UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

PRODUÇÃO E EMISSÃO DE CH_4 E CO_2 ASSOCIADAS AOS RESERVATÓRIOS DA UHE BELO MONTE, RIO XINGU (PA)

VICTOR AMADEUS TROPIANO ALEM

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geoquímica e Geotectônica para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Geotectônica

Orientador: André Oliveira Sawakuchi

São Paulo
2019

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

PRODUÇÃO E EMISSÃO DE CH_4 E CO_2 ASSOCIADAS AOS RESERVATÓRIOS DA UHE BELO MONTE, RIO XINGU (PA)

VICTOR AMADEUS TROPIANO ALEM

Orientador: André Oliveira Sawakuchi

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Nº 823

COMISSÃO JULGADORA

Dr. André Oliveira Sawakuchi

Dr. Nathan Oliveira Barros

Dr. Humberto Marotta Ribeiro

São Paulo

2019

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Serviço de Biblioteca e Documentação do IGc/USP

Ficha catalográfica gerada automaticamente com dados fornecidos pelo(a) autor(a) via programa desenvolvido pela Seção Técnica de Informática do ICMC/USP

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de catalogação da publicação:
Sonia Regina Yole Guerra - CRB-8/4208 | Anderson de Santana - CRB-8/6658

Tropiano Alem, Victor Amadeus
PRODUÇÃO E EMISSÃO DE CH4 E CO2 ASSOCIADAS AOS RESERVATÓRIOS DA UHE BELO MONTE, RIO XINGU (PA) / Victor Amadeus Tropiano Alem; orientador André Oliveira Sawakuchi. -- São Paulo, 2019.
74 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Geoquímica e Geotectônica) -- Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 2019.

1. Recursos Energéticos. 2. Usinas Hidrelétricas. 3. Biogeoquímica Ambiental. 4. Emissão de gases efeito estufa. 5. Mudanças Climáticas. I. Oliveira Sawakuchi, André , orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq por financiar a bolsa de mestrado, à FAPESP por fomentar o trabalho de campo e materiais necessários para o desenvolvimento da pesquisa e ao PFRH-241 pela disponibilização do Laboratório de Cromatografia Gasosa.

Ao Prof. Dr. André Oliveira Sawakuchi pela paciência, conhecimento técnico-científico, auxílio no desenvolvimento dos métodos e coleta de amostras em campo.

Ao Dr. Henrique Oliveira Sawakuchi pela expertise no assunto, apoio durante a coleta, tratamento e discussão dos dados.

Aos técnicos de laboratórios do Instituto de Geociências da USP, Luciana Nogueira, Thays Mineli e Arthur Takashi que demonstraram paciência e muita colaboração inúmeras vezes. Tanto em resolver problemas técnicos com o equipamento GC, quanto fomentar a produção de água destilada (insumo essencial para o desenvolvimento do projeto).

Ao corpo técnico do serviço de manutenção do IGc que me ajudou inúmeras vezes com o experimento dos testemunhos de solo (maior desafio deste trabalho).

Ao “Grupo do Metano”, Marcelo Camargo, Nazaré Almeida, Kleiton Rabelo, Dailson Bertasoli Junior, Maria Pelisari e Laura Furukawa pela companhia, auxílio na coleta de amostras, resolução de problemas técnicos no laboratório e discussões dos dados.

Aos Restaurantes Universitários da USP e aos colegas inabaláveis dessa batalha.

Aos meus amigos do IGc, Mikaella Balis, Beatriz Pontes, Tiago Manzolli, Thomas Akabane, Bruno Gramulha, Mélton de Andrada Neto, Igor Hirayama, Lucas de Castilho, Ricardo Negoro, Rafael Buchidid, Fernando Milbeyer e Augusto Nobre.

Aos meus grandes amigos de Jacareí: Guilherme Batista, Lucas Daher, Gustavo Rezende, Fábio Toshiro, Henrique Wei, Suny Watanabe, João Victor Lapinha, Bruno Castilho, Jeferson Soares, Lucas Villas Boas, e Paulo Braga.

Aos meus pais, Vitor e Lúcia, à minha irmã, Marcela, e à minha namorada, Beatriz.

“You better chase your dreams before they rust
Get what you can and hope it’s enough.”

Open all night, Bon Jovi (1994).

RESUMO

Reservatórios de usinas hidrelétricas instalados em regiões tropicais podem representar contribuição significativa para as emissões de gases efeito estufa (GEEs) para a atmosfera. Neste contexto, é relevante desenvolver métodos para avaliação da emissão de CH_4 e CO_2 causada pela instalação desses empreendimentos hidrelétricos. A UHE Belo Monte no Rio Xingu (leste da Amazônia) é a terceira maior usina hidrelétrica em potencial de geração de energia do mundo. A estimativa das emissões de GEEs associadas à UHE Belo Monte é exemplo de alta relevância que pode servir de base para futuros empreendimentos previstos para serem construídos na região amazônica. Neste estudo, foram realizados experimentos de incubação de solos e de inundação de testemunho de solos das áreas dos reservatórios da UHE Belo Monte. Estes experimentos auxiliaram na compreensão da resposta do fluxo de CH_4 e CO_2 tanto na resolução vertical (*e.g.* profundidade), quanto na resolução horizontal (*e.g.* contexto fisiográfico). Os resultados demonstraram alta produção de CH_4 e CO_2 na camada superior (10 cm), a qual apresenta conteúdo orgânico mais elevado. O solo de floresta de igapó apresentou a maior taxa potencial de produção de CH_4 (15,59 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1}), enquanto que o solo de pasto apresentou a maior taxa de produção de CO_2 (34,96 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}). As emissões médias de CH_4 e CO_2 para os reservatórios da UHE Belo Monte foram, respectivamente, iguais a 54 ± 60 mmol CH_4 $m^{-2}d^{-1}$ e 330 ± 149 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Esses resultados indicam incremento no fluxo de CH_4 e CO_2 em relação ao fluxo natural destes gases no Rio Xingu medido antes da instalação da UHE Belo Monte. Isto permite computar as emissões de CH_4 e CO_2 na energia gerada para a avaliação do custo-benefício do empreendimento hidrelétrico, em termos de emissões de CH_4 e CO_2 para a atmosfera. Além disso, foram realizadas projeções de emissões de carbono ao longo de 100 anos de operação da UHE Belo Monte e a elaboração de modelo do balanço de massa de carbono ("*C budget*") para os reservatórios da UHE Belo Monte. Estimou-se que o impacto em emissões líquidas do empreendimento ocasionaria emissões entre 2,3 e 15,1 Tg C para o período de 100 anos. Dessa forma, espera-se que este estudo sirva de base para avaliar casos análogos, já que o plano de expansão da matriz energética brasileira considera a instalação de outras usinas hidrelétricas em rios do leste amazônico.

Palavras-chave: reservatórios de usinas hidrelétricas, UHE Belo Monte, emissão de GEEs, balanço de carbono, projeção de emissões de CH_4 e CO_2.

ABSTRACT

Hydroelectric reservoirs installed in tropical regions can represent a significant contribution to greenhouse gas emissions (GHGs) to the atmosphere. In this context, it is relevant to develop methods to evaluate CH_4 and CO_2 emissions caused by the installation of hydroelectric reservoirs. The Belo Monte hydroelectric plant in Xingu River (eastern Amazon) is the third largest hydroelectric plant in the world in terms of installed capacity and is an example of high relevance that can serve as a study case to evaluate future hydroelectric projects planned to be built in the Amazon region. In this study, soil incubation and soil flooding experiments using samples from the Belo Monte reservoir areas were performed to understand the response of the CH_4 and CO_2 fluxes under impounding of the Xingu River, considering both vertical (*e.g.* depth) and horizontal resolution (*e.g.* physiographic context). The results showed a high production of CH_4 and CO_2 in the top layer (10 cm) of soils, due to higher organic content. The igapó forest soil presented the highest potential production rate of CH_4 (15.59 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1}), while pasture soil presented the highest CO_2 production rate (34.96 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}). The mean fluxes of CH_4 and CO_2 from Belo Monte reservoirs were respectively 54.05 ± 60.73 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} and 330.76 ± 149.83 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. These results indicate significant increase in the CH_4 and CO_2 fluxes compared to the natural fluxes of CH_4 and CO_2 from the Xingu River before damming for construction of the Belo Monte reservoirs. This allows to calculate GHGs emissions associated with the energy generated by the Belo Monte hydroelectric plant in the first years of operation and its cost-benefit evaluation in terms of carbon emissions. In addition, carbon emission projections for the next 100 years were carried out and a model for carbon mass balance (CH_4 and CO_2 budget) was elaborated for the Belo Monte reservoirs. It was estimated that the net emissions of the Belo Monte reservoirs would vary from 2.3 to 15.1 Tg C for a period of 100 years. Thus, this study is expected to serve as a basis to evaluate similar cases, as the plan of expansion of Brazilian energy plans matrix considers the installation of other hydroelectric plants in rivers of eastern Amazon.

Kerwords: hydroelectric reservoir, Belo Monte reservoirs, GHG emissions, carbon mass balance, CH_4 and CO_2 budget, projection of CH_4 and CO_2 emissions.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS iv

RESUMO vi

ABSTRACT vii

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVOS 3

3. MATERIAIS E MÉTODOS 5

3.1. Área de estudo: Rio Xingu e a Usina Hidrelétrica de Energia Belo Monte 5

3.2. Coleta de amostras 7

3.3. Incubações de solos afogados e de sedimentos de fundo 8

3.4. Simulação da emissão de CH_4 e CO_2 a partir de solos secos e alagados 9

3.5. Medidas de concentrações de CH_4 e CO_2 na coluna d'água 12

3.6. Cromatografia Gasosa 13

3.7. Balanço de massa de Carbono nos reservatórios da UHE Belo Monte 14

3.8. Projeção de cenários futuros de emissões de carbono ("*carbon budget*") 16

3.9. Comparação da UHE Belo Monte com outros recursos energéticos 18

4. RESULTADOS 19

4.1. Produção de CH_4 e CO_2 em solos e sedimentos de fundo afogados 19

4.1.1. Produção de CH_4 e CO_2 em perfis de solo recém-afogados 19

4.1.2. Produção de CH_4 e CO_2 em solos afogados e sedimentos de fundo 25

4.2. Estimativa da emissão de CH_4 e CO_2 a partir da simulação do alagamento de solos 28

4.2.1. Fluxos Difusivos de CH_4 e CO_2 pré-alagamento 28

4.2.2. Fluxos totais de CH_4 e CO_2 na condição de alagamento: medidas de curto prazo 31

4.2.3. Fluxos totais de CH_4 e CO_2 na condição de alagamento: medidas de longo prazo 34

4.2.4. Estimativa dos fluxos ebulitivos de CH_4 38

4.3. Concentração de CH_4 e CO_2 na coluna d'água 39

4.4. Balanço de massa de carbono nos reservatórios da UHE Belo Monte 43

4.5. Projeção de cenários futuros de emissões de carbono ("*carbon budget*") 45

4.6. Comparação da UHE Belo Monte com outros recursos energéticos 47

5. DISCUSSÃO 49

5.1. Projeções de cenários futuros de emissões de carbono ("*carbon budget*") 49

5.2. Relação entre produção e emissão de CH_4 51

5.3. Fluxos de CH_4 e CO_2 em condições pré-alagamento e de alagamento 53

5.4. Variabilidade espacial e temporal dos fluxos de CH_4 e CO_2 59

5.5. Avaliação da eficiência energética da UHE Belo Monte do ponto de vista de emissão de gases efeito estufa 63
6. CONCLUSÃO 65
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 67

1. INTRODUÇÃO

Há décadas discute-se sobre emissões de gases efeito estufa (GEEs) em reservatórios de hidrelétricas (Rudd *et al.,* 1993), porém pouco tem sido feito para atenuar o incremento da concentração de carbono na atmosfera a partir de alterações antropogênicas, tais como as derivadas de reservatórios de usinas hidrelétricas (Pircher, 1993). Os reservatórios de usinas hidrelétricas em regiões tropicais contribuem em escala global para as emissões antropogênicas de CH_4 e CO_2 (St. Louis *et al.*, 2000; Hu & Cheng, 2013). A produção de CH_4 é um processo natural, decorrente da biodegradação da matéria orgânica nas camadas anóxicas dos sedimentos em corpos d'água (Bastviken *et al.,* 2009). Em sistemas fluviais, este processo é intensificado pelo barramento do rio e inundação de áreas adjacentes devido à instalação de reservatórios para geração de energia hidrelétrica (Guérin *et al*., 2008a). Nesse contexto, é de grande importância compreender o impacto antropogênico nas emissões de CH_4 e CO_2 através da avaliação dos cenários pré e pós-barramento do rio (Demarty & Bastien, 2011).

O Plano de Energia Brasileiro (MME EPE 2013) indica que em 2022, 85% da capacidade de geração de energia hidrelétrica (40 GW) serão provenientes de hidrelétricas instaladas em rios da Amazônia. Dentre as 35 grandes usinas hidrelétricas projetadas para o Brasil, planeja-se instalar a metade na Amazônia, sendo 11 grandes usinas na bacia do Rio Tapajós (MME EPE 2013), situada na região leste da Amazônia. Neste contexto, é imprescindível a compreensão de forma precisa dos processos de emissão de GEEs devido à instalação de reservatórios de usinas hidrelétricas em rios amazônicos, de modo a quantificar as emissões associadas à energia hidrelétrica produzida na Amazônia.

A Usina Hidrelétrica (UHE) Belo Monte (Pará, Brasil), situada no Rio Xingu, é a terceira maior usina hidrelétrica do mundo em potencial de produção de energia elétrica (Lessa *et al., 2015;* Ritter *et al.,* 2017) com capacidade instalada de 11.233,1 MW (Eletrobras, 2009). Quantificar as emissões de GEEs associados à UHE Belo Monte é crucial para avaliar o seu impacto no ciclo do carbono regional devido às emissões de gases efeito estufa (Fearnside, 2006), assim como para comparar com emissões de outros recursos energéticos renováveis e não-renováveis.

A variabilidade de produção e do fluxo de GEEs para a atmosfera está associada com a localização geográfica, a temperatura, a altura da coluna d'água e a idade do reservatório (Abril *et al.,* 2005, Barros *et al., 2011,* Fearnside & Pueyo*, 2012).* A quantidade e o tipo de vegetação alagada também são fatores relevantes para a avaliação das alterações do ciclo de carbono regional (Guérin *et al*., *2008a;* Demarty & Bastien*, 2011).* A compreensão desses processos é fundamental para avaliar as emissões derivadas da produção de energia hidrelétrica.

Estudos prévios sobre reservatórios de usinas hidrelétricas indicam que fluxos iniciais de GEEs pós-barramento do rio são maiores e tendem a se estabilizar após 10 anos desde a criação do reservatório (Abril *et al.,* 2005; Demarty & Bastien, 2011). Durante o primeiro estágio (<10 anos), a matéria orgânica mais facilmente degradável (*e.g.* micro fauna e partes verdes das vegetações) sofre decomposição e acarreta em pico de emissões logo após o barramento do rio (Faria *et al.,* 2015). Após esse período, durante o segundo estágio (>10 anos), as emissões tendem a ser menores e o sistema atinge estado estável (St. Louis *et al.,* 2000, Demarty & Bastien, 2011). A principal fonte dos GEEs durante os primeiros 10 anos de barramento do rio é a matéria orgânica afogada (Tremblay *et al.* 2005) e, após esse período, o insumo para as emissões inclui a matéria orgânica de origem alóctone depositada no reservatório (Abril *et al.,* 2005).

Neste trabalho, foram realizados experimentos de incubação de solos (igapó, pasto e floresta terra firme) inundados pela UHE Belo Monte para avaliar a taxa de produção potencial de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo e experimentos de inundação de testemunhos destes solos para avaliar a resposta das emissões de CH_4 e CO_2 em diferentes contextos fisiográficos. A partir da ponderação da heterogeneidade espacial e variabilidade temporal, foram propostas emissões médias para cada tipo de solo e para toda a extensão dos reservatórios da UHE Belo Monte, além do balanço de carbono e projeções de emissões nos reservatórios para os próximos 100 anos. Os resultados obtidos neste estudo enfatizam o impacto da instalação de empreendimentos hidrelétricos em regiões tropicais e elucidam como reduzir futuras emissões mais gravosas.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi estimar produções e emissões de CH_4 e CO_2 dos solos alagados pelos reservatórios da UHE Belo Monte, localizado no Rio Xingu, PA, logo após o barramento do rio e durante o período de três meses subsequentes. Isto envolveu experimentos de afogamento de solos da região de estudo. A partir disso, foi proposto modelo de balanço de massa de carbono (geração, estocagem, transporte e destino) para os reservatórios da UHE Belo Monte com base nos dados deste período de três meses. Também foi objetivo deste estudo projetar cenários futuros de emissões de CH_4 e CO_2 a partir da integração dos dados gerados com modelos apresentados na literatura científica (Abril *et al.,* 2005; Demarty & Bastien, 2011). Para isso, foram realizados experimentos de incubação com amostras de solos de diferentes fisiografias (igapó, pasto e floresta de terra firme) e de sedimentos de fundo do reservatório para avaliar a taxa potencial de produção de GEEs. Também foram realizadas simulações de fluxo de GEEs em testemunho de solos secos (condições pré-alagamento) e afogados (condições pós-alagamento) e foram realizadas medidas da concentração de CH_4 e CO_2 na coluna d'água.

Os experimentos de incubação possibilitaram a determinação da taxa potencial de produção de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo e serviram de base para a projeção de cenários futuros de emissão. O experimento de emissão de GEEs em testemunho de solos avaliou a resposta do fluxo de GEEs à variação do nível d'água de inundação em diferentes tipos de fisiografias (floresta de terra firme, igapó e pasto) de forma a simular tanto a inundação causada pela implantação da UHE Belo Monte quanto aos eventuais eventos de seca extrema projetados por modelos climáticos.

Através desse experimento, estimou-se emissões durante os primeiros 3 meses após a inundação. Os dados gerados auxiliaram na compreensão mais ampla do ciclo do carbono no sistema rio-reservatório e na definição de modelos para estimativa de emissões futuras de GEEs. A partir da integração desses dados, estimou-se o impacto dos reservatórios da UHE Belo Monte no balanço de carbono e sistemas biogeoquímicos do Rio Xingu, do ponto de vista de emissão de GEES. Com base nisso, é possível estimar futuros impactos de reservatórios nas emissões de GEEs oriundas de rios análogos de regiões tropicais.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo: Rio Xingu e a Usina Hidrelétrica de Energia Belo Monte

A bacia hidrográfica do Rio Amazonas é o maior sistema de rios da Terra (Archer, 2005). Os rios Xingu e Tapajós, afluentes da margem direita do Rio Amazonas, constituem o maior sistema de rios de água clara (Sioli, 1985) do mundo e desempenham importante papel no ciclo regional do carbono (Sawakuchi *et al.*, 2014). A UHE Belo Monte (Tabela 1) é a terceira maior usina hidrelétrica do mundo em potencial de geração de energia (Ritter et al., 2017; Lessa et al., 2015) e está situada na Volta Grande do Xingu, nas proximidades da cidade de Altamira, no Pará. A UHE Belo Monte abrange dois reservatórios (Reservatórios da UHE Belo Monte, RBM), os quais abrangem área de 516 km²: Reservatório Xingu e Reservatório Intermediário (Figura 1). A Tabela 1 apresenta sumário das características da UHE Belo Monte.

Tabela 1 – Características da UHE Belo Monte.

Ficha de Dados UHE Belo Monte	
Coordenadas	3°17'S, 52°12'W
Rio	Xingu
Tipo de Água	Clara
Bioma	Amazônia
Ano de Operação	2015
Geração Média de Energia (MW)	4.500
Capacidade Instalada (MW)	11.233,1
Área do reservatório (km²)	516
Densidade energética (MW/km²)	21,8
Fator de capacidade	0,41
Tipo do reservatório	Fio d'água
Volume (km³)	4,6
Profundidade Média (m)	9
Profundidade Máxima (m)	60
Vazão Média (m³/s)	7.840
Elevação (m)	95
Temperatura Média Anual da Água (°C)	30
Temperatura Média Anual do Ar (°C)	30
Precipitação Anual (mm)	1750

Fonte: Eletrobras, 2009

A área de estudo situa-se na região equatorial e possui um clima quente e úmido com estações secas e úmidas bem definidas. A precipitação é caracterizada por intensa sazonalidade, fortemente associada à Zona de Convergência Intertropical (ZCIT; Schneider et al., 2014), que resulta em grandes variações no nível da água no rio Xingu.

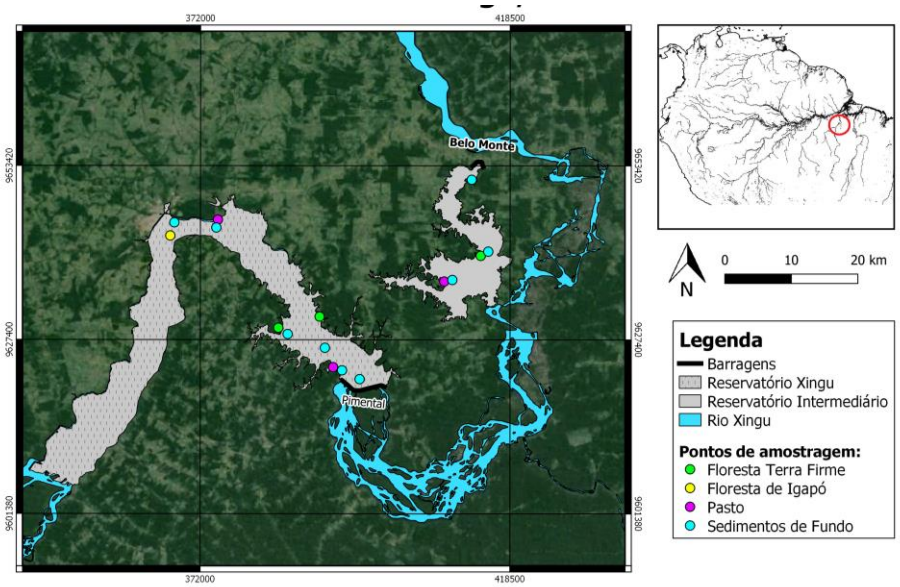

Figura 1 – Localização das amostras coletadas no reservatório Belo Monte (reservatório Intermediário e Reservatório Xingu).

A cobertura vegetal da região estudada pode ser dividida em três tipos: igapó (vegetação arbustiva ou arbórea naturalmente alagada na estação chuvosa), pasto (vegetação secundária) e floresta de terra firme (vegetação arbórea não inundável). O resultado do barramento do Rio Xingu e do afogamento de vegetações é apresentado na Figura 2.

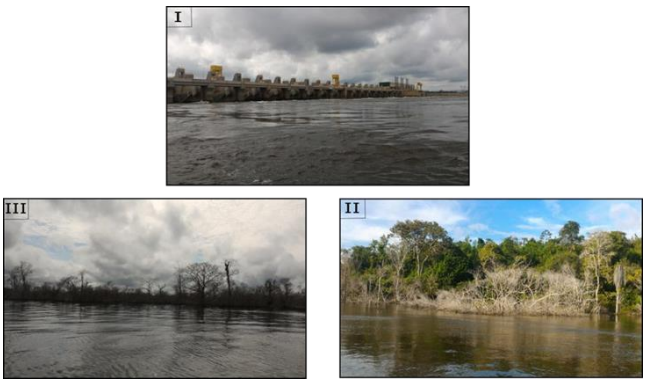

Figura 2 – Barragem de Belo Monte (Fig. 2, I); Cenário pós-alagamento com árvores afogadas (Fig. 2, II e III).

3.2. Coleta de amostras

As amostragens de solo, sedimentos e gases foram realizadas no Reservatório Intermediário e no Reservatório Xingu, em Maio de 2017 (Figura 1; Tabela 2). Os pontos de coleta de amostras abrangem diferentes tipos de substratos ao longo dos reservatórios Xingu e Intermediário: igapó (IG), pasto (PA), floresta de terra firme (FL), solos afogados (FIG, FPA e FTF) e sedimentos de fundo (RBS).

Tabela 2 - Localização e características das amostras.

Amostras*	Coordenadas (UTM Zona 22 M)	Substrato
GEX-12-IG	367420 / 9642928	Igapó
GEX-14-FPA	374323 / 9645250	Pasto afogado
GEX-15-PL	374420 / 9645337	Pasto
GEX-17-FL	389867 / 9630830	Floresta Terra Firme
GEX-20-FIG	368033 / 9644897	Igapó afogado
GEX-25-FPA	392419 / 9622845	Pasto afogado
GEX-26-FTF	395866 / 9621475	Floresta Terra Firme afogada
GEX-27-PS	392440 / 9622965	Pasto
GEX-28-RBS	412684 / 9651294	Sedimentos de fundo
GEX-29a-FPA	414434 / 9640131	Pasto afogado
GEX-30-FL	414309 / 6640093	Floresta Terra Firme
GEX-31-SF	409369 / 9636239	Sedimentos de fundo
GEX-32-PL	408521 / 9636104	Pasto
GEX-34-FTF	390649 / 9626161	Igapó afogado
GEX-35-RBS	384048 / 9628924	Sedimentos de fundo
GEX-36-FL	383692 / 9629200	Floresta Terra Firme
GEX-42b-RBS	398388 / 9678279	Sedimentos de fundo

*IG, PL (ou PS) e FL representam, respectivamente, floresta igapó, pasto e floresta de terra firme. FIG, FPA e FTF representam, respectivamente, floresta de igapó afogada, pasto afogado e floresta de terra firme afogada. RBS representam sedimentos do leito do rio coletados com a draga.

