D. et al. Carbon budgets of two typical polyculture pond systems in coastal China and their potential roles in the global carbon cycle. *Aquaculture Environment Interactions*, v. 12, p. 105-115, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3354/aei00349>.

8 APÊNDICE – Material Suplementar

Tabela A1. Caracterização dos viveiros escavados amostrados em Minas Gerais. Os dados incluem informações espaciais, estruturais e de manejo dos sistemas aquícolas. AR (m²): área do viveiro; MF: morfologia do fundo; ID (anos): idade do viveiro; AE: presença de aeradores; ST (cm): espessura do sedimento; TC: tipo de cultivo; CD: coordenadas geográficas (latitude e longitude em graus decimais); COD#: código identificador do viveiro.

Região	Cidade	Bacia Hidrográfica	Fazenda	COD#	AR	MF	ID	AE	ST	TC
Sul	Arceburgo	Grande	AC1	AC1.1	832.86	P	6	1	6	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Alfenas	Grande	AE1	AE1.2	1,487.83	P	1	1	10	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Almenara	Jequitinhonha	AL1	AL.1	565.34	P	17	0	4	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Almenara	Jequitinhonha	AL1	AL.2	2530.39	P	17	0	14	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Almenara	Jequitinhonha	AL1	AL.3	2536.63	P	17	0	14	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Almenara	Jequitinhonha	AL1	AL.4	4762.84	P	17	0	14	Policultivo c/ Tilápia
Centro	Belo Horizonte	São Francisco	BH1	BH1.2	1,329.70	P	21	0	44	Policultivo Nativo
Centro	Belo Horizonte	São Francisco	BH1	BH1.3	407.27	P	18	0	12	Policultivo Nativo
Centro	Belo Horizonte	São Francisco	BH1	BH1.4	336.56	P	18	0	6	Policultivo Nativo
Sul	Bom Jesus de Minas	Grande	BJ1	BJ1.1	451.83	P	2	1	0	Monocultura Tilápia
Sul	Bom Jesus de Minas	Grande	BJ1	BJ1.2	844.11	P	2	1	0	Monocultura Tilápia
Sul	Bom Jesus de Minas	Grande	BJ1	BJ1.3	765.47	P	2	1	0	Monocultura Tilápia
Sul	Bom Jesus de Minas	Grande	BJ1	BJ1.4	1,813.57	P	2	1	0	Monocultura Tilápia
Sul	Bom Jesus de Minas	Grande	BJ1	BJ1.5	469.97	P	2	1	0	Monocultura Tilápia
North	Buritizeiro	São Francisco	BR1	BR1.1	452.57	P	25	0	6	Monocultura Nativa
North	Buritizeiro	São Francisco	BR1	BR1.2	201.46	P	20	0	6	Policultivo c/ Tilápia
Norte	Bocaiúva	Jequitinhonha	BV2	BV2.2	1,125.97	P	1	0	2	Policultivo c/ Tilápia
Norte	Bocaiúva	São Francisco	BV3	BV3.1	157.52	P	1	0	4	Monocultura Nativa
Norte	Bocaiúva	Jequitinhonha	BV4	BV4.2	184.81	P	2	0	8	Monocultura Nativa
Sul	Campos Gerais	Grande	CG1	CG1.1	308.89	P	39	0	16	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Campos Gerais	Grande	CG1	CG1.2	1,025.75	P	37	0	10	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Campos Gerais	Grande	CG1	CG1.3	637.86	P	37	0	10	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Campos Gerais	Grande	CG1	CG1.4	303.38	P	37	0	8	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Pouso Alegre	Grande	CO1	CO1.1	3,360.83	P	21	0	14	Monocultura Nativa
Sul	Pouso Alegre	Grande	CO1	CO1.2	3,353.86	P	21	0	18	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Pouso Alegre	Grande	CO1	CO1.3	16,656.76	P	21	1	18	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Pouso Alegre	Grande	CO1	CO1.4	2,245.28	P	21	0	12	Monocultura Nativa
Sul	Pouso Alegre	Grande	CO1	CO1.5	1,130.90	P	21	0	6	Monocultura Tilápia

