UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

MARYELLE KLEYCE MACHADO SOUSA

EFEITOS DA APLICAÇÃO DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE ÓLEO DE PALMA SOBRE O EFLUXO DE CO_2 E CH_4 EM PLANTIO DE PALMA DE ÓLEO

BELÉM – PA
2021

MARYELLE KLEYCE MACHADO SOUSA

EFEITOS DA APLICAÇÃO DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE ÓLEO DE PALMA SOBRE O EFLUXO DE CO_2 E CH_4 EM PLANTIO DE PALMA DE ÓLEO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará (UFPA) em parceria com o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Embrapa Amazônia Oriental, como parte das exigências para a obtenção do grau de mestre em ciências ambientais.

Área de concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia
Linha de pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais

Orientador: Dr. Roberto Lisboa Cunha

BELÉM – PA
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará

Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S725e Sousa, Maryelle Kleyce Machado.
Efeitos da aplicação do efluente da indústria de óleo de palmasobre o efluxo de CO2 e CH4 em plantio de palma de óleo / Maryelle Kleyce Machado Sousa. — 2021.
61 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Roberto Lisboa Cunha
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em CiênciasAmbientais, Belém, 2021.

1. Resíduo agroindustrial. 2. Fertilizante orgânico. 3. Matéria orgânica do solo. 4. Biomassa microbiana. I. Título.

CDD 633.851098115

MARYELLE KLEYCE MACHADO SOUSA

EFEITOS DA APLICAÇÃO DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE ÓLEO DE PALMA SOBRE O EFLUXO DE CO_2 E CH_4 EM PLANTIO DE PALMA DE ÓLEO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará (UFPA) em parceria com o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Embrapa Amazônia Oriental, como parte das exigências para a obtenção do grau de mestre em ciências ambientais.

Área de concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia
Linha de pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais

Data da defesa: 10/08/2021
Banca Examinadora:

Prof. Dr. Roberto Lisboa Cunha - Orientador
Doutor em Fisiologia Vegetal
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA

Prof. Dr. Alessandro Carioca de Araújo - Membro interno
Doutor em Ciências Geoambientais
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária -EMBRAPA

Prof. Dr. José Henrique Cattanio - Membro interno
Doutor em Agronomia
Universidade Federal do Pará - UFPA

Profa. Dra. Sílvia Fernanda Mardegan - Memb
Doutora em Ecologia Aplicada
Universidade Federal do Pará - UFPA

Silvia Fernanda Mardegan: 03046726961
Assinado digitalmente por Silvia Fernanda Mardegan: 03046726961
DN: CN=Silvia Fernanda Mardegan:03046726961, OU=UFPA - Universidade Federal do Para, O=ICPEdu, C=BR
Razão: Eu estou aprovando este documento
Localização: Belém - PA
Data: 2021-12-15 14:52:29
Foxit PhantomPDF Versão: 9.0.1

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por até aqui Ele ter me sustentado e guardado, mesmo em meio à pandemia que ainda atravessamos, sua graça e misericórdia não me deixaram enfraquecer ou desistir durante esta jornada.

Aos meus pais, Samuel Sousa e Ruth Ana, por todo apoio, compreensão, torcida, orações e amor incondicional. Vocês sempre acreditaram e investiram em mim durante toda a minha formação e por isso são os grandes responsáveis por eu ter chegado até aqui.

À Universidade federal do Pará e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) pela oportunidade de realização do curso de mestrado e pelo corpo docente que contribuiu para a minha formação. Assim como aos coordenadores, Everaldo Barreiros e Julia Cohen, e à secretaria pelas informações e sobre os trâmites a serem cumpridos.

Ao Dr. Roberto Cunha, meu orientador, por ter me recebido de forma tão acolhedora, pela paciência, confiança e suporte necessário para a condução desta pesquisa. Juntamente, agradeço ao Dr. Marcelo Magalhães por todo apoio, tanto viabilizando as campanhas de campo como também pelas conversas sempre motivadoras.

Ao Prof. Dr. José Henrique Cattanio por disponibilizar os materiais necessários para a realização deste trabalho e pela assistência para que pudesse manuseá-los nas campanhas de campo. E ao Msc. Mario Flores, pelo auxílio e esclarecimentos em todas as dúvidas a respeito da coleta e tratamento dos dados.

Aos parceiros, Embrapa Amazônia Oriental e à Empresa Marborges Agroindústria S.A por todo apoio operacional e logístico na condução deste trabalho.

Aos funcionários do Laboratório de Análises de Sistemas Sustentáveis (LASS), Neuza Ferreira e Ivanildo Trindade pelo auxílio concedido.

Aos estagiários e pós-graduandos do LASS por todo suporte durante a minha pesquisa, em especial, Victória Rosário, Izabely Vitória e Lucélia de Jesus, por todos os momentos compartilhados, pela parceria em campo e em laboratório, conversas, desabafos e pelo encorajamento concedido. Sou muito grata pela amizade cultivada.

Ao meu noivo, Lucas Nery, sua presença foi fundamental ao longo desses anos, com seu companheirismo, paciência e senso de humor que tanto me alegrava, mesmo nos dias mais difíceis.

E por fim, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela concessão da bolsa.

Meu muito obrigada!