3.3. Incubações de solos afogados e de sedimentos de fundo

Foram coletadas amostras de solo (cerca de 200g), em condições naturais, de três fisiografias diferentes (igapó, pasto e floresta de terra firme) e em três diferentes profundidades: 0 a 10 cm (camada superficial), 10 a 20 cm (camada intermediária) e 20 a 30 cm (camada inferior). Também foram coletadas amostras de solos afogados (após 2,5 anos do alagamento) dos três tipos de fisiografia anteriormente citados e sedimentos de fundo no reservatório através da utilização de draga tipo Van Veen em zonas com lâmina d'água entre 1 e 55 m. As amostras coletadas foram homogeneizadas e separadas em triplicatas de 15 g para serem acondicionadas em frascos de vidro tipo penicilina (*vials*) de 120 ml. Em seguida, adicionou-se 37 ml de H_2O deionizada nos frascos de forma a imergir todo o conteúdo de solo ou sedimento. Posteriormente, os frascos foram fechados com rolhas de borracha butil e lacre metálico para o experimento de incubação. Todas as amostras foram incubadas em condições anóxicas (atmosfera de N_2 de alta pureza) e no escuro a 30ºC (Figura 3). Para as análises da concentração de CH_4 e CO_2, 5 mL de gás foram extraídos dos frascos e analisados em cromatografia gasosa por ionização de chamas (GC-FID). Durante um mês, foram realizadas 6 medidas para a avaliação da evolução da taxa de produção de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo. Após o término da incubação, devido ao grande acúmulo de gases no interior dos vials, estes foram levemente agitados para o desprendimento de pequenas bolhas nos poros dos sedimentos e as suas atmosferas foram renovadas com N_2 para evitar concentrações elevadas dos gases gerados. Em seguida, foi iniciado um segundo ciclo de incubação com as mesmas amostras para avaliar novamente o comportamento da produção de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo. Este novo experimento foi conduzido durante um mês e foram realizadas 5 medidas de produção de CH_4 e CO_2 nos vials.

As taxas de produção de CH_4 e CO_2 foram calculadas através da Equação 1 que correlaciona a variação da concentração de gases no interior dos *vials* ao longo do tempo por grama de solo.

$$\mathrm{TP} = \left(\frac{dP}{dt}\right) \cdot \frac{V}{R \cdot T \cdot m} \qquad [\mathrm{mol\ g^{-1}\ h^{-1}}] \qquad \text{(Equação 1)}$$

Onde:

TP – taxa de produção do gás por grama de solo (ou sedimento) e por hora [mol g^{-1} h^{-1}]

$\frac{dP}{dt}$ – variação da pressão parcial do gás na mistura em função do intervalo de tempo [atm h^{-1}]

V – volume de ar no *vial* [L]

R – constante dos gases [R = 0,082 atm L mol^{-1} K^{-1}]

T – temperatura interna do vial [K]

m – massa de solo ou sedimento [g]

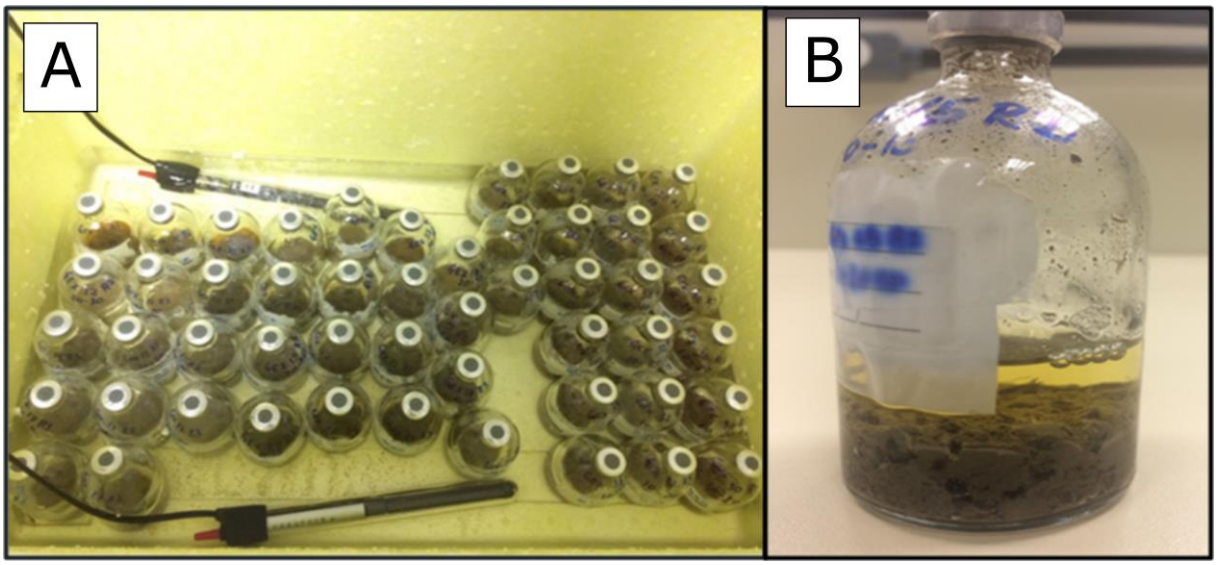

Figura 3 - Experimento de incubação climatizado a 30°C (Fig. 3A); bolhas na interface ar-água no *vial* (Fig. 3B).

3.4. Simulação da emissão de CH_4 e CO_2 a partir de solos secos e alagados

Sete testemunhos de solo com 22 a 28 cm de profundidade e 15 cm de diâmetro foram extraídos com tubos PVC inseridos no substrato de áreas com solos de floresta de igapó, pasto e floresta de terra firme. Após a extração, tanto a base quanto o topo do tubo foram vedados para manter a integridade física e a umidade da amostra. Em laboratório, as amostras foram acondicionadas em uma caixa de plástico (97 x 60 x 60 cm) mantida sob iluminação de lâmpadas de luz infra- vermelho e instalação de termostato (Figura 4) para manutenção da temperatura ambiente a 30ºC (temperatura média da região do reservatório). Ao longo do experimento, a quantidade de água evaporada diretamente da amostra de solo foi compensada com a adição de água destilada e deionizada por meio de seringa, de forma a manter a umidade natural do

solo constante. O cálculo da quantidade de água evaporada foi realizado através da pesagem dos tubos ao longo dos dias de experimento.

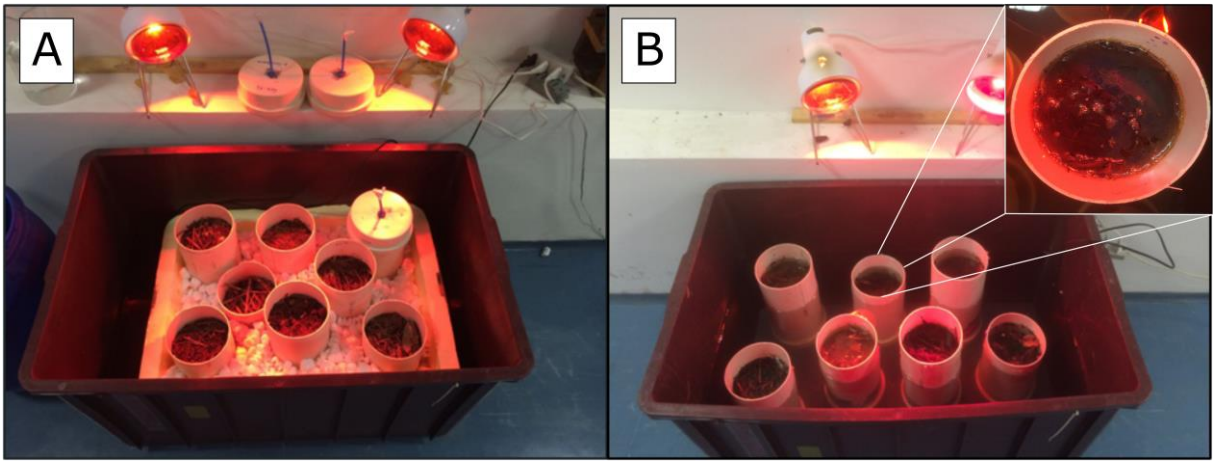

Figura 4 - Experimento dos tubos climatizado a 30°C em diferentes tipos de fisiografia. Fig.4A - Tubos secos; Fig.4B - Tubos afogados - destaque ao tubo que apresenta a liberação de bolhas e água túrbida.

As medidas dos fluxos de CH_4 e CO_2 dos testemunhos foram feitas pelo fechamento dos tubos e coleta de amostras em diferentes intervalos de tempo, de forma semelhante à utilização de câmaras estáticas para medidas de fluxos do solo (Klusman & Etiope, 2002; Lessa *et al.,* 2015). As câmaras do experimento tinham área superficial igual a 0,019 m² e volume igual a 2 L (volume utilizado nos cálculos). Durante a condição de pré-alagamento, o método de medição do fluxo consistiu em extrair amostras de gás do interior das câmaras logo após o fechamento do tubo e, em seguida, em intervalos de 10 minutos até completar 30 minutos.

Durante três meses de análise em condições naturais de umidade e condições de baixa umidade (Figura 4A), foram realizadas doze medidas de fluxo e, após este período, iniciou-se o processo de alagamento do testemunho de solo. A caixa e os tubos foram preenchidos com água deionizada (Figura 4B). Normalizou-se a mesma lâmina d'água para todos os tubos com valor igual a 4 cm acima da superfície do testemunho de solo (adição de cerca de 750 mL em cada tubo). A altura da coluna d'água de 4 cm foi mantida do experimento de modo a assegurar que as medidas realizadas fossem realizadas sob condições padronizadas de inundação.

Na condição de pós alagamento, foram realizados dois tipos de métodos de amostragens de gases com diferentes intervalos de tempo. O objetivo de adotar diferentes métodos de amostragem foi compreender a evolução da concentração dos

gases no interior das câmaras de forma mais detalhada, uma vez que janelas de tempo mais amplas têm probabilidades maiores de capturar fluxos ebulitivos e, portanto, essa abordagem pode auxiliar na compreensão da participação do fluxo ebulitivo como componente do fluxo total.

O primeiro tipo de amostragem foi chamado de amostragem de curto prazo (CP) e consistiu em extrair amostras de gás logo após o fechamento do tubo e, em seguida, em intervalos de 10 minutos até completar 30 minutos. O segundo tipo de amostragem foi chamado de longo prazo (LP) e consistiu em extrair amostras de gás logo após o fechamento do tubo e após um intervalo mais longo de tempo (3h, 24h, 48h e 72h).

Dessa forma, foram realizadas 17 medidas de fluxos de CH_4 e CO_2 de curto prazo (30 minutos), 12 medidas de longo prazo (entre 3h até 48h) e 11 medidas de concentração de GEEs na coluna d'água ao longo de três meses. Amostras do ar no interior do tubo fechado (5 mL) foram coletadas por mangueira e conector instalados na tampa das câmaras (Figura 5), onde é possível extrair o gás acumulado no interior do tubo, através do uso da seringa de 5 ml. Em seguida, as amostras de gás foram analisadas em GC-FID.

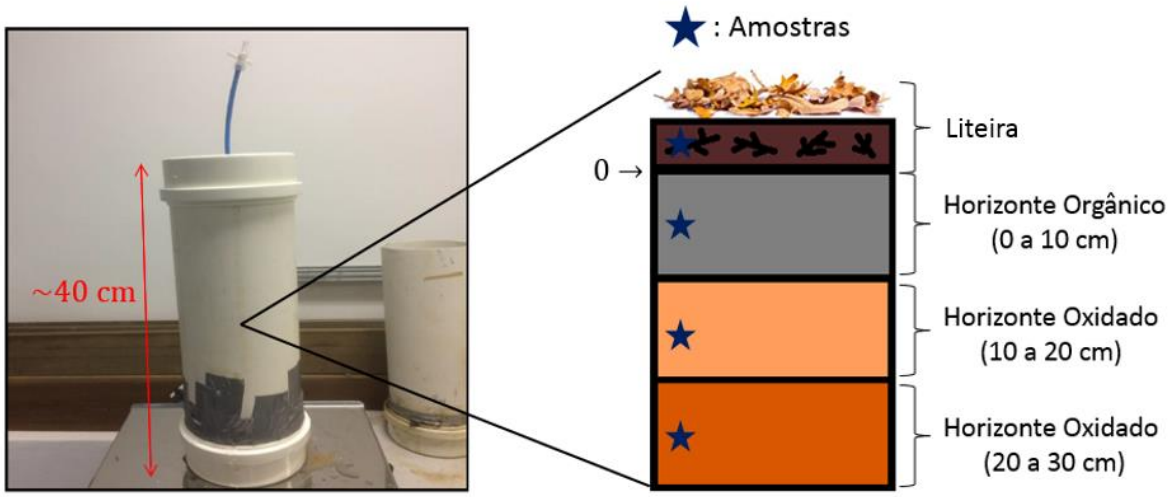

Figura 5 - Tubo com câmara estática para medida de fluxo de CH_4 e CO_2 (à esquerda) e perfil de solo contido no interior do tubo (à direita).

Os fluxos de gases para a atmosfera foram calculados a partir da regressão linear da concentração do gás na câmara em função do tempo (Equação 2). As medidas representam o fluxo total compostos pelos fluxos difusivo e ebulitivo, quando este último ocorre. A separação dos fluxos difusivo e ebulitivo foi realizada de acordo com o método proposto por Deshmukh *et al*. (2014), o qual admite que se a regressão linear da concentração do gás em função do tempo for linear com $R^2 > 0.8$, assume-se que a câmara coletou apenas fluxo difusivo. Se $R^2 < 0.8$, assume-se que a câmara coletou fluxo total (difusivo + ebulitivo).

$$\Phi = \left(\frac{dP}{dt}\right) \cdot \frac{V}{T \cdot R \cdot A} \qquad [\text{mol m}^{-2}\,\text{d}^{-1}] \qquad \text{(Equação 2)}$$

Onde:

$\left(\frac{dP}{dt}\right)$ – é a variação da pressão parcial de determinado gás na mistura gasosa ao longo do tempo [atm d^{-1}].

V– é o volume da câmara utilizada durante as medições de fluxo [L]

T – é atemperatura do local da medida [K]

R – é a Constante Universal dos Gases Perfeitos [R = 0,082 atm L mol^{-1} K^{-1}]

A – é a área da câmara utilizada durante as medições de fluxo [m^2]

3.5. Medidas de concentrações de CH_4 e CO_2 na coluna d'água

Medidas de concentração de CH_4 e CO_2 foram realizadas em amostras de água extraída de cada tubo (Figura 6) através da técnica de equilíbrio *headspace*. Esta técnica consistiu na extração da água dos tubos com seringa de 60 ml (40 ml de água do tubo e 20 ml de N_2) e agitação da seringa durante um minuto para permitir que o gás dissolvido na água se equilibre com a fase gasosa (*headspace*). Em seguida, 5 ml do *headspace* foram transferidos para outra seringa e imediatamente analisadas em sistema GC-FID. Por fim, a amostra de água foi retornada ao tubo depois da extração dos gases. No primeiro dia de experimento, adicionou-se água destilada e deionizada nos tubos e, após 8 dias, iniciaram-se as medidas de concentrações, de

forma espaçada (aproximadamente a cada 1 semana), até o último dia de experimento (dia 91).

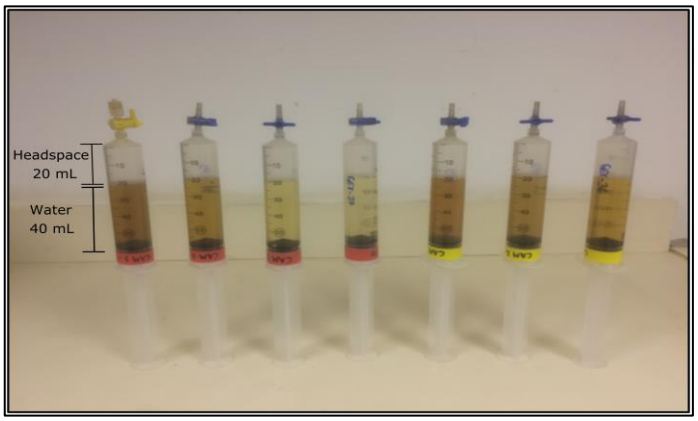

Figura 6 – Técnica de equilíbrio de headspace (40 mL – água; 20 mL – N_2 headspace) aplicada em colunas artificiais de água.

As concentrações dissolvidas de CH_4 e CO_2 foram calculadas através da Lei de Henry (Equação 3) ajustada para cada molécula (CH_4 ou CO_2) e para a temperatura do experimento (T = 30°C), conforme Wiesenburg & Guinasso (1979).

$$M_{CH4} = P_{CH4} \cdot K_H \qquad [mol\ L^{-1}] \qquad \text{(Equação 3)}$$

Onde:

M – Concentração do gás dissolvido em água [mol L^{-1}]

K_H – Constante de Henry [mol L^{-1} atm^{-1}]

P – Pressão Parcial do Gás na Mistura [atm]

3.6. Cromatografia Gasosa

As concentrações de CH_4 e CO_2 foram analisadas em cromatógrafo (GC Thermo-Scientific Trace 1310) com coluna Restek ShinCarbon ST, detector de ionização de chama (FID) e metanizador acoplado. A calibração do instrumento analítico foi realizada através da injeção de triplicatas de três gases padrões (Air Liquide) com concentrações de CH_4 e CO_2 respectivamente iguais a 1,1519 ppm e 300,6 ppm (primeiro padrão), 3,048 ppm e 2514,0 ppm (segundo padrão) e 50,590 ppm e 6007,0 ppm (terceiro padrão). Após a calibração inicial, uma amostra do primeiro padrão era injetada a cada 15 amostras derivadas dos experimentos e no

final da análise de todas as amostras com o intuito de avaliar a variação das medidas realizadas pelo equipamento GC ao longo do dia.

3.7. Balanço de massa de Carbono nos reservatórios da UHE Belo Monte

Modelos do balanço de massa de carbono auxiliam a avaliação das emissões em reservatórios de usinas hidroelétricas (Giles, 2006). O balanço de massa de carbono no reservatório varia ao longo do tempo, tendo em vista a variabilidade temporal do fluxo de GEEs (Galy-Lacaux et al., 1999). Por esse motivo, ressalta-se que o modelo proposto neste trabalho reflete o balanço de massa de carbono nos reservatórios da UHE Belo Monte logo após o barramento do Rio Xingu e durante os três meses após o barramento. Além disso, salienta-se que o experimento foi realizado em condições particulares, tais como: águas paradas e lâmina d'água reduzida, conforme descrito no experimento dos tubos (item 3.4).

Para a elaboração do modelo de balanço de carbono, as taxas potenciais de produção de CH_4 e CO_2 foram avaliadas durante um mês e, a partir das produções máximas observadas, foram realizados cálculos para estimar a produção de CH_4 e CO_2 nos reservatórios ao longo de um ano e para comparação com a emissões medidas no reservatório. Ressalta-se que os cálculos realizados não consideram emissões derivadas da biodegradação da liteira e da vegetação arbórea afogada. Assim, as estimativas incluem apenas a influência do horizonte orgânico do solo de cada tipo de cobertura (apenas este material foi incubado). Além disso, a produção de CH_4 e CO_2 a partir dos sedimentos de fundo também não foi considerada no balanço de carbono deste estudo, pois foi considerado que na fase inicial do reservatório a deposição desses sedimentos é irregular e o estudo não obteve dados para estimar a área de deposição de sedimentos pós-barragem. Tendo isso em vista, destaca-se que a produção e as emissões finais calculadas podem ser subestimadas para os reservatórios da UHE Belo Monte. Para isso, foi necessário estimar a parcela de cada tipo de substrato na composição da área do reservatório (Tabela 3). A estimativa das áreas de cada tipo de substrato foi realizada através da análise de dados espaciais (Eletrobras, 2009) tratados em plataforma de sistema de informações geográficas (QGIS).

Tabela 3 – Porcentagem aproximada de cada substrato no reservatório de Belo Monte.

Substrato	Área (km²)	%
Canal do Rio Xingu *	60	12%
Igapó	163	32%
Pasto	123	24%
Terra Firme	170	33%
Reservatório	516	100%

* De acordo com os estudos de impacto ambiental do Governo Brasileiro (Eletrobras, 2009), o canal original do rio cobre uma área de 218 km², porém, aproximadamente, 163 km² dessa área correspondem a florestas de igapó, que representam áreas que são temporariamente expostas quando a água está em níveis baixos em épocas de seca (Fearnside and Pueyo, 2012). Portanto, o canal do rio em épocas secas é, aproximadamente, igual a 60 km².

Neste estudo, calculou-se a taxa de produção potencial média de CH_4 e CO_2 para toda a extensão dos reservatórios da UHE Belo Monte (Tabela 6), ponderando-se a contribuição de cada cobertura vegetal, de acordo com a Equação 5.

$$TP_{reservatório} = (\%IG \times TP_{IG}) + (\%PA \times TP_{PA}) + (\%FL \times TP_{FL})$$

$$[mol\ g^{-1}\ h^{-1}] \qquad \text{(Equação 4)}$$

Onde,

- %IG, %PA, %FL: são as porcentagens das áreas dos substratos igapó, pasto, floresta de terra firme nos reservatórios da UHE Belo Monte.

- TP_{IG}, TP_{PA}, TP_{FL}: são as taxas de produção potencial de CH_4 e CO_2 dos substratos de igapó, pasto e floresta de terra firme, respectivamente, nos reservatórios da UHE Belo Monte.

Em seguida, calculou-se a massa anual de carbono emitida a partir dos substratos alagados para a atmosfera (Gg C a^{-1}). Para isso, foi necessário estimar o volume de solo alagado e considerou-se que a produção significativa ocorreria apenas nos primeiros 10 cm de profundidade de solo (intervalo onde se concentra a matéria orgânica). Então, multiplicou-se essa profundidade pelas respectivas áreas de cada cobertura vegetal para encontrar o volume de cada tipo de substrato. A partir do volume, foi possível calcular a massa de cada tipo de cobertura vegetal, por meio da multiplicação do volume de cada uma delas por suas respectivas densidades. As densidades médias e a estimativa de massa afogada de cada substrato fonte de carbono são apresentadas na Tabela 4. As densidades médias dos solos das fisiografias de igapó, pasto e floresta de terra firme foram calculadas em laboratório a

partir da medição do volume e massa de solo em cada testemunho, na condição de umidade natural da estação do ano da coleta, visto que foram conservados de modo a manter a umidade natural. Ressalta-se que ocorre grande variação na umidade natural do solo entre os períodos de seca e cheia, com possível influência sobre os fluxos de CH_4 e CO_2.

Tabela 4 – Relação entre o tipo de cobertura vegetal, volume, densidade e massa.

Tipo de solo	Volume (m³)	Densidade (kg/m³)	Massa (ton)
Igapó	16300000	1550	2,53E+07
Pasto	12300000	1510	1,86E+07
Terra Firme	17000000	1670	2,84E+07
Total	97200000	-	1,24E+08

3.8. Projeção de cenários futuros de emissões de carbono ("*carbon budget*")

Foram realizadas três projeções de fluxos de CH_4 e CO_2 para a atmosfera ao longo de 100 anos nos reservatórios de Belo Monte, considerando uma evolução exponencial decrescente, seguida por estabilização no fluxo de CH_4 e CO_2 a partir do décimo ano de vida do reservatório, como proposto por Demarty & Bastien (2011). Para isso, foi necessário estimar a emissão líquida (E_L) de CH_4 e CO_2 para o primeiro ano do reservatório.

Foram utilizadas três diferentes abordagens para produzir três estimativas de emissões de CH_4 e CO_2 descritas a seguir. A emissão líquida (E_L) representa os valores medidos nos experimentos de testemunhos de solo afogados (que representam as emissões brutas), deduzidos os fluxos naturais de CH_4 e CO_2 dos solos e do Rio Xingu, conforme a Equação 5:

$$E_L = (E_B * A_{reservatório}) - (E_R * A_{rio}) - (E_S * A_{solo}) \qquad \text{(Equação 5)}$$

Onde:

E_L: Emissão líquida de CH_4 e CO_2 para o primeiro ano do reservatório.

E_B: Emissão bruta de CH_4 e CO_2 para o primeiro ano do reservatório (valores de fluxos para o primeiro ano do reservatório medidos no experimento dos testemunhos de solo).

$A_{reservatório}$: Área dos reservatórios da UHE Belo Monte.

E_R: Emissão natural de CH_4 e CO_2 do Rio Xingu (valores extraídos, respectivamente, de Sawakuchi *et al*., 2014 e de Araújo *et al.,* submetido).

A_{rio}: Área do Rio Xingu.

E_S: Emissão natural de CH_4 e CO_2 dos solos (valores de fluxos medidos em solos secos no experimento dos testemunhos de solo).

A_{solo}: Área dos solos afogados após o barramento do Rio Xingu.

Após o cálculo da emissão líquida de CH_4 e CO_2 do primeiro ano de vida do reservatório, esse valor foi multiplicado pelos fatores de emissão de cada ano assumidos por (Demarty & Bastien, 2011; Figura 7). Por exemplo, a emissão média de CH_4 e CO_2 (E_L) do primeiro ano foi multiplicada pelo fator de emissão igual a 1, em seguida, esse mesmo valor (E_L) foi multiplicado pelo fator de emissão igual a 0,5 (segundo ano), e assim por conseguinte até o décimo ano (fator de emissão = 0,1875), momento a partir do qual assumiu-se que as emissões se estabilizariam.

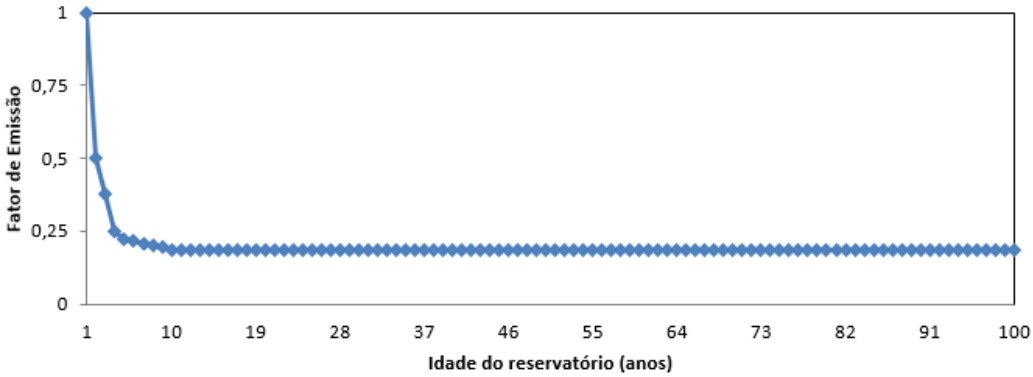

Figura 7 – Relação entre o fator de emissão e a idade do reservatório.

Para a primeira projeção utilizou-se os fluxos médios de CH_4 e CO_2 calculados para as medidas de curto prazo, para a segunda projeção, utilizou-se os fluxos médios de CH_4 e CO_2 calculados para as medidas de longo prazo e, por fim, para a terceira projeção utilizou-se um modelo de disponibilidade de matéria orgânica baseado na integração dos dados de produção de CH_4 e CO_2 dos solos recém-alagados e dos solos alagados há 2,5 anos calculados no experimento incubação. Para isso, foi

necessário estimar a emissão de carbono a partir da produção baseando-se na proporção emissão:produção medida no experimento de inundação dos testemunhos de solos que aponta quanto dos gases produzidos é efetivamente emitido. Também foi necessário converter os valores de fluxos de CH_4 e CO_2, dados em mmol m^{-2} d^{-1}, em massa de carbono normalizada para área dos reservatórios da UHE Belo Monte e para um ano. Por fim, o cálculo de massa total emitida de carbono ao longo de 100 anos é apresentado na Equação 6.

$$MC_{TOTAL} = \sum_{n=1}^{10} \mathrm{En} + \mathrm{E}_{10} * 90 \qquad \text{(Equação 6)}$$

Onde:

MC_{TOTAL}: é a massa total de carbono emitida em 100 anos [Tg].

