

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

**Anderson Machado de Melo Júnior**

**Emissões de Gases de Efeito Estufa em piscicultura em tanques suspensos com sistema  
de recirculação aquícola (RAS)**

**Juiz de Fora**

**2024**

**Anderson Machado de Melo Júnior**

**Emissões de Gases de Efeito Estufa em piscicultura em tanques suspensos com sistema de recirculação aquícola (RAS)**

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: Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros

Coorientador: Dra. Ive Santos Muzitano

**Juiz de Fora**

**2024**

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

Melo Júnior, Anderson Machado de.

Emissões de Gases de Efeito Estufa em piscicultura em tanques suspensos com sistema de recirculação aquícola (RAS) / Anderson Machado de Melo Júnior. -- 2024.

42 f. : il.

Orientador: Nathan Oliveira Barros

Coorientadora: Ive Santos Muzitano

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2024.

1. Aquicultura. 2. Emissão de GEE. 3. Piscicultura. I. Barros, Nathan Oliveira, orient. II. Muzitano, Ive Santos, coorient. III. Título.

**ANDERSON MACHADO DE MELO JÚNIOR**

**Emissões de Gases de Efeito Estufa em piscicultura em tanques suspensos com sistema de recirculação aquícola (RAS)**

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 30 de setembro de 2024.

**BANCA EXAMINADORA**

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

**Dra. Ive Santos Muzitano** - Coorientadora  
Universidade Federal de Juiz de Fora

**Prof. Dr. Roberto da Gama Alves**  
Universidade Federal de Juiz de Fora

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

Juiz de Fora, 21/08/2024.



Documento assinado eletronicamente por **Ive Santos Muzitano, Usuário Externo**, em 30/09/2024, às 15:09, 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 30/09/2024, às 15:26, 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 **Roberto da Gama Alves, Professor(a)**, em 30/09/2024, às 15:58, 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 **Nathan Oliveira Barros, Professor(a)**, em 30/09/2024, às 17:12, 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](http://www2.ufjf.br/SEI)) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1936757** e o código CRC **3976073F**.

## RESUMO

A aquicultura tem suma importância no atendimento da crescente demanda mundial por proteína. No entanto, a expansão da atividade resulta em aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE). Assim, a adoção do sistema de recirculação aquícola (RAS) é vista como estratégia para a expansão sustentável da aquicultura. Estima-se que a utilização do RAS aumentará nos próximos anos, buscando menor uso de água, menor uso de terras e melhor controle de produção, além de efeitos pouco quantificados sobre as emissões de GEE. Dessa forma, há uma necessidade crescente de compreender os fluxos de GEE emitidos pelo RAS. Neste trabalho, foi demonstrado que as principais emissões em uma piscicultura de tilápias-do-Nilo em RAS, com tanques suspensos, originam-se do sistema de tratamento de água (biofiltro) e que a emissão total de CO<sub>2</sub>eq é menor do que outras fontes de proteína animal. Observou-se que o fluxo de CH<sub>4</sub> aumentou no biofiltro com o avanço do ciclo de produção, enquanto o fluxo de CO<sub>2</sub> diminuiu devido à densidade de *Lemna minor* e *Pistia stratiotes* L. Além disso, foi observado que a emissão ebulitiva foi significativamente maior que a emissão difusiva e que houveram diferenças significativas entre as medições com aeradores ligados e desligados nos tanques suspensos. Foram emitidas 2,97 toneladas de CO<sub>2</sub>eq de forma direta pela piscicultura em RAS e 2,03 kg CO<sub>2</sub>eq/kg de proteína ou 0,32 kg CO<sub>2</sub>eq/kg de peso vivo. Os achados revelam que o biofiltro é responsável por cerca de 98% das emissões e que as emissões totais são resultantes, principalmente, das emissões indiretas (produção de alevinos, consumo de ração e energia). Destaca-se a necessidade de buscar melhorias adicionais no RAS, também para outras espécies aquícolas, visando reduzir as emissões nos sistemas de tratamento de água, resultando na mitigação das emissões da aquicultura.

**Palavras-chave:** Aquicultura, Biofiltro, Dióxido de carbono, Metano, Mudanças climáticas.

## ABSTRACT

Aquaculture plays a crucial role in meeting the growing global demand for protein. However, the expansion of the activity results in increased greenhouse gas (GHG) emissions. Thus, the adoption of the recirculating aquaculture system (RAS) is seen as a strategy for the sustainable expansion of aquaculture. It is estimated that the use of RAS will increase in the coming years, aiming for reduced water usage, reduced land usage, and better production control, in addition to effects on GHG emissions that are not yet well quantified. Therefore, there is a growing need to understand the GHG fluxes emitted by RAS. In this work, it was demonstrated that the major emissions in a Nile tilapia fish farm in RAS, with suspended tanks, originate from the water treatment system (biofilter) and that the total CO<sub>2</sub>eq emission is lower than other animal protein sources. It was observed that the CH<sub>4</sub> flux increased in the biofilter as the production cycle progressed, while the CO<sub>2</sub> flux decreased due to the density of *Lemna minor* and *Pistia stratiotes* L. Additionally, it was observed that ebullitive emission was significantly higher than diffusive emission and that there were significant differences between measurements with aerators on and off in the suspended tanks. A total of 2.97 tons of CO<sub>2</sub>eq was directly emitted by the RAS fish farm, and 2.03 kg CO<sub>2</sub>eq/kg of protein or 0.32 kg CO<sub>2</sub>eq/kg of live weight. The findings reveal that the biofilter is responsible for about 98% of the emissions and that the total emissions are mainly the result of indirect emissions (fingerling production, feed, and energy consumption). The need for further improvements in RAS is highlighted, also for other aquaculture species, aiming to reduce emissions in water treatment systems, resulting in the mitigation of aquaculture emissions.

**Keywords:** Aquaculture, Biofilter, Carbon dioxide, Climate change, Methane.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>06</b>
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>09</b>
2.1 PISCICULTURA AVALIADA.....	09
2.2 AVALIAÇÃO DE GEE.....	11
2.3 PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS, DADOS ATMOSFÉRICOS E BIOMASSA DOS PEIXES.....	13
2.4 QUANTIFICAÇÃO DE CH <sub>4</sub> E CO <sub>2</sub> .....	14
2.5 EMISSÕES TOTAIS DE CO <sub>2</sub> eq – EMISSÕES DIRETAS.....	16
2.6 EMISSÕES TOTAIS DE CO <sub>2</sub> eq – EMISSÕES INDIRETAS.....	17
2.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	18
<b>3 RESULTADOS.....</b>	<b>19</b>
3.1. PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E CONCENTRAÇÃO.....	19
3.2. FLUXOS DE CH <sub>4</sub> E CO <sub>2</sub> .....	21
3.3. EMISSÕES TOTAIS DE CO <sub>2</sub> eq E INTENSIDADE DE EMISSÃO.....	26
<b>4 DISCUSSÃO.....</b>	<b>28</b>
4.1. FLUXO DIFUSIVO.....	28
4.2. FLUXO EBULITIVO.....	29
4.3. PARÂMETROS DA ÁGUA.....	30
4.4. EMISSÃO TOTAL DE CO <sub>2</sub> EQ E INTENSIDADE DE EMISSÃO.....	32
<b>5 CONCLUSÕES.....</b>	<b>36</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>37</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A aquicultura é vista há alguns anos como uma atividade de importância notável para o suprimento de proteína que cresce cada vez mais com o aumento demográfico global e isso está muito vinculado ao potencial produtivo e diversificado da aquicultura, que se torna uma excelente alternativa para garantir segurança alimentar e nutricional, especialmente em países menos desenvolvidos e em desenvolvimento (FAO, 2024). Somado a isso, a atividade aquícola apresenta um crescimento rápido a cada ano, em virtude da tecnificação e padronização das práticas de cultivo, além do aumento dos esforços para mitigar a pesca extrativista no mundo (Guillen *et al.*, 2019; Yue e Shen, 2022). Pela primeira vez na história, a aquicultura foi responsável pela maior parte da produção mundial de animais aquáticos (51%), superando a pesca de captura em 2022. Também em 2022, 38% da produção total foi advinda das águas interiores. Desse percentual, 84% foi proveniente da aquicultura e apenas 16% da pesca de captura. Além disso, a aquicultura é crucial nas demandas socioeconômicas globais. Em 2022, foi estimado que 22,2 milhões de empregos foram gerados pelo setor primário da aquicultura (FAO, 2024).

De acordo com a Associação Brasileira da Piscicultura - Peixe BR (2024) a produção brasileira de peixes cultivados em 2023 foi superior a 880 mil toneladas. Dentre os maiores produtores de peixes de cultivo no Brasil, o Paraná se destaca em primeiro, com pouco mais de 213 mil toneladas, seguido por São Paulo, Minas Gerais, Rondônia e Santa Catarina. Segundo a instituição, a espécie mais cultivada no país é a tilápia (gênero *Oreochromis*), representando 65,3% da produção nacional. Por fim, a associação mostra que as exportações movimentam mais de 24 milhões de dólares, sendo os Estados Unidos da América, a China, o Japão, o Taiwan e a Colômbia os principais destinos da produção brasileira.

Apesar do lado positivo da aquicultura, em qualquer que seja a atividade aquícola, é sabido que a atividade contribui diretamente para as emissões de gases de efeito estufa (GEE), principalmente levando em consideração a expansão da atividade pelo mundo, especialmente em países de climas tropicais e subtropicais (Williams e Crutzen, 2010; Yuan *et al.*, 2019). Sabe-se que a expansão e intensificação da atividade leva ao incremento de ração e da carga de nutrientes na produção. Nesse sentido, uma porção do carbono originado da ração e das excretas animais é convertida em metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) por animais e microrganismos, tornando essas emissões em antropogênicas (Yuan *et al.*, 2019).

Aproximadamente 0,49% das emissões antropogênicas globais de GEE são de responsabilidade da aquicultura (MacLeod *et al.*, 2020).

Em ecossistemas aquáticos, a produção de gases (especialmente o CH<sub>4</sub>) ocorre principalmente no sedimento, sendo emitidos quando chegam à atmosfera pela difusão ou ebulição. De maneira mais específica, a difusão (fluxo difusivo do gás) ocorre pela diferença de concentração do gás na água e no ar, enquanto a ebulição (fluxo ebulitivo) é influenciado pela produção de bolhas no sedimento (Fang *et al.*, 2022). Porém, o pouco que se conhece sobre a representatividade da aquicultura nas emissões de GEE pode ser subestimada durante as quantificações. Muitos trabalhos negligenciam o fluxo ebulitivo dos gases, considerando apenas o fluxo difusivo. Estes trabalhos também apresentam falhas por não estimarem os fluxos ao longo de todo o ciclo de produção e ao não considerarem os fluxos advindos dos sistemas de tratamento de efluentes (Kosten *et al.*, 2020).

Buscando prover a intensificação sustentável da aquicultura, surge como alternativa o Sistema de Recirculação Aquícola (RAS) (Bergman *et al.*, 2020; Ahmed e Turchini, 2021). Esse sistema se baseia, principalmente, na reutilização de água após tratamentos mecânicos e biológicos para retirada de resíduos (excretas animais e restos de ração, por exemplo). Essa reutilização de água e tratamento de resíduos resulta na reciclagem de nutrientes atrelada à produção intensiva, com menor necessidade de uso de água e terras, pouco ou nenhum escape de espécies exóticas para ecossistemas aquáticos e maior controle zootécnico da produção (Ahmed e Turchini, 2021; Lindholm-Lehto, 2022). Além disso, existem indícios de que a adoção do RAS na aquicultura pode chegar aos 40% de todo o setor até 2030 (Yogev *et al.*, 2018).

Além dos benefícios já apresentados, o RAS apresenta estrutura e controle que permitem uma menor incidência de doenças nos peixes e uma melhor conversão alimentar, mas necessita de maiores investimentos, uma mão-de-obra qualificada, tecnologia avançada e maior consumo de energia para funcionamento dos sistemas de bombeamento e aeração (Bergman *et al.*, 2020; Ahmed e Turchini, 2021). Além disso, alguns estudos demonstraram que as emissões de GEE em cultivos de salmão em RAS são mais elevadas do que as emissões de outros modelos de produção, como em tanques-rede, podendo chegar aos 28 kg de CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>eq) por kg de peso vivo produzido (Ayer e Tyedmers, 2009; Ahmed e Turchini, 2021). A entrada de matéria orgânica no RAS acontece, principalmente, pela entrada de ração, sendo fonte de carbono e nitrogênio (Yogev *et al.*, 2018). Desse modo, mesmo que o RAS ofereça vantagens

para a adaptação quanto às mudanças climáticas na aquicultura, pode ser que ele também contribua diretamente na intensificação dessas mudanças climáticas (Ahmed e Turchini, 2021).