RESUMO

O aumento contínuo da demanda global por óleo de palma tem resultado em expansões nas áreas de plantio desta oleaginosa. Visando a sustentabilidade da indústria de óleo de palma, e, levando em consideração a grande quantidade de biomassa residual gerada, a reciclagem desses subprodutos tem sido uma das práticas propostas. Em geral, a aplicação de parte desses resíduos como fertilizantes orgânicos em sistemas agrícolas tem sido comum, a exemplo, o efluente líquido – POME. O impacto deste incremento orgânico na matéria orgânica do solo (MOS) e, consequentemente, na emissão de gases do efeito estufa (GEE's) é pouco conhecido. Assim, este estudo relata os resultados das emissões de CO_2 e CH_4 em plantio comercial do híbrido interespecífico (*Elaeis guineensis* Jacq. x *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés) a partir da aplicação bruta do POME ao longo de um período de seis meses. A adição deste composto orgânico aumentou em consideravelmente as taxas de emissão de CO_2, quando comparada com as parcelas controle, mas, não teve efeitos consideráveis sobre a emissão de metano. Esses picos de respiração do solo podem ter sido influenciados pelo aumento do teor de matéria orgânica e, consequentemente da atividade microbiana, que foi estimulada. Próximo a base da planta a emissão de CO_2 foi maior e, à medida que os pontos de amostragem se distanciavam da base da planta, essas emissões reduziram até se tornar insignificante. No entanto, a relação entre os fluxos de CO_2 e CH_4 e temperatura e umidade do solo foi fraca e até mesmo inexistente, o que pode estar associado com a baixa variabilidade dessas variáveis no plantio de palma de óleo. Dessa forma, são necessários estudos a longo prazo que avaliem os impactos desta aplicação na dinâmica de C do solo e, concomitantemente, outros fatores que possam regular esses fluxos, como a biomassa radicular, as atividades microbianas, o estado nutricional e físico do solo para garantir se essa prática favorece a manutenção e qualidade da MOS.

Palavras – chave: biomassa microbiana; fertilizante orgânico; matéria orgânica do solo; resíduo agroindustrial; respiração do solo; sustentabilidade.

ABSTRACT

The continuous increase of the global demand for palm oil has resulted in expansions in the planting areas of this oilseed. Aiming at the sustainability of the palm oil industry, and taking into account the large amount of residual biomass generated, the recycling of these by-products has been one of the proposed practices. In general, the application of part of this waste as organic fertilizer in agricultural systems has been common, for example, the liquid effluent - POME. The impact of this organic increment on soil organic matter (MOS) and, consequently, on greenhouse gas emissions (GHG's) is little known. Thus, this study reports the results of CO2 and CH4 emissions in commercial planting of the interspecific hybrid (Elaeis guineensis Jacq. x Elaeis oleifera (Kunth) Cortés) from the gross application of the PMS over a six-month period. The addition of this organic compound increased considerably the CO2 emission rates, when compared to the control plots, but it did not have considerable effects on the methane emission. These soil respiration peaks may have been influenced by the increased organic matter content and, consequently, by microbial activity, which has been stimulated. Near the base of the plant the CO2 emission was higher and, as the sampling points moved away from the base of the plant, these emissions were reduced until it became insignificant. However, the relationship between CO2 and CH4 flows and soil temperature and humidity was weak and even non-existent, which may be associated with the low variability of these variables in oil palm planting. Thus, long-term studies are needed to assess the impacts of this application on soil C dynamics and, concomitantly, other factors that can regulate these flows, such as root biomass, microbial activities, the nutritional and physical status of the soil to ensure whether this practice favors the maintenance and quality of the MOS.

Key words: microbial biomass; organic fertilizer; soil organic matter; agro-industrial residue; soil respiration; sustainability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Processo de extração do óleo de palma 19

Figura 2 - Potenciais formas de utilização para cada biomassa residual 20

Figura 3 - Localização geográfica da área experimental na empresa Marborges Agroindustria, Moju/PA. Os pontos em vermelho destacados correspondem às parcelas experimentais 28

Figura 4 - Croqui esquemático dos tratamentos e parcelas do experimento (A) e os pontos de amostragem para a coleta de dados (B). Esses pontos estão distribuídos em três diferentes distâncias da base da planta e sob projeção da copa, a 0,3m, 1,5m e 3,5m. Cada um desses pontos de amostragem foi direcionado para a ZCAR e para a ZEMP 29

Figura 5 - Série temporal do efluxo de CO_2 (g m^{-2} h^{-1}) na Zcar (A, C e E) e Zemp (B, D e F). Distantes da base da planta em 0,3 m (A e B), 1,5 m (C e D) e 3,5 m (E e F). As setas indicam os dias em que o POME foi aplicado 36

Figura 6 - $EFCO_2$ no intervalo dos dias 322 a 325 nas parcelas controle (A e B) e fertirrigadas (C e D), da Zcar (A e C) e da Zemp (B e D) em cada distância da base da planta. A seta indica o dia em que a segunda dose de POME foi aplicada 37

Figura 7 - Série temporal do efluxo de CH_4 (mg m^{-2} h^{-1}) na Zcar (A, C e E) e Zemp (B, D e F). Distantes da base da planta em 0,3 m (A e B), 1,5 m (C e D) e 3,5 m (E e F). As setas indicam os dias em que o POME foi aplicado 39

Figura 8 - Variação temporal e espacial da temperatura do solo na Zcar (A, C e E) e na Zemp (B, D e F). Distantes da base da planta a 0,3 m (A e B), 1,5 m (C e D) e 3,5 m (E e F) 40

Figura 9 - Variação espacial e temporal da umidade do solo (%) nas parcelas controle da Zcar (A) e Zemp (B) e nas parcelas fertirrigadas da Zcar (C) e Zemp (D) 41

Figura 10 - Correlação linear simples entre o $EFCO_2$, temperatura e umidade do solo (A e B) e $EFCH_4$, temperatura e umidade do solo nas parcelas controle (C e D) 42

Figura 11 - Correlação linear simples entre o $EFCO_2$, temperatura e umidade do solo (A e B) e $EFCH_4$, temperatura e umidade do solo nas parcelas fertirrigadas (C e D). 43