Norte	Montes Claros	São Francisco	CP1	CP1.1	2,783.85	P	1	1	2	Monocultura Tilápia
Norte	Montes Claros	São Francisco	CP1	CP1.2	2,562.86	P	1	1	18	Monocultura Tilápia
Norte	Montes Claros	São Francisco	CP1	CP1.3	752.28	P	3	1	24	Monocultura Nativa
Norte	Montes Claros	São Francisco	CP1	CP1.5	2,611.95	P	1	1	6	Monocultura Tilápia
Norte	Montes Claros	São Francisco	CP1	CP1.6	2,573.64	P	1	1	20	Monocultura Tilápia
Centro	Felixlândia	São Francisco	FL1	FL1.1	601.93	P	12	0	2	Monocultura Tilápia
Centro	Felixlândia	São Francisco	FL1	FL1.2	822.24	P	12	0	2	Monocultura Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Doce	GVA	GVA.1	4970.67	P	20	1	18	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Mucuri	GVB	GVB.2	859.07	P	14	1	24	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Mucuri	GVB	GVB.4	2998.27	P	14	1	38	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Mucuri	GVB	GVB.5	1001.93	P	14	1	22	Monocultura Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Doce	GVC	GVC.1	766.2	P	7	1	14	Monocultura Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Doce	GVC	GVC.2	350.5	P	7	1	10	Monocultura Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Doce	GVC	GVC.3	556.05	P	7	1	18	Monocultura Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Doce	GVD	GVD.1	341.28	P	4	1	2	Monocultura Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Doce	GVD	GVD.3	786.92	P	4	1	10	Monocultura Tilápia
Nordeste	Governado Valadares	Doce	GVD	GVD.5	126.88	P	2	1	14	Monocultura Tilápia
Triângulo	Ibiá	Paranaíba	IB1	IB1.2	482.66	P	20	0	6	Monocultura Tilápia
Sul	Itamonte	Grande	IM1	IM1.1	534.08	P	7	0	4	Truta
Sul	Itamonte	Grande	IM1	IM1.2	510.48	P	7	0	0	Truta
Sul	Itamonte	Grande	IM1	IM1.3	478.73	P	7	0	0	Truta
Sul	Itamonte	Grande	IM1	IM1.4	424.14	P	7	0	0	Truta
Sul	Itamonte	Grande	IM1	IM1.5	534.05	P	7	0	0	Truta
Triângulo	Iturama	Grande	IT1	IT1.1	509.98	P	20	0	4	Policultivo Nativo
Triângulo	Iturama	Grande	IT1	IT1.2	302.85	P	20	0	2	Policultivo Nativo
Triângulo	Iturama	Grande	IT1	IT1.3	737.42	P	20	0	10	Policultivo Nativo
Triângulo	Iturama	Grande	IT1	IT1.4	4,494.05	P	20	0	26	Policultivo Nativo
Triângulo	Iturama	Grande	IT1	IT1.5	2,759.57	P	20	0	6	Policultivo Nativo
Triângulo	Ituiutaba	Paranaíba	IU1	IU1.1	840.22	P	1	0	0	Monocultura Tilápia
Triângulo	Ituiutaba	Paranaíba	IU1	IU1.3	821.68	P	1	0	2	Monocultura Tilápia
Triângulo	Ituiutaba	Paranaíba	IU1	IU1.4	774.71	P	1	0	2	Monocultura Tilápia
Triângulo	Ituiutaba	Paranaíba	IU1	IU1.5	737.58	P	1	0	4	Monocultura Tilápia
Norte	Janaúba	São Francisco	JA1	JA1.3	2072.36	P	6	0	2	Monocultura Nativa
Norte	Janaúba	São Francisco	JA2	JA2.1	598.34	P	7	0	4	Monocultura Tilápia
Norte	Janaúba	São Francisco	JA2	JA2.2	922.05	P	7	0	4	Monocultura Tilápia
Norte	Janaúba	São Francisco	JA2	JA2.3	1195.28	P	7	0	6	Monocultura Tilápia
Centro	Morada Nova	São Francisco	MN1	MN1.1	550.11	P	1	1	0	Sem Peixe
Centro	Morada Nova	São Francisco	MN1	MN1.2	947.54	P	5	1	2	Monocultura Tilápia
Centro	Morada Nova	São Francisco	MN1	MN1.3	736.95	P	5	1	2	Monocultura Tilápia
Centro	Morada Nova	São Francisco	MN1	MN1.4	712.12	P	5	1	2	Monocultura Tilápia