É justamente a deposição de sedimentos no fundo dos tanques que resulta na principal fonte de formação de CH<sub>4</sub> na aquicultura (Fang *et al.*, 2022). Assim, entende-se que o manejo adequado de resíduos seja crucial para a busca da mitigação das emissões. Mesmo que no RAS exista a recirculação da água, a formação de resíduos não é nula. Portanto, esse tipo de sistema produtivo requer um processo de tratamento de resíduos, onde o sedimento produzido é transferido para compartimentos específicos e tratado. O sistema de tratamento de efluentes (biofiltro) do RAS apresenta uma filtração mecânica, removendo resíduos sólidos e uma filtração biológica, removendo uma porção da matéria orgânica através da ação bacteriana (Bregnballe, 2022). Adicionalmente, algumas produções já utilizam alternativas para mitigar as emissões dos resíduos, como o uso de plantas nesse biofiltro (Ahmed e Turchini, 2021).

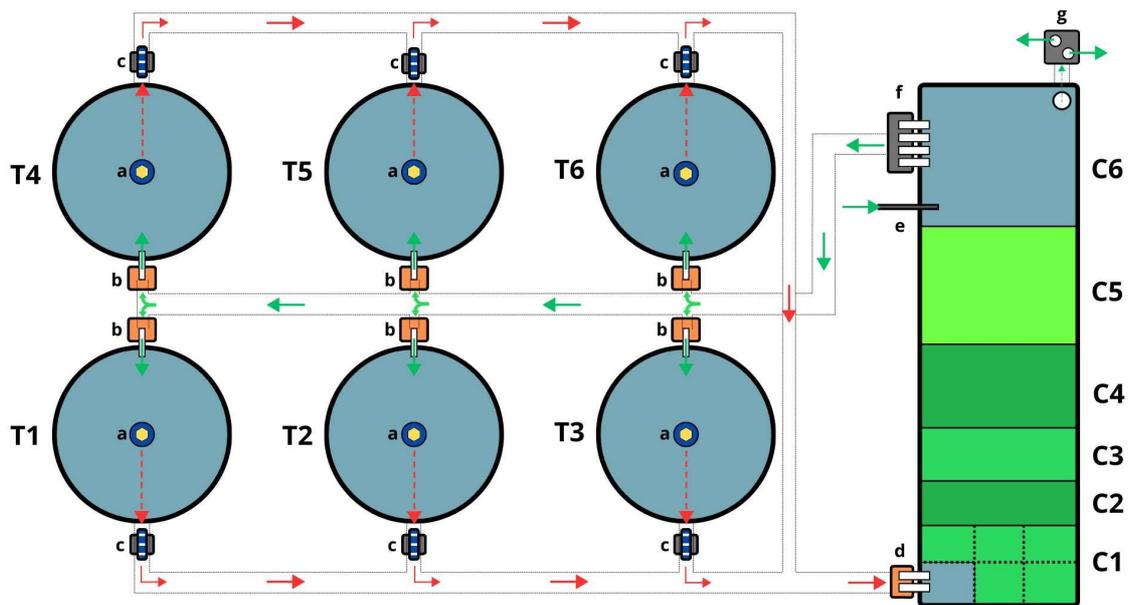
A partir do apresentado, vê-se a importância e necessidade em avaliar o quanto o RAS contribui para as emissões de GEE, principalmente levando em consideração sua produtividade e expansão na aquicultura mundial. Assim, foram quantificados os fluxos de GEE dos tanques suspensos e do biofiltro de um ciclo de produção de tilápias (*Oreochromis niloticus*) em RAS, no Brasil. Os fluxos difusivos e ebulitivos de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foram medidos mensalmente, objetivando compreender o impacto do RAS nas emissões de GEE, além de aprimorar a compreensão sobre as emissões da aquicultura e avaliar a pegada de GEE da tilápia cultivada em RAS e realizar a comparação com outros sistemas de cultivo. A hipótese é que o RAS apresenta diferentes níveis de emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> entre os tanques suspensos e o biofiltro, com predominância da produção de CH<sub>4</sub> no biofiltro.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 PISCICULTURA AVALIADA

As amostragens foram realizadas em uma piscicultura com RAS ao ar livre, situada na cidade de Além Paraíba, em Minas Gerais, no sudeste do Brasil. A produção era caracterizada como um sistema intensivo, exclusivamente de tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) da linhagem Tilápia de Cultivo Geneticamente Melhorada (GIFT). Os peixes eram cultivados em tanques suspensos de geomembrana (de 9,76 metros de diâmetro e 1,28 metros de altura) com capacidade para 96.000 litros cada. No ciclo avaliado, o volume utilizado nos tanques era de 75.000 litros, pois a profundidade da água foi ajustada para apenas 1 metro. O RAS era composto por seis tanques suspensos com dois aeradores em cada, do tipo chafariz (de 1,47 kW e 0,37 kW), operando apenas 14 horas por dia, do final da tarde até o início da manhã do dia seguinte. Ao fundo de cada tanque se encontrava um sistema de bombas para remover todo o sedimento (excretas dos peixes e possíveis restos de ração) para posterior tratamento no biofiltro. A piscicultura apresentava painéis solares para geração de energia. O sedimento extraído dos tanques era transportado por tubulações subterrâneas até o biofiltro. O biofiltro era de alvenaria, com 160,82 m<sup>2</sup>, dividido em seis compartimentos com diferentes sistemas de filtração (Figura 1). A filtração biológica era realizada por plantas aquáticas, que apresentavam diferentes densidades conforme o passar dos meses do ciclo de produção. A densidade de plantas aquáticas em cada compartimento do biofiltro foi observada apenas visualmente durante os meses amostrados.

Figura 1 - Esquema da piscicultura de tanques suspensos em RAS



Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Legenda: A figura mostra o arranjo dos seis tanques de produção suspensos (T1 - T6) e do biofiltro dividido em seis compartimentos (C1 - C6). As setas verdes representam a água tratada, enquanto as setas vermelhas representam a água não tratada. As linhas pontilhadas representam os tubos subterrâneos para a circulação da água. O fluxo de água começa a partir do centro dos tanques suspensos por meio de uma saída no fundo de cada tanque (a) e segue pelos tubos (c) até entrar no biofiltro (d). A água flui através dos compartimentos do biofiltro até alcançar o último compartimento (C6; água tratada). A água segue dois caminhos: o caminho de recirculação, onde bombas (f) direcionam a água para as entradas dos tanques suspensos (b); ou a água é parcialmente direcionada para fora do sistema (g) através de tubos para as culturas no campo. No C6, há também uma mangueira de entrada (e) usada ocasionalmente para aumentar o fluxo de água.

O primeiro compartimento (com 21,39 m<sup>2</sup>) recebia a água com sedimento dos tanques, realizando uma primeira filtração com pedras marroadas ao fundo e plantas aquáticas distribuídas esparsamente na superfície (*Lemna minor* e *Pistia stratiotes* L.). O segundo (com 10,22 m<sup>2</sup>), terceiro (com 10,8 m<sup>2</sup>) e quarto (com 12,56 m<sup>2</sup>) compartimentos apresentavam apenas *Pistia stratiotes* L., enquanto o quinto compartimento (com 49,64 m<sup>2</sup>) continha apenas a *Lemna minor*. Por fim, o sexto compartimento (com 56,21 m<sup>2</sup>) continha a água tratada que era bombeada e transportada através de tubulações subterrâneas de volta aos seis tanques suspensos (Figura 1). O reúso da água era parcial, pois os tanques recebiam aproximadamente 250 mil litros de água por dia, de uma fonte dentro da propriedade. Além disso, uma pequena

porção da água tratada era utilizada para irrigação (via tubulações) de uma plantação de vegetais na propriedade.

## 2.2. AVALIAÇÃO DE GEE

Foi realizada uma avaliação temporal das emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> durante um ciclo de produção em RAS de oito meses, desde os alevinos até o peso mínimo de despesca para o abate das tilápias (aproximadamente 450g). A amostragem foi realizada uma vez ao mês entre maio e dezembro de 2023, exceto em julho. No início da produção, 50 mil alevinos foram colocados no tanque 1 e 4 mil alevinos nos outros cinco tanques, todos pesando aproximadamente 2,5g. No entanto, o número de peixes no tanque 1 variou durante o ciclo de produção devido à despesca de peixes para venda como juvenis (aproximadamente 100g) ou conforme fosse necessário para o produtor (Tabela 1). A densidade de estocagem no sistema era, em média, de 20,33 kg de peixe por m<sup>3</sup>.

Tabela 1 - Índices zootécnicos de cada tanque suspenso (T) da piscicultura em RAS.

Mês	T	Número de peixes	Peso médio (g)	Biomassa (kg)	Refeições por dia	CTR (ton.)	FCA médio
Maio	1	50000	2.5	125	12		
	2	4000	2.5	10			
	3	4000	2.5	10			
	4	4000	2.5	10			
	5	4000	2.5	10			
	6	4000	2.5	10			
Junho	1	26000	35	910	12		
	2	4000	35	140			
	3	4000	35	140			
	4	4000	35	140			
	5	4000	35	140			
	6	4000	35	140			
Agosto	1	22000	100	2200	5		
	2	4000	100	400			
	3	4000	100	400			
	4	4000	100	400			
	5	4000	100	400			
	6	4000	100	400			
Setembro	1	440	600	264	4		
	2	4000	200	800			
	3	4000	200	800			
	4	0	.	0			

	5	4000	200	800		
	6	4000	200	800		
Outubro	1	2000	700	1400	3	
	2	2700	300	810		
	3	3400	300	1020		
	4	2000	450	900		
	5	3300	300	990		
	6	4000	300	1200		
Novembro	1	2000	700	1400	2	
	2	2700	300	810		
	3	3400	300	1020		
	4	2000	450	900		
	5	3300	300	990		
	6	4000	300	1200		
Dezembro	1	50	1000	50	2	
	2	4000	300	1200		
	3	4000	300	1200		
	4	4000	600	2400		5
	5	4000	300	1200		2
	6	4000	300	1200		

Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Legenda: CTR é o consumo total de ração; FCA é o fator de conversão alimentar.

O fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foram avaliados nos seis tanques suspensos e em cada compartimento do biofiltro, já o fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foi avaliado apenas em cada compartimento do biofiltro, onde o sedimento dos tanques era concentrado. As amostragens foram realizadas pela manhã e à tarde, entre 10h e 18h. Os fluxos difusivos de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foram medidos em triplicata usando um analisador de gases portátil (*Micro Portable Gas Analyzer - Los Gatos Research*) conectado a uma câmara flutuante de acrílico transparente de 30 cm de altura e 30 cm de diâmetro (Paranaíba *et al.*, 2018; Almeida *et al.*, 2019). Cada uma das três medidas por tanque e por compartimento apresentaram 3 minutos. Os aeradores da piscicultura não foram utilizados na fase inicial de produção, evitando a mortalidade dos alevinos. Dessa forma, os aeradores foram ligados à tarde (16h) e desligados na manhã seguinte (6h) apenas entre setembro e dezembro. Nesses meses, o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> dos tanques suspensos foram medidos antes e, aproximadamente, 30 minutos após os aeradores serem ligados (Tabela 2).

Tabela 2 - Meses em que os fluxos difusivos e ebulitivos foram realizados com aeradores ligados ou desligados

<b>Mês</b>	<b>Fluxo Difusivo</b>	<b>Fluxo Ebulitivo</b>	<b>Aerador</b>
Maio	Sim	Não	Desligado
Junho	Sim	Não	Desligado
Agosto	Sim	Sim	Desligado
Setembro	Sim	Sim	Ambos
Outubro	Sim	Sim	Ambos
Novembro	Sim	Sim	Ambos
Dezembro	Sim	Sim	Ambos

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

O fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foi avaliado apenas nos compartimentos do biofiltro, pela coleta de bolhas em funis plásticos invertidos (armadilhas de bolhas) com diâmetro de 18,5 cm. Três funis foram instalados e deixados flutuando nos compartimentos 1, 3, 5 e 6 por aproximadamente 8 horas em cada mês de amostragem entre agosto e dezembro. Os compartimentos 2 e 4 apresentavam a mesma composição do compartimento 3 (*Pistia stratiotes* L.), assim, consideramos os três compartimentos como um só para a avaliação do fluxo ebulitivo. Para tal, seringas de 20 ml foram anexadas às extremidades dos funis para armazenamento das bolhas. Posteriormente, seringas de 10 ml foram usadas para coletar e armazenar o volume de gás (bolhas) obtido das seringas dos funis. Em seguida, 2 ml das amostras foram injetados no analisador de gás, conectado a um absorvedor de CO<sub>2</sub> (com cal sodada), para estimar a concentração dos gases em cada amostra. O fluxo ebulitivo foi avaliado a partir do período em que observamos o início do acúmulo de sedimento no fundo dos compartimentos do biofiltro (Tabela 2). Quando as seringas de 20 ml anexadas aos funis atingiam 100% do volume de gás em menos tempo do que a permanência de 8 horas, a amostra era coletada e a instalação dos funis repetida quantas vezes fosse necessário até completar as 8 horas. Posteriormente, cada uma das medições foi calculada individualmente, de acordo com a residência dos funis.