Figura 12 - Respiração basal nas parcelas controle da Zcar (A) e Zemp (B) e nas parcelas fertirrigadas da Zcar (C) e Zemp (D) 44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Constituintes físico-químicos do efluente líquido de óleo de palma (POME) aplicados na lavoura baseados na literatura 21

Tabela 2 - Descrição dos tratamentos do experimento 28

Tabela 3 - Caracterização química do efluente da indústria de óleo de palma 30

Tabela 4 - Valores da média e desvio padrão do $EFCO_2$ (g CO_2 m^{-2} h^{-1}) em todos os tratamentos, distantes a 0,3, 1,5 e 3,5 m da planta para os tratamentos controle e fertirrigado em plantio de palma de óleo 35

Tabela 5 - Valores da média e desvio padrão do $EFCH_4$ (mg CH_4 m^{-2} h^{-1}) em todos os tratamentos e distâncias a partir da planta para os tratamentos controle e fertirrigado em plantio de palma de óleo 38

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 13

2 HIPÓTESES 15

3 OBJETIVOS 16

3.1 Geral 16

3.2 Específicos 16

4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 17

4.1 Área Plantada da palma de óleo 17

4.2 Biomassa residual gerada na indústria de óleo de palma 18

4.3 Caracterização e Uso do POME 20

4.4 Efeito da fertilização orgânica na dinâmica da MOS 22

4.5 EFluxo de CO_2 do solo 24

4.6 Fluxo de CH_4 no solo 25

5 MATERIAL E MÉTODOS 27

5.1 Caracterização da área de estudo 27

5.2 Execução do Experimento 28

5.3 Aplicação do Efluente 30

5.4 Medição do efluxo de CO_2 e CH_4 31

5.5 Umidade e Temperatura do solo 32

5.6 Amostragem e análises do solo 32

5.7 Respiração Basal 32

5.8 Carbono da biomassa microbiana 33

5.9 Análise estatística 33

6 RESULTADOS 35

6.1 Efluxo de CO_2 após a aplicação do POME 35

6.2 Fluxo de CH_4 após a aplicação do POME 38

6.3 Parâmetros físicos 39

6.4 Parâmetros bioquímicos do solo 43

7 DISCUSSÃO 45

7.1 Efeito da aplicação do POME no efluxo de CO_2 do solo 45

7.2 Efeito da aplicação do POME no fluxo de CH_4 do solo 46

7.3 Influência dos fatores biofísicos no efluxo de GEE do solo 47

7.4 Efeito da aplicação do POME nas propriedades químicas e biológicas do solo 49

8 CONCLUSÃO 51

REFERÊNCIAS 52

1 INTRODUÇÃO

A produção de óleo de palma tem tido um crescimento contínuo na última década. Foi estimado que em 2019 foram produzidos 75,7 milhões de toneladas, um crescimento que corresponde a 28% quando comparado com o período de 2015/2016. Esse aumento produtivo está atrelado a sua alta comercialização, que se deve, em parte, ao seu maior rendimento e baixo custo (VIJAY et al., 2016), bem como a versatilidade do seu uso na indústria alimentícia, químicos industriais, cosméticos e farmacêuticos, como também para produzir biodiesel (KHATUN et al., 2017; PIRKER et al., 2016). Por esta razão, o consumo mundial de óleo de palma tem sido o maior impulsionador do mercado de óleo vegetal, com um crescimento de 6 milhões de toneladas em 2019 (USDA/FAS, 2020).

Essa alta produtividade de óleo, traz reflexos diretos na quantidade de subprodutos gerados da indústria de óleo de palma, tanto nas atividades de plantio como de moagem. Os mais comuns são: cachos de frutos vazios (EFB), cachos de frutos frescos (FFB) esterilizados; fibra de prensagem do mesocarpo (PPF); cascas da semente do mesocarpo (PKS); cinzas produzidas pela queima da fibra e PKS nas caldeiras (POFA) e efluentes líquido do óleo de palma (POME) (AWALLUDIN et al., 2015; BEAUDRY et al., 2018; GARCIA-NUNEZ et al., 2016; LOH, 2017). Atualmente, alguns desses resíduos tem sido matéria prima em produtos de alto valor agregado, de base biológica, biocombustíveis sintéticos e também para geração de energia (SHUIT et al., 2009).

Muitos são os esforços para aumentar a sustentabilidade da indústria de óleo de palma, principalmente, o retorno ao campo da biomassa residual, que promove, em última análise melhorias nos atributos físicos, biológicos e químicos do solo, entre eles, ressalta-se e alto potencial para o aumento de carbono orgânico no solo (DĘBSKA et al., 2016; EYKELBOSH et al., 2014). A exemplo do POME, que se destaca pelo seu alto conteúdo orgânico e mineral, podendo suprir parte da demanda nutricional do plantio de palma de óleo, com potencial para reduzir os altos custos de produção contabilizados pelos fertilizantes inorgânicos (AMELIA et al., 2017; BAKRI et al., 2014; LOH; LAI; NGATIMAN, 2019; SULAIMAN et al., 2011; WU et al., 2009).

Muito embora a adição de incrementos orgânicos em sistemas agrícolas seja uma prática de manejo sustentável, os impactos da aplicação do POME no solo ainda não estão bem esclarecidos quanto aos efeitos na emissão de CO_2 e CH_4 do solo em áreas de plantio de palma de óleo. A fim de minimizar os impactos desses sistemas de cultivo, que são

altamente exigentes na utilização de fertilizantes e, evitar o aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE), a aplicação de resíduos orgânicos pode contribuir para a redução das emissões de CO_2 a partir do solo, considerado um dos maiores fluxos de C nos ecossistemas terrestres (BOND-LAMBERTY et al., 2018).