Centro	Morada Nova	São Francisco	MN1	MN1.5	853.57	P	5	1	2	Monocultura Tilápia
Centro	Morada Nova	São Francisco	MN2	MN2.3	1,280.63	P	1	1	2	Monocultura Tilápia
Centro	Morada Nova	São Francisco	MN2	MN2.4	1,890.76	P	1	1	2	Monocultura Tilápia
Centro	Morada Nova	São Francisco	MN2	MN2.5	1,225.39	P	1	1	2	Monocultura Tilápia
Centro	Ouro Preto	Doce	OP1	OP1.1	80.97	P	2	0	2	Monocultura Tilápia
Centro	Ouro Preto	Doce	OP1	OP1.2	313.51	P	2	0	4	Monocultura Nativa
Centro	Ouro Preto	Doce	OP1	OP1.3	668.37	P	2	0	4	Monocultura Tilápia
Centro	Ouro Preto	Doce	OP1	OP1.4	741.03	P	2	0	12	Monocultura Tilápia
Centro	Ouro Preto	Doce	OP1	OP1.5	740.73	P	2	0	6	Monocultura Tilápia
Centro	Ouro Preto	Doce	OP2	OP2.1	1,246.68	P	23	0	42	Monocultura Tilápia
Centro	Ouro Preto	Doce	OP2	OP2.2	1,229.44	P	2	0	4	Monocultura Tilápia
Sul	Passos	Grande	PA1	PA1.1	237.26	P	3	0	4	Monocultura Tilápia
Sul	Passos	Grande	PA1	PA1.2	167.55	P	3	0	4	Monocultura Tilápia
Sul	Passos	Grande	PA1	PA1.4	251.25	P	3	0	8	Monocultura Tilápia
Sul	Passos	Grande	PA1	PA1.5	90.53	P	1	0	2	No Fish
Triângulo	Patos de Minas	Paranaíba	PM1	PM1.4	740.09	P	3	0	4	Monocultura Tilápia
Triângulo	Patos de Minas	Paranaíba	PM1	PM1.6	1,958.38	P	5	0	4	Policultivo c/ Tilápia
Centro	Sete Lagoas	São Francisco	SE1	SE1.1	521.44	P	23	0	0	Monocultura Nativa
Centro	Sete Lagoas	São Francisco	SE1	SE1.2	1,652.56	P	23	0	2	Monocultura Nativa
Centro	Sete Lagoas	São Francisco	SE1	SE1.3	1,652.56	P	23	0	6	Monocultura Nativa
Centro	Sete Lagoas	São Francisco	SE1	SE1.4	266.16	P	23	0	4	Monocultura Nativa
Centro	Sete Lagoas	São Francisco	SE1	SE1.5	315.3	P	23	0	2	Monocultura Nativa
Norte	Salinas	Jequitinhonha	SL1	SL1.2	1605	P	13	1	30	Monocultura Tilápia
Norte	Salinas	Jequitinhonha	SL1	SL1.3	1411.2	I	13	0	14	Monocultura Tilápia
Norte	Salinas	Jequitinhonha	SL1	SL1.4	1131.7	I	13	0	12	Monocultura Tilápia
Norte	Salinas	Jequitinhonha	SL2	SL2.3	970	P	10	0	4	Monocultura Tilápia
Norte	Salinas	Jequitinhonha	SL2	SL2.4	505.8	P	10	0	16	Monocultura Tilápia
Norte	Salinas	Jequitinhonha	SL3	SL3.3	417	P	10	0	6	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Senador Amaral	Grande	SM1	SM1.1	352.13	P	20	0	30	Truta
Sul	Senador Amaral	Grande	SM1	SM1.2	91.57	P	7	0	4	Truta
Nordeste	Teófilo Otoni	Mucuri	TO2	TO2.1	662.07	P	12	0	24	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Teófilo Otoni	Doce	TO3	TO3.1	578.23	P	14	0	8	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Teófilo Otoni	Doce	TO3	TO3.2	233.41	P	14	0	6	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Teófilo Otoni	Mucuri	TO4	TO4.1	592.88	P	5	0	2	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Teófilo Otoni	Mucuri	TO4	TO4.2	525.03	P	5	0	20	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Teófilo Otoni	Mucuri	TO4	TO4.3	815.96	P	5	0	24	Policultivo c/ Tilápia
Nordeste	Teófilo Otoni	Mucuri	TO4	TO4.5	351.01	P	10	0	12	Policultivo c/ Tilápia
Sul	Caxambu	Grande	TT1	TT1.1	245.57	P	20	0	0	Truta
Sul	Caxambu	Grande	TT1	TT1.2	180.74	P	20	0	0	Truta
Sul	Caxambu	Grande	TT1	TT1.3	317.78	P	20	0	0	Truta
Sul	Caxambu	Grande	TT1	TT1.4	366.91	P	20	0	0	Truta
Sul	Caxambu	Grande	TT1	TT1.5	221.39	P	20	0	0	Truta

Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB1	UB1.1	190.56	P	13	1	14	Policultivo c/ Tilápia
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB1	UB1.2	374.77	P	13	1	12	Policultivo c/ Tilápia
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB1	UB1.3	454.84	P	1	1	2	Monocultura Nativa
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB1	UB1.4	407.89	P	1	1	2	Policultivo c/ Tilápia
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB1	UB1.5	510.21	P	1	1	2	Monocultura Nativa
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB2	UB2.1	2,579.32	P	4	0	10	Policultivo Nativo
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB2	UB2.2	1,229.26	P	2	1	2	Monocultura Nativa
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB3	UB3.1	1,098.45	P	9	1	2	Monocultura Nativa
Triângulo	Uberlândia	Paranaíba	UB3	UB3.3	1,101.86	P	21	0	0	Policultivo c/ Tilápia
Triângulo	Uberaba	Grande	UE1	UE1.2	107.74	P	1	0	12	Monocultura Tilápia
Triângulo	Uberaba	Grande	UE1	UE1.3	923.16	P	1	1	6	Policultivo Nativo
Triângulo	Uberaba	Grande	UE1	UE1.4	604.49	P	1	0	6	Monocultura Nativa
Triângulo	Uberaba	Grande	UE1	UE1.5	273.48	P	1	0	6	Monocultura Nativa
Triângulo	Uberaba	Grande	UE2	UE2.2	2,195.60	P	20	1	2	Monocultura Tilápia
Triângulo	Uberaba	Grande	UE2	UE2.3	1,811.60	P	20	1	4	Monocultura Tilápia

Tabela A2. Modelos lineares generalizados mistos (GLMM, distribuição Gamma, link log) ajustados para avaliar fatores associados ao estoque de carbono orgânico (g C m⁻²) em sedimentos de viveiros escavados de Minas Gerais.

Modelo	Variável	Estimate	EP	IC 95%	p
Modelo 1 Sistema de cultivo	Intercepto	7,364	0,353	6,660 – 8,069	<0,0001
	Sem peixe vs. Monocultura Tilápia	-1,822	0,691	-3,196 – -0,447	0,0100
	Truta vs. Monocultura Tilápia	-2,905	1,090	-5,104 – -0,705	0,0109
	Policultivo c/ Tilápia vs. Monocultura Tilápia	0,566	0,417	-0,260 – 1,391	0,1774
	Policultivo Nativo vs. Monocultura Tilápia	0,802	0,715	-0,614 – 2,219	0,2643
	Monocultura Nativa vs. Monocultura Tilápia	-0,041	0,396	-0,826 – 0,743	0,9175
Modelo 2 Variáveis abióticas	Intercepto	5,614	1,360	2,914 – 8,315	<0,0001
	Idade do viveiro (anos)	0,076	0,024	0,028 – 0,124	0,0023
	Área do viveiro (m ²)	0,0001386	0,0000549	2,94e-5 – 2,48e-4	0,0135
	Temperatura de fundo (°C)	0,033	0,054	-0,074 – 0,139	0,5415

Modelo 3 Subtipos de policultivo com tilápia	Intercepto	6,928	1,428	3,836 – 10,019	0,0003
	Tilápia Bentônico vs. Tilápia Hiperdiversos	-0,483	1,647	-4,010 – 3,004	0,7737
	Tilápia Carnívoro vs. Tilápia Hiperdiversos	0,157	1,634	-3,350 – 3,665	0,9246
	Área do viveiro (m²)	4,35e-5	6,06e-5	-8,94e-5 – 1,50e-4	0,4877
	Idade do viveiro (anos)	0,049	0,049	-0,053 – 0,150	0,3304

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Nota: Modelos ajustados com distribuição Gamma e função de ligação log, incluindo fazenda como efeito aleatório.