E: é a emissão líquida de carbono em um ano [Tg].

n: é o tempo decorrido após o barramento do rio [anos].

3.9. Comparação da UHE Belo Monte com outros recursos energéticos

A comparação da UHE Belo Monte com outros recursos energéticos é possível através da contabilização das emissões de CH_4 e CO_2 de modo integrado e da comparação com a energia gerada em determinado intervalo de tempo na usina. A contabilização integrada das emissões de CH_4 e CO_2 foi realizada através da conversão de CH_4 em CO_2 eq. Para isso, utilizou-se o potencial de aquecimento global (*gas waming potential – GWP*) igual a 86, para escala temporal de 20 anos (IPCC *et al.,* 2013). Em seguida, calculou-se o total de energia que foi gerado em um ano de funcionamento da UHE Belo Monte e considerou-se a garantia física igual a 4,571 MW. Dessa forma, foi possível estimar fatores de emissão por energia gerada (g CO_2 eq/KWh) para a UHE Belo Monte. Destaca-se que os valores utilizados no cálculo dos fatores de emissão por energia gerada consideram o funcionamento pleno da UHE Belo Monte, ou seja, todas as turbinas em funcionamento.

4. RESULTADOS

4.1. Produção de CH_4 e CO_2 em solos e sedimentos de fundo afogados

4.1.1. Produção de CH_4 e CO_2 em perfis de solo recém-afogados

Nesta seção, são apresentados resultados de produção de CH_4 e CO_2 de solos recém-afogados. O experimento de incubação de solos apresentou *lag phase* (intervalo de tempo no início das incubações em que não há produção) até o sexto dia de experimento, aproximadamente. Esse intervalo de tempo não foi considerado para o cálculo das produções médias. Assumiram-se como valores médios para as taxas de produções de CH_4 e CO_2 aqueles valores encontrados para o último dia de medida. Considerando cada amostra separadamente, no intervalo de 0 a 10 cm, após um mês de experimento, as taxas de produção de CH_4 e CO_2 variaram, respectivamente, de 0,42 a 15,59 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e de 3,47 a 34,96 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1} (Fig. 8, I e II). As taxas de produção de CH_4 e CO_2 são apresentadas em ordem decrescente na Tabela 5. As maiores taxas de produção de CH_4 ocorreram em solos da fisiografia de igapó (GEX-12-IG), enquanto que as menores taxas ocorreram em solos da fisiografia floresta de terra firme (GEX-17-FL, GEX-30-FL e GEX-36-FL). Substrato em fisiografia de pasto apresentou taxas intermediárias (GEX-15-PL, GEX-27-PS e GEX-32-PL). As maiores taxas de produção de CO_2 ocorreram em amostras de solos da fisiografia de pasto e floresta de terra firme (GEX-27-PS, GEX-15-PL, GEX-36-FL e GEX-17-FL). Porém, valores reduzidos de produção também ocorreram em amostras de solos da fisiografia de igapó, floresta de terra firme e pasto (GEX-12-IG, GEX-30-FL e GEX-32-PL).

Tabela 5 - Ordenação da maior para a menor taxa de produção de CH_4 e CO_2 (nmol g^{-1} h^{-1}) em diferentes solos recém-afogados (igapó, pasto e floresta terra firme).

Amostra	Taxa de produção de CH_4	Amostra	Taxa de Produção de CO_2
GEX-12-IG	15,59	GEX-27-PS	34,96
GEX-27-PS	14,67	GEX-15-PL	20,86
GEX-32-PL	8,35	GEX-36-FL	15,86
GEX-15-PL	5,92	GEX-17-FL	15,80
GEX-30-FL	4,04	GEX-12-IG	12,99
GEX-36-FL	3,16	GEX-30-FL	12,47
GEX-17-FL	0,42	GEX-32-PL	3,47

*IG, PL (ou PS) e FL representam, respectivamente, floresta igapó, pasto e floresta de terra firme.

A análise dos dados de produção agrupados por tipos de solos (igapó, pasto ou floresta de terra firme; Fig. 8, III e IV) indicou para o intervalo de 0 a 10 cm, após um mês de análise, que o solo de igapó apresentou valores de taxa de produção de CH_4 e CO_2 variando, respectivamente, entre 14,39 e 16,79 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 10,95 e 15,04 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}, sendo os valores médios mensais, iguais a 15,59 ± 1,20 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 12,99 ± 2,04 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}. O solo de pasto apresentou valores de taxa de produção de CH_4 e CO_2, respectivamente, entre 5,92 e 14,67 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e entre 3,47 e 34,96 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}, sendo os valores médios mensais iguais a 9,65 ± 4,52 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 19,76 ± 15,77 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}. O solo de floresta de terra firme apresentou valores de taxa de produção de CH_4 e CO_2, respectivamente, entre 0,42 e 4,04 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e entre 12,47 e 15,86 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}, sendo os valores médios mensais iguais a 2,54 ± 1,89 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 14,71 ± 1,94 nmol CO_2 $g^{-1}h^{-1}$.

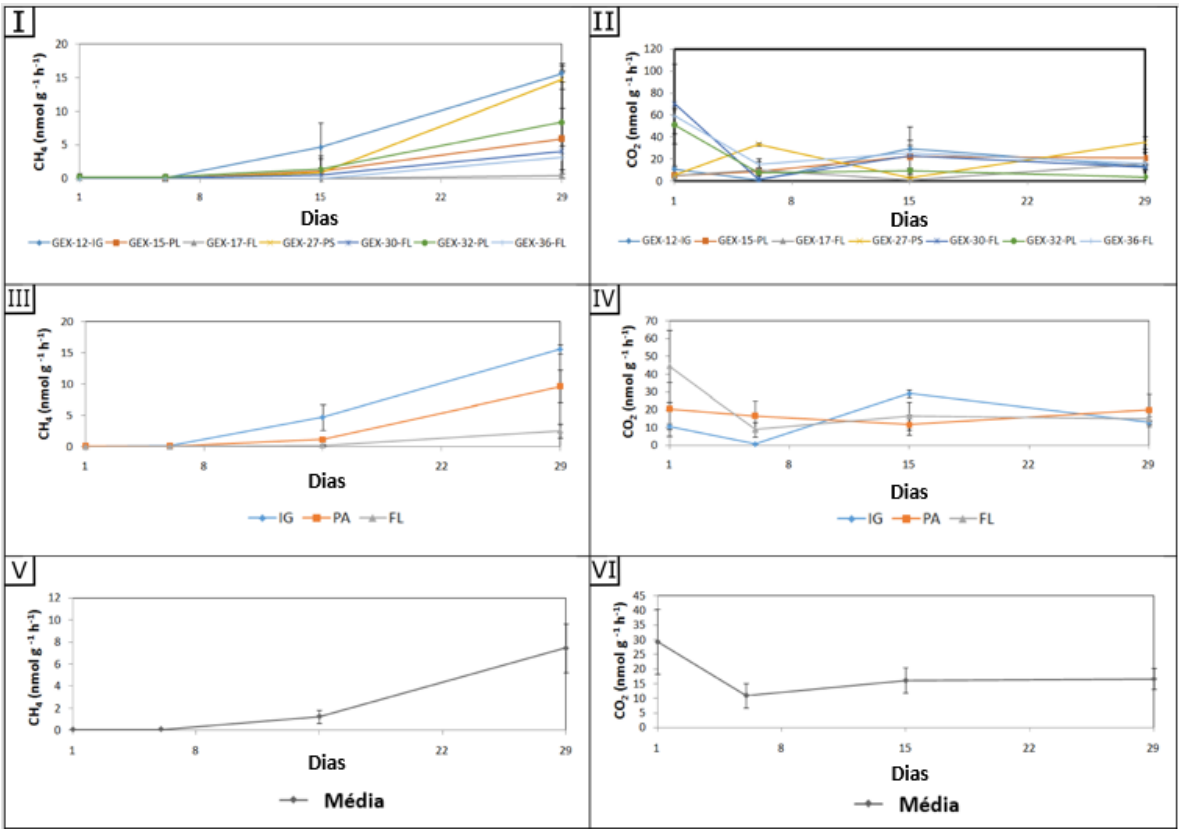

Figura 8 – Evolução das taxas de produção de CH_4 e CO_2 ao longo de um mês durante o experimento de incubação de solos afogados (sem material vegetal – liteira) na camada superficial (profundidade entre 0 e 10 cm). Figuras I e II consideram todas as amostras separadamente; Figuras III e IV consideram os três tipos de cobertura vegetal e as Figuras V e VI consideram todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas nos gráficos.

A integração dos dados de todos os tipos de solos (igapó, pasto e floresta de terra firme), após um mês de análise (Fig. 8, V e VI), apontou taxas médias mensais de produção de CH_4 e CO_2, respectivamente, 7,45 ± 5,79 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 16,63 ± 9,65 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1} para o intervalo de 0 a 10 cm de profundidade.

Para a profundidade entre 10 e 20 cm (camada intermediária do horizonte superior do perfil de solo), a taxa de produção de CH_4 caiu significativamente, enquanto que a taxa de CO_2 também sofreu redução, porém em menor intensidade (Fig. 9, I e II). Neste intervalo, tomando como referências as médias gerais encontradas para as taxas de produção de CH_4 entre a camada superficial (0 – 10 cm) e a camada intermediária (10 – 20 cm), observou-se que a taxa de produção nesta camada é, em média, 50 vezes menor que na camada superior. Para o CO_2, a taxa de produção da camada superior foi duas vezes maior que para a camada intermediária.

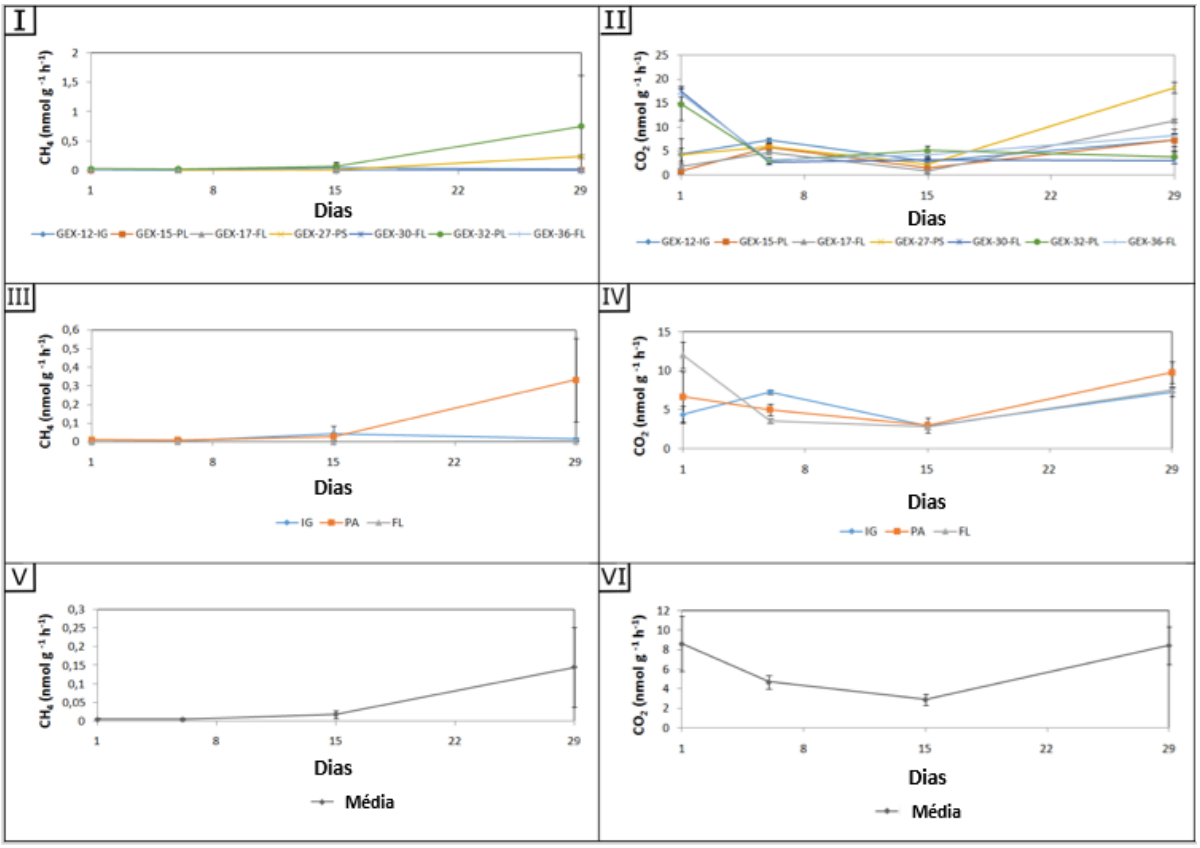

Figura 9 - Evolução da taxa de produção de CH_4 e CO_2 ao longo de um mês no experimento de incubação de solos afogados (sem material vegetal – liteira) na camada intermediária (profundidade entre 10 e 20 cm). Figuras I e II consideram as amostras separadamente; Figuras III e IV representam os três tipos de cobertura vegetal e as Figuras V e VI consideram todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas nos gráficos.

A curva de produção de CH_4 ao longo do tempo manteve-se semelhante à observada para a profundidade de 0 a 10 cm, porém com inclinações de taxa de produção mais tênues. O substrato de pasto apresentou a maior produção de CH_4 nesse intervalo de profundidade, seguido pelo de igapó e, por último, de floresta de terra firme. E, esses últimos, porém, com taxas de produções próximas a zero (Fig. 9, III e IV). A produção média de CH_4 e CO_2 nessa camada foram, respectivamente, 0,15 ± 0,28 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 8,44 ± 5,13 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1} (Fig. 9, V e VI).

No intervalo de 20 a 30 cm de profundidade (camada inferior), a taxa de produção de CH_4 foi próxima a zero para as fisiografias igapó e pasto. Exceto para a fisiografia de floresta terra firme a taxa de produção média foi significativa com valor igual a 1,43 ± 1,45 nmol g^{-1} h^{-1} (Figura 10). Os valores médios da taxa de produção potencial de CH_4 e CO_2 de cada camada e para cada fisiografia são resumidos na Tabela 6.

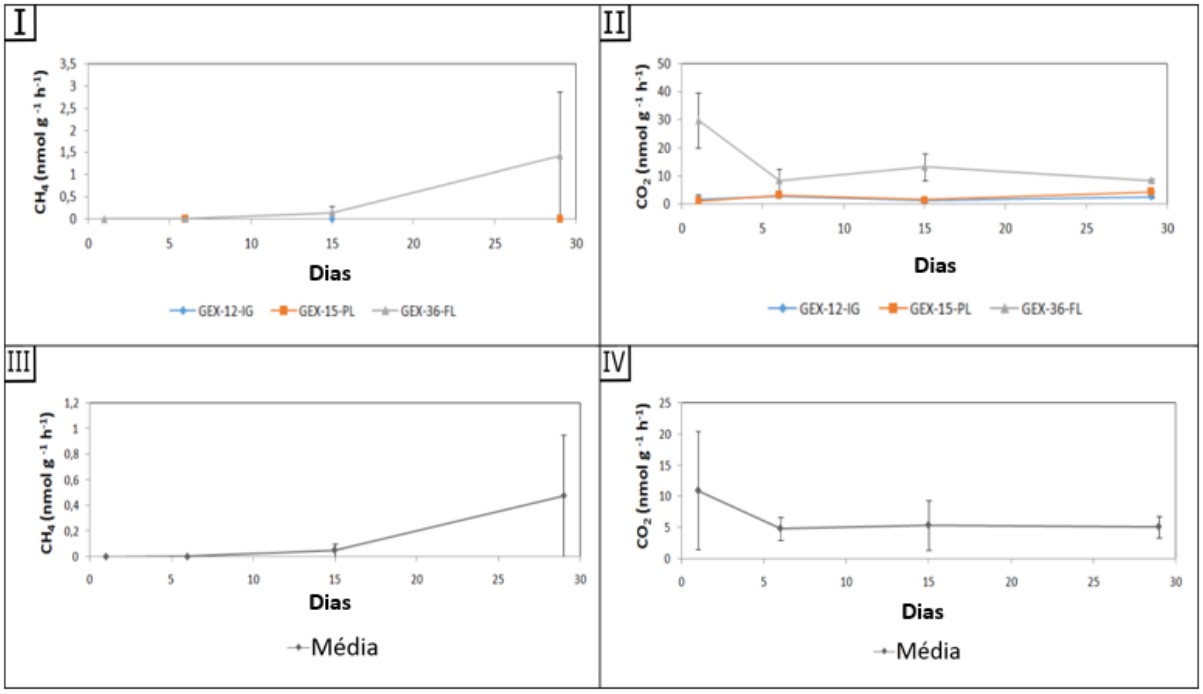

Figura 10 - Evolução da taxa de produção de CH_4 e CO_2 ao longo de um mês no experimento de incubação de solos afogados (sem material vegetal – liteira) na camada inferior (profundidade entre 20 e 30 cm). Figuras I e II consideram os três tipos de cobertura vegetal e as Figuras III e IV consideram todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas nos gráficos.

Tabela 6 – Valores médios das taxas de produção potencial de CH_4 e CO_2 para diferentes profundidades e fisiografias afogadas.

		Taxa média de produção potencial (nmol g^{-1} h^{-1})	
		CH_4	CO_2
Igapó	0-10 cm	15,59 ± 1,20	12,99 ± 2,04
n = 3	10-20 cm	0,01 ± 0,01	7,26 ± 2,39
	20-30 cm	0	2,56 ± 0,23
Pasto	0-10 cm	9,65 ± 4,52	19,76 ± 15,77
n = 9	10-20 cm	0,33 ± 0,38	9,76 ± 7,52
	20-30 cm	0	4,42 ± 0,43
Floresta Terra Firme	0-10 cm	2,54 ± 1,89	14,71 ± 1,94
n = 9	10-20 cm	0	7,52 ± 4,21
	20-30 cm	1,43 ± 1,45	8,40 ± 0,65
Média	0-10 cm	7,45 ± 5,79	16,63 ± 9,65
n = 21	10-20 cm	0,15 ± 0,28	8,44 ± 5,13
	20-30 cm	0,48 ± 0,83	5,13 ± 2,98

A taxa de produção média mensal de CH_4 na camada inferior (20-30 cm) dos solos estudados foi 0,48 ± 0,82 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} sendo, em média, 15,5 vezes menor que a taxa de produção na camada superior (0-10 cm) e cerca de 3,2 vezes maior que na camada intermediária (10-20 cm). A maior produção média na camada inferior em relação à camada intermediária ocorre devido à produção ocorrida na fisiografia de floresta de terra firme. A taxa de produção média mensal de CO_2 na camada inferior foi igual a 5,13 ± 2,98 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}, sendo em média, 3,2 vezes menor que a taxa de produção da camada superior e 1,6 vezes menor que a taxa de produção da camada intermediária. Em geral, as taxas de produção de CH_4 e CO_2 decresceram com a profundidade (Figura 11), apresentando valores mais altos na camada superior (0 a 10 cm) e valores mais baixos a insignificantes nas camadas intermediária (10 a 20 cm) e inferior (20 a 30cm).

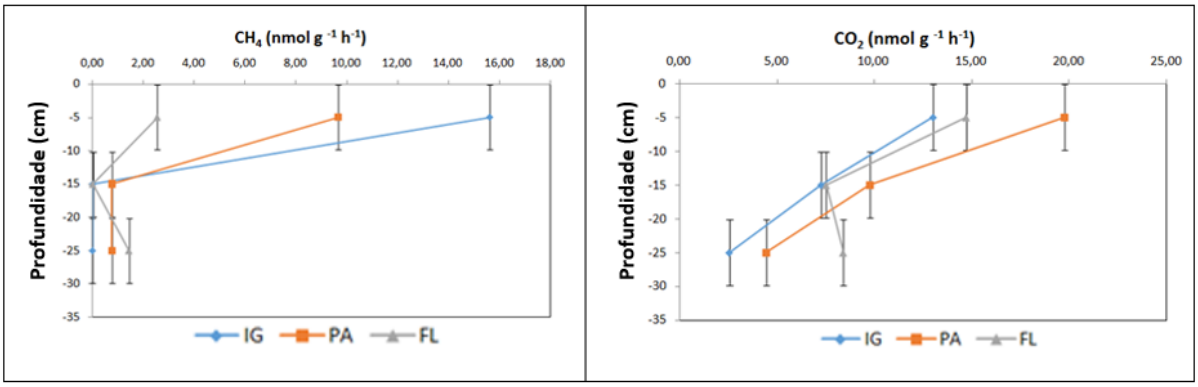

Figura 11 – Relação entre a produção de CH_4 e CO_2 e as profundidades analisadas entre 0 e 30 cm.

As razões de CH_4:CO_2 foram utilizadas para avaliar a relação da conversão de carbono orgânico (C) em CH_4 ou CO_2. Neste caso, quando CH_4:CO_2 > 1, mais de 50% do carbono foi convertido em CH_4 enquanto que CH_4:CO_2 < 1, mais de 50% do carbono foi convertido em CO_2. Dessa forma, a partir da evolução temporal da razão CH_4:CO_2 é possível avaliar a parcela da contribuição de carbono para a produção de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo da incubação das amostras de solo (Figura 12).

Para todas as incubações (profundidades: 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm) as razões CH_4:CO_2 variaram de 0 até 2,40. Para as amostras abaixo de 10 cm, as razões foram nulas devido à valores de produção próximos a zero. Em relação àquelas do intervalo 0 a 10 cm de profundidade (Figura 12), apenas as amostras GEX-12-IG (fisiografia igapó) e GEX-32-PL (fisiografia pasto) apresentaram CH_4:CO_2>1, após 29 dias de experimento. Isso indica que existe variação temporal da relação CH_4:CO_2 e que a conversão de carbono em CH_4 é minoritária em comparação à conversão de carbono em CO_2. Porém, algumas amostras apresentaram maior conversão de carbono em CH_4 após 29 dias de experimento (Figura 12).

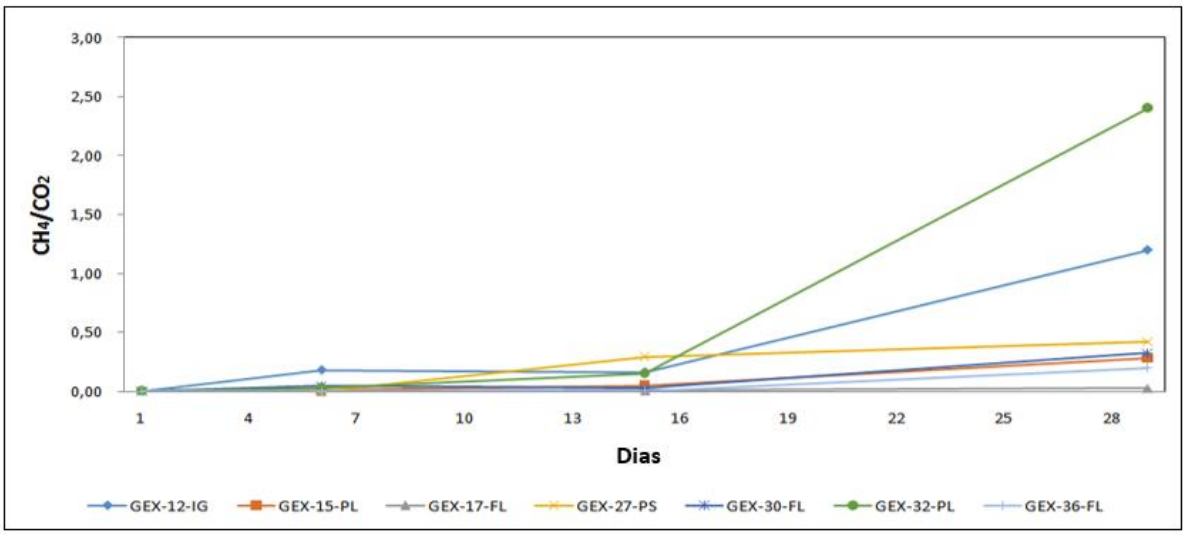

Figura 12 – Evolução ao longo de um mês da razão CH_4:CO_2 durante os experimentos de incubação em solos afogados (profundidade: 0 a 10 cm).

4.1.2. Produção de CH_4 e CO_2 em solos afogados e sedimentos de fundo

Nesta seção, os solos afogados correspondem a solos coletados em áreas alagadas há 2,5 anos, após o fechamento das barragens. Os sedimentos de fundo representam tanto sedimentos depositados sob regime natural de fluxo do rio quanto àqueles provenientes da deposição de sedimentos no substrato do reservatório após o enchimento dos reservatórios, portanto, depositados sob condições de baixa velocidade de fluxo d'água, semelhantes àqueles de lago. Nessas condições, o acúmulo de sedimentos é favorecido, assim como a concentração de matéria orgânica. Dessa forma, originam-se sedimentos lamosos orgânicos que configuram uma nova fonte de carbono, bem como aqueles apresentados no tópico anterior (item 4.1.1).

Após um mês de experimento, o solo afogado de igapó apresentou produção média de CH_4 e CO_2, respectivamente, de 3,88 ± 1,50 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 3,22 ± 0,02 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}. O solo afogado de pasto apresentou produção média de CH_4 e CO_2, respectivamente, iguais a 4,51 ± 4,09 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 5,29 ± 3,04 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}. Por fim, o solo afogado de floresta de terra firme apresentou produção média de CH_4 e CO_2, respectivamente, iguais a 1,52 ± 0,53 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e 3,21 ± 2,32 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}. Esses valores são menores quando comparados com a produção da camada superior (0-10 cm) dos solos recém-afogados (item 4.1.1.), tendo em vista o decorrer do tempo (2,5 anos) e a disponibilidade de matéria orgânica nos solos afogados. A

produção de CH_4 apresentou decréscimo de 75%, 53% e 40% para solos com a cobertura vegetal de igapó, pasto e floresta terra firme, respectivamente (Tabela 7). Já a produção de CO_2 apresentou decréscimo de 75%, 73% e 78% para a cobertura vegetal de igapó, pasto e floresta terra firme, respectivamente.