Por outro lado, o incremento orgânico no solo aumenta o suprimento de C que pode servir como substrato para a produção de CO_2 por microrganismos (componentes heterotróficos) e raízes (componentes autotróficos) (CHIRINDA et al., 2010; RYALS; SILVER, 2013), tornando pouco compreendido os efeitos da aplicação de resíduos orgânicos no solo sobre a respiração desses componentes. Além disso, outros fatores podem estimular ou limitar a respiração dos componentes autotróficos e heterotróficos, como o teor de água no solo e a temperatura do solo (COSTA et al., 2014; JANSSENS et al., 2010; SAVAGE; DAVIDSON; TANG, 2013).

O alto potencial de aquecimento do metano, 25 vezes maior do que a massa equivalente do CO_2 na atmosfera, o torna um dos mais importantes GEE produzido a partir de atividades antrópicas. Os solos desempenham um importante papel no ciclo do metano, resultante dos processos microbianos de produção por metanogênicos e de consumo pela oxidação por metanotróficos (KRAUSE; LÜKE; FRENZEL, 2012). Em condições anaeróbicas, a exemplo dos pântanos e cultivos de arroz irrigado, as emissões líquidas de CH_4 são impulsionadas (TATE, 2015). Além disso, outros fatores controlam as atividades microrganismos metanotróficos, (1) nitrogênio no solo Bodelier (2011) (2) umidade do solo Dubbs e Whalen (2010); Mclain e Ahmann (2008) e (3) qualidade do substrato (GIRKIN et al., 2019). Portanto, a adição de incrementos orgânicos deve ser bem manejada, para que a oxidação exceda a produção de CH_4.

No entanto, há uma carência de estudos que avaliem as respostas do solo a partir da aplicação orgânica de resíduos gerados na indústria de óleo de palma, principalmente sobre as alterações no balanço de carbono e na dinâmica dos fluxos de GEE's a partir do solo. Desta forma, considerando a demanda crescente de óleo de palma e a necessidade da implantação de práticas sustentáveis, principalmente no que diz respeito a fertilização, a presente pesquisa avaliou os efeitos, em curto prazo, da aplicação do POME nas emissões de CO_2 e CH_4 do solo em plantio comerciais do híbrido interespecífico da palma de óleo (*Elaeis guineensis* Jacq. x *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés) no município de Moju, PA.

2 HIPÓTESES

- O aditivo orgânico (POME) estimula as emissões de CO_2 do solo a partir do aumento da decomposição da matéria orgânica.

- O incremento orgânico, a partir da fertirrigação com POME, altera o fluxo de metano no solo, onde a oxidação por metanotróficos excede a produção por metanogênicos.

- O efluxo de CO_2 e CH_4 do solo é maior no período chuvoso e menor no período menos chuvoso.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar o efeito da aplicação em curto prazo do POME sobre o efluxo de CO_2 e CH_4 em plantio comercial do híbrido interespecífico da palma de óleo (*Elaeis guineenses jacq. x Elaeis oleifera (kunth) cortés*).

3.2 Específicos

- Determinar as alterações provenientes a partir da aplicação do POME na atividade microbiana do solo;

- Avaliar a dependência do efluxo de CO_2 e CH_4 tanto em teor de umidade do solo quanto em temperatura do solo.

- Identificar as variáveis ambientais que mais influenciam nas emissões de CO_2 e CH_4 do solo

4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 Área Plantada da palma de óleo

O aumento da demanda por óleo de palma levou uma grande expansão das áreas usadas para produzi-lo. Segundo Pirker et al. (2016), a expansão da área global de plantio de dendezeiros foi de 6 para 16 milhões de hectares entre 1990 e 2010. Os maiores produtores mundiais de óleo de palma são a Indonésia e Malásia, que dominam 85% da produção mundial, enquanto que a Nigéria, Tailândia, Colômbia, Equador e Papua Nova Guiné representam 6,6% da produção, ficando um saldo de 8,4% que cabe a 36 países, incluindo o Brasil (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE ÓLEO DE PALMA- ABRAPALMA, 2018).

Esse aumento produtivo nas últimas décadas foi impulsionado pelo aumento da população e da renda em seu mercado de alimentos, como óleo de fritura, ingrediente em alimentos processados e produtos não comestíveis (detergentes e cosméticos) e, mais recentemente e pelo seu uso na produção de biodiesel, que está crescendo por preocupações econômicas e ambientais (KHATUN et al., 2017). A comercialização desse óleo está relacionada com o menor custo e o alto rendimento, com um hectare de dendê produzindo de 10 a 35 toneladas de cacho de frutas frescas (FFB) por ano (SINGH et al., 2010).

A Malásia e a Indonésia, mesmo sendo os maiores centros produtores de óleo de palma, têm desacelerado nesse desenvolvimento dinâmico, em função da escassez de terras disponíveis para a expansão deste cultivo (BICALHO; BESSOU; PACCA, 2016). De acordo com a FAO (2020), na última década o crescimento em área colhida nestes países foi de aproximadamente 7 e 75% respectivamente, ao passo que, Tailândia, Colômbia e Brasil aumentaram suas áreas em 65, 148 e 67% (FAO, 2019). Este aumento produtivo, em países emergentes e em desenvolvimento, a partir de incentivos do governo, começaram a promover ativamente o cultivo de óleo de palma em seus países, devido à maior produtividade do óleo de palma quando comparada com outras oleaginosas, estabilidade da oferta comparativamente alta e fortes perspectivas de mercado a longo prazo (BRANDÃO; SCHONEVELD, 2015).