### 2.3. PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS, DADOS ATMOSFÉRICOS E BIOMASSA DOS PEIXES

Foram realizadas coletas de água em triplicata de cada tanque suspenso e cada compartimento do biofiltro para avaliar a concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> na água. Três seringas de 60 ml foram preenchidas até a metade com amostras de água e a outra metade com ar

atmosférico, e após agitá-las por 3 minutos, 10 ml de ar foram transferidos para seringas de 10 ml. Após, 2 ml da amostra de ar foram injetados no analisador de gás conectado a um absorvedor de CO<sub>2</sub> (com cal sodada). A concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foi quantificada usando uma curva de calibração estabelecida entre a área do pico e a concentração conhecida de CH<sub>4</sub> ou CO<sub>2</sub> (Vroom *et al.*, 2023).

Além disso, foi realizado o monitoramento mensal da qualidade da água (maio-dezembro, exceto julho) usando uma sonda multiparâmetros (YSI 6600 V2) para cada tanque e cada compartimento do biofiltro. Os parâmetros avaliados incluíram temperatura da água (TA - °C), concentração de oxigênio (OD - mg/L) e pH. Os dados atmosféricos foram monitorados usando um anemômetro portátil (Skymaster Speedtech SM-28) para temperatura atmosférica (AT - °C) e pressão atmosférica (PA - hPa). Todas as medições foram realizadas tanto antes quanto depois dos aeradores serem ligados entre setembro e dezembro. Por fim, o número de peixes em cada tanque e o peso médio por tanque foram fornecidos pelo produtor para gerar a biomassa total de cada mês. Com os valores mensais de biomassa e as áreas dos tanques, foi calculada a densidade de estocagem mensal dividindo a biomassa total (soma dos seis tanques) para cada mês amostrado pelo volume de cada tanque (75m<sup>3</sup>), obtendo a densidade de estocagem em kg/m<sup>3</sup>.

#### 2.4. QUANTIFICAÇÃO DE CH<sub>4</sub> E CO<sub>2</sub>

Para quantificar o fluxo difusivo diário de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, foi utilizada a equação (Almeida *et al.*, 2016; Vroom *et al.*, 2023):

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

Em que:  $F$  é o fluxo diário dos gases (mg/m<sup>2</sup>/d);  $V$  é o volume da câmara de acrílico flutuante utilizada nas medições (m<sup>3</sup>);  $A$  é a área de superfície da câmara de acrílico flutuante utilizada nas medições (m<sup>2</sup>);  $dC/dt$  é o *slope* da relação entre a concentração de CH<sub>4</sub> ou CO<sub>2</sub> e o tempo (ppm/s);  $P$  é a pressão atmosférica (atm);  $M$  é a massa molecular do CH<sub>4</sub> (16 g/mol) ou do CO<sub>2</sub> (44 g/mol);  $F1$  é o fator de conversão de segundos para dias (um dia tem 86400 segundos);  $R$  é a constante dos gases (0.082057 L . atm . K<sup>-1</sup> . mol<sup>-1</sup>); e  $T$  é a temperatura atmosférica (K).

Já para calcular o fluxo ebulitivo diário de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> e quantificar a concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> na água, foram usados os pacotes ‘*dplyr*’ (Wickham *et al.*, 2023), ‘*R.utils*’ (Bengtsson, 2022) e ‘*tidyverse*’ (Wickham *et al.*, 2019) no *software* R, versão 4.2.3 (R Core

Team, 2023). Dessa forma, pôde-se integrar os picos observados após a injeção das amostras de gás no analisador de gás. Com a utilização do *software*, foram obtidas as concentrações (em ppm) de cada gás para cada armadilha de bolhas (cada funil invertido) e para cada seringa da técnica de *headspace*. Especificamente quanto ao fluxo ebulitivo, a partir dos resultados de concentração em ppm obtidos no passo anterior, a concentração dos gases em mg/L foi calculada pela equação:

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

Em que:  $C$  é a concentração de CH<sub>4</sub> ou CO<sub>2</sub> em mg/L;  $c$  é a concentração de CH<sub>4</sub> ou CO<sub>2</sub> em ppm;  $m$  é a quantidade do gás, em mols, em 1 litro; e  $M$  é a massa molecular de CH<sub>4</sub> (16 g/mol) ou CO<sub>2</sub> (44 g/mol).

Após a obtenção dos resultados de concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> em mg/L, o fluxo ebulitivo diário dos gases foi calculado pela equação:

$$F = \frac{\frac{(C \times v)}{Af}}{t}$$

Em que:  $F$  é o fluxo diário dos gases (mg/m<sup>2</sup>/d);  $C$  é a concentração de CH<sub>4</sub> ou CO<sub>2</sub> em mg/L;  $v$  é o volume de gás (bolhas) obtido nas seringas dos funis invertidos (ml);  $Af$  é a área de superfície dos funis (m<sup>2</sup>); e  $t$  é o tempo de permanência dos funis na água (dia).

Especificamente quanto à técnica de *headspace*, para quantificar a concentração total de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> na água, foi usada a equação (Vroom *et al.*, 2023):

$$c_{tot} = \frac{c_{gás} \times V_{gás} - c_{atm} \times V_{gás} + c_{água} \times V_{água}}{V_{água}}$$

Em que:  $c_{gás}$ ,  $c_{água}$ , e  $c_{atm}$  são as concentrações de CH<sub>4</sub> ou CO<sub>2</sub> (mg/L) no espaço de gás da seringa (*headspace*), água e atmosfera, respectivamente;  $V_{gás}$  e  $V_{água}$  são os volumes de gás e água, respectivamente, nas seringas de 60 ml (L).

Contudo, foi necessário calcular a concentração dos gases na água, usando a equação (Sander, 2023):

$$c_{água} = c_{gás} \times k_{ccH}$$

Em que:  $k_{ccH}$  é a volatilidade de Henry, calculada da seguinte forma:

$$k_{ccH} = kH \times R \times T$$

Em que:  $kH$  ( $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{atm}^{-1}$ ) é calculado pela equação:

$$kH(T) = k\theta H \times e^{\left[\frac{-D \ln kH}{d(T-1)}\right]} \times \left(\frac{1}{273+T} - \frac{1}{294.15}\right)$$

Em que:  $k\theta H$  é a constante de Henry ( $\text{CH}_4$ :  $1,4 \times 10^{-3} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{atm}^{-1}$  e  $\text{CO}_2$ :  $2,3 \times 10^{-2} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{atm}^{-1}$ ) e  $(-D \ln kH) / d(T-1)$  é 1600 K.

## 2.5. EMISSÕES TOTAIS DE $\text{CO}_2\text{eq}$ - EMISSÕES DIRETAS

Após os resultados obtidos anteriormente, foram encontrados os fluxos difusivos e ebulitivos diários de cada tanque suspenso e cada compartimento do biofiltro. Para obter o fluxo diário médio de cada unidade amostrada, bastou calcular a média aritmética da réplica. Além disso, entre setembro e dezembro, foi necessário calcular as médias entre os fluxos difusivos das medições com os aeradores desligados e ligados, no intuito de evitar subestimação ou superestimação das emissões. Usando os resultados do fluxo médio diário para cada unidade amostral, foram combinados os valores médios dos fluxos difusivos e ebulitivos para cada tanque e compartimento do biofiltro. Para calcular as emissões antropogênicas totais do sistema durante o ciclo de produção, optou-se por excluir as emissões de  $\text{CO}_2$ , pois elas não representam emissões antropogênicas e pode haver uma absorção deste gás em tanques de aquicultura (IPCC, 2019; Kosten *et al.*, 2020).

Para obter as emissões equivalentes de  $\text{CO}_2$  ( $\text{CO}_2\text{eq}$ ) em  $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ , foi multiplicada a soma dos fluxos difusivos e ebulitivos de  $\text{CH}_4$  por 27 (potencial de aquecimento global - GWP) (Yuan *et al.*, 2019). Especificamente para o biofiltro, os compartimentos 2, 3 e 4 foram tratados como um único compartimento nos cálculos dos fluxos, em virtude da semelhança de composição e filtragem já relatada anteriormente. Assim, o fluxo difusivo médio dos três compartimentos foi combinado com o fluxo ebulitivo e, em seguida, o resultado foi multiplicado 27 (GWP do  $\text{CH}_4$ ). Esse cálculo forneceu o fluxo diário para cada mês. Para calcular o fluxo médio mensal, foi utilizado o número de dias entre cada amostragem, com a seguinte equação:

$$Fm = \frac{fi + ff}{2} \times (df - di)$$

Em que:  $Fm$  é o fluxo obtido no intervalo entre os dias de cada mês amostrado ( $\text{mg}/\text{m}^2$ );  $fi$  é o fluxo encontrado no mês analisado ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ );  $ff$  é o fluxo encontrado no mês seguinte ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ );  $df-di$  é a diferença de dias entre esses meses.

Após os cálculos de fluxo médio mensal, todos os valores de cada intervalo foram somados para obter o fluxo total de  $\text{CO}_2\text{eq}$  em  $\text{mg}/\text{m}^2$  durante todo o ciclo de produção dos peixes (entre maio e dezembro). Para obtenção da emissão total de cada unidade amostral (em mg e kg), os resultados anteriores foram multiplicados pela área de cada tanque suspenso e cada compartimento do biofiltro. Para os compartimentos 2, 3 e 4, os valores foram multiplicados pela área total combinada desses compartimentos ( $33.58 \text{ m}^2$ ).

Para o cálculo de emissão total em kg de  $\text{CO}_2\text{eq}$  por produção de proteína do sistema inteiro (tanques + biofiltro), foi usado um fator de conteúdo de proteína em peixes de 15.9% da biomassa total (Palupi *et al.*, 2020; Kosten *et al.*, 2020). Assim, foram combinados os resultados de emissão total de kg de  $\text{CO}_2\text{eq}$  dos tanques com os compartimentos do biofiltro. Por fim, foi dividido o valor encontrado pelo valor de conteúdo de proteína do sistema, pela equação:

$$F_{pt} = \frac{\Sigma Ft + \Sigma Fp}{ptf - pti}$$

Em que:  $F_{pt}$  é o fluxo total de  $\text{CO}_2\text{eq}$  em kg emitidos para produzir cada kg de proteína no ciclo avaliado;  $\Sigma Ft$  é a soma do fluxo de  $\text{CO}_2\text{eq}$  em kg de cada tanque suspenso no ciclo avaliado;  $\Sigma Fp$  é a soma do fluxo de  $\text{CO}_2\text{eq}$  em kg de cada compartimento do biofiltro no ciclo avaliado;  $ptf-pti$  é a diferença de biomassa de proteína entre o último e o primeiro meses avaliados.

Também foram calculados a emissão total por kg de peso vivo dos peixes (usando a biomassa total) e a emissão total utilizando os fluxos difusivos e ebulitivos de  $\text{CO}_2$ , para caráter informativo.

## 2.6. EMISSÕES TOTAIS DE $\text{CO}_2\text{eq}$ - EMISSÕES INDIRETAS

Além das emissões diretas, foram calculadas as emissões indiretas do RAS avaliado, levando em consideração a produção dos alevinos do sistema e os consumos de ração e energia (infraestrutura da piscicultura). Assim, foi usada a ferramenta FISH-e, que quantifica as emissões de GEE relacionadas à infraestrutura na aquicultura (FAO, 2017). Os dados necessários para os cálculos na ferramenta estão apresentados em tabela na seção de resultados.

Para incluir na ferramenta os valores de composição da ração, foram usados dados da literatura científica relacionada à alimentação de tilápias (Furuya *et al.*, 2004).