Tabela 7 – Comparação entre as taxas médias de produção potencial de CH_4 e CO_2 entre os solos recém-afogados e os solos afogados há 2,5 anos.

		Taxa média de produção potencial (nmol g^{-1} h^{-1})			
		Solos recém-afogados		Solos afogados durante 2,5 anos	
		CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
Igapó	0-10 cm	15,59 ± 1,20	12,99 ± 2,04	3,88 ± 1,50	3,22 ± 0,02
Pasto	10-20 cm	9,65 ± 4,52	19,76 ± 15,77	4,51 ± 4,09	5,29 ± 3,04
Floresta Terra Firme	20-30 cm	2,54 ± 1,89	14,71 ± 1,94	1,52 ± 0,53	3,21 ± 2,32

A partir dos dados agrupados por tipo de solo, após um mês de experimento, as taxas de produção de CH_4 e CO_2 dos solos afogados variaram, respectivamente, de 0 a 7,99 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1} e de 1,84 a 7,60 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1} (Fig. 13, I e II) e apresentaram produções médias, respectivamente, iguais a a 3,80 ± 2,92 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1}e 4,25 ± 2,23 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}. Após 2,5 anos do afogamento, os decréscimos das produções médias de CH_4 e CO_2 foram, respectivamente, de 49% e 74%.

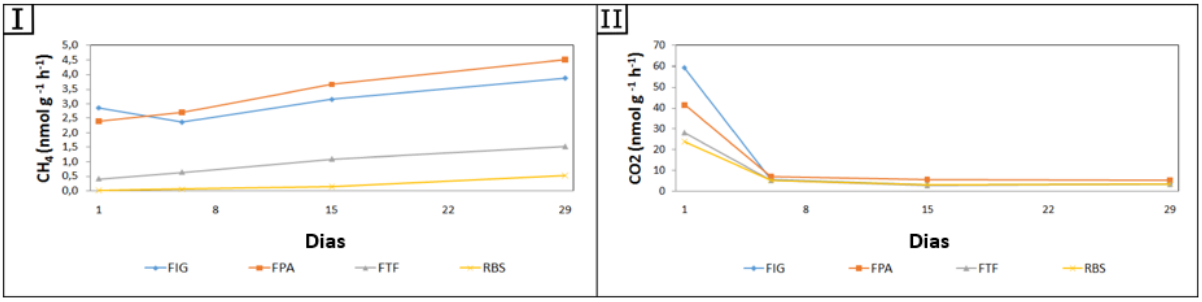

Figura 13 - Evolução das taxas de produção de CH_4 e CO_2 ao longo de um mês em solos afogados e sedimentos de fundo. FIG, FPA, FTF e RBS representam, respectivamente, floresta igapó afogada, pasto afogado, floresta de terra firme afogada e sedimentos de fundo.

As taxas de produção de CH_4 nos sedimentos de fundo apresentaram valores entre 0 e 2,08 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1}, após um mês de experimento, sendo a média igual a 0,54 ± 1,03 nmol CH_4 g^{-1} h^{-1}. As taxas de produção de CO_2 nos sedimentos de fundo variaram entre 0,43 e 8,14 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}, com média igual a 3,41 ± 3,31 nmol CO_2 g^{-1} h^{-1}. A evolução da taxa média de produção de CH_4 e CO_2 ao longo de um mês de experimento é apresentada na Figura 14.

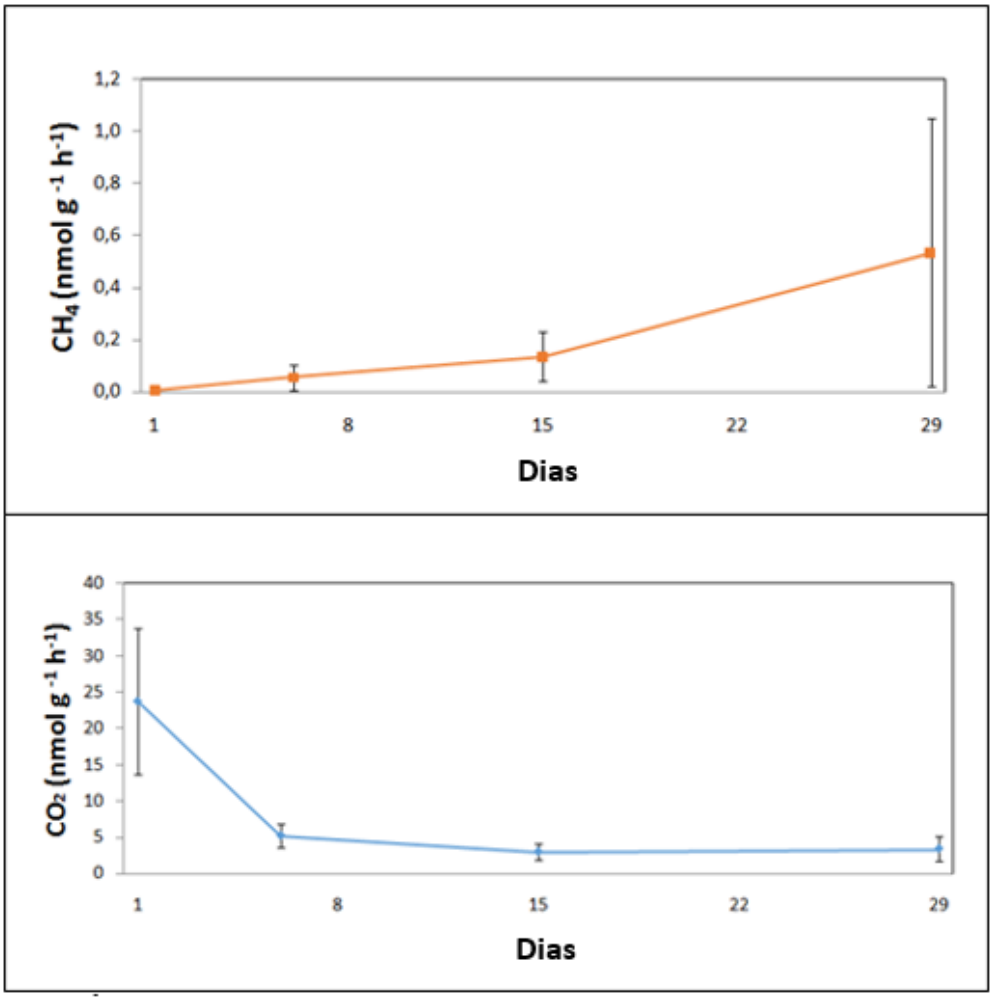

Figura 14 – Evolução da taxa média de produção de CH_4 e CO_2 nos sedimentos de fundo dos reservatórios da UHE Belo Monte.

4.2. Estimativa da emissão de CH_4 e CO_2 a partir da simulação do alagamento de solos

4.2.1. Fluxos Difusivos de CH_4 e CO_2 pré-alagamento

Foram realizadas seis medidas em condições de umidade da época da coleta dos testemunhos de solo ("umidade natural") e seis medidas em condições secas (Figura 15). Em condições naturais de umidade os fluxos difusivos de CH_4 variaram de – 0,23 a 0,41 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, sendo a média igual a – 0,02 ± 0,10 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Dentre as fisiografias analisadas, apenas as fisiografias pasto e floresta terra firme apresentaram fluxo positivo, enquanto que a fisiografia igapó apresentou valores negativos, sendo que os maiores fluxos foram observados no solo de pasto. Os fluxos medidos na fisiografia pasto variaram de – 0,11 a 0,41 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média igual a 0,02 ± 0,12 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Os fluxos provenientes da fisiografia floresta terra firme variaram de – 0,12 a 0,03 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} com média igual a – 0,04 ± 0,04 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Por fim, os fluxos medidos na fisiografia igapó variaram de – 0,23 a – 0,02 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} com média igual a – 0,07 ± 0,08 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}.

Por outro lado, em condições de baixa umidade (solo seco sem reposição de água evaporada), os fluxos difusivos de CH_4 apresentaram menor variabilidade que os fluxos em condições de umidade natural e variaram de – 0,10 a 0,07 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, sendo a média igual a – 0,04 ± 0,03 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Nesta condição, a única fisiografia que apresentou fluxo positivo foi a floresta terra firme, enquanto que o pasto e o igapó apresentaram fluxos negativos. Para a fisiografia de floresta terra firme, o fluxo variou de – 0,10 a 0,07 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} com média igual a – 0,04 ± 0,02 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Os fluxos provenientes da fisiografia pasto variaram de – 0,06 a 0,01 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média igual a – 0,04 ± 0,02 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Por fim, os fluxos medidos na fisiografia igapó variaram de – 0,06 a – 0,02 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média igual a – 0,04 ± 0,02 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. De modo geral, os valores de fluxos para as condições de baixa umidade apresentaram baixa amplitude e foram similares entre si.

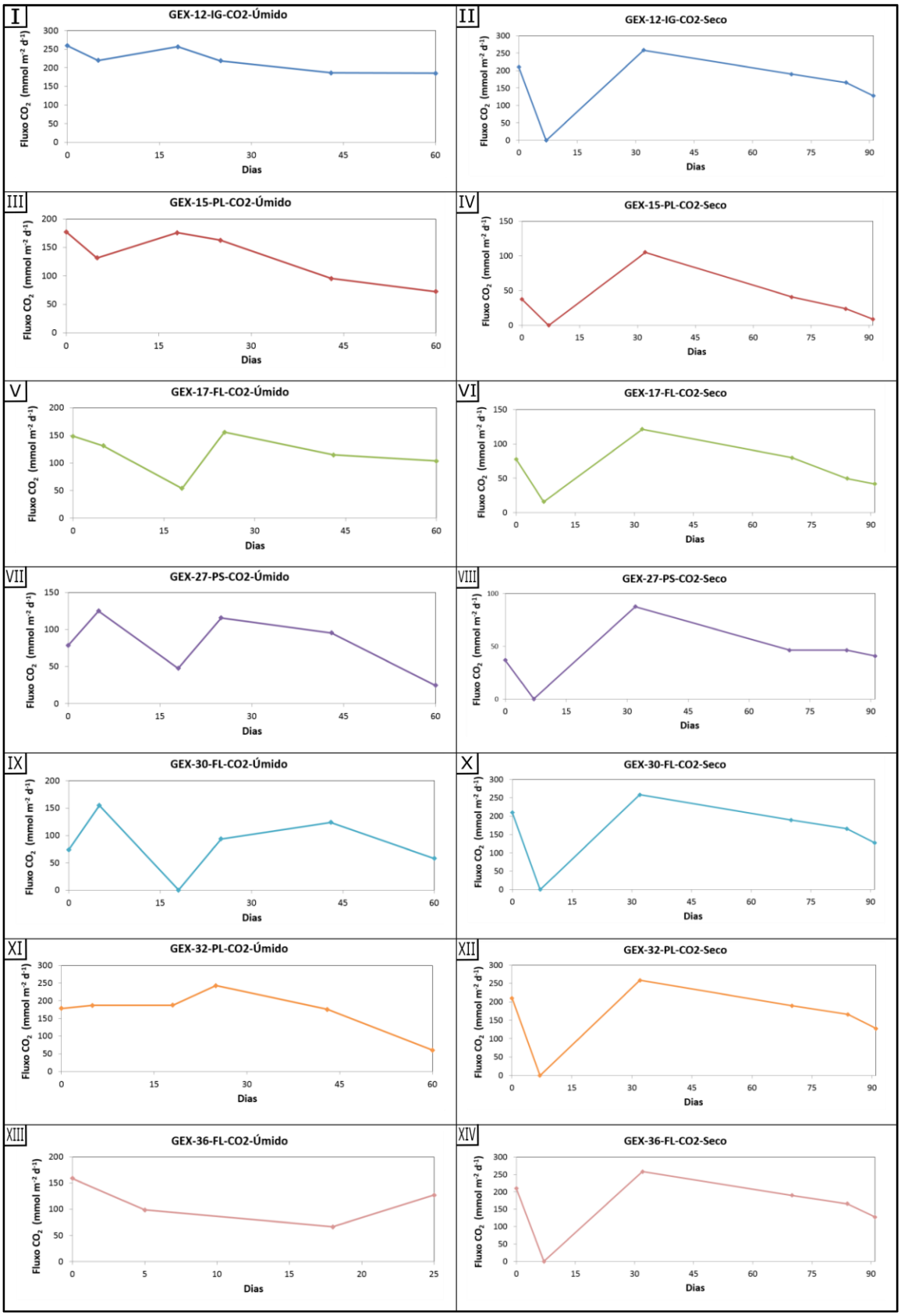

Figura 15 – Evolução ao longo de dois meses das emissões de CO_2 em condições naturais de umidade e em condições secas. IG, PS (ou PL) e FL representam, respectivamente, igapó, pasto e floresta de terra firme.

Os valores de fluxos de CO_2, em condições de umidade natural, variaram de 24,58 a 259,31 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}, sendo a média geral igual 132,11 ± 65,56 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Ao passo que os valores de CO_2, em condições secas, variaram de 0 a 258,36 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}, sendo a média geral igual a 71,97 ± 64,51 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Em condições naturais de umidade, os maiores fluxos de CO_2 ocorreram na fisiografia igapó, seguida pela fisiografia pasto e, por último, a fisiografia floresta terra firme (Figura 16, I). Em condições secas, a fisiografia igapó também foi a que apresentou maior fluxo, enquanto que as fisiografias pasto e floresta de terra firme apresentaram valores estatisticamente semelhantes (Figura 16, II).

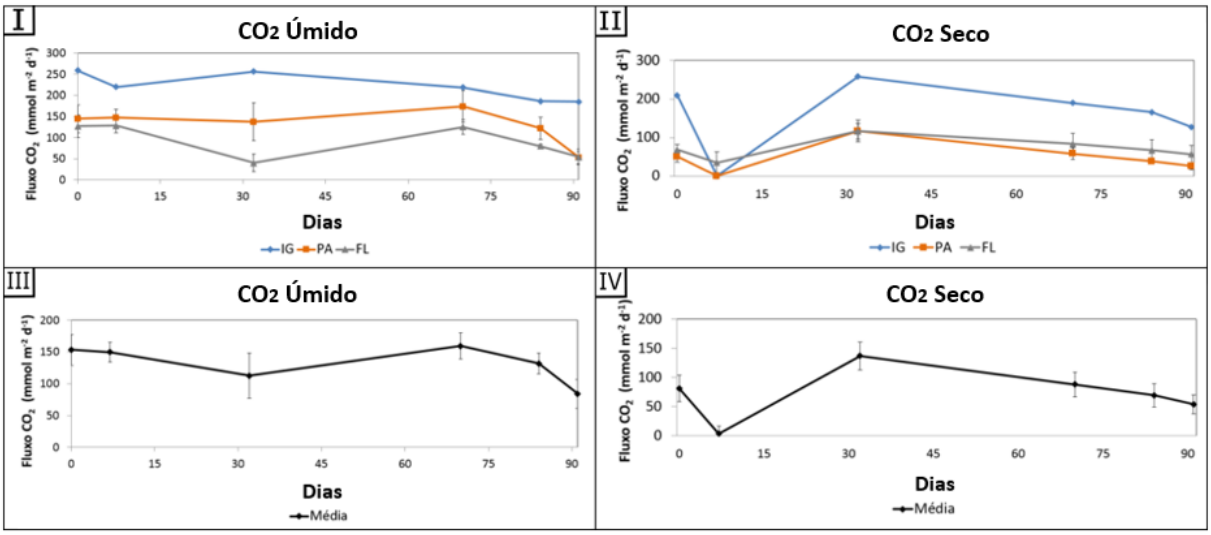

Figura 16 – Relação entre as emissões de CO_2 em condições naturais (gráficos à esquerda) e em condições secas (gráficos à direita). Figuras I e II consideram os três tipos de cobertura vegetal e Figuras III e IV consideram todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas no gráfico.

A média do fluxo de CO_2 em condições secas (baixa umidade) para as fisiografias igapó, pasto e floresta de terra firme decresceram, respectivamente, 28 %, 63 % e 23 % em relação à média do fluxo de CO_2 em condições de umidade natural (Figura 16, I e II). A média do fluxo de CO_2 em condições secas decresceu 46 % em relação à média do fluxo de CO_2 em condições de umidade natural (Figura 16, III e IV). A síntese dos resultados de fluxos difusivos de CH_4 e CO_2 em condições naturais e de baixa umidade é apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 – Síntese dos fluxos difusivos de CH_4 e CO_2 em condições naturais de umidade e em condições de baixa umidade.

		Fluxos Difusivos [mmol m^{-2} d^{-1}]					
		Igapó		**Pasto**		**Terra Firme**	
	-	**CH_4**	**CO_2**	**CH_4**	**CO_2**	**CH_4**	**CO_2**
Umidade Natural	Média (±σ)	-0,07 ± 0,08	221,01 ± 32,34	0,02 ± 0,12	129,63 ± 59,67	-0,05 ± 0,04	103,99
	Mediana	-0,04	219,21	-0,01	128,18	-0,05	44,70
	Intervalo	-0,23 até -0,02	185,16 até 259,30	-0,11 até 0,41	24,58 até 243,12	-0,12 até 0,03	0,00 até 158,90
	n	6	6	6	6	6	6
Umidade Baixa	Média (±σ)	-0,04 ± 0,02	158,51 ± 89,12	-0,04 ± 0,02	48,25 ± 41,11	-0,04 ± 0,04	71,36 ± 44,42
	Mediana	-0,04	177,64	-0,03	40,86	-0,04	71,70
	Interval	-0,06 até -0,02	0 até 258,36	-0,06 até 0,01	0 até 156,37	-0,10 até 0,07	0 até 163,61
	n	6	6	6	6	6	6

4.2.2. Fluxos totais de CH_4 e CO_2 na condição de alagamento: medidas de curto prazo

Foram realizadas 17 medidas desde o primeiro dia do alagamento simulado até três meses depois (91 dias) para avaliar a evolução do fluxo total de CH_4 e CO_2 em função do tempo através de medidas de curto prazo (30 minutos; Figura 17). Após o início do alagamento, emissões significativas de CH_4 ocorreram em cerca de duas semanas para as fisiografias igapó e pasto, enquanto que o tempo de resposta de emissões significativas de CH_4 para a fisiografia floresta de terra firme foi superior a quatro semanas (Figura 17 e 18).

Nesse contexto, a fisiografia que apresentou maior fluxo de CH_4 e CO_2 foi o igapó, seguido pelo pasto e, por último, pela floresta de terra firme. Após duas semanas, as emissões de CH_4 provenientes da fisiografia igapó variaram de forma consistente dentro de um intervalo, aproximadamente, entre 10 a 35 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} (Figura 18, I), enquanto que as emissões de CO_2 foram mais elevadas durante 45 dias de experimento, com valores de até 332,02 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}, seguido de redução até atingir valores entre 30 e 80 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1} (Figura 18, II).

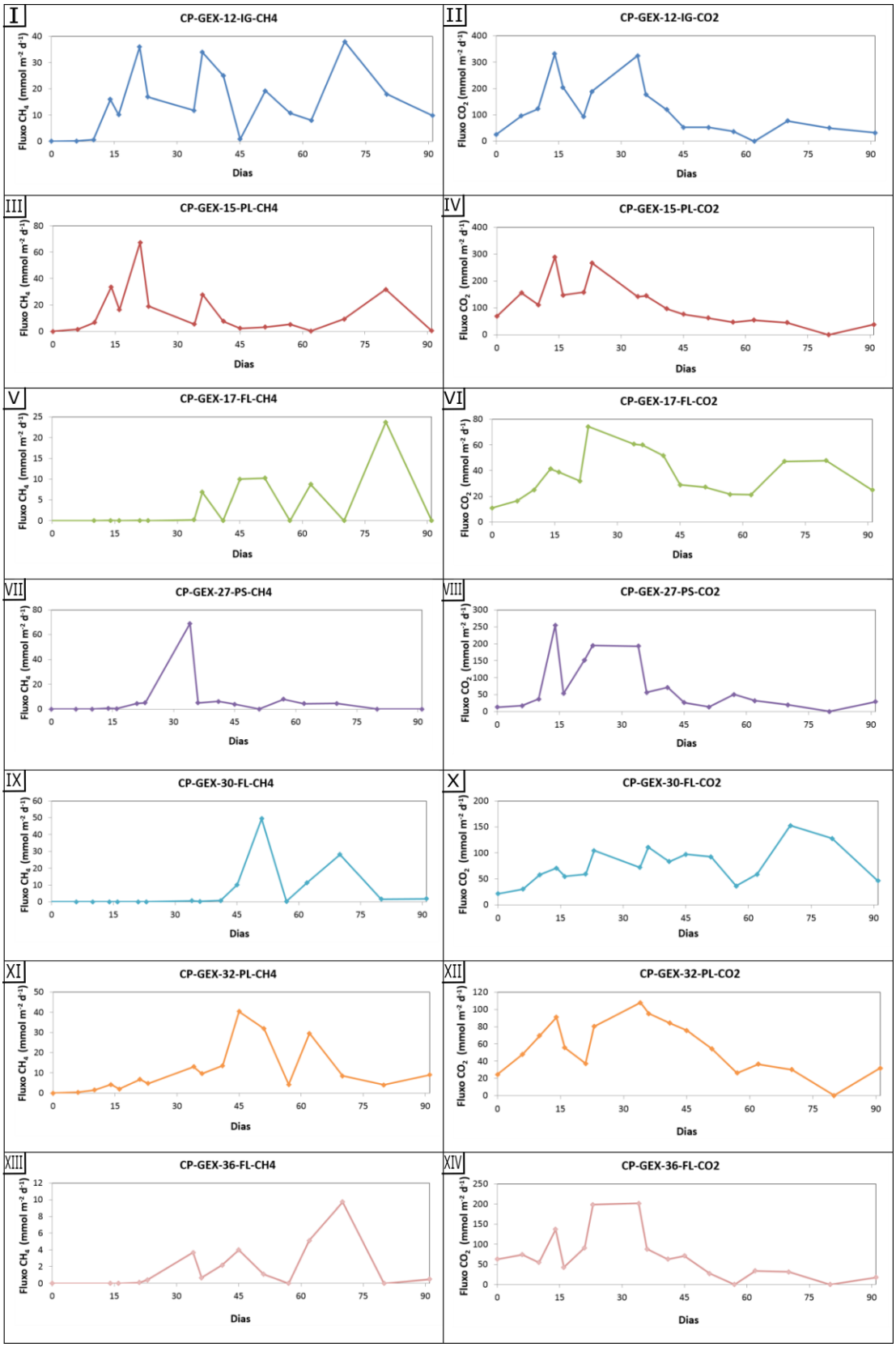

Figura 17 – Evolução ao longo de três meses das emissões de CH_4 e CO_2 (medidas de curto prazo) em solos afogados. Representação de todas as amostras separadamente. *IG, PS (ou PL) e FL representam, respectivamente, igapó, pasto e floresta de terra firme.*

Os fluxos de CH_4 provenientes do pasto foram mais elevados no primeiro mês de experimento atingindo valores de até 68,84 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, seguido por estabilização das emissões em intervalo entre 3 e 15 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Apesar das emissões provenientes do pasto terem apresentado maior amplitude de variação que as emissões do igapó, estas foram maiores e constantes ao longo do tempo enquanto que as de pasto apresentaram pico de emissão de CH_4 no início do experimento, seguido por um forte decréscimo nas emissões. As emissões de CO_2 apresentaram emissões elevadas no primeiro mês de experimento atingindo valores de até 288,92 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1} e sucessiva estabilização entre 0 e 60 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}.

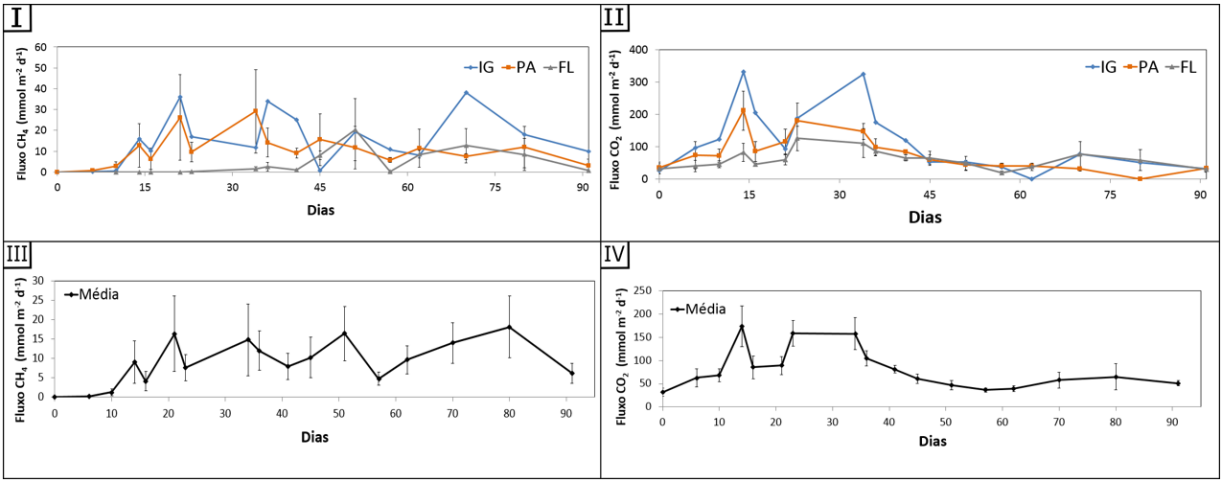

Figura 18 – Evolução ao longo de três meses do fluxo de CH_4 e CO_2 (medidas de curto prazo). Figuras I e II consideram os três tipos de cobertura vegetal e Figura III e IV representam todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas nos gráficos.

Os fluxos de CH_4 provenientes da fisiografia floresta terra firme apresentaram aumento significativo apenas após 45 dias de experimento, momento no qual as emissões superaram pela primeira vez valores de 8 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e atingiram valores de até 49,50 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. As emissões de CH_4 apresentaram comportamento relativamente constante no início do experimento e apresentaram maior variabilidade ao final do experimento, variando dentro de um intervalo entre 0 e 20 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Diferente das emissões de CO_2 observadas para as fisiografias de pasto e igapó, que apresentaram picos de emissão de CO_2 (atingindo valores superiores a 300 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}) no início do experimento, as emissões de CO_2 proveniente da fisiografia de floresta terra firme apresentaram-se relativamente constantes ao longo do experimento, com variação entre 20 e 80 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Em relação ao comportamento das emissões de CH_4 e CO_2 das fisiografias analisadas

em conjunto (Figura 18, III e IV), os fluxos de CH_4 variaram entre 5 e 20 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e mantiveram-se dentro desse intervalo ao longo de todo o experimento, ao passo que as emissões de CO_2 apresentaram maior intensidade no primeiro mês de experimento, seguidas de decréscimo e relativa constância no intervalo entre 35 e 80 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. A síntese dos resultados de fluxos de CH_4 e CO_2 de curto prazo é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 – Síntese dos resultados dos fluxos de CH_4 e CO_2 (medidas de curto prazo).