Apesar de atualmente o Brasil ser um pequeno produtor de óleo de palma, foi estimado que aproximadamente metade da sua área terrestre, essencialmente localizada

na Amazônia, é adequada para o plantio de dendezeiros, com uma área que corresponde a 417 Mha, tornando o país com maior adequação em área para o cultivo (PIRKER et al., 2016). No entanto, a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) através do Zoneamento Agroecológico do Cultivo de Dendê para Áreas desmatadas na Amazônia Legal, excluindo parques legalmente protegidos, áreas florestais intactas e reservas indígenas e avaliando características como adequação do solo e precipitação, identificou 31,8 Mha de terras não florestadas adequadas para o plantio (BENAMI et al., 2018; RAMALHO FILHO et al., 2010).

Diante deste cenário, o plantio nessas áreas pode converter o país em um dos maiores produtores mundiais, com relevância para o cenário ecológico e energético, de modo que, se 30% da área desmatada da Amazônia brasileira fosse cultivada com dendezeiros africanos, poderíamos suprir a demanda diária de 460 mil barris de óleo diesel consumidos no país, além do enorme potencial da região, devido às condições climáticas e disponibilidade de mão-de-obra (KUSS et al., 2015). Porém, o estado do Pará, como o maior produtor nacional perfazendo 88% da produção nacional, totaliza apenas 0,23 Mha de área plantados com a cultura da palma (ABRAPALMA, 2018).

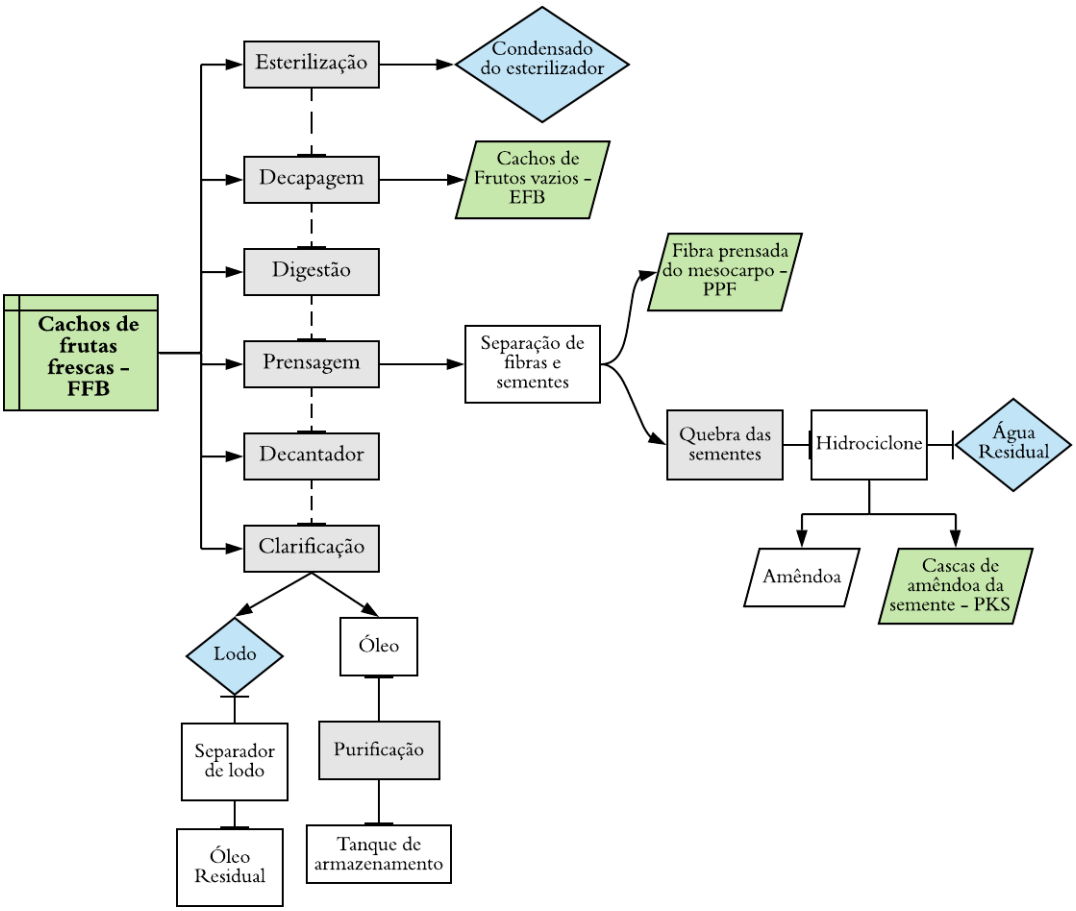
Desta forma, a ampliação das áreas de cultivo desta oleaginosa, poderia, além de melhorar a segurança alimentar e energética nacional, a partir do alto rendimento de óleo por hectare, que o torna uma matéria-prima barata para a produção de alimentos, cosméticos, oleoquímicos e biodiesel, também gerar benefícios importantes como a criação de empregos e o aumento da renda da população envolvida nessa atividade (KUSS et al., 2015; VIJAY et al., 2016).

4.2 Biomassa residual gerada na indústria de óleo de palma

O processo de extração úmida para óleo de palma bruto (CPO) inclui esterilização, remoção, digestão, prensagem, clarificação, separação das fibras e sementes, extração e purificação de óleo, de acordo com a Figura 1. Segundo Tsouko et al. (2019) é estimado que seja produzido, a partir desta palmeira, aproximadamente 10% de óleo, enquanto os 90% restantes correspondem à biomassa da planta, particularmente cachos de frutos vazios (EFB); fibra de prensagem da fruta (PPF); cascas de amêndoa da semente (PKS); cinzas produzidas pela queima da fibra e PKS nas caldeiras (POFA) e efluentes

líquido do óleo de palma (POME). Outros resíduos são provenientes do plantio, como as folhas e os troncos (AWALLUDIN et al., 2015; BEAUDRY et al., 2018; GARCIA-NUNEZ et al., 2016).