## 2.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

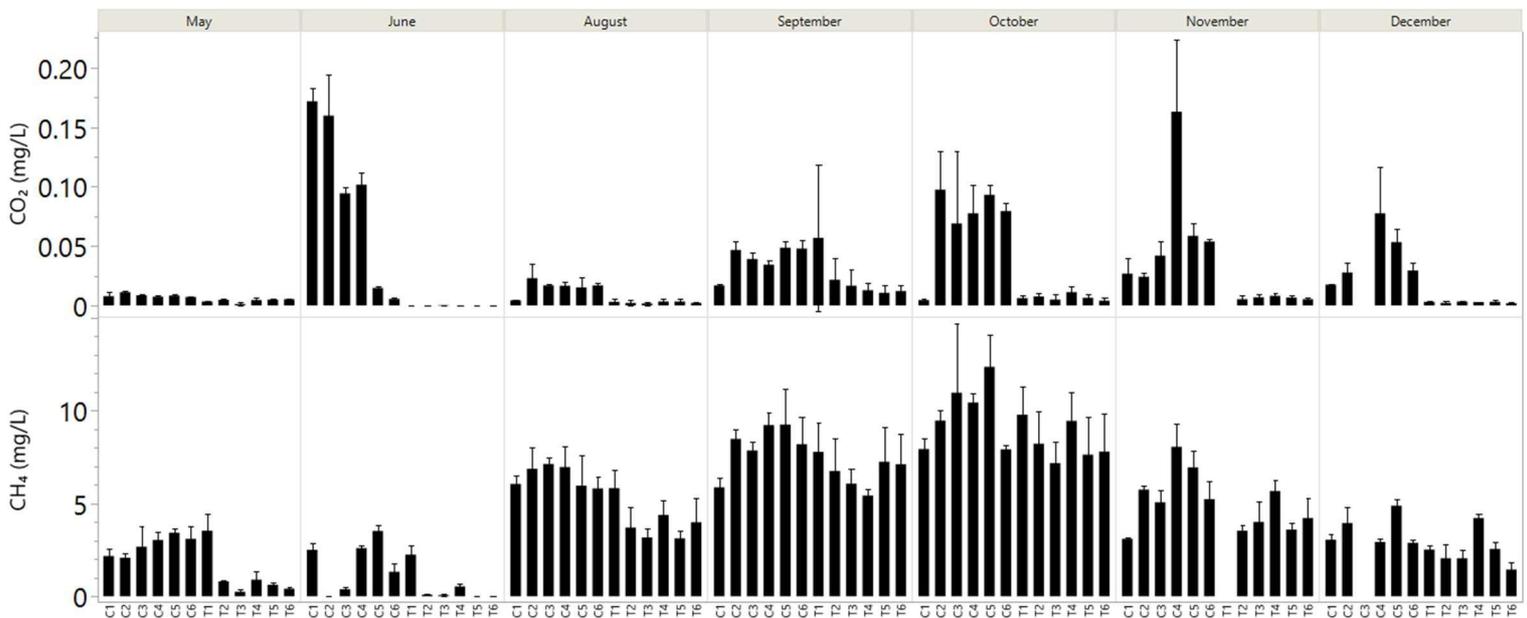
As análises estatísticas e gráficos foram realizadas com o *software* JMP® Pro 14.0.0 (SAS, 2018). Inicialmente, foi calculada a normalidade dos dados com o teste de Shapiro-Wilk. Caso o dado fosse paramétrico, foi usado o teste *t* de Student, enquanto para dados não paramétricos, foi usado o teste de Wilcoxon, para testar se as diferenças entre as variáveis eram significativas ou não (com nível de significância de 0,05). Após a análise de distribuição dos dados, apenas os dados de OD foram paramétricos. Desse modo, foi usado o teste de Wilcoxon para analisar as diferenças entre: o fluxo difusivo e concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, OD, AT, TA e pH entre os tanques e compartimentos do biofiltro; fluxo difusivo e ebulitivo de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> nos compartimentos do biofiltro; fluxos difusivos de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> nos tanques com aeradores ligados e desligados; fluxo difusivo e ebulitivo de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Por fim, foi usado o teste de Spearman para analisar as correlações entre os fluxos e os parâmetros.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E CONCENTRAÇÃO

As concentrações de CO<sub>2</sub> na água nos compartimentos do biofiltro foram mais altas do que as dos tanques suspensos. Além disso, foi observado que a concentração de CH<sub>4</sub> aumentou até o quinto mês de produção (até outubro), diminuindo nos últimos dois meses (Gráfico 1).

Gráfico 1 - Concentrações de CH<sub>4</sub> (parte inferior) e CO<sub>2</sub> (parte superior) (mg/L) por mês (maio - dezembro) ao longo do ciclo de produção nos tanques suspensos (T1 - T6) e nos compartimentos do biofiltro (C1 - C6).



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Foram encontradas diferenças nas concentrações de CO<sub>2</sub> ( $p < 0,0001$ ) e CH<sub>4</sub> ( $p = 0,0093$ ) na água, e nas concentrações de OD ( $p < 0,0001$ ) entre os tanques suspensos e compartimentos do biofiltro. As concentrações de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> na água foram menores nos tanques suspensos (Gráfico 1), enquanto as concentrações de OD foram menores nos compartimentos do biofiltro. Houve uma variação de 0,12 a 8,2 mg/L no OD dos compartimentos do biofiltro, com uma média de 4,28 mg/L. Nos tanques, houve variação do OD de 2,84 a 14,6 mg/L, com uma média de 8 mg/L. Nos compartimentos do biofiltro que apresentavam macrófitas, foram observadas concentrações de OD mais baixas do que no

compartimento 6 do biofiltro (com água tratada e sem macrófitas), com variação de 0,12 a 8,2 mg/m<sup>2</sup>/dia e de 4,5 a 8 mg/m<sup>2</sup>/dia, respectivamente. Não foram observadas diferenças significativas para AT, WT e pH entre compartimentos e tanques.

Após o teste de Spearman (Tabela 3), foi encontrada uma correlação negativa entre OD e fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> ( $p < 0,0001$ ) e OD e concentração de CH<sub>4</sub> ( $p < 0,0001$ ). Além disso, foram encontradas correlações positivas entre AT e fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> ( $p = 0,0246$ ) e fluxo ebulitivo de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,0029$ ), e uma correlação negativa entre AT e fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,0005$ ). Foram observadas correlações positivas entre TA e fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> ( $p = 0,0456$ ) e fluxo ebulitivo de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,0202$ ), e uma correlação negativa entre TA e fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,0185$ ). Contudo, não foram encontradas correlações ( $p > 0,05$ ) entre as temperaturas (TA e AT) e o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub>. Pôde-se observar, também, correlações negativas entre pH e fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,0463$ ), fluxo de CH<sub>4</sub> ( $p = 0,0002$ ) e concentração de CH<sub>4</sub> ( $p < 0,0001$ ). No entanto, não foram encontradas correlações ( $p > 0,05$ ) entre pH e concentração de CO<sub>2</sub> ou fluxos ebulitivos. Por fim, quanto a biomassa, correlações positivas foram encontradas apenas entre biomassa e fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,0490$ ) e entre biomassa e concentração de CH<sub>4</sub> ( $p < 0,0001$ ), sem correlações entre biomassa e fluxos difusivos ou ebulitivos de CH<sub>4</sub> ( $p > 0,05$ ).

Tabela 3 - Resultados do teste de Spearman

Variável	Pela variável	Spearman $\rho$	Prob>  $\rho$
OD	Fluxo difusivo CH <sub>4</sub>	-0,5316	<0,0001
OD	Concentração CH <sub>4</sub>	-0,3918	<0,0001
OD	Fluxo ebulitivo CH <sub>4</sub>	-0,0677	0,7768
AT	Fluxo ebulitivo CH <sub>4</sub>	0,5004	0,0246
AT	Fluxo ebulitivo CO <sub>2</sub>	0,6309	0,0029
AT	Fluxo difusivo CO <sub>2</sub>	-0,3372	0,0005
AT	Fluxo difusivo CH <sub>4</sub>	0,1898	0,0585
TA	Fluxo ebulitivo CH <sub>4</sub>	0,4516	0,0456
TA	Fluxo ebulitivo CO <sub>2</sub>	0,5149	0,0202
TA	Fluxo difusivo CO <sub>2</sub>	-0,2317	0,0185
TA	Fluxo difusivo CH <sub>4</sub>	-0,0242	0,8118
pH	Fluxo difusivo CO <sub>2</sub>	-0,1959	0,0463
pH	Fluxo difusivo CH <sub>4</sub>	-0,3621	0,0002
pH	Concentração CH <sub>4</sub>	-0,6143	<0,0001
pH	Concentração CO <sub>2</sub>	-0,1881	0,0584
pH	Fluxo ebulitivo CH <sub>4</sub>	0,1842	0,437
pH	Fluxo ebulitivo CO <sub>2</sub>	0,2823	0,2279

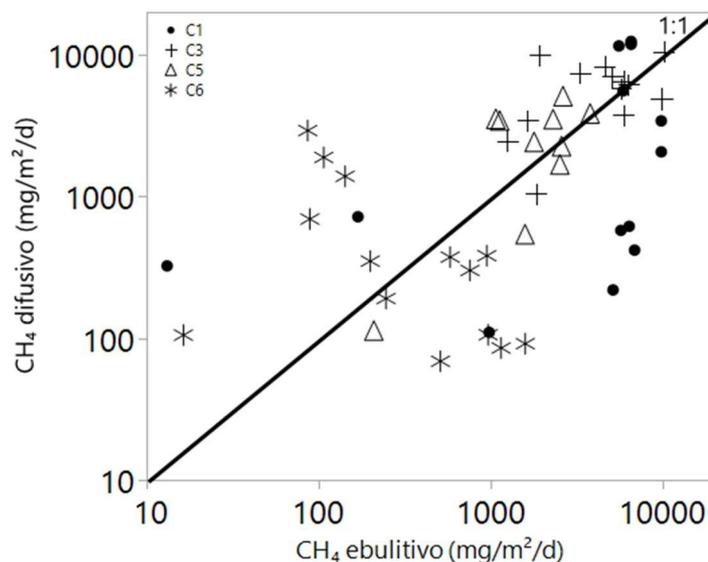
Biomassa	Fluxo difusivo CO <sub>2</sub>	0,1434	0,049
Biomassa	Concentração CH <sub>4</sub>	0,2914	<0,0001
Biomassa	Fluxo difusivo CH <sub>4</sub>	0,1248	0,0979

Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Legenda: OD é o oxigênio dissolvido; AT é a temperatura atmosférica; TA é a temperatura da água.

### 3.2. FLUXOS DE CH<sub>4</sub> E CO<sub>2</sub>

Considerando todo o ciclo de produção, foi observado que a maioria da emissão de CH<sub>4</sub> (61%) foi emitida por ebulição (maior que a difusão;  $p < 0,0001$ ), enquanto o CO<sub>2</sub> (71,18%) foi emitido principalmente por difusão (maior que a ebulição;  $p = 0,0365$ ). Especificamente nos compartimentos do biofiltro, foi encontrada uma predominância do fluxo ebulitivo, principalmente no primeiro compartimento, onde os valores de emissão ebulitiva de CH<sub>4</sub> chegaram até os 10.000 mg/m<sup>2</sup>/dia (Gráfico 2).

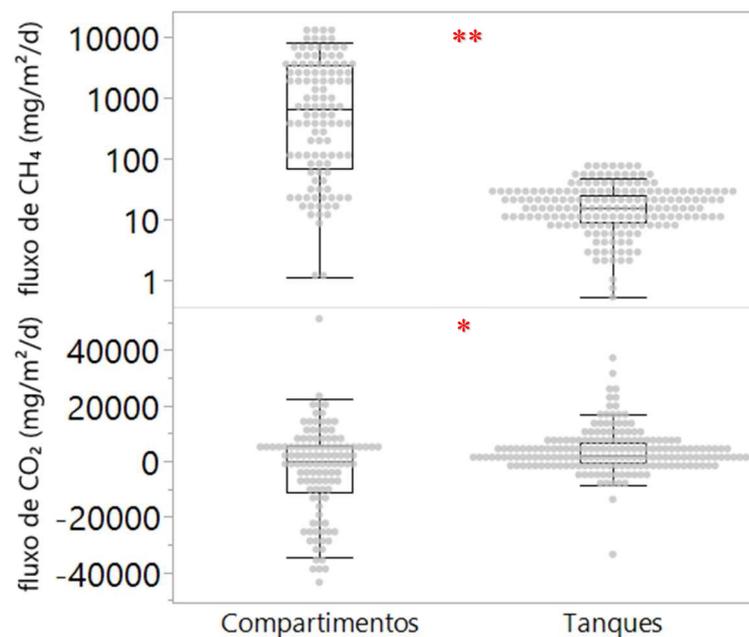
Gráfico 2 - Fluxos ebulitivos e difusivos de CH<sub>4</sub> (mg/m<sup>2</sup>/d) dos compartimentos do biofiltro.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Legenda: Os valores de fluxo de CH<sub>4</sub> dos compartimentos (C) acima da linha 1:1 mostram predominância de fluxo difusivo, enquanto os valores abaixo mostram predominância de fluxo ebulitivo. O Compartimento 1 (C1) é representado por pontos pretos (•), o Compartimento 3 (C3; formado pelos compartimentos 2, 3 e 4) é representado por cruzes pretas (+), o Compartimento 5 (C5) é representado por triângulos pretos (Δ), e o Compartimento 6 (C6) por asteriscos pretos (\*).

O fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> foi predominante (~ 98%) nos compartimentos do biofiltro ( $p < 0,0001$ ), onde os fluxos foram maiores (variando de 1,15 a 12.618 mg/m<sup>2</sup>/dia) do que nos tanques suspensos (variando de 0,54 mg/m<sup>2</sup>/dia a 85 mg/m<sup>2</sup>/dia). O fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> foi menor nos compartimentos do biofiltro ( $p = 0,0007$ ), com variações de -43.559 a 51.303 mg/m<sup>2</sup>/dia, enquanto nos tanques houve uma variação de -33.487 a 37.241 mg/m<sup>2</sup>/dia (Gráfico 3).

Gráfico 3 - Diferença nos fluxos difusivos totais (mg/m<sup>2</sup>/d) de CH<sub>4</sub> (parte superior) e CO<sub>2</sub> (parte inferior) entre os tanques (boxplots à direita) e os compartimentos do biofiltro (boxplots à esquerda). Os dois asteriscos vermelhos representam valor de  $p < 0,0001$  e um asterisco vermelho representa valor de  $p < 0,05$ .

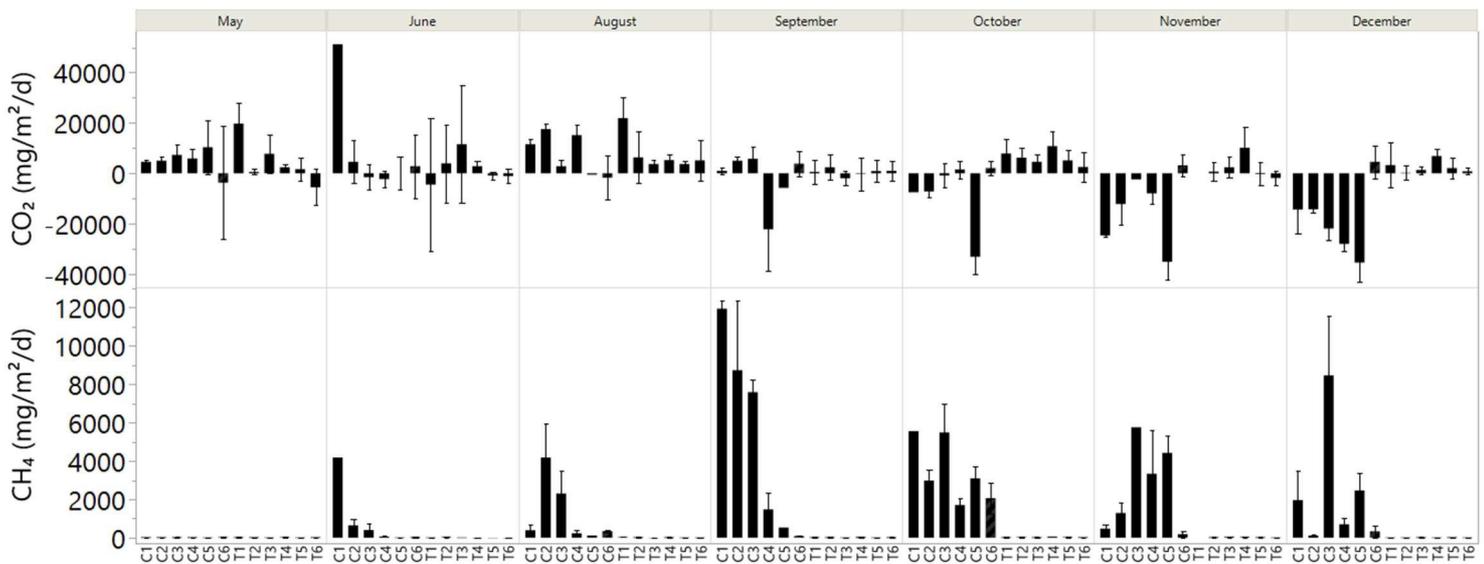


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Foi perceptível que o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> aumentou nos compartimentos do biofiltro à medida que o ciclo de produção avançava ao longo dos meses ( $p = 0,0078$ ) (Gráfico 4) e que ele diminuía ao passar pelos compartimentos. O compartimento 6 do biofiltro (com água tratada) apresentou um fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> menor do que o do compartimento 1 ( $p = 0,0232$ ), compartimento 2 ( $p = 0,0114$ ) e compartimento 3 ( $p = 0,0014$ ). Em relação ao fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> no biofiltro, observou-se que o fluxo diário se tornou negativo nos compartimentos do

biofiltro com plantas aquáticas (*Pistia stratiotes* L. e *Lemna minor*), especialmente nos últimos meses, quando pudemos observar um aumento na densidade de macrófitas.

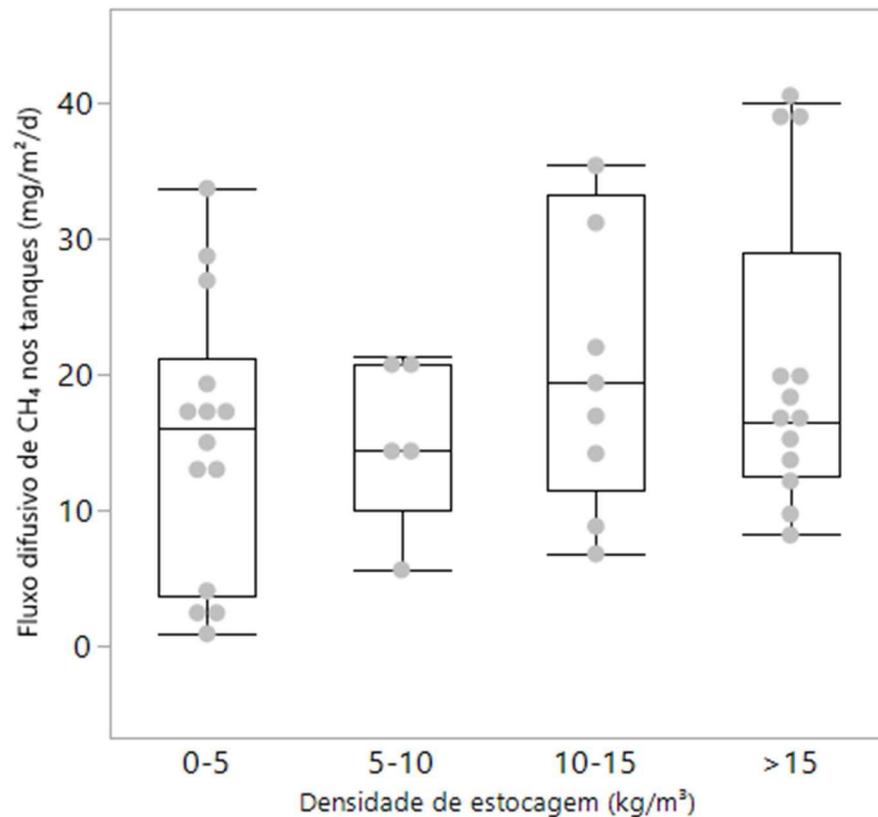
Gráfico 4 - Fluxos difusivos ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ ) de  $\text{CH}_4$  (parte inferior) e  $\text{CO}_2$  (parte superior) por mês (maio - dezembro) durante o ciclo de produção nos tanques suspensos (T1 - T6) e nos compartimentos do biofiltro (C1 - C6).



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Foi encontrado que a média do fluxo difusivo de  $\text{CH}_4$  ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ ) variou de 0,92 a 33,66 quando a densidade de estocagem de peixes era de 0 a  $5 \text{ kg}/\text{m}^3$ , de 5,63 a 21,27 em uma densidade de 5 a  $10 \text{ kg}/\text{m}^3$ , de 6,8 a 66,79 em uma densidade de 10 a  $15 \text{ kg}/\text{m}^3$ , e de 8,18 a 40,03 em densidades superiores a  $15 \text{ kg}/\text{m}^3$  (Gráfico 5).

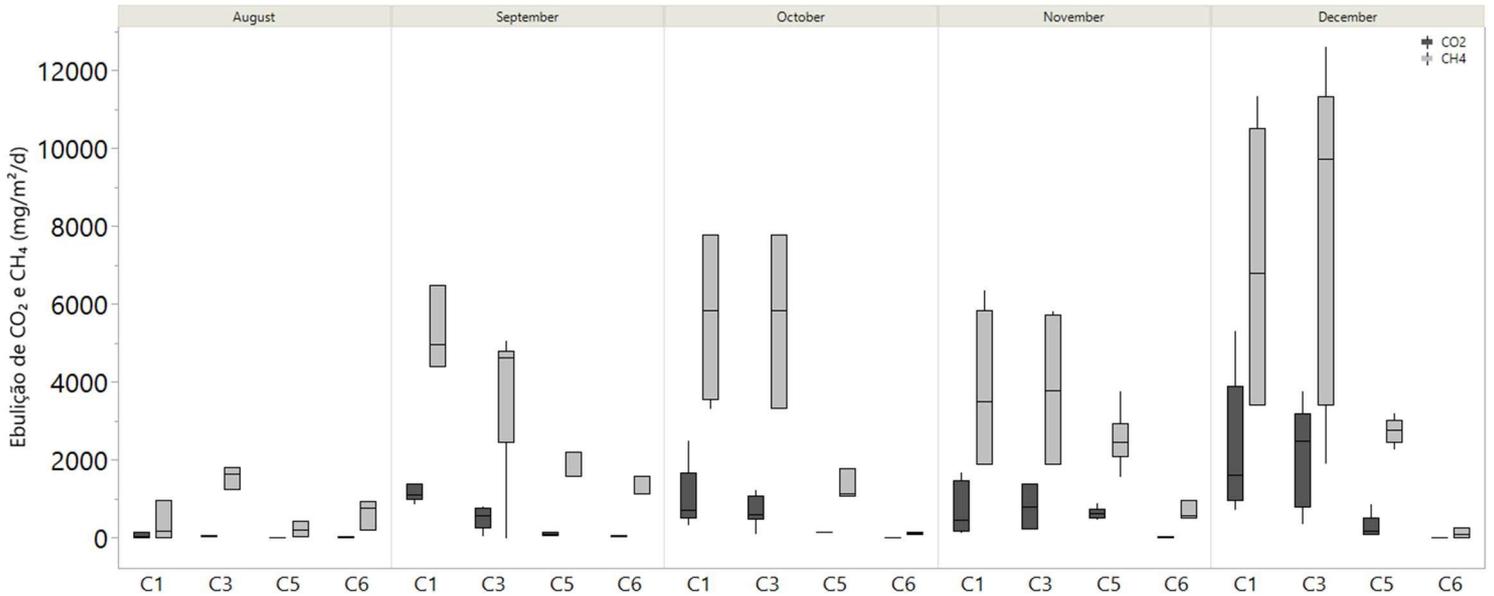
Gráfico 5 - Relação entre o fluxo difusivo de  $\text{CH}_4$  ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ ) dos tanques suspensos e a densidade de estocagem ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) durante o ciclo de produção no RAS.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Foi observado que o fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> também aumentou ao longo do tempo e diminuiu entre os compartimentos do biofiltro. Considerando todo o ciclo de produção, as menores emissões foram encontradas nos compartimentos 5 (com *Lemna minor*) e 6 (com água tratada) em comparação com o compartimento 1 (que recebe água com sedimentos dos tanques suspensos) e 3 (com *Pistia stratiotes* L., incluindo também os compartimentos 2 e 4) (Gráfico 6). Houve uma variação do fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> nos compartimentos do biofiltro de 0,81 a 12.593 mg/m<sup>2</sup>/dia, com uma média de 3.838 mg/m<sup>2</sup>/dia. Esse valor é 1,8 vezes maior que a média do fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> nos compartimentos do biofiltro, que foi de 2.159 mg/m<sup>2</sup>/dia, e 185 vezes maior que o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> encontrado nos tanques suspensos, que foi de 20 mg/m<sup>2</sup>/dia. Considerando todo o sistema (tanques e biofiltro), o fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> variou de 0 a 12.593 mg/m<sup>2</sup>/dia, com uma média de 1.052 mg/m<sup>2</sup>/dia.

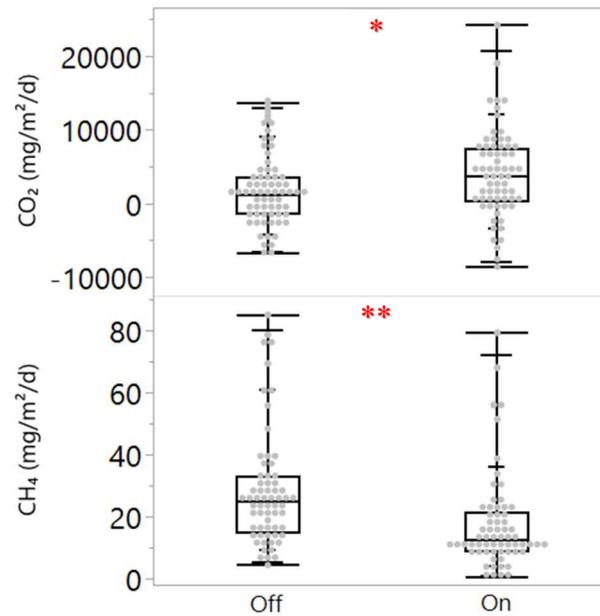
Gráfico 6 - Fluxos ebulitivos (mg/m<sup>2</sup>/d) de CH<sub>4</sub> (boxplots cinza claro) e CO<sub>2</sub> (boxplots cinza escuro) por mês (agosto - dezembro) em cada compartimento do biofiltro (C1 - C6).