	Fluxos de curto prazo [mmol m^{-2} d^{-1}]					
	Igapó		**Pasto**		**Terra Firme**	
-	**CH_4**	**CO_2**	**CH_4**	**CO_2**	**CH_4**	**CO_2**
Média (± σ)	18.58 ± 14.26	60,12 ± 29,95	9.38 ± 11.66	47,60 ± 22,70	8,88 ± 13.41	54,95 ± 36,18
Mediana	19,19	52,42	6.11	44,89	4.01	46,56
Mín. – Máx.	0.82-38.04	32,06-119,69	0.00-40.46	13,64-96,10	0.00-49.50	17,56-152,65
n	5	5	15	15	15	15

*As medidas estatísticas desta tabela compreendem os fluxos entre os dias 41 e 91 do experimento dos tubos.

4.2.3. Fluxos totais de CH_4 e CO_2 na condição de alagamento: medidas de longo prazo

Para os intervalos de tempo de coleta de 24h, 48h e 72h, os gases no interior da câmara parecem ter atingido equilíbrio no experimento que representa o estado a partir do qual a evolução da taxa da pressão parcial do gás na mistura tende a zero em função do tempo, ou seja, é necessário um intervalo de tempo muito longo para pequena alteração na pressão parcial do gás dentro da câmara, uma vez que o sistema encontra-se em equilíbrio, o gás pode até começar a ser novamente dissolvido em água.

Isto é interpretado a partir da comparação entre medidas de longo prazo com duração de 3h e medidas de curto prazo (30 min; Figura 19). Para os cálculos realizados foram consideradas apenas as medidas realizadas a partir do dia 41 do experimento que são aquelas com duração de 3h (Figura 20).

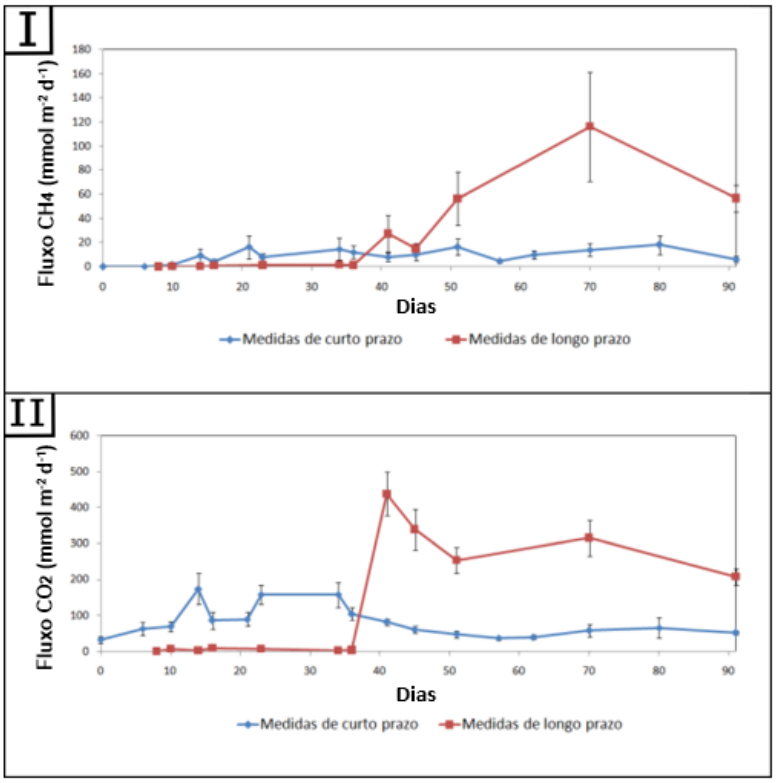

Figura 19 – Comparação entre métodos de medidas de fluxo total de CH_4 e CO_2: medidas de curto prazo e medidas de longo prazo. A diferença entre os métodos foi identificada em intervalos menores do que 3 horas, a partir do dia 41 do experimento. Barras de erros são representadas nos gráficos.

Em contraposição às medidas do fluxo de CH_4 de curto prazo, a fisiografia que apresentou maior fluxo de CH_4 nas medidas de longo prazo foi a floresta de terra firme, seguida pelo igapó e, por último, pelo pasto (Figura 21, I). Os fluxos de CH_4 provenientes da fisiografia floresta de terra firme variaram de 0,97 a 317,72 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média de 68,09 ± 96,73 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Os fluxos de CH_4 provenientes da fisiografia igapó variaram de 1,30 a 90,10 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média de 48,19 ± 38,97 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Por fim, os fluxos de CH_4 provenientes da fisiografia pasto variaram de 5,79 a 123,50 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média de 42,57 ± 40,24 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Os fluxos de CH_4 para o igapó e para o pasto podem ser considerados estatistamente similares.

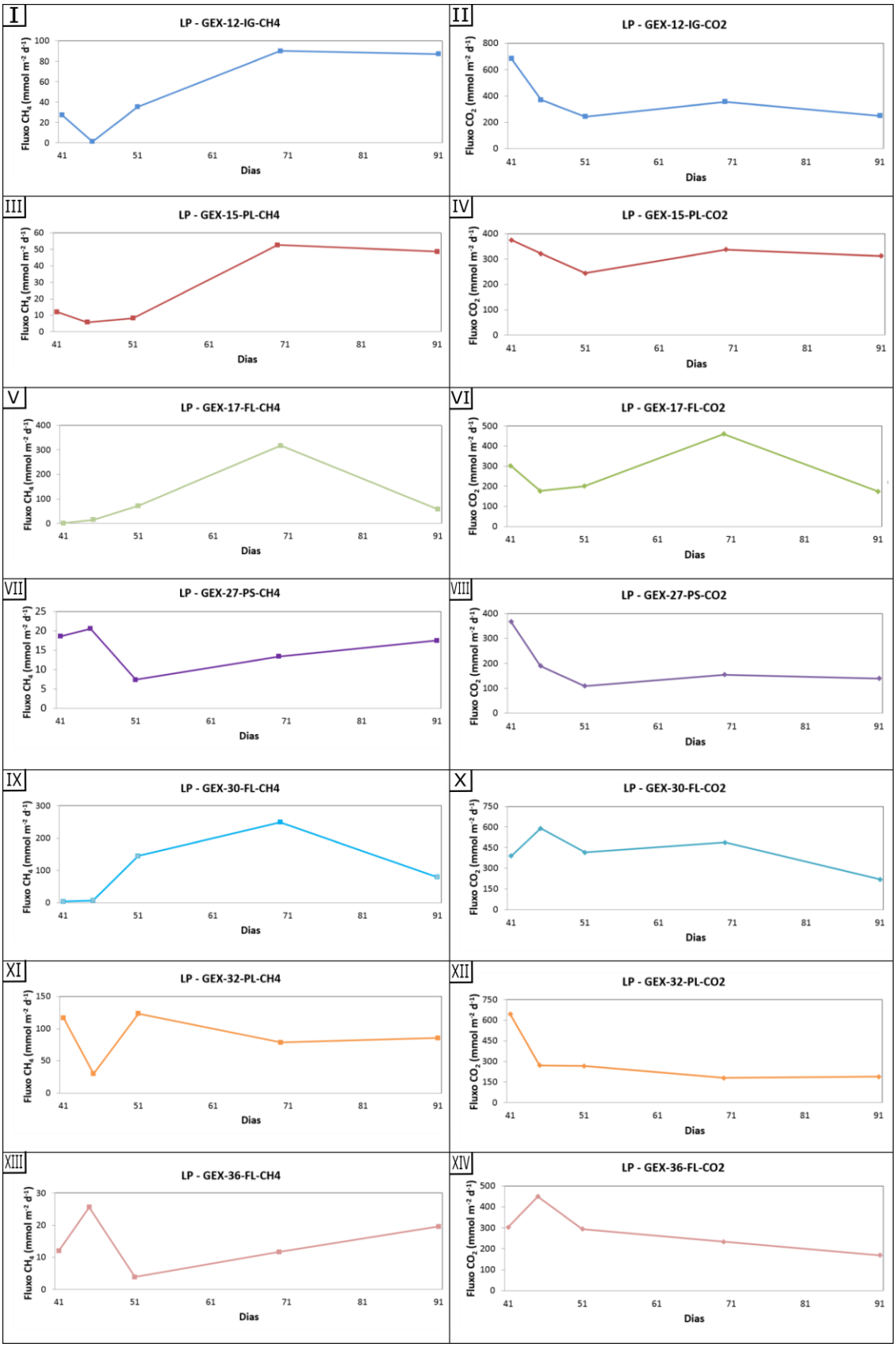

Figura 20 – Evolução ao longo de 50 dias dos fluxos de CH_4 e CO_2 em solos afogados (medidas de longo prazo). Representação das amostras separadamente.

A fisiografia que apresentou maior fluxo de CO_2 foi o igapó, seguido pela floresta de terra firme e, por último, pelo pasto. Apesar disto, as três fisiografias apresentam fluxo de CO_2 próximos, podendo ser estatisticamente similares ou até iguais em alguns casos (Figura 21, II). Os fluxos de CO_2 provenientes da fisiografia igapó variaram de 243,51 a 683,83 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média de 380,79 ± 179,23 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Os fluxos de CO_2 provenientes da fisiografia floresta de terra firme variaram de 168,81 a 590,25 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média de 324,04 ± 133,53 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Por fim, as emissões de CO_2 provenientes da fisiografia pasto variaram de 108,64 a 644,99 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1} e apresentaram média de 273,30 ± 133,06 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}.

Em relação às emissões de todas as fisiografias analisadas em conjunto (Figura 21, III e IV), as emissões médias de CH_4 apresentaram variações mais expressivas, com média geral igual a 54,31 ± 39,05 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. As emissões totais de CO_2, quando comparadas com as emissões totais de CH_4, apresentaram variações relativamente mais tênues variando, em média, de 207,02 a 437,73 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}, sendo a média de emissões totais de CO_2 para todo experimento igual a 310,40 ± 87,97 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. A síntese dos resultados de fluxo de CH_4 e CO_2 de longo prazo é apresentada na Tabela 10.

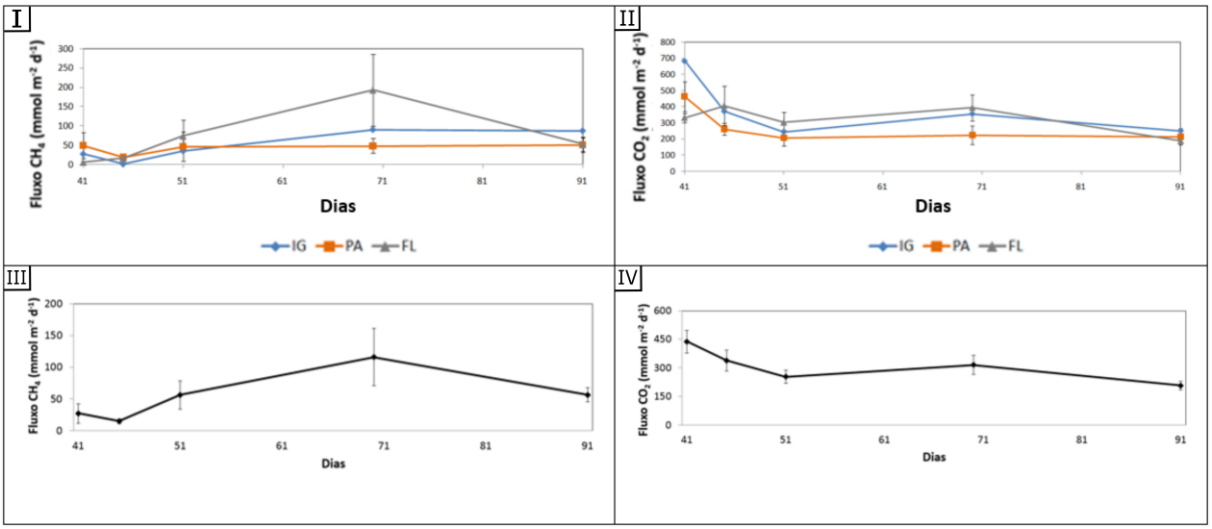

Figura 21 – Evolução ao longo de 50 dias dos fluxos de CH_4 e CO_2 (medidas de longo prazo) durante o experimento de solos afogados. Figuras I e II representam coberturas vegetais separadamente e Figuras III e IV consideram todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas nos gráficos.

Tabela 10 - Síntese dos resultados dos fluxos de CH_4 e CO_2 (medidas de longo prazo).

	Fluxos de longo prazo [mmol m^{-2} d^{-1}]					
	Igapó		**Pasto**			**Terra Firme**
-	**CH_4**	**CO_2**	**CH_4**	**CO_2**	**CH_4**	**CO_2**
Média (± σ)	48,19 ± 38,97	380,79 ± 179,23	42,57 ± 40,24	273,30 ± 133,06	68,09 ± 96,73	324,04 ± 133,53
Mediana	35,18	355,43	20,61	267,19	19,64	302,08
Mín. – Máx.	1,30-90,10	243,51-683,83	5,79-123,50	108,64-644,99	0,97-317,72	168,81 ± 590,25
n	5	5	15	15	15	15

* As medidas estatísticas desta tabela compreendem os fluxos entre os dias 41 e 91 do experimento dos tubos.

4.2.4. Estimativa dos fluxos ebulitivos de CH_4

Os fluxos ebulitivo e difusivo compõem o fluxo total. Os fluxos totais foram medidos em laboratório, enquanto que o fluxo ebulitivo foi estimado a partir de cálculos, conforme descrito no Item 3.4. Nota-se significativa contribuição do fluxo ebulitivo para o fluxo total de CH_4 (Figura 22). Para as fisiografias igapó, pasto e floresta de terra firme as contribuições do fluxo ebulitivo para os fluxos totais de CH_4 foram iguais a 47%, 73% e 73%, respectivamente. A média da contribuição dos fluxos ebulitivos para os fluxos totais de CH_4 foi igual a 64%.

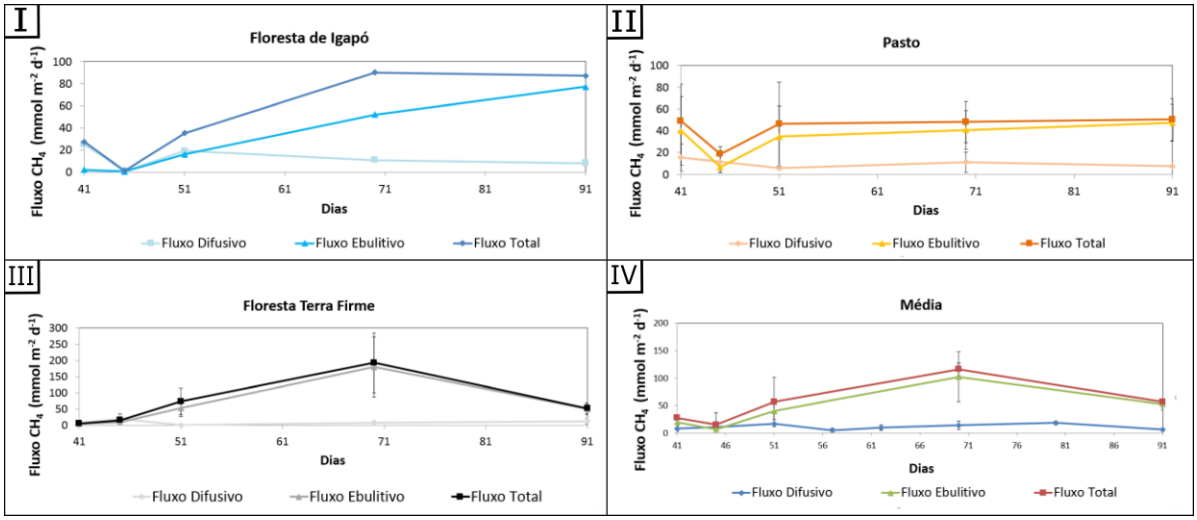

Figura 22 – Comparação ao longo de 50 dias entre os fluxos difusivos, ebulitivos e totais de CH_4 e CO_2 durante o experimento dos solos afogados. Figuras I a III representam os tipos de cobertura vegetal afogados separadamente e a Figuras IV considera todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas nos gráficos.

A fisiografia que apresentou maior fluxo ebulitivo de CH_4 foi a fisiografia floresta de terra firme, seguida pelo pasto e, por último, o igapó. Os fluxos ebulitivos de CH_4 provenientes de solos de floresta de terra firme alagados variaram de 0,97 a 317,72 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, sendo a média igual a 59,40 ± 92,41 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. A fisiografia pasto apresentou fluxos ebulitivos de CH_4 variando entre 0 a 103,10 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, sendo a média geral igual a 33,89 ± 35,47 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Por fim, a fisiografia igapó apresentou fluxos ebulitivos de CH_4 com valores entre 0,48 e 77,28 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, sendo a média geral igual a 29,61 ± 33,77 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. A síntese dos resultados de fluxo ebulitivo é apresentada na Tabela 11.

Tabela 11 – Síntese dos resultados de fluxos ebulitivos de CH_4 e CO_2.

	Fluxos Ebulitivos (mmol m^{-2} d^{-1})		
	Igapó	**Pasto**	**Terra Firme**
-	**CH_4**	**CH_4**	**CH_4**
Média (±σ)	29,61 ± 33,77	33,89 ± 35,47	59,40 ± 92.41
Mediana	16	16,8	19,16
Mín. – Máx.	0,48-77,28	0,00-103,10	0.00-317,72
n	5	15	15

*Os dadis desta tabela compreendem os fluxos entre os dias 41 e 91 do experimento dos tubos.

4.3. Concentração de CH_4 e CO_2 na coluna d'água

Foram realizadas 11 medidas de concentração de CH_4 e CO_2 na água de alagamento dos tubos desde o início do experimento. A concentração de CO_2 na água aumentou mais rapidamente, devido a maior presença de O_2, e atingiu valores de 111,82 a 674,67 μM) logo na primeira medida (primeiro dia do experimento) para todas as amostras (Figura 23). O CH_4 levou mais tempo para apresentar elevação da concentração, apresentou valores mais elevados somente cerca de 14 dias após o início do experimento provavelmente devido ao condicionamento incremental de anoxia no ambiente, e teve respostas diferentes para cada tipo defisiografia.

O aumento da concentração do CH_4 na água foi mais rápido para a fisiografia pasto sendo que no décimo sexto dia do experimento, a concentração atingiu o valor máximo medido de 11,49 μM (Figura 23, III). Já para as fisiografias igapó e floresta terra firme, as respostas foram mais lentas, sendo que para o igapó houve pico de concentração no dia 36 do experimento, com valor de 3,38 μM (Figura 23, I).

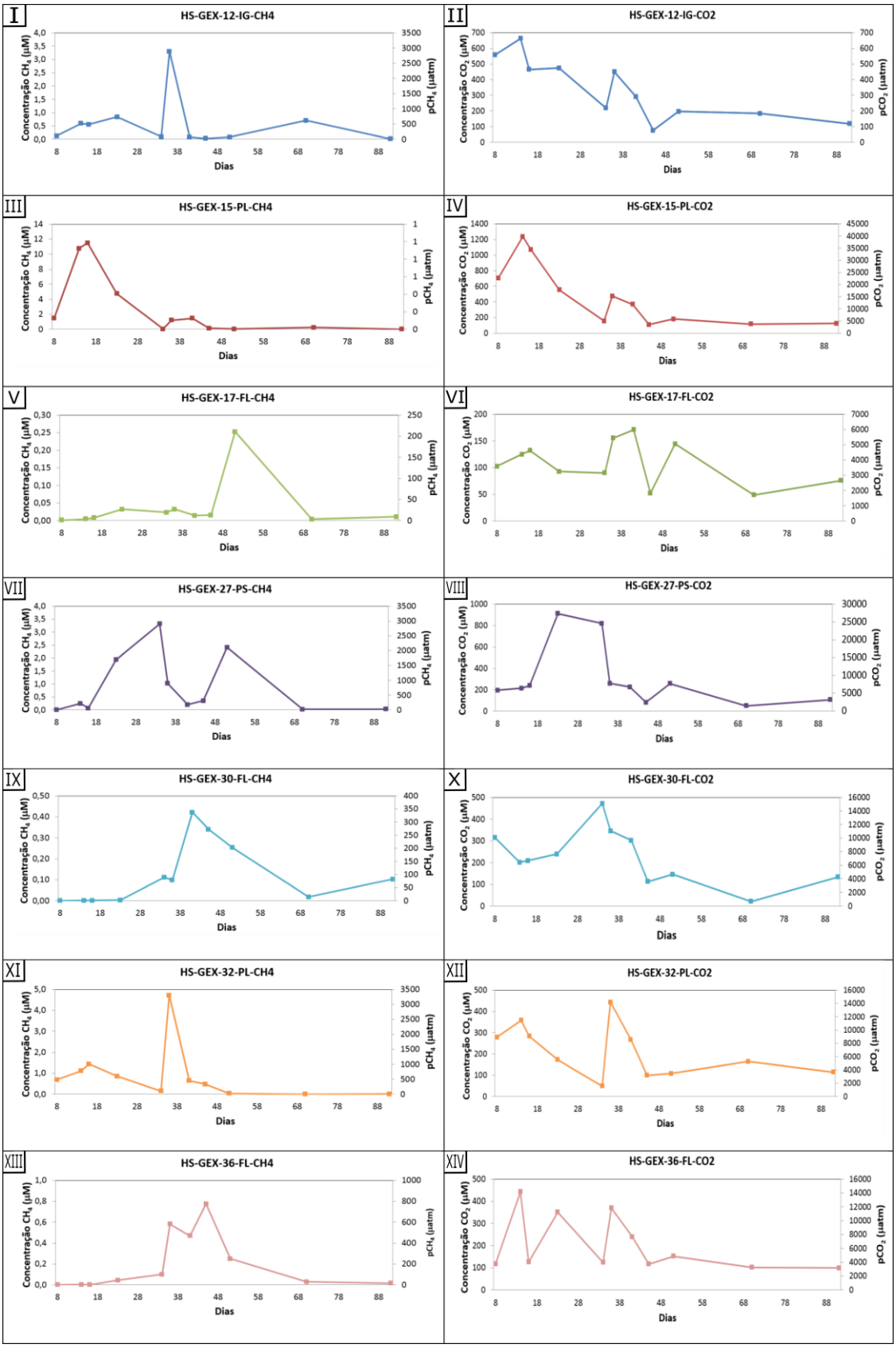

Figura 23 – Evolução ao longo de três meses da concentração de CH_4 e CO_2 em colunas artificiais de água nos tubos afogados. As amostras são apresentadas separadamente.

A floresta de terra firme apresentou pico de concentração de CH_4 no dia 45 do experimento, com valor de 0,91 μM (Figura 23, XIII). As concentrações de CH_4 para a fisiografia floresta de firme firme e igapó foram abaixo de 1 μM durante todo o experimento, exceto para o dia 36 para o solo de igapó (Figura 23, I). No decorrer do experimento, as águas adquiriram cores em tons de amarelo claro até marrom escuro (Figura 24, I), típicas da água das áreas lênticas dos reservatórios. Essa coloração está relacionada com o aumento da dissolução de material orgânico na água. Além disso, foram identificados colóides na superfície da água de alguns dos tubos (Figura 24, III).

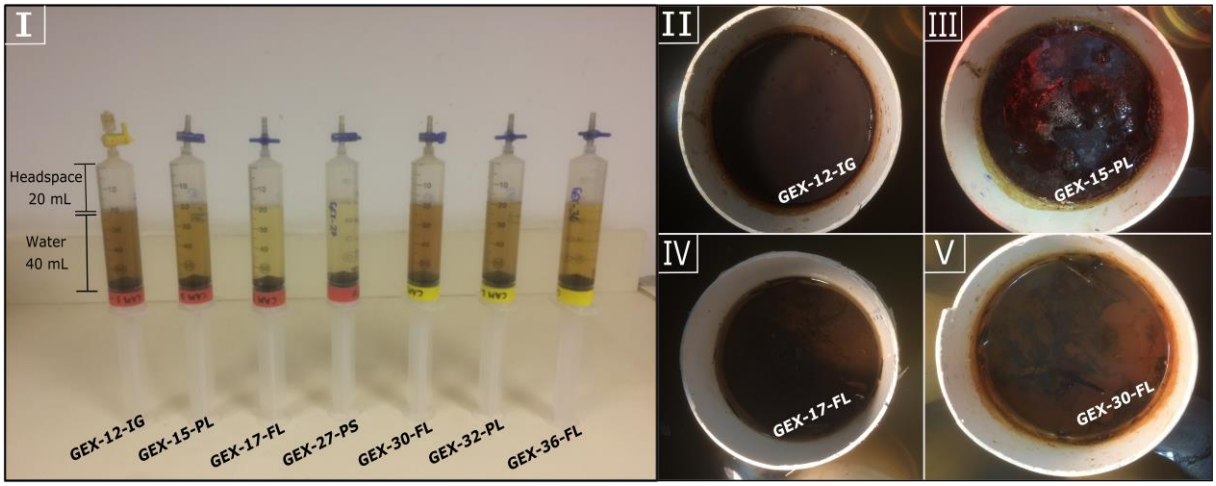

Figura 24 – Comparação entre colunas d'água dos tubos afogados. As cores variaram de amarelo claro até marrom escuro (Fig. 22, I); Coluna d'água de floresta de igapó afogada e pasto afogado apresentaram água turva e bolhas (Fig. 22, II e III) e colunas d'água de floresta de terra firme apresentaram colunas d'água mais claras (Fig. 22, III e IV).

Ao se comparar a evolução da concentração de CH_4 da água nos tubos entre as fisiografias (Figura 25), notou-se que a fisiografia pasto diferenciou-se em relação às fisiografias igapó e floresta terra firme. Todas as amostras das fisiografias igapó e terra firme apresentaram concentração de CH_4 decrescente ao longo do tempo, porém a fisiografia pasto manteve-se com valores significativos (maiores que 1 μM) por mais de um mês de experimento (Figura 25, I). As concentrações de CH_4 para a fisiografia pasto variaram de 0a 11,49 μM, sendo a média igual a 1,51 ± 2,75 μM. As concentrações de CH_4 para a fisiografia igapó variaram de 0,02 a 3,38 μM, sendo a média geral igual a 0,60 ± 0,97 μM. Por fim, as concentrações de CH_4 para a fisiografia terra firme variaram de 0a 0,91 μM, com média igual de 0,13 ± 0,22 μM. A

concentração média calculada a partir de todas as fisiografias em conjunto (Figura 25, III) apresentou ápice no décimo sexto dia, seguido por decréscimo moderado até o trigésimo sexto dia e, por fim, forte decréscimo até aparente estabilização com valores de 0,03 a 0,42 μM.