Figura 1 – Processo de extração do óleo de palma



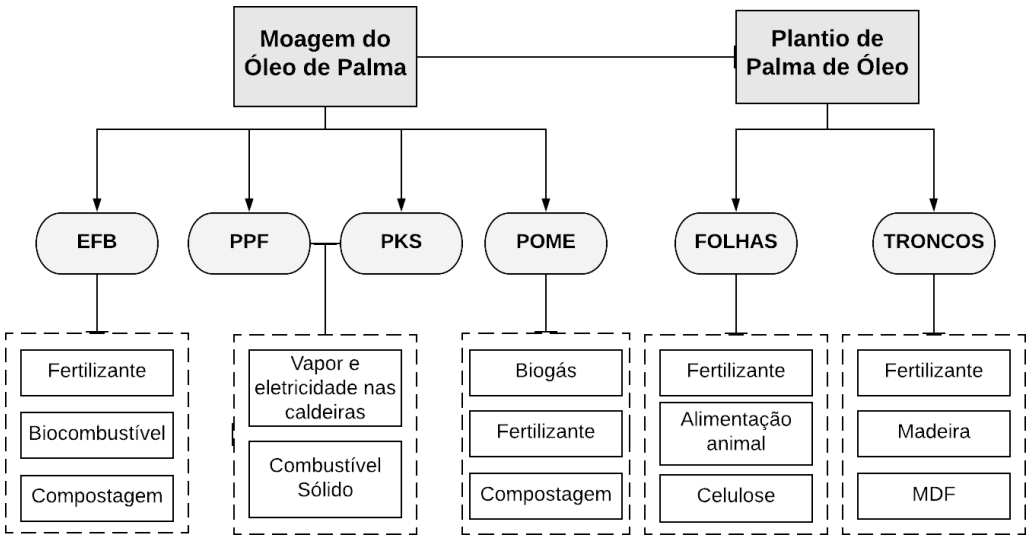
Fonte: Elaborado pela autora.

Toda essa biomassa pode ser potencialmente usada em múltiplas aplicações (BEAUDRY et al., 2018; LOH, 2017). Buscando a sustentabilidade, vários processos (mecânicos, térmicos e termoquímicos) estão sendo utilizados para converter a biomassa residual produzida em produtos de valor agregado, como ilustra a Figura 2, contribuindo para aumentar a receita de seus operadores, agentes do setor e, finalmente, para a economia do país (AWALLUDIN et al., 2015).

Entre as tecnologias de reciclagem, muitos estudos destacam o potencial dessa biomassa para a conversão em subprodutos de valor agregado, entre eles pode-se destacar a produção de calor e vapor para gerar eletricidade, por conter alto valor nutritivo e

matéria orgânica, podem ser utilizados como fertilizantes orgânicos, também foi explorada a produção de biogás a partir do POME e podem ser convertidos em madeira serrada ou compensada, painéis de fibra de média densidade (MDF) para a fabricação de móveis, (GARCIA-NUNEZ et al., 2016; KHATUN et al., 2017; SASWATTECHA et al., 2016; SUKIRAN et al., 2017; YUSOFF, 2006).

Figura 2 - Potenciais formas de utilização para cada biomassa residual.



Fonte: Elaborado pela autora.

4.3 Caracterização e Uso do POME

O processo de extração do óleo demanda grande quantidade de água para esterilizar a vapor o EFF e clarificar o óleo extraído (O-THONG; BOE; ANGELIDAKI, 2012), descarregando quantidades consideráveis de POME. Estima-se que, para cada tonelada de óleo de palma bruto produzido, são necessárias 5-7,5 t de água e mais de 50% dessa água acaba como POME (AHMAD et al. 2003).

Este resíduo é acrescido de resíduos orgânicos, com teor de óleo e graxa na faixa de 0,6–0,7% e altos níveis de sólidos totais, entre 4–5% (2–4% de sólidos suspensos) incluindo gorduras, proteínas, açúcares, minerais e fibras, resultando em alta demanda química de oxigênio (DQO) e alta demanda biológica de oxigênio (DBO). Além de ser uma matéria ácida coloidal espessa, acastanhada, viscosa e volumosa que é descarregada

a uma temperatura de 80–90° C (BEAUDRY et al., 2018; OHIMAIN; IZAH, 2017; WU et al., 2009). A caracterização está resumida na tabela 1.

Tabela 1 - Constituintes físico-químicos do efluente líquido de óleo de palma (POME) aplicados na lavoura baseados na literatura

Composição físico-química do POME bruto		
Parâmetro	**Média ($mg.L^{-1}$)**	**Referência**
pH	4,2 - 4,7*	A. AZIZ; HANAFIAH, 2017; AHMAD; BUANG; BHAT, 2016; LOH et al., 2013; TANIKKUL; BOONYAWANICH; PISUTPAISAL, 2019
Óleo e graxa	4000 - 7213	AHMAD; BUANG; BHAT, 2016; LOH et al., 2013
DBO	25000 - 27500	AHMAD; BUANG; BHAT, 2016; LOH et al., 2013
DQO	40667 -76896;	AHMAD; BUANG; BHAT, 2016; A. AZIZ; HANAFIAH, 2017; Loh et al., 2013, MADAKI; SENG, 2013; MALSRIWIJAYA et al., 2017
Sólidos totais	40000 - 40600	AHMAD; BUANG; BHAT, 2016;; MADAKI; SENG, 2013
Sólidos em suspensão	18000 - 30000	AHMAD; BUANG; BHAT, 2016; SHAK; WU, 2014.
Temperatura	80-90°C	BALA; LALUNG; ISMAIL, 2014
Relação C/N	49000	A. AZIZ; HANAFIAH, 2017
Fósforo	122 - 880	LOH; LAI; NGATIMAN, 2019, TEH; WU; JUAN, 2014
Cálcio	286 - 439	LOH et al., 2013; LOH; LAI; NGATIMAN, 2019
Magnésio	288 - 615	LOH et al., 2013; LOH; LAI; NGATIMAN, 2019
Nitrogênio	650,2 - 838	MALSRIWIJAYA et al., 2017; Loh et al., 2013, TEH; WU; JUAN, 2014
Potássio	1155 - 2270	LOH et al., 2013; LOH; LAI; NGATIMAN, 2019