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Com os aeradores ligados, o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> foi menor ( $p < 0,0001$ ), enquanto o fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> aumentou ( $p = 0,0118$ ) (Gráfico 7).

Gráfico 7 - Diferença nos fluxos difusivos totais (mg/m<sup>2</sup>/d) de CH<sub>4</sub> (parte inferior) e CO<sub>2</sub> (parte superior) nos tanques suspensos com aeradores ligados (boxplots à direita) e desligados (boxplots à esquerda). Os dois asteriscos vermelhos representam valor de  $p < 0,0001$  e um asterisco vermelho representa valor de  $p < 0,05$ .



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

### 3.3. EMISSÕES TOTAIS DE CO<sub>2</sub>EQ E INTENSIDADE DE EMISSÃO

No total, 2,97 toneladas de CO<sub>2</sub>eq foram emitidas de forma direta durante os meses de produção de tilápia no sistema analisado. Durante esse período, 9,15 toneladas de peso vivo foram produzidas, resultando em 1,46 toneladas de proteína produzida (considerando que 16% do peso vivo é conteúdo proteico). Portanto, foi estimado que 0,32 kg de CO<sub>2</sub>eq foram emitidos para cada kg de peso vivo, e 2,03 kg de CO<sub>2</sub>eq foram emitidos para cada kg de proteína produzida no RAS avaliado (Tabela 4). Incluindo o CO<sub>2</sub> no cálculo do fluxo total, estimou-se que o sistema emitiu 540,17 kg de CO<sub>2</sub>eq durante o ciclo de produção, resultando em uma emissão de 0,06 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de peso vivo e 0,36 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína.

Tabela 4 - Resultados de emissão total em kg de CO<sub>2</sub>eq por área de cada tanque suspenso (T) e compartimento do biofiltro (C) e por kg de proteína por tanque suspenso (T) e total (kg CO<sub>2</sub>eq/kg proteína) do RAS.

T/C	Área (m <sup>2</sup> )	Peso vivo (kg)	Biomassa de proteína (kg)	CO <sub>2</sub> eq (kg/m <sup>2</sup> )	CO <sub>2</sub> eq total (kg)	kg CO <sub>2</sub> eq/kg proteína	kg CO <sub>2</sub> eq total/kg proteína
T1	74.78	1950	312	0.11	8.30	0.50	2.03
T2	74.78	1200	192	0.15	11.15	2.62	

T3	74.78	1200	192	0.08	6.04	2.59
T4	74.78	2400	384	0.16	12.27	1.31
T5	74.78	1200	192	0.09	6.79	2.59
T6	74.78	1200	192	0.08	5.72	2.59
C1	21.39			38.73	828.44	
C2, C3, C4	33.58			32.25	1083.01	
C5	49.64			14.22	706.07	
C6	56.21			5.41	304.00	

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Já, quanto às emissões indiretas, calculadas com a ferramenta FISH-e, 38,87 toneladas de CO<sub>2</sub>eq foram emitidas para o funcionamento completo do sistema analisado. Desse total, 37,78 toneladas (97%) estavam relacionadas à ração. Considerando apenas as emissões da ração, 29 toneladas (77%) estavam associadas à mudança do uso da terra (MUT) para o cultivo dos componentes da ração. Somando as emissões diretas e indiretas, observamos uma emissão total de 41,84 toneladas de CO<sub>2</sub>eq durante o ciclo de produção, resultando em uma intensidade de emissão de 28,7 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína produzida. Dessa forma, observou-se que 93% das emissões foram indiretas, enquanto 7% foram emissões diretas.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. FLUXO DIFUSIVO

No RAS, o sedimento se acumula nos compartimentos do biofiltro, apresentando ambientes anóxicos que fornecem condições ideais para bactérias metanogênicas, o que aumenta a produção de CH<sub>4</sub> (Raul *et al.*, 2020). O acúmulo de sedimento aumentou durante o ciclo de produção, acompanhando o aumento da biomassa dos peixes. Consequentemente, o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> também aumentou no final do ciclo de produção. O fluxo difusivo médio de CH<sub>4</sub> para todo o sistema avaliado foi de 854 mg/m<sup>2</sup>/dia, maior do que a encontrada em tanques escavados (19 mg/m<sup>2</sup>/dia) e sistemas semi-intensivos (106 mg/m<sup>2</sup>/dia) (Yuan *et al.*, 2019; Vroom *et al.*, 2023).

Enquanto o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> foi maior nos compartimentos do biofiltro, o fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> foi maior nos tanques suspensos. Os baixos valores de emissão de CO<sub>2</sub> nos compartimentos do biofiltro podem ser explicados pela presença de macrófitas, resultando na absorção de CO<sub>2</sub> à medida que a densidade de *P. stratiotes* L. e *L. minor* aumentou ao longo do cultivo. Devido às medições diurnas, as macrófitas atuaram sequestrando CO<sub>2</sub> para a realização da fotossíntese, resultando em maior consumo desse gás. Essa ação das macrófitas na fixação de CO<sub>2</sub> em sistemas aquáticos e o potencial para reduzir as emissões de CO<sub>2</sub> já foram relatados em estudos anteriores (Mohedano *et al.*, 2019; Ahmed e Turchini, 2021; Vasconcelos *et al.*, 2021). A cobertura da superfície da água promovida pela densidade de macrófitas também pode reduzir a difusão de gases na interface água-atmosfera, diminuindo a oxidação no sedimento e evitando a alta liberação de CO<sub>2</sub> (Mohedano *et al.*, 2019). Além disso, a diferença na emissão de CO<sub>2</sub> entre os compartimentos do biofiltro e os tanques foi também pode ter ocorrido devido à alta densidade de peixes respirando nos tanques, consumindo oxigênio (O<sub>2</sub>) e liberando CO<sub>2</sub> (Yang *et al.*, 2015).

Como já esperado, as concentrações de OD nos compartimentos do biofiltro foram menores do que nos tanques. Enquanto o OD aumenta após a passagem da água pelo biofiltro, o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> diminui no final do biofiltro. A oxigenação pode explicar as diferenças no fluxo difusivo encontradas entre os compartimentos do biofiltro e os tanques, bem como as diferenças nas emissões difusivas entre os compartimentos do biofiltro. A maior disponibilidade de oxigênio na água pode levar à maior oxidação de CH<sub>4</sub> e à inibição da metanogênese, reduzindo a emissão de CH<sub>4</sub> (Fang *et al.*, 2022). De maneira oposta, os compartimentos do biofiltro com macrófitas mostraram condições anaeróbicas que favorecem

bactérias metanogênicas, resultando em maior produção e emissão de CH<sub>4</sub>. No entanto, as raízes das plantas flutuantes podem aumentar significativamente a oxidação de CH<sub>4</sub> em sistemas alagados, devido à sua associação com bactérias metanotróficas, que podem estar presentes na superfície ou dentro das raízes (Ávila *et al.*, 2019).

Foi observada uma redução significativa no fluxo de CH<sub>4</sub> e um aumento no fluxo de CO<sub>2</sub> quando os aeradores estavam ligados. Muitos autores já mostraram o potencial do aumento da aeração em tanques para reduzir as emissões de CH<sub>4</sub> na aquicultura (Xiong *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2021; Yuan *et al.*, 2021). Maiores concentrações de O<sub>2</sub> na água levariam a menores emissões de CH<sub>4</sub> devido ao aumento da oxidação do CH<sub>4</sub> e a uma maior liberação de CO<sub>2</sub> (Yuan *et al.*, 2019; Mohedano *et al.*, 2019).

#### 4.2. FLUXO EBULITIVO

Os resultados de fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> encontrados neste estudo foram superiores aos encontrados em tanques escavados com sistemas menos intensivos (115 mg/m<sup>2</sup>/dia) (Vroom *et al.*, 2023). No entanto, no estudo de Vroom *et al.* (2023), a área dos tanques avaliados variou de 69 a 6.400 m<sup>2</sup>, enquanto neste sistema avaliado a área total do sistema (tanques e biofiltro) era de apenas 610 m<sup>2</sup>. Isso implica uma emissão potencialmente menor de CH<sub>4</sub> (em mg/dia) se a emissão por m<sup>2</sup> for multiplicada pela área total dos sistemas. Além disso, destaca-se o uso eficiente da água e o mínimo carregamento de nutrientes para os rios a jusante, bem como a pouca área de terra necessária para a produção de peixes em RAS em comparação com tanques escavados (Ahmed e Turchini, 2021).

O fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> representou 61% do total de fluxo de CH<sub>4</sub> emitido durante o ciclo de produção. Por outro lado, o fluxo ebulitivo de CO<sub>2</sub> representou 29% do total de fluxo de CO<sub>2</sub> do ciclo de produção. A representatividade do fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> em relação ao fluxo total neste estudo está de acordo com o reportado por Vroom *et al.* (2023) em tanques escavados, onde houve uma variação de 0 a 99%, com uma média de 72% de representatividade do fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub>. Conforme relatado por outros estudos (Kosten *et al.*, 2020), nossos resultados mostram que o fluxo ebulitivo, especialmente de CH<sub>4</sub>, é de suma importância na quantificação das emissões de GEE da aquicultura, pois representa a maioria das emissões nesses sistemas. Além disso, o resultado encontrado neste estudo foi próximo ao reportado na criação de camarões e policultura de peixes e bivalves na China, onde o fluxo ebulitivo representou 70% do fluxo total e o fluxo difusivo foi de cerca de 30% (Zhao *et al.*, 2021). Em um cultivo de caranguejos, a representatividade do fluxo ebulitivo variou entre 79,1 e 83,5%

do fluxo total (Yuan *et al.*, 2021), e em uma criação de camarões, esse valor excedeu 90% (Tong *et al.*, 2021). Por outro lado, o fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> encontrado por Tong *et al.* (2021) em tanques de camarões variou de 0,5 a 125,7 mg/m<sup>2</sup>/h, enquanto o fluxo ebulitivo encontrado nos tanques de biofiltro neste estudo durante todo o ciclo de produção variou de 0,03 a 524,73 mg/m<sup>2</sup>/h. No entanto, o biofiltro representa apenas 161 m<sup>2</sup> de todo o sistema RAS (menos de 30% da área total).

Especula-se que as bolhas podem ser liberadas do sedimento através da turbulência aplicada ao sedimento, causando uma grande variação no fluxo ebulitivo (Tong *et al.*, 2021). Essa turbulência do sedimento pode ser causada por espécies que realizam bioturbação, e também se especula que essa perturbação do sedimento pode aumentar o fluxo ebulitivo, como visto na criação de caranguejos (Yang *et al.*, 2020; Yuan *et al.*, 2021; Fang *et al.*, 2022). Desse modo, em tanques suspensos com RAS, o sedimento e as espécies cultivadas estão em locais diferentes, prevenindo a bioturbação. Além disso, a representatividade do fluxo ebulitivo pode ter sido baixa pois a do fluxo difusivo foi alta, já que foram observados valores mais altos para o fluxo difusivo em neste estudo em comparação com outros estudos (Tong *et al.*, 2021; Vroom *et al.*, 2023). Por fim, considerando que a produção de bolhas ocorre no sedimento (Fang *et al.*, 2022) e que o RAS apresenta tratamento e limpeza de resíduos após o final do ciclo de produção, a representatividade do fluxo ebulitivo é possivelmente uma consequência da menor deposição de sedimento no sistema.

Contudo, podemos considerar possibilidades para reduzir o fluxo ebulitivo diário. Contrariamente ao mencionado anteriormente, também é sugerido que a bioturbação pode, na verdade, reduzir as emissões ebulitivas, pois algumas espécies impedem o acúmulo de bolhas formadas no sedimento (Oliveira Junior *et al.*, 2019). Além disso, a aeração dos tanques de aquicultura pode reduzir a produção e a emissão de CH<sub>4</sub> ao elevar a oxigenação da água (Fang *et al.*, 2022). Assim, há a possibilidade de melhoria do biofiltro do RAS através da aeração artificial ou da adição de espécies que reduzem a disponibilidade de matéria orgânica nos compartimentos do biofiltro onde a densidade de macrófitas não é excessiva.