A evolução da concentração de CO_2 apresentou padrão semelhante entre os tipos de fisiografia (Figura 25, II), sendo que as fisiografias igapó e pasto apresentaram valores estatisticamente equivalentes em relação à concentração acumulada de CO_2 dissolvido na água, enquanto que a fisiografia floresta terra firme apresentou concentrações inferiores (cerca de 2 vezes menores). As concentrações de CO_2 dissolvido na coluna da água para a fisiografia igapó variaram de 76,09 a 662,69 μM, sendo a média igual a 335,93 ± 194,35 μM. As concentrações de CO_2 para a fisiografia pasto variaram de 44,01 a 1185,95 μM, sendo a média igual a 306,89 ± 284,34 μM.

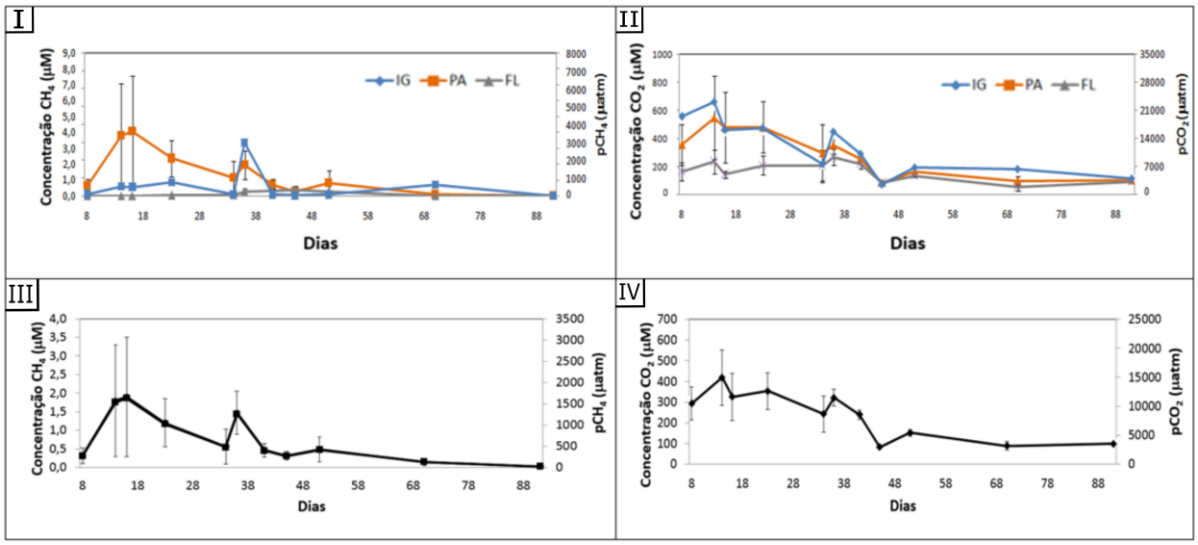

Figura 25 – Evolução ao longo de 3 meses da concentração de CH4 e CO2 na coluna artificial d'água nos tubos afogados. Amostras são representadas separadamente. Figuras I e II consideram os tipos de cobertura vegetal separadamente e Figuras III e IV consideram todas as amostras juntas. Barras de erros são representadas nos gráficos.

Por fim, as concentrações de CO_2 para a fisiografia floresta terra firme variaram de 19,63 a 450,28 μM, com média de 172,96 ± 108,85 μM. A concentração de CO_2 na água das fisiografias analisadas em conjunto (Figura 25, IV) variou entre 300 a 400 μM durante o primeiro mês e durante os dois últimos meses de experimento se estabilizou entre 90 a 160 μM. A síntese dos resultados de concentrações de CH_4 e

CO_2 nas colunas d'água artificiais dos testemunhos de solo é apresentada na Tabela 12.

Tabela 12 – Síntese dos resultados das concentrações de CH_4 e CO_2 nas colunas d'água artificiais dos testemunhos de solos afogados.

	Concentrações de CH_4 e CO_2 [μM]					
	Igapó		**Pasto**		**Terra Firme**	
-	**$[CH_4]_{aq}$**	**$[CO_2]_{aq}$**	**$[CH_4]_{aq}$**	**$[CO_2]_{aq}$**	**$[CH_4]_{aq}$**	**$[CO_2]_{aq}$**
Média (±σ)	0.19 ± 0.30	173,39 ± 82,59	0.40 ± 0.68	148,52 ± 81,67	0.21 ± 0.26	123,27 ± 69,23
Mediana	0,08	184,26	0,14	111,77	0,10	111,24
Mín. – Máx.	0.02-0.72	76,09-292,20	0.01-2.47	44,01-352,95	0.00-0.91	19,63-287-96
n	5	5	15	15	15	15

*As medidas estatísticas desta tabela compreendem os fluxos entre os dias 41 e 91 do experimento dos tubos.

4.4. Balanço de massa de carbono nos reservatórios da UHE Belo Monte

As taxas de produção de CH_4 e CO_2 calculadas apartir do experimento de incubação são dadas na unidade nmol g^{-1} h^{-1} e foram extrapoladas para intervalo anual. Assim, estimou-se a produção de carbono em CH_4 e CO_2 por grama de solo ao longo de um ano. Em seguida, multiplicou-se esse valor pela massa total afogada (Tabela 4) e obteve-se a estimativa da produção total ao longo de um ano nos reservatórios da UHE Belo Monte (Tabela 13).

Tabela 13 – Produção de massa de carbono ao longo de um ano para cada substrato de acordo com a contribuição de cada um nos reservatórios da UHE Belo Monte.

Tipo de Solo	Produção Média C-CH_4 (Gg C a^{-1})	Produção Média C-CO_2 (Gg C a^{-1})	Produção Média C (Gg C a^{-1})
Igapó	41 ± 3	35 ± 5	76 ± 8
Pasture	29 ± 13	59 ± 47	87 ± 60
Terra Firme	5 ± 4	29 ± 4	34 ± 7
Total	75 ± 20	122 ± 56	197 ± 77

A conversão das medidas de fluxo (mmol m^{-2} d^{-1}) para a mesma unidade (Gg C a^{-1}) permite realizar o balanço de CH_4 e CO_2 nos reservatórios da UHE Belo Monte (Tabela 14). Neste caso, foram utilizados os valores de fluxo calculados para as medidas de curto prazo, pois estas compreenderam maior intervalo de tempo do experimento (dia 0 a dia 91) e, portanto, registraram de forma mais completa os fluxos medidos.

Tabela 14 – Emissão de massa de carbono ao longo de um ano de acordo com a contribuição de cada tipo de cobertura vegetal nos reservatórios da UHE Belo Monte.

	Emissão de C-CH_4 (Gg C a^{-1})	Emissão de C-CO_2 (Gg C a^{-1})	Emissões de C (Gg C a^{-1})
Igapó	11 ± 9	62 ± 45	73 ± 54
Pasture	6 ± 4	33 ± 27	39 ± 31
Terra Firme	3 ± 4	49 ± 23	52 ± 27
Total	19 ± 17	144 ± 95	163 ± 112

A partir dos fluxos de CH_4 e CO_2, foi possível gerar o balanço de carbono nos reservatórios da UHE Belo Monte, que inclui a caracterização desde a produção, emissão e oxidação de CH_4 na coluna d'água (Tabela 15 e Figura 26).

Tabela 15 – Balanço de CH_4 e CO_2 (Gg a^{-1}) no reservatório Belo Monte.

	CH_4	**CO_2**
Produção	75 ± 20	122 ± 56
Emissão	19 ± 18	144 ± 95
[Produção] - [Emissão]	56 ± 2	- 22 ± 39
Oxidação de CH_4	75%	-

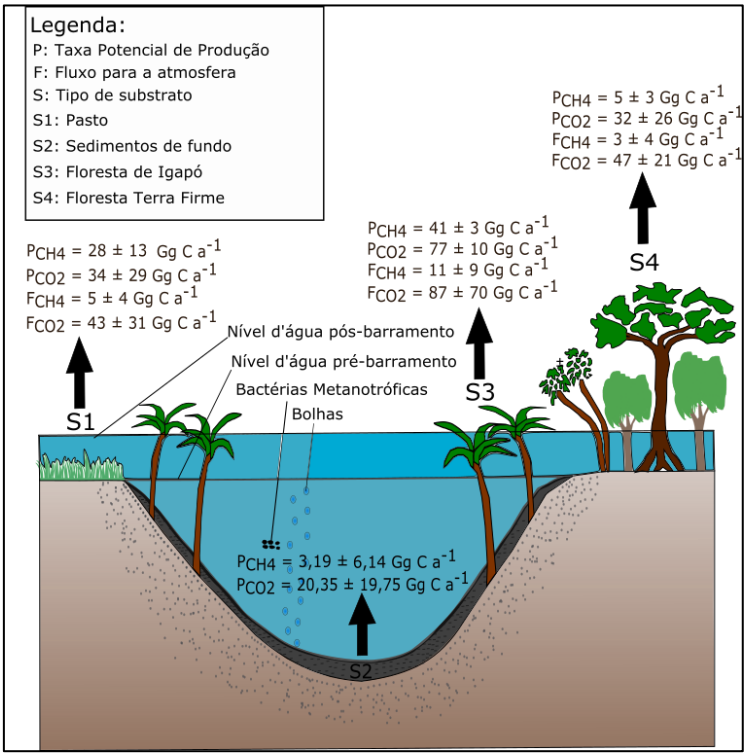

Figura 26 – Balanço de CH_4 e CO_2 no reservatório Belo Monte. Quatro tipos de fonte de carbono são apresentados. Os valores apresentados consideram apenas o conteúdo do solo. Não foram consideradas produções e emissões de CH_4 e CO_2 provenientes de liteiras e vegetações superficiais nos cálculos.

4.5. Projeção de cenários futuros de emissões de carbono ("*carbon budget*")

A primeira projeção de emissões de carbono ao longo de 100 anos utilizou como base, para o primeiro ano de vida do reservatório, o valor de emissões líquidas igual a 163 Gg C, calculado a partir das medidas de curto prazo. A partir do modelo apresentado no item 3.8 (Figura 7) e da Equação 7, respectivamente, foram realizadas as projeções ao longo de 10 anos (Figura 27) e 100 anos. Nesta primeira projeção de emissões de carbono ao longo de 100 anos, o valor calculado para o total de carbono emitido foi de 3,3 Tg C.

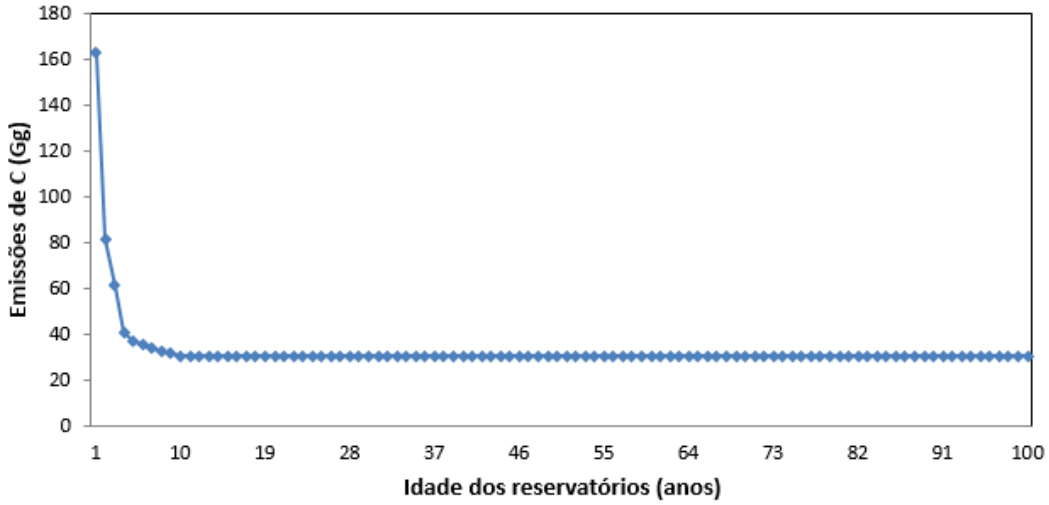

Figura 27 – Predição da evolução das emissões de carbono ao longo de 100 anos nos reservatórios de Belo Monte, a partir da média das emissões de CH_4 e CO_2 das medidas de curto prazo convertidas para valores de massa de carbono.

A segunda projeção de emissões de carbono ao longo de 100 anos utilizou como base, para o primeiro ano de vida do reservatório, o valor de emissões líquidas igual a 768 Gg C, calculado a partir das medidas de longo prazo. Foram realizadas projeções ao longo de 10 anos (Figura 28) e 100 anos. Nesta segunda projeção de emissões de carbono ao longo de 100 anos, o valor calculado para o total de carbono emitido foi de 15,1 Tg C.

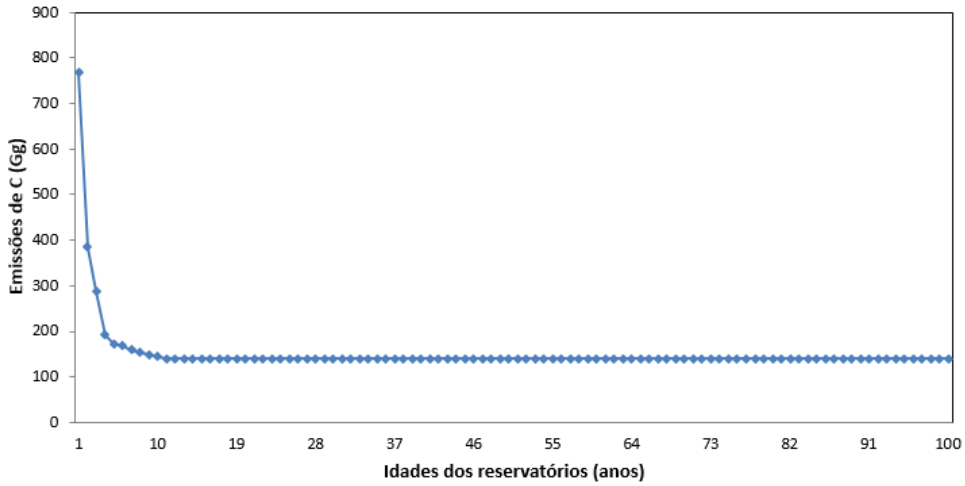

Figura 28 – Predição da evolução das emissões de carbono ao longo de 100 anos nos reservatórios de Belo Monte, a partir da média das emissões de CH_4 e CO_2 das medidas de longo prazo convertidas para valores de massa de carbono.

A terceira projeção de emissões de carbono ao longo de 100 anos foi realizada através do modelo de disponibilidade de matéria orgânica, que através da integração de dados de produção de CH_4 e CO_2 em solos recém-alagados e em solos alagados há 2,5 anos, forneceu a evolução da produção ao longo desse intervalo de tempo (2,5 anos) e, a partir disso, foram estimados os respectivos fluxos de CH_4 e CO_2, baseado no fator de conversão de 80% das produções em emissões de CH_4 e CO_2 calculados para o experimento dos testemunhos de solo afogados. Nesta projeção, o valor calculado para o total de carbono emitido em 100 anos foi de 2,3 Tg C.

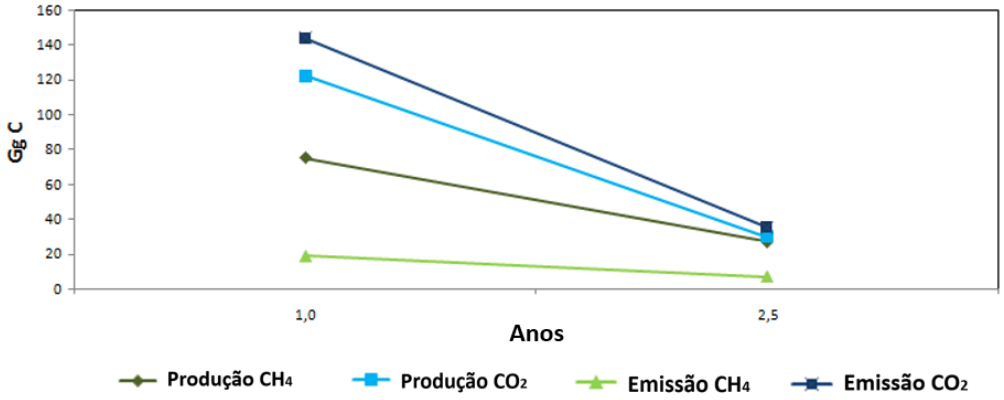

Figura 29 – Evolução das produções e emissões de CH_4 ($GgC\text{-}CH_4\ a^{-1}$) e CO_2 ($GgC\text{-}CO_2\ a^{-1}$) ao longo de 2,5 anos nos reservatórios de Belo Monte.

4.6. Comparação da UHE Belo Monte com outros recursos energéticos

A comparação da UHE Belo Monte com outros recursos energéticos foi realizada a partir dos resultados de emissões de curto e longo prazo confrontados com a energia total gerada em um ano igual a 40.041.960 MWh. Dessa forma, foi possível realizar duas estimativas de fatores de emissão por energia gerada (g CO_2 eq/KWh) para a UHE Belo Monte.

Para as emissões de curto prazo, considerou-se as emissões médias de CH_4 e CO_2, respectivamente, iguais a 12,28 ± 13,11 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e 162,67 ± 88,83 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. O resultado obtido considerando as emissões de CH_4 e CO_2 de curto prazo foi igual a 56 g CO_2 eq/KWh. Enquanto que para as emissões de longo prazo, considerou-se as emissões médias de CH_4 e CO_2, respectivamente, iguais a 54,05 ± 60,73 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e 330,76 ± 149,83 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. O resultado obtido considerando as emissões de CH_4 e CO_2 de longo prazo foi igual a 311 g CO_2 eq/KWh.

5. DISCUSSÃO

5.1. Projeções de cenários futuros de emissões de carbono (“*carbon budget*”)

Atualmente, o conhecimento sobre as emissões de GEEs provenientes de reservatórios de hidrelétricas tem aumentado, porém não há consenso sobre o real impacto destas emissões na atmosfera e sobre as suas contribuições para o ciclo do carbono (Giles, 2006). A representatividade espacial e temporal de fluxos de carbono para a atmosfera é um processo dificultoso, pois inclui diversas variáveis e torna ainda mais desafiador a predição do balanço de carbono e estimativa das emissões futuras em reservatórios (Galy-Lacaux *et al.*, 1999). Modelos preditivos são importantes para prevenir impactos mais gravosos (Faria *et al.,* 2015), visto que reservatórios de hidrelétricas específicos na Amazônia podem apresentar emissões de GEEs da mesma ordem de magnitude de termelétricas (Abril *et al.,* 2005, Kemenes *et al.,* 2011). Tendo isso em vista, ressalta-se a necessidade de desenvolver modelos para a estimativa das emissões de carbono associadas a grandes projetos de usinas hidrelétricas a fim de realizar produção sustentável de energia hidrelétrica e auxiliar na tomada de decisões (Hu & Cheng, 2013).

Este trabalho apresenta o balanço de carbono com resolução de escala mensal a anual e com enfoque nos primeiros três meses após o barramento do Rio Xingu para formação dos reservatórios da UHE Belo Monte (RBM – Reservatórios de Belo Monte). Utilizou-se para comparação o modelo de balanço de carbono do reservatório de Petit Saut (RPS – Reservatório de Petit Saut), Rio Sinnamary, na Guiana Francesa, proposto por Guérin *et al.* (2008a), pois ambos reservatórios estão situados em regiões tropicais da América do Sul. No entanto, destaca-se que o balanço de carbono apresentado para o RPS foi realizado para o ano de 2003, 10 anos após o barramento do Rio Sinnamary (Guérin *et al.,* 2008a).

Na Tabela 16, é possível observar maior produção e emissão de CH_4 e CO_2 nos RBM em comparação ao RPS. Isso pode ser atribuído ao intervalo temporal que as medidas deste trabalho abordaram (ano inicial pós-barramento). Em termos de CO_2 eq, para a conversão do CH_4 em CO_2 eq foi utilizado o potencial de aquecimento global igual a 86, para escala temporal de 20 anos (IPCC *et al.,* 2013), percebe-se que as emissões iniciais nos RBM seriam uma ordem de grandeza superior àquelas apresentadas por Guérin *et al.* (2008a), 10 anos após o barramento do rio. Essa

informação corrobora o estudo de Abril et al. (2005), que propõe emissões mais elevadas nos estágios iniciais do reservatório, pois tanto as emissões de CH_4 quanto de CO_2 decaíram em 1 ordem de grandeza em relação àquelas medidas logo após o barramento do Rio Sinnamary.

Tabela 16 – Comparação entre os balanços de CH_4 e CO_2 (Gg C a^{-1}) nos Reservatórios de Belo Monte (RBM) e Reservatório Petit Saut (RPS).

	RBM			RPS**		
	CH_4	**CO_2**	**CO2 eq***	**CH_4**	**CO_2**	**CO2 eq***
Produção	75 ± 20	122 ± 56	6572	59 ± 8	79 ± 8	5153
Emissão	19 ± 18	144 ± 95	1778	9	122	896
[Produção] - [Emissão]	56 ± 2	-22 ± 39	4794	50 ± 11	-43 ± 8	4257
Oxidação CH_4	-55 ± 2	-	-	-50 ± 11	26 ± 16	-

*Gas Warming Potential (GWP) = 86 (para 20 anos).

**Área do reservatório considerada no cálculo = 300 km²

A primeira projeção utilizou a média dos fluxos de curto prazo estimou acúmulo de, aproximadamente, 3,3 Tg C ao longo de 100 anos para os reservatórios de Belo Monte. A segunda projeção utilizou a média dos fluxos de longo prazo estimou acúmulo, aproximadamente, de 15,1 Tg. Por fim, a terceira projeção utilizou o modelo de disponibilidade de matéria orgânica e estimou acúmulo, aproximadamente, de 2,3 Tg. Neste modelo, o valor calculado para a taxa de conversão da produção em emissão de carbono (80%) é relativamente alto e o motivo provavelmente está ligado à pequena espessura de lâmina d'água do experimento de inundação de testemunhos de solo. Abordagem semelhante foi adotada por Guérin *et al.* (2008a) e a proporção emissão:produção obtida por este trabalho apontou valor de aproximadamente 60%, nos anos iniciais, seguida de decaimento ao longo dos anos para cerca de 25%,.

Os valores das três estimativas de emissões de carbono para a atmosfera ao longo de 100 anos poderiam estar subestimados já que não consideram a degradação da vegetação arbórea (matéria orgânica autóctone), matéria orgânica alóctones acumulada nos reservatórios e profundidades maiores que 10 cm. Os dados deste trabalho apontam que as emissões de carbono para a atmosfera nos próximos 100 anos para os reservatórios de Belo Monte poderiam variar de 2,3 a 15,1 Tg. Esses resultados corroboram a projeção realizada por Faria *et al.* (2015*)* que estimaram

emissões líquidas na ordem de 6 a 20 Tg C para a atmosfera durante os 100 anos após a instalação dos reservatórios da UHE Belo Monte.

Destaca-se que as projeções apresentadas para as emissões de GEEs não consideram eventuais mudanças climáticas. Por isso, ressalta-se que Malhi *et al.* (2008) sugerem que no leste e sudeste da Amazônia há possibilidades de ocorrer aumento da duração e intensidade da estação seca. Isso poderia influenciar os fluxos de CH_4 e CO_2, pois a redução da vazão do Rio Xingu e do nível d'água nos reservatórios pode aumentar fluxos de GEEs para atmosfera, conforme discutido por Sawakuchi *et al.* (2014) que observaram fluxos mais elevados em período de seca no Rio Xingu. Além disso, níveis d'água mais baixos nos reservatórios podem aumentar a emissão de C por KWh, pois há aumento da emissão de GEEs e redução na energia produzida. Assim, acentua-se a importância do debate sobre as usinas hidrelétricas como potenciais emissoras de carbono para atmosfera (Giles, 2006) e a descaracterização deste recurso como uma fonte limpa e livre de emissões de GEEs, conforme já apreciado anteriormente (Fearnside, 2011; 2012), uma vez que, em alguns casos extremos, as emissões de GEE por megawatt produzido nas usinas hidrelétricas poderiam ser tão altas quanto aquelas das termelétricas (Santos *et al.*, 2004; Faria *et al.,* 2015).

5.2. Relação entre produção e emissão de CH_4

Em reservatórios de usinas hidrelétricas, a vegetação e solos afogados são importantes fontes de GEEs (Abril *et al.* 2005). A compreensão dos processos envolvidos no deslocamento dos gases do fundo do reservatório (condições anóxicas e favoráveis para produção de CH_4; Barros *et al.,* 2011) até a atmosfera é relevante para quantificar as emissões de GEEs associados às usinas hidrelétricas. Esse deslocamento pode ocorrer por meio da difusão ou "ebulição" (*ebullition)* dos gases *para* a atmosfera (DelSontro *et al.,* 2010). Pela via de fluxo difusivo, o CH_4 pode ser oxidado na coluna d'água e ser convertido em CO_2, que aumenta a emissão deste último (Tremblay *et al.,* 2004). A oxidação não ocorre pela via do fluxo ebulitivo, processo no qual bolhas de CH_4 escapam dos poros do sedimento e por apresentarem baixa solubilidade em água (65 vezes menor que o CO_2; Lide, 2007) não se dissolvem e alcançam rapidamente a atmosfera. Portanto, não há tempo suficiente para oxidação e todo CH_4 liberado da zona anóxica é emitido. Isso é relevante, pois numa

escala de 20 anos o CH_4 tem potencial estufa 86 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2013), sendo mais gravoso que o CO_2 em termos de impactos climáticos.

As taxas de produção de CH_4 medidas nos experimentos de incubação (sistema fechado) apresentaram correlação significativa (r^2 = 0,465) com o fluxo de CH_4 medido em laboratório (testemunhos de solo, sistema aberto; medidas de curto prazo). Isso sugere que parte significativa do CH_4 emitido está associada às condições de produção no fundo do reservatório. Contudo, interpreta-se que essa correlação não foi maior devido à atividade das bactérias metanotróficas que oxidam o CH_4 em fluxo difusivo na coluna d'água (Sawakuchi *et al.,* 2016), fenômeno que altera a relação CH_4:CO_2 (Guérin *et al.,* 2008a) observada no experimento de incubação.