*Nota: Todos os parâmetros medidos estão em mg /L, exceto pH e temperatura

Levando em consideração os constituintes do POME, o seu descarte inadequado pode levar à contaminação de cursos d'água, o que pode acarretar em impactos nocivos ao ecossistema e riscos à saúde humana (LIM; WU; CLARKE, 2014; TEH; WU; JUAN, 2014). Assim, tecnologias de tratamento e/ou reaproveitamento são necessárias. O método de tratamento convencional aplicado consiste em um sistema de lagoa anaeróbica, que, apesar do baixo investimento e baixo consumo de energia, contribui de forma crítica com liberação de grande quantidade de gases do efeito estufa na forma de CH_4 e CO_2 para a atmosfera, como produtos desse método de biodegradação (LOH, 2017; MUNASINGHE et al., 2019; PEHNELT; VIETZE, 2013).

Desta forma, questiona-se como gerenciar o crescente volume de POME de maneira eficiente e preservar o meio ambiente (HARSONO; GRUNDMANN; SOEBRONTO, 2014). Uma das práticas sustentáveis que muitas fábricas têm adotado é através do tratamento de digestão anaeróbica, pois gera um produto de valor agregado que é o biogás, com alto potencial para produzir calor e energia (OHIMAIN; IZAH, 2017; POH; CHONG, 2009). Outros processos também são sugeridos, como tratamentos físico-químicos e filtração por membrana (O-THONG; BOE; ANGELIDAKI, 2012).

O alto conteúdo orgânico, as altas concentrações de carboidratos, proteínas, compostos nitrogenados, lipídios e minerais do POME favorece sua reutilização por meios biotecnológicos, como fertilizante, aplicado sozinho ou co-compostado com EFB, reduzindo os altos custos de produção contabilizados pelos fertilizantes minerais, e rações para animais (SULAIMAN et al., 2011; WU et al., 2009).

4.4 Efeito da fertilização orgânica na dinâmica da MOS

A matéria orgânica é o maior reservatório de carbono (C) no solo e, por esta razão, desempenha um importante papel no ciclo global do C. Uma pequena alteração no estoque de carbono orgânico do solo (COS) alteraria significativamente a concentração atmosférica de CO_2 e a dinâmica climática (BOND-LAMBERTY et al., 2018; BOND-LAMBERTY; THOMSON, 2010; METCALFE et al., 2007). Portanto, a produtividade a longo prazo e a sustentabilidade da qualidade do solo são preocupações que motivaram o desenvolvimento de práticas de manejo que pudessem reduzir os impactos das atividades agrícolas nas quais a matéria orgânica do solo é o fator mais

importante, para sustentar o ciclo de nutrientes, na formação e estabilização de agregados, eficiência do uso da água e contribuição para a mitigação das mudanças climáticas (GALANTINI; ROSELL, 2006; HAO et al., 2008; JONES et al., 2012). Entre essas práticas de manejo, a aplicação de resíduos orgânicos representa uma estratégia de manejo que pode neutralizar o esgotamento da matéria orgânica dos solos.

O efeito da aplicação de fertilizantes orgânicos influencia no aumento do teor de COS, nitrogênio total, respiração basal, biomassa microbiana, atividade enzimática e potencial de aprimorar o valor de pH, relação C:N, capacidade de troca catiônica (CTC), ciclagem e manutenção dos nutrientes do solo e capacidade de retenção de água (DĘBSKA et al., 2016; GE et al., 2010; LOH et al., 2013b). Outros atributos físicos do solo também apresentam melhoras consideráveis, com o aumento do teor de MOS, redução da densidade aparente, aumento na agregação, porosidade e condutividade hidráulica (CELIK; ORTAS; KILIC, 2004; EYKELBOSH et al., 2014; FERRERAS et al., 2006).

Na rizosfera esse aporte orgânico é ainda mais intensificado, pois recebe maiores entradas de C lábil (a exemplo, exsudatos radiculares), que é prontamente utilizado pelos microrganismos, favorecendo a maior concentração da biomassa microbiana nesta zona (KUZYAKOV; HILL; JONES, 2007). Ou seja, a atividade microbiana pode ser utilizada como indicador das mudanças na qualidade do solo (CHIRINDA et al., 2010; JACKSON et al., 2019). Dessa forma, pode-se sugerir que esses efeitos estão relacionados com o processo de degradação acelerado dos compostos orgânicos ricos em carbono, no seu fornecimento para as comunidades microbianas e na liberação de nutrientes para as plantas, melhorando a fertilidade do solo e a sua produtividade acima e abaixo do solo (RYALS; SILVER, 2013).