#### 4.3. PARÂMETROS DA ÁGUA

Os resultados entre os tanques e os compartimentos do biofiltro para as concentrações de OD e CH<sub>4</sub> vão de acordo com a literatura. Os compartimentos do biofiltro exibiram concentrações maiores ( $p < 0,05$ ) de CH<sub>4</sub> e menores de OD do que os tanques suspensos. Os

compartimentos do biofiltro apresentaram ambiente mais anaeróbico, permitindo maior atividade de bactérias metanogênicas no sedimento (Yuan *et al.*, 2021).

As correlações entre OD e CH<sub>4</sub> foram semelhantes às encontradas na aquicultura em viveiros de peixes e na policultura de peixes e caranguejos, onde o OD foi negativamente correlacionado à concentração e difusão de CH<sub>4</sub> (Ma *et al.*, 2018; Vroom *et al.*, 2023). Foi encontrada uma correlação negativa entre temperatura e fluxo de CO<sub>2</sub>, semelhante ao relatado em outros estudos na aquicultura (Yang *et al.*, 2015). A correlação positiva entre as emissões de CH<sub>4</sub> e AT e TA foram observadas em estudos anteriores na aquicultura (Xiong *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2018; Tong *et al.*, 2021), possibilitando entender que em temperaturas mais altas, as emissões tendem a aumentar, possivelmente devido ao aumento da degradação da matéria orgânica, atividade metanogênica, mineralização de carbono e supersaturação de CH<sub>4</sub> (Xiong *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2018). Em relação ao fluxo ebulitivo, foi observada uma correlação positiva entre as emissões de CH<sub>4</sub> e a TA e AT, pois temperaturas elevadas da água possivelmente promovem a produção de CH<sub>4</sub>, a formação de bolhas e auxiliam o transporte dessas bolhas do sedimento para a atmosfera através da coluna de água (Fang *et al.*, 2022). Semelhante à correlação entre o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub> e OD, o fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> também mostrou uma correlação negativa com a concentração de OD, conforme relatado em trabalhos anteriores (Fang *et al.*, 2022).

A correlação significativa negativa entre pH e CO<sub>2</sub> também já foi observada em outras produções da aquicultura, mais especificamente na maricultura de camarões e pepinos-do-mar na China (Chen *et al.*, 2016). O pH influencia as proporções de carbono inorgânico total na coluna de água, e valores de pH mais baixos provavelmente facilitam a emissão de CO<sub>2</sub>. Além disso, o CO<sub>2</sub> se dissolve rapidamente na água, formando ácido carbônico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>). Assim, valores baixos de pH podem indicar uma concentração elevada de CO<sub>2</sub> na água, permitindo uma alta difusão e liberação do gás da água para a atmosfera (Chen *et al.*, 2016; Xiong *et al.*, 2017). A correlação negativa entre pH e fluxos de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> também foi observada em modelos de policultura com carpas-capim (*Ctenopharyngodon idella*) na China (Xiong *et al.*, 2017).

Por fim, inesperadamente, não foi observada uma correlação positiva significativa entre a biomassa de peixes e o fluxo difusivo de CH<sub>4</sub>, que poderia ser explicado pelo aumento do sedimento proveniente de excretas e potenciais restos de ração à medida que o ciclo de produção avançou. Isso foi observado em um cultivo de caranguejos, onde os fluxos de CH<sub>4</sub>

aumentaram gradualmente com a densidade de estocagem (Yuan *et al.*, 2021). A correlação positiva significativa entre a biomassa e o fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> provavelmente é explicada pela densidade de peixes respirando nos tanques, aumentando o consumo de O<sub>2</sub> e a liberação de CO<sub>2</sub> (Yang *et al.*, 2015).

#### 4.4. EMISSÃO TOTAL DE CO<sub>2</sub>EQ E INTENSIDADE DE EMISSÃO

Neste estudo, foi aplicado o conceito de emissão de carbono antropogênico, seguindo as diretrizes do IPCC para inventários de emissão de GEE em terras alagadas (IPCC, 2019), ou seja, a emissão de CO<sub>2</sub> não foi considerada nos cálculos de CO<sub>2</sub>eq. Portanto, considerando apenas a emissão de CH<sub>4</sub> do sistema, estimou-se uma intensidade de carbono de 2,03 kg CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína e 0,32 kg CO<sub>2</sub>eq por kg de peso vivo produzido no sistema. Deve-se ter cautela ao comparar estes resultados com estudos anteriores, devido às restrições deste trabalho. No entanto, há deficiências metodológicas em estudos que não consideram as emissões difusivas e ebulitivas de gases dos tanques ou sistemas de tratamento de efluentes, ou que não realizam uma avaliação temporal do ciclo de produção (Kosten *et al.*, 2020).

Estima-se que a piscicultura tenha uma pegada de carbono que varia de 1,4 a 2,1 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de peso vivo ou de 8,8 a 13,2 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína, considerando apenas as emissões indiretas, o que poderia alcançar variações de 48 a 111 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína ao considerar as emissões diretas (Kosten *et al.*, 2020). No entanto, neste trabalho ocorreu o contrário: as emissões indiretas representaram 93% das emissões totais de CO<sub>2</sub>eq, enquanto as emissões diretas representaram apenas 7%. Além disso, das emissões indiretas totais, a ração foi responsável por 97%, com 77% desse percentual atribuído à mudança no uso da terra (MUT). Considerando os componentes da ração utilizada (Tabela 5), a soja representou 53% da composição. Em relação ao impacto da soja na emissão de CO<sub>2</sub>eq, duas mensagens devem ser expostas: i) grande parte da produção de soja ocorre em terras previamente degradadas para outros fins, o que significa que é uma alternativa para converter terras degradadas e improdutivas em terras produtivas (Gibbs *et al.*, 2015). Portanto, o cálculo das emissões indiretas pode estar superestimado com os valores atribuídos à MUT da soja na ferramenta FISH-e; ii) não se deve considerar prematuramente a substituição da soja como componente da ração em busca de outras fontes de proteína, pois a soja é utilizada por sua viabilidade financeira e nutricional na aquicultura (Gyan *et al.*, 2019).

Tabela 5 - Valores utilizados, porcentagem dos componentes da ração, consumo de energia e resultados da FISH-e tool (FAO, 2017).

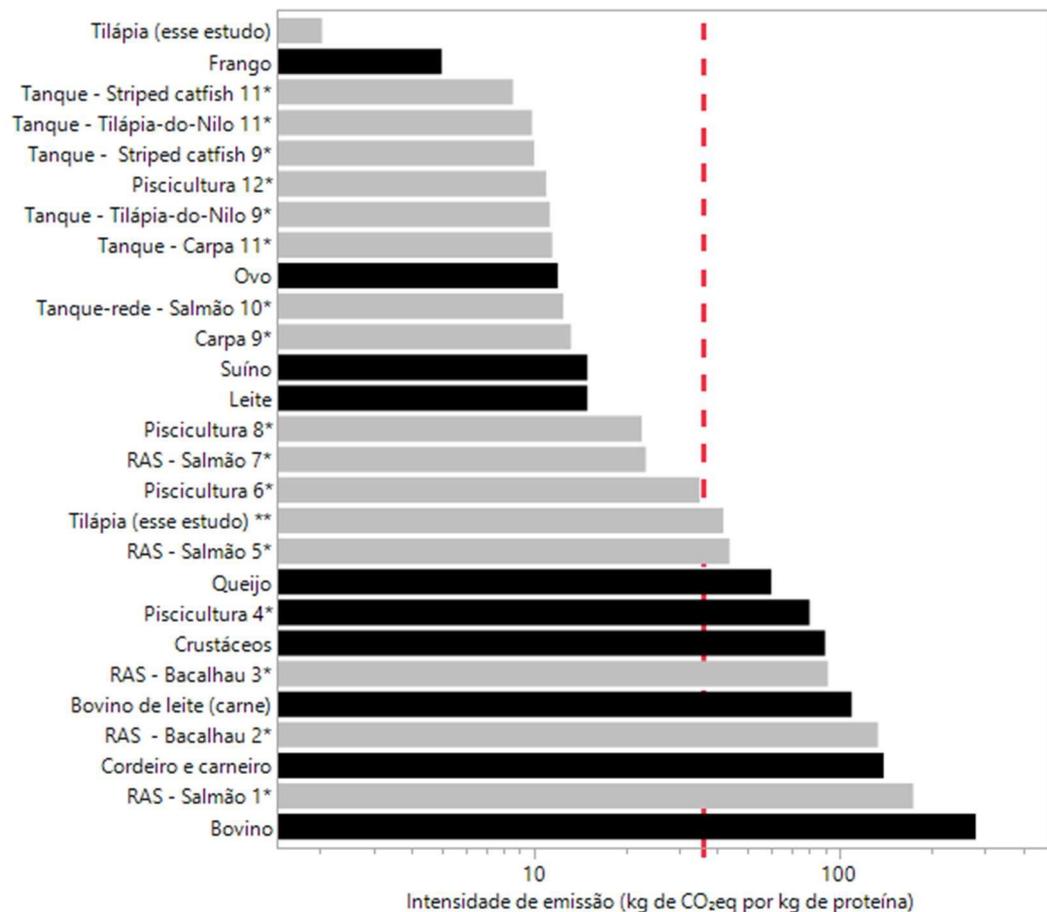
<b>Valores inseridos na FISH-e</b>	
Peso dos peixes à inclusão (g)	3
Peso dos peixes na despesca (g)	500
Período de produção (days)	231
Taxa de sobrevivência (%)	96
Produção total dos peixes (kg)	9150
Total feed consumption (kg)	15000
<b>Composição da ração comercial (%)</b>	
Milho	17
Trigo	15
Farinha de soja	53
Farinha de peixe	10
Vitamina/premix mineral	3
Óleo de soja	2
<b>Uso de energia</b>	
Bombas e aeradores (kWh)*	0
Diesel (L)	320
<b>Resultados</b>	
CO <sub>2</sub> eq total (kg)	38872
CO <sub>2</sub> eq - ração (kg)	37785
CO <sub>2</sub> eq plantação MUT (kg)	29046

Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Legenda: MUT é a mudança de uso da terra. Nota: \*Consumo de energia (kWh) igual a zero devido ao uso e produção de energia por painéis solares.

Além disso, o N<sub>2</sub>O não foi incluído nas estimativas e, com o GWP do N<sub>2</sub>O sendo 265 (Yogev *et al.*, 2018), poderia ocorrer aumento das emissões de GEE. No entanto, alguns estudos mostram que as emissões de N<sub>2</sub>O na aquicultura têm uma representatividade consideravelmente menor nas emissões anuais totais de CO<sub>2</sub>eq por hectare, mesmo considerando o respectivo GWP dos gases (Ma *et al.*, 2018). O fluxo difusivo de N<sub>2</sub>O pode ser descendente, o que significa que o gás é produzido na coluna de água e se move para o sedimento anaeróbico para ser consumido, permitindo que viveiros de aquicultura sejam fontes fracas de N<sub>2</sub>O e até atuem como sumidouros de N<sub>2</sub>O em períodos mais quentes (Yuan *et al.*, 2021). Além disso, estima-se que a aeração artificial leve a maiores emissões de N<sub>2</sub>O devido às maiores concentrações de oxigênio na água (Kosten *et al.*, 2020). No entanto, no caso do RAS avaliado, a aeração é realizada em tanques onde não há acúmulo de sedimento, o que provavelmente não aumentaria os níveis de N<sub>2</sub>O no sistema. Por fim, a inclusão de plantas no biofiltro ajuda na remoção de compostos como amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), resultando em menores emissões de N<sub>2</sub>O (Hu *et al.*, 2012).

Em pisciculturas sem RAS, os valores de intensidade de emissão variam de 1,37 a 2,12 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de peso vivo (Ayer e Tyedmers, 2009; Robb *et al.*, 2017, conforme citado por Ahmed e Turchini, 2021). Em pisciculturas com RAS, os valores de intensidade de emissão aumentam, variando de 3,73 a 28 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de peso vivo, considerando diferentes fontes de energia nos sistemas (Ayer e Tyedmers, 2009; Liu *et al.*, 2016; Badiola *et al.*, 2017, conforme citado por Ahmed e Turchini, 2021). Ao considerar as emissões por kg de proteína usando a taxa de 15,9% (Palupi *et al.*, 2020, conforme citado por Kosten *et al.*, 2020), os valores de emissão em sistemas sem RAS variaram de 8,56 a 13,25 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína, e em pisciculturas com RAS, a emissão seria de 23,3 a 175 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína (Gráfico 8).