Ao correlacionar as produções máximas de CH_4 medidas no experimento de incubação com os fluxos de CH_4 de longo prazo (r^2 = 0,07), observou-se que a correlação é menor. Isso aponta que apenas uma pequena parte do CH_4 emitido via fluxo ebulitivo é explicada pelas condições de produção no fundo do reservatório. Isso provavelmente ocorre devido ao caráter episódico do fluxo ebulitivo (Deshmukh *et al.,* 2014), pois o fluxo difusivo depende da concentração de CH_4 na água de poro que deve entrar em equilíbrio com a coluna d'água por estarem comunicados. Assim, quanto maior a concentração de CH_4 na água de poro (maior taxa de produção), maior a concentração na coluna d'água e maior o fluxo difusivo. Já o fluxo ebulitivo depende de condição crítica de pressão para soltar a bolha. Esta condição não só depende da concentração na água de poro, mas também da agitação e altura da coluna d'água, o que resulta na liberação episódica. Esse resultado sugere maior participação do componente do fluxo ebulitivo nessas medidas de longo prazo, que atenua a oxidação do CH_4 na coluna d'água (Figura 30). Portanto, há maior participação do fluxo ebulitivo nas medidas de longo prazo em relação às medidas de curto prazo.

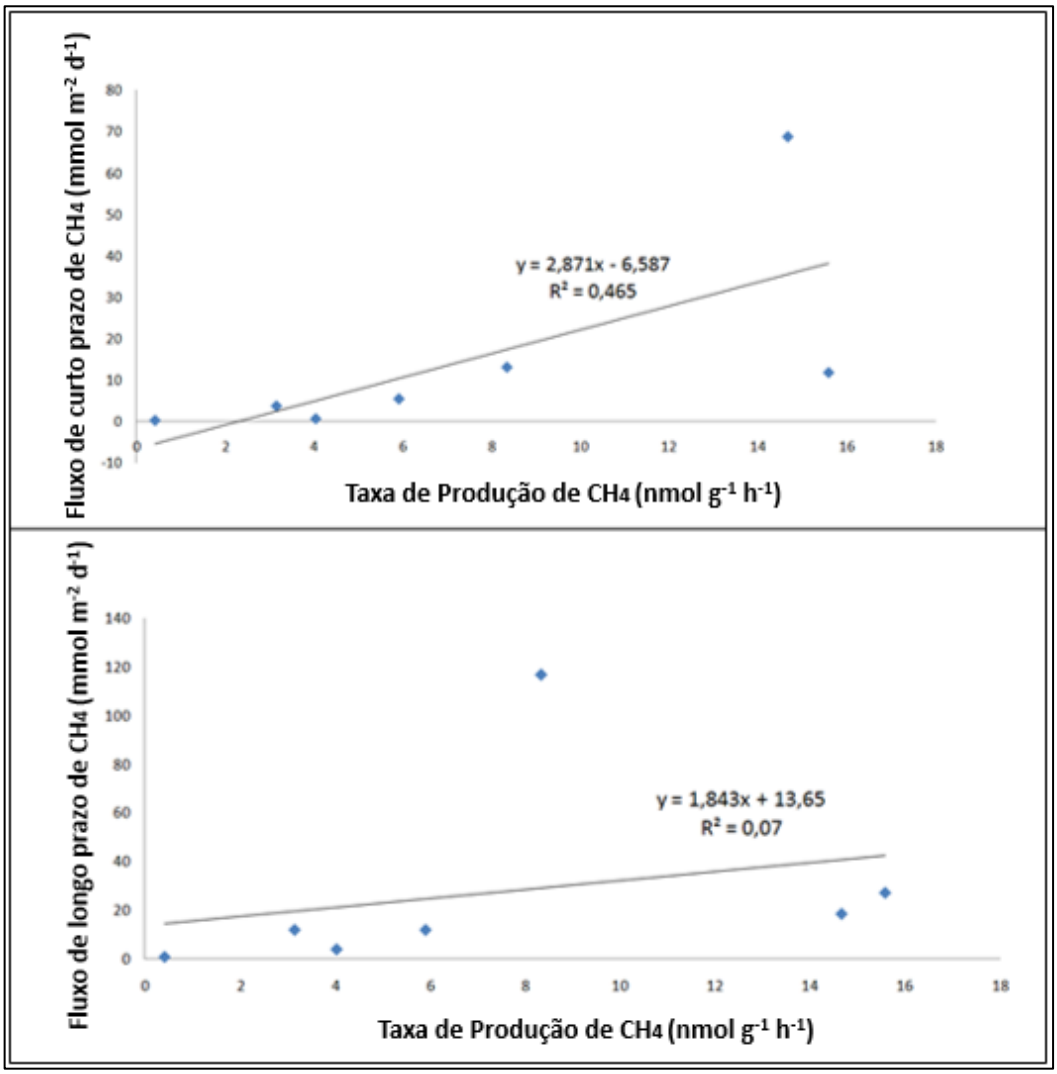

Figura 30 – Correlação entre produção de CH_4 e tipos de medidas de fluxo de CH_4.

5.3. Fluxos de CH_4 e CO_2 em condições pré-alagamento e de alagamento

Os fluxos difusivos de CH_4 e CO_2 a partir de solos de floresta de terra firme medidos neste trabalho apresentaram valores médios, respectivamente, iguais a -0,04 ± 0,04 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e 92,44 ± 44,70 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Enquanto que os fluxos de CH_4 e CO_2 a partir de solos de pasto apresentaram valores médios, respectivamente, iguais a 0,02 ± 0,12 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e 129,63 ± 59,67 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Esses valores foram comparados com aqueles apresentados por Lessa *et al.* (2015) que realizaram medidas nos solos nos arredores do Rio Xingu antes da instalação dos reservatórios da UHE Belo Monte (Tabela 17).

Os valores médios de fluxo de CH_4 e CO_2 para o solo de floresta de terra firme apresentados por Lessa *et al.*(2015) foram, respectivamente, iguais a 0,62 ± 0,22 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e 237,46 ± 68,97 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Para os solos de pasto, os fluxos de CH_4 e CO_2, obtidos por estes autores foram, respectivamente, iguais a 0,71 ± 0,10 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e 181,92 ± 29,89 mmol CO_2 m^{-2} d^{-1}. Os fluxos de CO_2 medidos em solos de floresta de terra firme e pasto foram relativamente semelhantes e variaram dentro da mesma ordem de grandeza. Porém, os fluxos de CH_4 foram relativamente divergentes. Lessa *et al.* (2015) apresentaram fluxos positivos de CH_4 em solos emersos, porém, esse comportamento é atípico em regiões tropicais com camadas de solo espessas, como na Amazônia (Davidson *et al.,* 2004). O motivo disso é que o metano é consumido pela comunidade de bactérias metanotróficas nas camadas de solo tropicais (Davidson *et al.,* 2008), os quais são caracterizados por condições oxidantes. Neste trabalho, o maior valor de fluxo de CH_4 medido em condições emersas (pré-alagamento) foi igual a 0,41 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}. Porém, dentre as 42 medidas realizadas nestas condições, apenas 8 resultaram em fluxos positivos, normalmente sendo menores que 0,10 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, na mesma ordem de grandeza da incerteza das medidas.

Tabela 17 - Comparações entre fluxos difusivos (mmol m^{-2} d^{-1}) deste trabalho com os resultados de Lessa *et al.* (2015) a partir de solos na região do Rio Xingu.

	Simulação em Laboratório		**Lessa *et al.* (2015)**	
	CH_4	CO_2	CH_4	CO_2
Forest	-0,04 ± 0,04	92,44 ± 44,70	0,62 ± 0,22	237,46 ± 68,97
Pasture	0,02 ± 0,12	129,63 ± 59,67	0,71 ± 0,10	181,92 ± 29,89

Em se tratando dos fluxos em condições de alagamento, foram realizadas comparações com medidas em condições naturais do Rio Xingu (Sawakuchi *et al.,* 2014) e em condições pós-barramento do rio, nos reservatórios da UHE Belo Monte (Bertassoli Jr. *et al.,* in prep; Tabela 18).

Tabela 18 – Comparação entre fluxos de CH_4 medidos em condições de pré-alagamento (*in situ*), alagamento (*in situ*) e experimento em laboratório (alagamento).

	Sistema						
	Rio Xingu (Sawakuchi et al. 2014)	Simulação em Laboratório			Medidas em campo (Bertassoli Jr. et al. 2018)		
	Canal Natural do Rio	Igapó	Pasto	Terra Firme	Igapó	Pasto	Terra Firme
[CH4]aq	-	-	-	-	-	-	-
Média (±SD)	0.23 ± 0.10	0.19 ± 0.30	0.40 ± 0.68	0.21 ± 0.26	aprox. 0.40	-	aprox. 0.21
Mediana	0.24	0,08	0,14	0,10	0,41	-	0.17
Intervalo	0.03-0.41	0.02-0.72	0.01-2.47	0.00-0.91	0.21-0.58	-	0.08-0.42
n	13	5	15	15	6	-	4
Fluxo Difusivo	-	-	-	-	-	-	-
Média (±SD)	2.95 ± 3.87	18.58 ± 14.26	9.38 ± 11.66	8,88 ± 13.41	8.56 ± 7.64	2.49 ± 1.26	27.98 ± 48.59
Mediana	1.35	19,19	6.11	4.01	7,76	2,53	1,22
Intervalo	0.13-18.57	0.82-38.04	0.00-40.46	0.00-49.50	0.21-19.77	1.10-4.34	0.41-121.67
n	100	5	15	15	8	5	7
Fluxo Total	-	-	-	-	-	-	-
Média (±SD)	5.96 ± 9.15	48.19 ± 38.97	42.57 ± 40.24	68.09 ± 96.73	20.18 ± 18.72	6.53 ± 3.52	39.91 ± 42.12
Mediana	1.78	35,18	20.61	19.64	19,22	6,91	23,36
Intervalo	0.13-40.26	1.30-90.10	5.79-123.50	0.97-317.72	1.10-56.98	1.10-10.82	1.95-121.67
n	100	5	15	15	8	5	7
Fluxo Ebulitivo	-	-	-	-	-	-	-
Média (±SD)	3.01 ± 7.14	29.61 ± 33.77	33.89 ± 35.47	59.40 ± 92.41	11.62 ± 11.83	4.03 ± 2.44	11.93 ± 12.73
Mediana	1.34-35.66	0.48-77.28	0.00-103.10	0.00-317,72	0.00-37.21	0.00-6.47	0.00-33.11
n	31?	5	15	15	8	5	7
Fluxo Difusivo (%)	51	47	73	73	58	62	30

Com o intuito de avaliar as alterações causadas pela UHE Belo Monte nos fluxos e concentrações naturais de CH_4 do Rio Xingu na região estudada, calculou-se o fluxo médio para todas as vegetações afogadas agrupadas. Para isso, foram utilizados apenas os valores obtidos a partir do dia 41 de experimento, momento a partir do qual o sistema atingiu relativa estabilidade levando em consideração a evolução do fluxo difusivo de CO_2 observada a partir desse momento (Figura 18, IV). O fluxo total médio de CH_4 para a atmosfera no experimento conduzido em laboratório, considerando a contribuição ponderada de cada cobertura vegetal analisada (vide Tabela 3), apontou o valor de 54,05 ± 60,73 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, que indica incremento de cerca de nove vezes o fluxo natural do rio (5,96 ± 9,15 mmol m^{-2} d^{-1}; Sawakuchi *et al.,* 2014). Em relação à concentração de CH_4 na coluna d'água do Rio Xingu, o valor médio encontrado em laboratório foi igual a 0,29 ± 0,49 μM, indicando incremento de até 3,4 vezes em relação à condição natural do rio. Esses valores representam a condição atingida com o enchimento dos reservatórios durante os primeiros três meses de barramento do Rio Xingu.

As medidas nos reservatórios (medidas *in* situ) realizadas por Bertassoli Jr. *et al.* (*in prep*) indicaram valores médios para o fluxo total de CH_4 e concentração de CH_4 na coluna d'água dos reservatórios, respectivamente, iguais a 23,67 ± 29,52 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e 0,32 ± 0,17 μM. O valor médio do fluxo total de CH_4 igual a 23,67 ± 29,52 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} exprime a média de fluxos medidos em campo para diferentes

fisiografias em diferentes intervalos de tempo, tendo como referência o enchimento do reservatório. A decomposição desse valor médio nos períodos de obtenção das medidas *in situ* seria: 31,44 ± 50,64 mmol m^{-2} d^{-1} (Cheia, Maio/2016), 19,03 ± 18,86 mmol m^{-2} d^{-1} (Cheia, Maio/2017) e 23,43 ± 23,59 mmol m^{-2} d^{-1} (Seca, Outubro/17). A relação dos valores medidos por Sawakuchi *et al.* (2014), por este trabalho e aqueles medidos por Bertassoli *et al.* (*in prep*) são de suma importância para compreender a evolução temporal dos fluxos de CH_4 desde o barramento do Rio Xingu e as alterações causadas pela UHE Belo Monte do ponto de vista da emissão de GEEs (Figura 31).

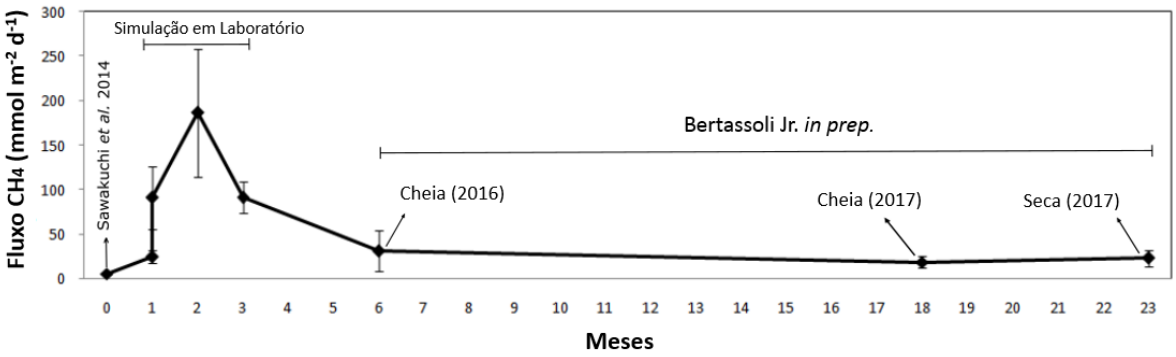

Figura 31 – Evolução temporal do fluxo de CH_4 tendo como marco inicial a condição natural do Rio Xingu, seguida dos fluxos determinados por experimentos em laboratório para simular emissões nos primeiros três meses de vida dos reservatórios da UHE Belo Monte e medidas em campo até a estação seca de 2017.

De acordo com Faria *et al.* (2015), há dois estágios que descrevem as emissões de carbono para atmosfera a partir de reservatórios de usinas hidrelétricas. Durante o primeiro estágio, a matéria orgânica mais facilmente degradada (*e.g.* micro fauna e partes verdes da vegetação) sofre decomposição e acarreta num pico de emissões logo após o barramento do rio. Esse estágio pode ser exemplificado no segundo mês de experimento (Figura 31). Entre os períodos em que o fluxo foi interpolado (por exemplo: entre 3 e 6 meses) pode ter ocorrido oscilações nas emissões de CH_4, como observado neste estudo (Figura 18, III). Durante o segundo estágio, as emissões tendem a ser menores e o sistema atinge condição estável ("*steady state"*) (St. Louis *et al.,* 2000, Demarty & Bastien, 2011). Esse estágio pode ser exemplificado pelos dados obtidos (Figura 18, IV), a partir do dia 45 de experimento, momento a partir do qual as emissões de CO_2 apresentam padrão mais constante, enquanto que as emissões de CH_4 continuam oscilando num mesmo padrão. Apesar de esses estágios

serem propostos para escala de tempo interanual, os dados obtidos neste estudo apresentam padrões semelhantes em escala mensal. Um padrão interessante a se notar é que as emissões de CO_2 atingiram estabilidade em questão de dias, ao passo que as emissões de CH_4 apresentaram oscilações contantes e provavelmente só atinjam estabilidade após tempo mais longo.

Os valores de fluxo de CH_4 medidos neste trabalho (fluxo médio = 54,05 ± 60,73 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}) seriam comparáveis aos observados em rias amazônicas (Bertassoli *et al*., 2017) ou baías protegidas com baixa velocidade de troca gasosa (k) e com baixa turbulência provocada pela ação de ventos (Paranaíba *et al.,* 2017), dadas as condições do experimento. Tomando como referência trabalhos realizados em outros reservatórios de hidrelétricas e com condições semelhantes (pequena lâmina da água e recente inundação) àquelas do experimento dos testemunhos de solo, observou-se valores da mesma ordem de grandeza, porém menores que os observados para os reservatórios da UHE Belo Monte. Os valores de fluxo total de CH_4 medidos por Deshmukh *et al.* (2014), em condições de profundidades rasas (~1,5 m), apresentaram valores máximos de fluxo médio total de CH_4 igual a 29 ± 16 mmol m^{-2} d^{-1} (reservatório de Nam Theun 2, clima subtropical, Rio Nam Theun, Laos; idade do reservatório durante as medidas: entre 1 e 3 anos). Chen *et al.* (2009) estimaram valores de fluxo de CH_4 em áreas alagáveis (pântanos) recém-criadas iguais a 10,05 ± 19,95 mmol m^{-2} d^{-1} (reservatório de Três Gargantas, clima temperado, Rio Yangtze, China). Tomando como referência trabalhos realizados em reservatórios de hidrelétrica na Amazônia, Kemenes *et al.* (2007) calcularam fluxos de CH_4 variando de 0,25 a 28,58 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1}, com média igual a 3,92 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} (reservatório de Balbina, clima tropical, Rio Uatumã, Brasil; idade do reservatório durante as medidas: 18 anos). Fearnside *et al.* (2002) estimaram fluxos de CH_4 variando de 0,75 a 60 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} (reservatório Tucuruí, clima tropical, Rio Tocantins, Brasil; idade do reservatório durante as medidas: 12 a 13 anos). Estes dois estudos em reservatórios de usinas hidrelétricas em regiões amazônicas são importantes para comparação, porém ressalta-se que as medidas realizadas por esses trabalhos provavelmente representam o estágio mais estável ("*steady* state") de emissões de CH_4 (Demarty & Bastien, 2011) e, por isso, apresentam valores de fluxo de CH_4 semelhantes, porém menores que àqueles medidos por este trabalho.

Os valores de fluxo total (difusivo + ebulitivo) medidos neste trabalho apresentaram valores significativos. Os testemunhos de solos do experimento para simular a inundação tiveram lâmina d'água fixa igual a 4 cm durante todo o experimento. O fluxo ebulitivo é o principal componente do fluxo total (Bastviken *et al.,* 2011; DelSontro *et al.,* 2010), o qual é favorecido em profundidades rasas, menores que 10 m (Galy-Lacaux *et al.,* 1999), como já observado em lagos e reservatórios de hidrelétricas (Abril *et al.*, 2005; Bastviken *et al.,* 2004). De acordo com Deshmukh *et al.* (2014), isso pode ser explicado por dois processos físicos: (1) grandes colunas d'água geram maiores pressões hidrostáticas que atenuam a formação de bolhas, uma vez que aumentam a solubilidade do CH_4 nas águas de poros dos sedimentos e solos (2) as bolhas de CH_4 que escapam dos poros dos sedimentos e solos no leito do reservatório podem ser parcialmente dissolvidas na coluna d'água durante a sua ascensão na coluna d''agua até atingir a atmosfera (DelSontro *et al*., *2010;* McGinnis *et al.,* 2006). Em adição a isso, grandes colunas d'água representam maiores caminhos a serem percorridos pelas moléculas de CH_4, o que ocasiona o aumento do tempo de residência e o potencial de oxidação do CH_4 (Sawakuchi *et al.,* 2016), abrandando fluxos de CH_4 em maiores profundidades. Segundo Deshmukh *et al.* (2014), os fluxos de CH_4 em regiões mais rasas (0.4 – 3m) podem ser quase duas vezes maiores que aqueles medidos em zonas mais profundas (6 – 16m).

Além dos fatores hidrodinâmicos, a oxidação do CH_4 na coluna d'água por atividade metanotrófica pode alterar o fluxo ebulitivo. Tendo isso em vista, comparou-se a razão média de CH_4:CO_2 (Guérin *et al.,* 2008a) do experimento de incubação (condições anaeróbicas) com a razão média de CH_4:CO_2 dos fluxos com o intuito de detectar eventual oxidação do CH_4 na coluna da água no experimento. Foi observado que a razão CH_4:CO_2 no experimento de incubação foi, em média, 1,83 vezes maior do que a razão CH_4:CO_2 dos fluxos difusivos. Isso sugere a ocorrência de oxidação na coluna da água. Outras condições que favorecem o fluxo ebulitivo são: (I) aumento na temperatura, que reduz a solubilidade do CH_4 (Yamamoto *et al.* 1976); (II) variação do nível e velocidade da água (Chanton et al., 1989); (III) eventos de ventos fortes (Keller & Stallard, 1994); (IV) precipitação e misturas de águas (Engle & Melack, 2000).

As variáveis que determinam estas condições foram mantidas praticamente constantes durante o experimento conduzido e provavelmente não influenciaram os fluxos medidos. Os fluxos apresentados nesse trabalho podem ser superestimados, provavelmente devido à pequena lâmina d'água utilizada no experimento dos testemunhos de solo afogados, porém representam o potencial de emissão de GEEs por inundação dos solos da UHE Belo Monte, no Rio Xingu. Além disso, os valores dos fluxos medidos em laboratório serem superiores deve-se ao fato de que o experimento simulou a inundação de solos durante os primeiros 3 meses em condições favoráveis de metanogênese, enquanto que as medidas apresentadas por Bertassoli *et al.* (*in prep)*, foram realizadas após intervalo de tempo maior, momento a partir do qual, o fluxo provavelmente já teria sido reduzido.

5.4. Variabilidade espacial e temporal dos fluxos de CH_4 e CO_2

O fluxo de GEEs para a atmosfera em reservatórios de hidrelétricas apresenta grande heterogeneidade espacial e variabilidade temporal (*Abril et al.,* 2005; Barros *et al.,* 2011; Guérin *et al.,* 2008a). Assim, estas heterogeneidades devem ser caracterizadas para quantificação da produção e do fluxo de GEEs em determinada área ou contexto fisiográfico. As variáveis envolvidas nessas heterogeneidades espaciais e variabilidade temporal da produção e fluxo de GEEs são: idade do reservatório, localização geográfica (Barros *et al.*, 2011), velocidade do vento, precipitação, velocidades de transferência de gás (Borges *et al.,* 2004a, b; Guérin *et al.,* 2006), profundidade da lâmina d'água (Keshmukh *et al.,* 2014), a quantidade e o tipo de cobertura vegetal afogada (Demarty & Bastien, 2011), convecção (movimentação do ar e da água devido à temperatura), concentração de oxigênio na água do reservatório (Abril *et al.,* 2005) e estratificação da coluna d'água (Demarty & Bastien, 2011; Hu & Cheng, 2013). A combinação dessas variáveis pode intensificar ou atenuar os fluxos de GEEs e através da avaliação dos diferentes cenários, é possível inferir aqueles locais mais propícios a ocasionar impactos mais gravosos ("*hot spots"* de emissões), se forem alagados. Dessa forma, é possível elaborar projeto para evitar o alagamento destes locais durante a construção do reservatório. Além disso, após a produção dos GEEs nos solos e sedimentos alagados, é possível listar quatro diferentes formas que o fluxo pode ocorrer no reservatório (Galy-Lacaux et al., 1997, 1999):

(I) fluxo difusivo a partir da superfície do reservatório;

(II) fluxo ebulitivo em áreas com lâminas d'água menores que 10 m;

(III) desgaseificação ("*degassing*") imediatamente à jusante da barragem;

(IV) fluxo difusivo a partir do Rio Xingu jusante a barragem.

As principais vias de transporte do CH_4 do fundo do reservatório até a atmosfera são o fluxo ebulitivo e a desgaseificação (Demarty & Bastien, 2011), enquanto que para o CO_2 a principal via é o fluxo difusivo (Abril *et al.,* 2005). Logo após o barramento do rio e enchimento do reservatório, as atividades das bactérias e a produção de GEEs ocorrem em altas proporções (Teodoru *et al.,* 2010), bem como as emissões para a atmosfera (Demarty & Bastien, 2011). A principal fonte dos GEEs durante os primeiros 10 anos desde a criação do reservatório é a matéria orgânica afogada (Tremblay *et al.,* 2005a) e, após esse período, o insumo para as emissões é a matéria orgânica transportadas por rios e de origem alóctone (Abril *et al.,* 2005). Nos primeiros anos, as emissões tendem a decair exponencialmente (Abril *et al.,* 2005) e em taxas menores com o tempo (Teodoru *et al*., *2010)* até se estabilizarem por volta de 10 anos após o barramento do rio (Guérin *et al.,* 2008a).

Tendo isso em vista, os resultados deste trabalho caracterizam os comportamentos iniciais dos diferentes tipos de cobertura vegetal inundados pela UHE Belo Monte após o barramento do Rio Xingu e os seus efeitos na produção, fluxo e concentração de GEEs na coluna da água são apresentados nas Figuras 32 e 33. Apesar dos valores estimados de fluxo de CH_4 serem significativos, ressalta-se que esses valores podem ser superiores em condições de maior turbulência da água, como observado por Abril et al. (2005) quando compararam áreas de floresta alagada e áreas de água aberta ("*open waters*"). Nessa comparação, constatou-se que áreas com maiores velocidades de vento e maiores velocidades de transferência de gás podem favorecer o fluxo de CH_4 para a atmosfera.