Gráfico 8 - Resultados da emissão total de kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína produzida em diferentes fontes de proteína animal e diferentes sistemas de aquicultura com e sem RAS em diferentes formas de avaliação da pegada de carbono.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Legenda: barras cinzas representam fontes de proteína da aquicultura, barras pretas representam outras fontes de proteína, e a linha pontilhada vermelha representa a média encontrada para a intensidade de emissão na aquicultura. 1: aquecedor elétrico e a óleo; 2\*: 100% de energia não renovável; 3\*: 50% de energia renovável e 50% de energia não renovável; 4\*: infraestrutura, fluxos difusivos e ebulitivos de CH<sub>4</sub>; 5\*: eletricidade típica; 6\*: avaliação do ciclo de vida; 7\*: eletricidade hidrelétrica; 8\*: emissão água-atmosfera de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O; 9\*: com mudança no uso do solo; 10\*: gerador de energia; 11\*: sem mudança no uso do solo; 12\*: infraestrutura; \*\*Infraestrutura estimada, e fluxos difusivos e ebulitivos de CH<sub>4</sub>. Valores aproximados já convertidos usando o teor de proteína de 15,9% (Palupi et al., 2020; Kosten et al., 2020). Adaptado (Poore e Nemecek, 2018; Ahmed e Turchini, 2021).

Comparando os resultados encontrados com outras fontes de proteína, observou-se que a intensidade de emissão neste trabalho é menor do que algumas fontes de proteína (Gráfico 8). A intensidade de emissão é estimada em 280 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para carne bovina, 140 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para carne de cordeiro e carneiro, 110 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para carne de gado leiteiro, 90 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para a criação de crustáceos, 60 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para queijo, 35 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para piscicultura, 15 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para leite, 15 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para carne suína, 12 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para ovos e 5 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de proteína para frango (Poore e Nemecek, 2018). As principais vantagens do RAS são o uso de terra, pois o RAS requer áreas consideravelmente menores em comparação com outros sistemas de produção animal, a ausência de liberação de nutrientes e resíduos em corpos d'água e o menor consumo de água. Além disso, a ausência de fuga de espécies, a ausência de fertilizantes e maior controle zootécnico em comparação com outros sistemas de aquicultura (Ahmed e Turchini, 2021). A área total do RAS ao ar livre estudada foi de 610 m<sup>2</sup> (seis tanques suspensos de 75 m<sup>2</sup> cada e um biofiltro de 161 m<sup>2</sup>). Mesmo em um pequeno espaço de terra, o sistema foi capaz de produzir 9,15 toneladas de peso vivo ou 1,46 toneladas de proteína em oito meses de ciclo de produção.

## 5. CONCLUSÕES

Os resultados demonstram uma menor intensidade de emissão direta no RAS em comparação com a emissão indireta comumente atribuída na aquicultura. Foi também satisfatório quando comparado às emissões de algumas produções de proteína animal, mostrando que o RAS é uma forma eficaz de produzir proteína com baixa pegada de carbono. Além disso, os resultados mostram que a maioria das emissões de GEE no RAS se origina do biofiltro, o que mostra potencial de mitigar ainda mais a emissão com um melhor manejo do sedimento. Conclui-se, também, que o fluxo ebulitivo de CH<sub>4</sub> tem uma influência significativa nas emissões totais do sistema e que o uso de aeradores nos tanques tem suma importância na redução das emissões difusivas de CH<sub>4</sub>. Pesquisas futuras devem focar em aumentar a eficiência dos sistemas de tratamento de água no RAS para reduzir ainda mais as emissões de GEE e melhorar a sustentabilidade ambiental da aquicultura.

## Referências

- AHMED, N.; TURCHINI, G. M. Recirculating aquaculture systems (RAS): Environmental solution and climate change adaptation. **J Clean Prod**, v. 297, p. 126604, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126604>
- ALMEIDA, R. M. *et al.* High primary production contrasts with intense carbon emission in a eutrophic tropical reservoir. **Front microbiol**, v. 7, p. 717, 2016. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00717>
- ALMEIDA, R. M. *et al.* Carbon dioxide emission from drawdown areas of a Brazilian reservoir is linked to surrounding land cover. **Aquat Sci**, v. 81, p. 1-9, 2019. 81, 68. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0665-9>
- ÁVILA, M. P. *et al.* The water hyacinth microbiome: link between carbon turnover and nutrient cycling. **Microb ecol**, v. 78, p. 575-588, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00248-019-01331-9>
- AYER, N. W.; TYEDMERS, P. H. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. **J Clean Prod**, v. 17, n. 3, p. 362-373, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.002>
- BADIOLA, M. *et al.* Integration of energy audits in the Life Cycle Assessment methodology to improve the environmental performance assessment of Recirculating Aquaculture Systems. **J Clean Prod**, v. 157, p. 155-166, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.139>
- BENGTSSON, H. **Various Programming Utilities [R package R. utils version 2.12. 2]**. 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=R.utils>. Acesso em: 2 jul. 2023.
- BERGMAN, K. *et al.* Recirculating aquaculture is possible without major energy tradeoff: life cycle assessment of warmwater fish farming in Sweden. **Environ sci techno**, v. 54, n. 24, p. 16062-16070, 2020. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c01100>
- BREGNBALLE, J. **A guide to recirculation aquaculture: an introduction to the new environmentally friendly and highly productive closed fish farming systems**. Food & Agriculture Org., 2022. <https://doi.org/10.4060/cc2390en>
- CHEN, Y. *et al.* Carbon dioxide and methane fluxes from feeding and no-feeding mariculture ponds. **Environ Pollut**, v. 212, p. 489-497, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.039>
- FANG, X. *et al.* Ebullitive CH<sub>4</sub> flux and its mitigation potential by aeration in freshwater aquaculture: measurements and global data synthesis. **Agr Ecosyst Environ**, v. 335, p. 108016, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108016>
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FISH-e: FAO's tool for quantifying the greenhouse gas emissions arising from aquaculture**. Roma: FAO, 2024. Disponível em: <https://www.fao.org/fishery/affris/affris-home/fish-e-faos-tool-for-quantifying-the-greenhouse-gas-emissions-arising-from-aquaculture/en/>. Acesso em: 4 jun. 2024.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2024. Blue Transformation in action**. Roma: FAO, 2024. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>

- FURUYA, W. M. *et al.* Use of ideal protein concept for precision formulation of amino acid levels in fish-meal-free diets for juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). **Aquac Res**, v. 35, n. 12, p. 1110-1116, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2004.01133.x>
- GIBBS, H. K. *et al.* Brazil's soy moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>
- GUILLEN, J. *et al.* Aquaculture subsidies in the European Union: Evolution, impact and future potential for growth. **Mar Policy**, v. 104, p. 19-28, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.045>
- GYAN, W. R.; AYIKU, S.; YANG, Q. Effects of replacing fishmeal with soybean products in fish and crustaceans performance. **J Aquac Res Dev**, v. 10, n. 9, p. 573, 2019. <https://doi.org/10.35248/2155-9546.19.10.573>
- HU, Z. *et al.* Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission from aquaculture: a review. **Environ sci technol**, v. 46, n. 12, p. 6470-6480, 2012. <https://dx.doi.org/10.1021/es300110x>
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, v. 4. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>. Acesso em: 12 dez. 2023.
- JMP®, Version Pro 14.0.0. **SAS Institute Inc.**, Cary, NC, 1989–2023.
- KOSTEN, S. *et al.* Better assessments of greenhouse gas emissions from global fish ponds needed to adequately evaluate aquaculture footprint. **Sci Total Environ**, v. 748, p. 141247, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141247>
- LINDHOLM-LEHTO, P. Water quality monitoring in recirculating aquaculture systems. **Aqua Fish and Fisheries**, v. 3, n. 2, p. 113-131, 2023. <https://doi.org/10.1002/aff2.102>
- LIU, Y. *et al.* Comparative economic performance and carbon footprint of two farming models for producing Atlantic salmon (*Salmo salar*): Land-based closed containment system in freshwater and open net pen in seawater. **Aquacul Eng**, v. 71, p. 1-12, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2016.01.001>
- MA, Y. *et al.* A comparison of methane and nitrous oxide emissions from inland mixed-fish and crab aquaculture ponds. **Sci Total Environ**, v. 637, p. 517-523, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.040>
- MACLEOD, M. J. *et al.* Quantifying greenhouse gas emissions from global aquaculture. **Sci rep**, v. 10, n. 1, p. 11679, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68231-8>
- MOHEDANO, R. A. *et al.* Does duckweed ponds used for wastewater treatment emit or sequester greenhouse gases?. **Sci Total Environ**, v. 691, p. 1043-1050, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.169>
- OLIVEIRA JUNIOR, E. S. *et al.* Benthivorous fish bioturbation reduces methane emissions, but increases total greenhouse gas emissions. **Freshw Biol**, v. 64, n. 1, p. 197-207, 2019. *Freshwater biology*, 64, 197-207. <https://doi.org/10.1111/fwb.13209>
- PALUPI, E. T. *et al.* Growth performance, digestibility, and blood biochemical parameters of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) reared in floating cages and fed poultry by-product meal. **J Appl Aquac**, v. 32, n. 1, p. 16-33, 2020. <https://doi.org/10.1080/10454438.2019.1605324>

- PARANAÍBA, J. R. *et al.* Spatially resolved measurements of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> concentration and gas-exchange velocity highly influence carbon-emission estimates of reservoirs. **Environ sci technol**, v. 52, n. 2, p. 607-615, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05138>
- PEIXE BR - Associação Brasileira da Piscicultura. **Relatório anual 2024**. São Paulo: PEIXE BR, 2024. Disponível em: <https://www.peixebr.com.br/anuario-2024/>. Acesso em: 2 jul. 2024.
- POORE, J.; NEMECEK, T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. **Science**, v. 360, n. 6392, p. 987-992, 2018. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- R Core Team, 2023. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAUL, C. *et al.* Greenhouse gas emissions from aquaculture systems. **World Aquac**, v. 57, p. 57-61, 2020.
- ROBB, D. H. F *et al.* Greenhouse gas emissions from aquaculture: a life cycle assessment of three Asian systems. **FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper**, n. 609, 2017.
- SANDER, R. Compilation of Henry's law constants (version 5.0. 0) for water as solvent. **Atmos Chem Phys**, v. 23, n. 19, p. 10901-12440, 2023. <https://doi.org/10.5194/acp-23-10901-2023>
- TONG, C. *et al.* Annual CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in coastal earthen ponds with *Litopenaeus vannamei* in southeastern China. **Aquacul**, v. 545, p. 737229, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.737229>
- VASCONCELOS, V. M. *et al.* Floating aquatic macrophytes for the treatment of aquaculture effluents. **Environ Sci Pollut Res**, v. 28, n. 3, p. 2600-2607, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11308-8>
- VROOM, R. *et al.* Widespread dominance of methane ebullition over diffusion in freshwater aquaculture ponds. **Front Water**, v. 5, p. 1256799, 2023. <https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1256799>
- WICKHAM, H. *et al.* Welcome to the Tidyverse. **J Open Source Softw**, v. 4, n. 43, p. 1686, 2019. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- WICKHAM, H. *et al.* dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.1, 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. Acesso em: 2 jul. 2023.
- WILLIAMS, J.; CRUTZEN, P. J. Nitrous oxide from aquaculture. **Nat Geosci**, v. 3, n. 3, p. 143-143, 2010. <https://doi.org/10.1038/ngeo804>
- XIONG, Y. *et al.* Carbon dioxide and methane fluxes across the sediment-water interface in different grass carp *Ctenopharyngodon idella* polyculture models. **Aquacult Env Interac**, v. 9, p. 45-56, 2017. <https://doi.org/10.3354/aei00214>
- YANG, P. *et al.* Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. **Atmos Environ**, v. 115, p. 269-277, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.067>
- YANG, P. *et al.* Fluxes of carbon dioxide and methane across the water-atmosphere interface of aquaculture shrimp ponds in two subtropical estuaries: The effect of temperature, substrate, salinity and nitrate. **Sci Total Environ**, v. 635, p. 1025-1035, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.102>

- YANG, P. *et al.* Ebullition was a major pathway of methane emissions from the aquaculture ponds in southeast China. **Water Res**, v. 184, p. 116176, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116176>
- YOGEV, U.; ATARI, A.; GROSS, A. Nitrous oxide emissions from near-zero water exchange brackish recirculating aquaculture systems. **Sci Total Environ**, v. 628, p. 603-610, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.089>
- YUAN, J. *et al.* Methane and nitrous oxide have separated production zones and distinct emission pathways in freshwater aquaculture ponds. **Water Res**, v. 190, p. 116739, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116739>
- YUAN, J. *et al.* Rapid growth in greenhouse gas emissions from the adoption of industrial-scale aquaculture. **Nat Clim Change**, v. 9, n. 4, p. 318-322, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0425-9>
- YUE, K.; SHEN, Y. An overview of disruptive technologies for aquaculture. **Aquac Fish**, v. 7, n. 2, p. 111-120, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.04.009>
- ZHAO, J. *et al.* Large methane emission from freshwater aquaculture ponds revealed by long-term eddy covariance observation. **Agr Forest Meteorol**, v. 308, p. 108600, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108600>