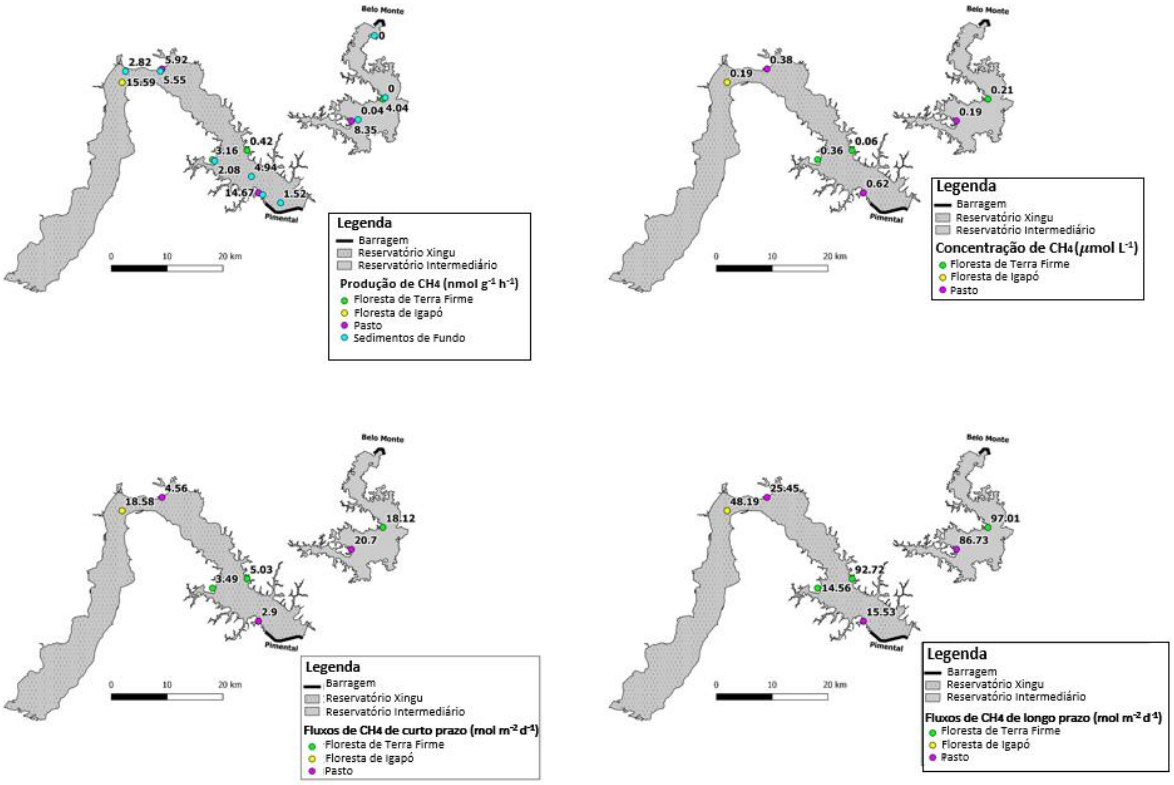

Figura 32 – Mapas de produção, concentração e fluxos de CH_4

As condições estabelecidas no experimento de inundação de solos realizado neste estudo possivelmente favorecem maior fluxo de GEEs para atmosfera, devido à pequena lâmina da água reduzida em comparação aos reservatórios da UHE Belo Monte. Esta condição favorece o fluxo ebulitivo e poderia representar um dos tipos de "*hot spot*" no reservatório.

À vista disso, ressalta-se a importância da escolha correta dos locais de amostragem para estimar emissões de GEEs, com o objetivo de representar da melhor forma possível a heterogeneidade espacial do reservatório. De acordo com Demarty & Bastien (2011), a amostragem deve levar em consideração dois tipos de resolução: resolução horizontal (zonas alagadas sazonalmente vs. área permanentemente alagada, tipo de solo e vegetação afogados, batimetria e hidrologia) e resolução vertical (estratificação termal e óxica).

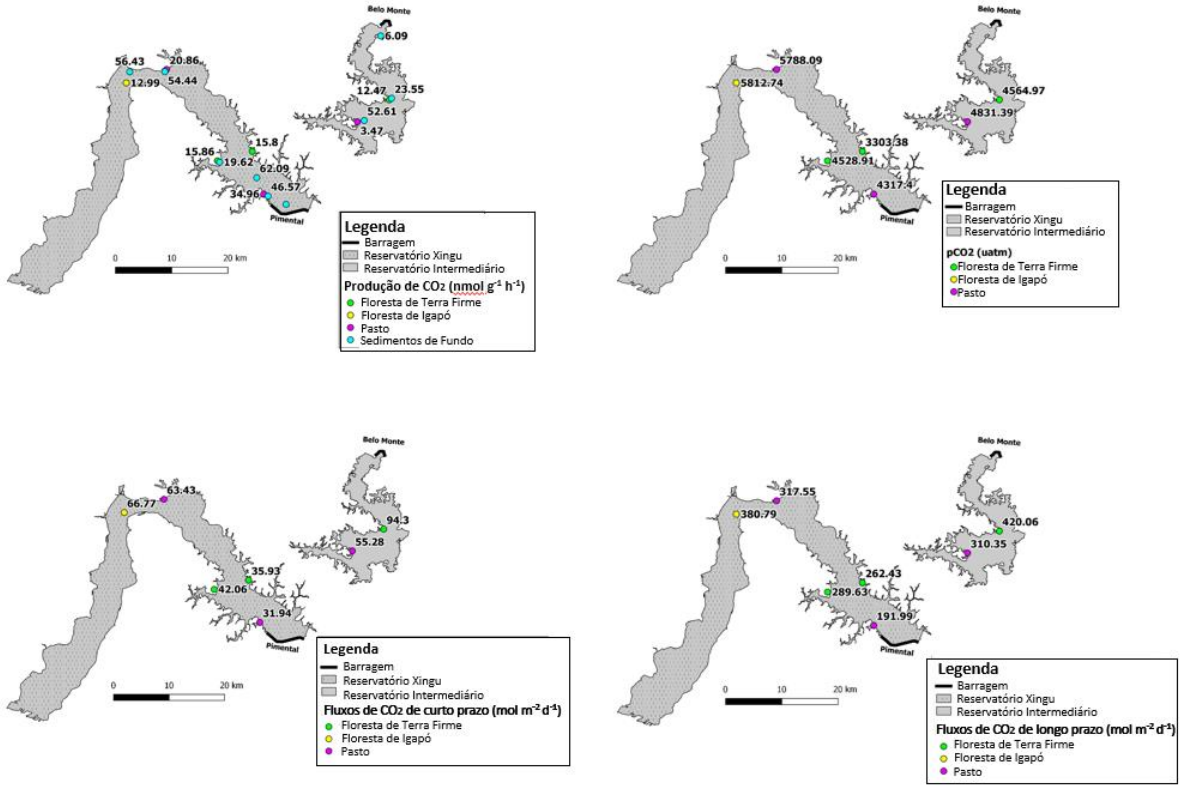

Figura 33 – Mapas de produção, concentração e fluxos de CO_2.

Em relação à resolução horizontal analisada parcialmente no experimento de incubação e dos testemunhos de solo, é de alta relevância destacar os diferentes padrões para as respostas da produção e da emissão de CH_4 e CO_2 de cada tipo de cobertura afogada. Para os solos de floresta de terra firme, apesar das taxas de produção e fluxos de curto prazo terem sido menores em relação aos outros tipos de solo, os fluxos de CH_4 e CO_2 longo prazo apresentaram valores mais elevados, semelhantes aos solos afogados de igapó e ambos superiores aos valores medidos nos solos de pasto. Esse contraste de medidas pode ser explicado pela menor presença de material vegetal nas amostras de solo utilizadas para os experimentos de incubação em relação ao experimento dos testemunhos de solo (maior quantidade de liteira). Em adição a isso, o solo de floresta de terra firme possui baixos teores de matéria orgânica, por outro lado, apresenta biomassa abundante na superfície (liteira e plantas). Além disso, a diferença entre os fluxos de curto prazo e longo prazo pode ser explicada pela maior ação do fluxo ebulitivo que ocorreu nas medidas de longo prazo que provavelmente teve como principal insumo a liteira, não presente no

experimento de incubação. Por fim, consoante a Demarty & Bastien (2011), pode-se afirmar que as áreas com vegetação arbórea (florestas de terra firme e igapó) apresentam maior potencial de emissão em relação às áreas agrícolas (pasto), devido à grande quantidade de biomassa afogada e à substancial entrada de matéria orgânica alóctone, no caso da floresta de igapó.

Em relação à resolução vertical observada no experimento dos testemunhos de solo, provavelmente não ocorreu estratificação térmica devido à pequena espessura da lâmina d'água (4 cm). Porém, o fundo da coluna d'água provavelmente estava em condições anóxicas, uma vez que a concentração de gases na água e os fluxos medidos foram bastante expressivos. No tocante à concentração de gases na coluna d'água, o solo de pasto apresentou aumento mais rápido e mais intenso em relação aos solos de igapó e floresta terra firme (Figura 25). Isso sugere maior reatividade da matéria orgânica que compõe o solo de pasto.

5.5. Avaliação da eficiência energética da UHE Belo Monte do ponto de vista de emissão de gases efeito estufa

A UHE Belo Monte apresentou dois patamares para os fatores de emissão por enegia gerada que foram baseados em duas abordagens diferentes: medidas de curto prazo e medidas de longo prazo. Os valores dos fatores de emissão por enegia gerada para as emissões de curto prazo e de longo prazo foram, respectivamente, iguais a 56 e 311 g CO_2 eq/KWh. De acordo com o trabalho de Sovacool (2008), o valor médio do fator de emissão por energia gerada para usinas hidrelétricas é igual a 10 g CO_2 eq/KWh, porém este valor não representa adequadamente a UHE Belo Monte. Esse valor provavelmente não computa usinas hidrelétricas em regiões tropicais que apresentam emissões mais significativas que aquelas instaladas em regiões temperadas, por exemplo (Barros *et al.* 2011).

Consoante ao estudo de Sovacool (2008), o primeiro patamar de 56 g CO_2 eq/KWh poderia equiparar a UHE Belo Monte a uma usina nuclear, enquanto que o segundo patamar de 311 g CO_2 eq/KWh poderia equiparar a UHE Belo Monte a uma usina termelétrica que utiliza gás natural como insumo para geração de energia elétrica.

Os valores utilizados no cálculo dos fatores de emissão por energia gerada consideram o funcionamento pleno da UHE Belo Monte, ou seja, todas as turbinas em funcionamento. Entretanto, no iníco da operação da usina, apenas três turbinas estavam em funcionamento. Portanto, logo após a instalação do reservatório, momento quando ocorre picos de emissão de GEEs (Abril *et al.,* 2005*;* Demarty & Bastien, 2011; Praire *et al.* 2017), houve menor geração de energia. Isso poderia indicar valores maiores ainda para os fatores de emissão por energia gerada durante os anos iniciais de operação.

Dessa forma, a UHE Belo Monte provavelmente apresentou baixa eficiência energética nos anos iniciais de funcionamento e significativas emissões de GEEs para atmosfera. Além disso, a integração da energia gerada com as emissões da UHE Belo Monte sugere o comprometimento do custo-benefício do empreendimento e pode até mesmo equipará-lo a uma usina termelétrica. Em se tratando de emissões de GEEs por energia gerada, é importante tratar as usinas hidrelétricas em regiões tropicais de forma separada daquelas de outras regiões, uma vez que isso implica em diferentes respostas de emissão de GEEs (Barros *et al.* 2011) e, portanto, implica em diferentes eficiências energéticas do ponto de vista emissões de GEEs.

6. CONCLUSÃO

Neste trabalho, em relação à resolução horizontal da resposta dos fluxos de CH_4 e CO_2, foi observado que os solos de floresta de igapó e pasto apresentam as maiores taxas potenciais de produção de CH_4 e CO_2, respectivamente. Enquanto que o solo de floresta de terra firme apresentou baixos valores de taxas potenciais de produção para ambos os gases. Em relação à resolução vertical, foi observado que a camada de solo superficial com conteúdo orgânico significativo (até 10 cm de profundidade) é o principal componente na emissão de CH_4 e CO_2 para a atmosfera.

A emissão média de CH_4 para os reservatórios da UHE Belo Monte foi igual a 54,05 ± 60,73 mmol CH_4 m^{-2} d^{-1} e pode representar incremento de cerca de 9 vezes o fluxo natural do rio. Esses valores devem ser computados no cálculo da energia gerada para a avaliação do custo-benefício do empreendimento hidrelétrico em termos de emissão de GEEs. Além disso, projeções realizadas indicaram incremento nas emissões de carbono entre 2,3 e 15,1 Tg C ao longo de 100 anos para os reservatórios da UHE Belo Monte.

Neste trabalho, foi desenvolvido um novo protocolo para projeção de emissões de CH_4 e CO_2 em escalas anuais antes da instalação do reservatório da usina hidrelétrica. Assim, espera-se auxiliar na avaliação de casos análogos e no aperfeiçoamento de métodos para estimar emissões de CH_4 e CO_2 associadas a empreendimentos hidrelétricos. O Plano de Energia Brasileiro considera a construção de novas usinas hidrelétricas na região amazônica. Dessa forma, seria possível considerar as emissões de GEEs associadas a UHE específica como critério de planejamento energético e assim contribuir para a tomada de decisões para compatibilizar a emissão de GEEs de forma responsável e consciente com a produção sustentável de energia hidrelétrica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abril, G., Guerin, F., Richard, S., Delmas, R., Galy-Lacaux, C., Gosse, P., Tremblay, A., Varfalvy, L., Dos Santos, M. A., Matvienko, B. (2005). Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). Global Biogeochemical Cycles, 19, Gb4007.

Archer, A. W. (2005). Review of Amazonian depositional systems. Fluvial Sedimentology VII, 17-39.

Barros, N. Cole, J. J., Tranvik, L. J., Prairi, Y. T., Bastviken, D., Huszar, V. L. M., Del Giorgio, P., Roland, F. (2011). Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. Nature geosciences, 4, 593 – 596.

Bastviken, D., Cole, J., Pace, M., Tranvik, L. (2004). Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. Global Biogeochemical Cycles, 18, 1 – 12.

Bastviken, D. (2009). Methane. In: Encyclopedia of Inland Waters, p. 783 – 805. Oxford: Elsevier.

Bastviken, D., Tranvik, L. J., Downing, J. A., Crill, P. M., Enrich-Past, A. (2011). Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. Science, 33, 1.

Bertassoli Jr., D. J., Sawakuchi, A. O., Sawakuchi, A. O., Pupim, F. N., Hartmann, G. A., McGlue, M. M., Chiessi, C. M., Zabel, M., Schefu□, E., Pereira, T. S., Santos, R. A., Faustino, S. B., Oliveira, P. E., Bicudo, D. C. (2017). The Fate of Carbon in Sediments of the Xingu and Tapajós Clearwater Rivers, Eastern Amazon. Frontiers in Marine Science, 4, 44.

Borges, A. V., Delille, B., Schiettecatte, L.S., Gazeau, F., Abril, G., Frankignoulle, M. (2004a). Gas transfer velocities of CO_2 in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt and Thames). Limnology and Oceanography, 49, 1630 – 1641.

Borges, A. V., Vanderborght, J. P., Schiettecatte,L. S., Gazeau, F., Ferron-Smith, S., Delille , B., Frankignoulle, M. (2004b). Variability of the gas transfer velocity of CO_2 in a macrotidal estuary (the Scheldt). Estuaries, 27,593 – 603.

Chanton, J. P., Martens, C. S. (1988). Seasonal variations in ebullitive flux and carbon isotopic composition of methane in a tidal freshwater estuary. Global Biogeochemical Cylces, 2, 289 – 298.

Chanton, J. P., Martens, C. S., Kelley, C. A. (1989). Gas transport from methane-saturated, tidal freshwater and wetland sediments. Limnology and Oceanography, 34 (5), 807 – 819.

Chen, H. Wu,Y., Yuan, X., Gao, Y., Wu, N., Zhu, D. (2009). Methane emissions from newly created marshes in the drawdown area of the Three Gorges Reservoir. Journal of Geophysical Research, 114, 1 – 7.

Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M.,Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. Ecosystems, 10(1), 172-185.

Cole, J. J.; Caraco, N. F., Atmospheric Exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF6. (1998). Limnology and Oceanography, 43 (4), 647 – 656.

Davidson, E. A., Ishida, F. Y., Nepstad, D. C. (2004). Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. Global Chance Biology, 10, 718 – 730.

Davidson EA, Nepstad DC, Ishida FY, Brando PM (2008). Effects of an experimental drought and recovery on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide and nitric oxide on a most tropical forest. Global Change Biology, 14, 2582–2590.

de Faria, F. A. M., Jaramillo, P., Sawakuchi, H. O., Richey, J. E., Barros, N. (2015). Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs.Environmental Research Letters, 10 (12), 124019.

DelSontro, T., McGinnis, D. F., Sobek, S., Ostrovsky, I. & Wehrli, B. (2010). Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir: Contribution from bubbling sediments. Environmental Science & Technology, 44, 2419 – 2425.

Demarty, M., Bastien, J. (2011). GHG emissions from hydroelectric reservoirs in tropical and equatorial regions: Review of 20 years of CH_4 emission measurements. Energy Policy, 39, 4197 – 4206.

Deshmukh, C., Serça, D., Delon, C., Tardif, R., Demarty, M., Jarnot, C., Meyerfeld, Y., Chanudet, V., Guédant, P., Rode, W., Descloux, S., Guérin, F. (2014). Physical controls on CH_4 emissions from a newly flooded subtropical freshwater hydroelectric reservoir: Nam Theun 2. Biogeosciences, 11, 4251 – 4269.

ELETROBRAS. (2009). MME – Ministério de Minas e Energia. RIMA – Relatório de impacto ambiental aproveitamento hidrelétrico de belo monte; 2009. 100 pp.

Engle, D., Melack, J. M. (2000). Methane emissions from an Amazon floodplain lake: enhanced release during episodic mixing and during falling water. Biogeochemistry, 51, 71 – 90.

Fearnside, P. M. (2002). Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. Water, Air, and Soil Pollution, 133, 69 – 96.

Fearnside, P. M. (2006). Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's Hydroelectric development of the Xingu River Basin. Environmental Management, 38, 16 – 27.

Fearnside, P.M. 2011: Gases de efeito estufa no EIA-RIMA da hidrelétrica de Belo Monte. – Novos Cadernos NAEA 14 (1): 5-19. – Online available at: www.periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/596/848. Acesso em 05/12/2018.

Fearnside, P.M. 2012: Desafios para midiatização da ciência na Amazônia: O exemplo da hidrelétrica de Belo Monte como fonte de gases de efeito estufa. *In:* Fausto Neto, A. (ed.): Midiatização da Ciência: Cenários, Desafios, Possibilidades. – Editora da Universidade Estadual da Paraíba (EDUEPB), Campina Grande, PB, Brasil: 107-123 – Disponível em: http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2015/Livro-Hidro-V1/Cap-16%20Livro%20Hidrel%C3%A9tricas%20V.1.pdf. Acesso em 05/12/2018.

Fearnside, P. M. & Pueyo, S. (2012). Greenhouse-gas emissions from tropical dams. Nature Climate Change, 2, 382 – 384.

Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P. et al. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Climage Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Solomon, S., Qin, D., Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (eds.); IPCC Working Group I, National Oceanic and Atmospheric Administration NOAA, DSRC R/AL/8, 325 Broadway, Boulder, CO 80305 (United States); 1009 p; p. 129-234; Cambridge University Press; Cambridge (United Kingdom).

Galy-Lacaux, C., R. Delmas, Jambert, C., Dumestre, J., Labroue, L., Richard, S., Gosse, P. (1997). Global Biogeochemical Cycles, 11, 471 – 483.

Galy-Lacaux, C., R. Delmas, G. Kouadio, S. Richard, and P. Gosse. (1999). Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. Global Biogeochemical Cycles, 13, 503– 517.

Giles, J. (2006). Methane quashes green credentials of hydropower. Nature, 444,

524525.

Guérin, F., Abril, G., Richard, S., Burban, B., Reynouard, C. Seyler ,P. Delmas, R. (2006). Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. Geophysical Research Letters, 33, 1 – 6.

Guérin, F., Abril, D. S., de Junet, A., Bonnet, M. (2008a). Anaerobic decomposition of tropical soils and plant material: implications for the CO_2 and CH_4 budget of the Petit Saut Reservoir. Applied Geochemistry, 23, 2272 – 2283.

Hu, Y. Cheng, H. The urgency of assessing the greenhouse gas budgets of hydroelectric reservoirs in China. (2013). Nature Climate Change, 3, 708 – 712.

IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greehouse Gas Inventories Programme.. IGES, Japan.

IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. IPCC Working GroupIContributionstoAR5.Bern,Switzerland.http://www.climatechange2013.org/. Acesso em 20/06/2017.

Keller, M., Stallard, R. F. (1994). Methane emission by bubbling from Gatun Lake, Panama. JGR Atmospheres, 99, 8307 – 8319.

Kemenes, A., Forsberg, B. R., Melack, J. M. (2007). Methane release below a tropical hydroelectric dam. Geophysical Research Letters, 34, 1 – 5.

Kemenes, A., Forsberg, B. R., Melack, J. M. (2011). CO_2 emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). Journal of Geophysical Research, 116, 1 – 11.

Kondolf, G. M., Rubin, Z. K., Minear, J. T. (2014). Dams on the Mekong: Cumulative sediment starvation. Water Resources Research, 50, 5158 – 5169.

Kubistchek, J. (1960). Lei nº 3.824 de 23 de Novembro de 1960, Brasil.

Latrubesse, E. M., Stevaux, J. C., Sinha, R. (2005). Tropical rivers. Geomorphology, 70, 187 – 206.

Lessa, A. C. R., Santos, M. A., Maddock, J. E. L., Bezerra, C. S. (2015). Emissions of greenhouse gases in terrestrial áreas pré-existing to hydroelectric plant reservoirs in the Amazon: The case of Belo Monte hydroelectric plant. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 51, 1728 – 1736.

Lide, D.R. (2007).CRC Handbook of Chemistry and Physics 88th edition CRCPress, New York.

Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W., & Nobre, C. A. (2008). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science, 319(5860), 169-172.

McGinnis, D. F., Greinert, J., Artemov, Y., Beaubien, S. E., Wüest, A. (2006). Fate of rising methane bubbles in stratified waters: How much methane reaches the atmosphere? Journal of Geophysical Research, 111, 1 – 15.

MME/EPE. (2013). Plano Decenal de Expansão de Energia 2022. Brasília: Ministério de Minas e Energia – MME. Empresa de Pesquisa Energética – EPE.

MME/EPE. (2014). Plano Decenal de Expansão de Energia 2023. Brasília: Ministério de Minas e Energia – MME. Empresa de Pesquisa Energética – EPE.

Myhre G, Shindell D, Br_eon FM et al. (2013). Anthropogenic and natural radiativeforcing. In: Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of theIntergovernmentalPanel on Climate Change (eds Stocker TF, Qin D, Plattner GK, TignorM, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM), 659–740. CambridgeUniversity Press, Cambridge, UK.

O'Gorman, P. A. (2012). Sensitivity of tropical precipitation extremes to climate change. Nature Geoscience, 5(10), 697-700.

Paranaíba, J. R., Barros, N., Mendonça, R., Linkhorst, A., Isidorova, A., Roland, F., Almeida, R. M., Sobek, S. (2017). Spatially resolved measurements of CO_2 and CH_4 concentration and gás-exchange velocity highly influence carbon-emission estimates of reservoirs. Environmental Science & Technology, 52(2), 607 – 615.

Pircher, W. (1993). 36000 dams and still more needed. Intern. Water Power Dam Construction, 45, 15 – 15.

Praire, Y. T., Alm, J., Beaulieu, J., Barros, N. *et al.* (2017). Greenhouse gas emissions from freshwater reservoir: what does the atmosphere see? Ecosystems, 19, 1 – 14.

Raymond, P. A., Hartmann, J., Lauerwald, R. *et al.* (2013). Global carbon dioxide emissions from inland waters. Nature, 503, 355 – 359.

Ritter, C. D., McCrate, G., Nilsson, R. H., Fearnside, P. M., Palme, U., Antonelli, A. (2017). Environmental impact assessment in Braziilian Amazonia: Challenges and prospects to assess biodiversity. Biological Conservation, 206, 161 – 168.

Rudd, J. W. M., Harris, R., Kelly, C. A., Hecky, R. E. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? Ambio, 22, 246 – 248.

Santos, M. A., Rosa, L. P., Sikar, B., Sikar, E. & Dos Santos, E. O. (2004). Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. Energy Policy 34, 481488.

Saint Louis, V., Kelly, C., Duchemin, É., Rudd, J. W. M., Rosenberg, D. M. (2000). Reservoir surface as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate, Bioscience, 20, 766 – 775.

Sawakuchi, H. O., Bastviken, D. Sawakuchi, A. O., Ward., N. D., Borges, C. D., Tsai, S. M., Richey, J. E., Ballester, M. V. R., Krusche, A. V. (2016). Oxidative mitigation of aquatic methane emissions in large Amazonian rivers. Global Change Biology, 22, 1075 – 1085.

Sawakuchi, H. O., Bastviken, D., Sawakuchi, A. O., Krusche, A. V., Ballester, M. V., Richey, J. E. (2014). Methane emissions from Amazonian Rivers and their contribution to the global methane budget. Global Change Biology, 20, 2829 – 2840.

Schneider, T., Bischoff, T., & Haug, G. H. (2014). Migrations and dynamics of the intertropical convergence zone. Nature, 513(7516), 45-53.

Sioli, H.(1985). Amazônia: Fundamentos de Ecologia da Maior Região de Florestas Tropicais. Editora Vozes, Petrópolis.

Sovacool, B. K. (2008). Valuing the greenhouse gas emissions from nuclear power: A critical survey. Energy Policy, 36, 2950 – 2963.

Stanley, E. H., Casson, N. J., Christel, S. T., Crawford, J. T., Loken, L. C., Oliver, S. K. (2016). The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance. Ecological Monographs, 86 (2), 146 – 171.

Teodoru, C., Prairie, Y., del Giorgio, P. (2010) Spatial heterogeneity of surface CO_2 fluxes in a newly created Eastmain-1 reservoir in Northern Quebec, Canada. Ecosystems, 14, 2846.

Tremblay, A., Lambert, M., Gagnon, L. (2004). Do hydroelectric reservoirs emit greenhouse gases? Environmental Management, 33, S509 – S517.

Tremblay, A., Therrien, J., Hamlin, B., Wichmann, E., LeDrew, L.J., (2005a). Synthesis. In: Tremblay, A., Varfalvy, L., Roehm, C., Garneau., M.(Eds.), GreenhouseGasEmissions: Fluxes and Processes, Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments. Springer, Berlin, Germany, p.637–659.

Wiesenburg, D.A., Guinasso, N.L. (1979). Equilibrium solubilities of methane, carbon monoxide, and hydrogen in water and sea-water. Journal of Chemical and Engineering Data, 24, 356–360.

Yamamoto, S., Alcauskas, J. B., and Crozier, T. E.: Solubility of methane in distilled water and seawater, J. Chem. Eng. Data, 21, 78–80, 1976.