Ao contrário, o uso excessivo e a longo prazo de fertilizantes inorgânicos intensifica a acidificação do solo, tornando as condições do meio adversas ao microrganismos e, dessa forma, suprime a respiração do solo e a biomassa microbiana (ZANG; WANG; KUZYAKOV, 2016). O aumento da acidez do solo pode acarretar na mineralização acelerada do húmus e na degradação do solo, além disso, o impacto nas atividades microbianas podem resultar em uma lenta rotação de nutrientes, e, portanto uma baixa disponibilidade de nutrientes, alta disponibilidade de elementos tóxicos, perda de COS e, consequentemente, menos fontes de energia e substrato para a atividade de

microrganismos (GEISSELER; SCOW, 2014; LIU; GREAVER, 2010; RAMIREZ; CRAINE; FIERER, 2012).

No entanto, Menšík et al. (2018) e Hao et al. (2008) constataram que esses fertilizantes incorporados com adubos orgânicos aumentam o teor de COS, nitrogênio total e o conteúdo de carbono e nitrogênio microbiano, reduziram o efeito da acidificação e mantiveram a produtividade abaixo e acima do solo, como observado por Kaur; Brar; Dhillon (2008), em que a produtividade de grãos de milho foi maior após a aplicação do resíduo animal combinado com NPK. Além disso, foi relatado por Lazcano et al. (2013) que esses fertilizantes integrados têm um impacto significativo na estrutura e função da comunidade microbiana, na atividade enzimática e na fertilidade do solo.

4.5 EFluxo de CO_2 do solo

O fluxo de CO_2 a partir da superfície do solo, referida como respiração total do solo representa um dos maiores fluxos de C na biosfera terrestre. Além disso, é a principal via pela qual o CO_2 fixado nas plantas é liberado de volta para a atmosfera (BOND-LAMBERTY; THOMSON, 2010; JACKSON et al., 2019). É um fluxo composto de duas fontes biológicas: (1) processos dos componentes da respiração autotrófica (raízes vivas e microrganismos associados que subsistem das exsudações radiculares) e (2) dos componentes heterotróficos (microrganismos decompositores de vida livre no solo que subsistem da oxidação da MOS) (GOMEZ-CASANOVAS et al., 2012; KUZYAKOV, 2006; NGAO et al., 2007; SCOTT-DENTON; ROSENSTIEL; MONSON, 2006).

Esses processos dos componentes da respiração do solo envolvem a quebra de moléculas orgânicas, com o CO_2 como produto final (JANSSENS et al., 2010), e são regulados por fatores climáticos, principalmente a temperatura e a umidade do solo, além desses, destaca-se também a precipitação, que pode influencia-los. Os processos biológicos, como ligações entre as dinâmicas acima e abaixo do solo e aos efeitos físicos do solo no transporte de gás também regulam esse efluxo. Portanto, a compreensão desses controles nos processos radiculares e microbianos pode nos direcionar sobre a causa da variabilidade nas taxas de respiração do solo (SAVAGE; DAVIDSON; TANG, 2013; SCOTT-DENTON; ROSENSTIEL; MONSON, 2006).

Embora a variação climatológica afete a respiração total do solo, os componentes autotróficos (Ra) e heterotróficos (Rh) podem responder de forma diferenciada. A exemplo, alguns estudos demonstraram que a Ra são menos dependentes da temperatura do que os da Rh (SAVAGE; DAVIDSON; TANG, 2013), Gomez-Casanovas et al. (2012) observaram que os componentes da Ra foram correlacionados com as variações da umidade do solo. Diferentemente, Chen et al. (2017); Metcalfe et al. (2007) verificaram que a Ra era mais sensível à temperatura, enquanto Rh era mais sensível à umidade.

Portanto, levando em consideração essas variações dos componentes da respiração do solo quando relacionados com variáveis climáticas, sugere-se que há um conjunto de variáveis e interações mais complexos que regulam as taxas de respiração do solo. A quantidade e a qualidade do substrato da matéria orgânica (por exemplo, recalcitrância química e relação C:N) são fatores que impulsionam a mineralização da MOS. Além destes, mudanças temporais na estrutura e composição da comunidade microbiana, que podem variar em resposta a mudanças de curto prazo na disponibilidade de C. No entanto, pouco se sabe sobre a influência desses fatores no ciclo global do carbono abaixo do solo (CLEVELAND et al., 2007; GARCIA-PAUSAS; PATERSON, 2011).

Práticas de manejo que estoquem o carbono no solo são necessárias, uma delas consiste na incorporação do litter no solo mineral, formando substâncias húmicas complexas e recalcitrantes, a fim de reduzir a decomposição e, consequentemente, a respiração heterotrófica (JANSSENS et al., 2010; PRESCOTT, 2010).

4.6 Fluxo de CH_4 no solo

O CH_4 é um dos mais importantes GEE produzido por atividades humanas, após o CO_2, com potencial de aquecimento global 25 vezes maior do que a massa equivalente do CO_2 na atmosfera (FOSTER et al., 2007). As principais fontes antropogênicas responsáveis pela emissão desse GEE na biosfera terrestre são resíduos, produção industrial, agricultura e produção de energia, estes últimos são as mais importantes (SERRANO-SILVA et al., 2014).

Os solos desempenham um importante papel no ciclo do metano, resultante dos processos microbianos de produção por metanógenos e de oxidação por metanotróficos (KRAUSE; LÜKE; FRENZEL, 2012). A anaerobiose do solo, condição que é

influenciada diretamente pela umidade e densidade, favorece as maiores emissões líquidas de CH_4 do solo. A exemplo desses ambientes, tem-se pântanos e cultivos de arroz irrigado, ou seja, a disponibilidade decrescente de oxigênio contribui para as atividades das arquéias metanogênicas (CHIRINDA et al., 2010; FREITAG et al., 2010; TATE, 2015; YU et al., 2013). Outro fator que influencia a produção de CH_4 é a fertilização, pois as condições energéticas dos metanógenos dependem fortemente da disponibilidade do substrato (CONRAD, 2007).

No entanto, antes que o CH_4 seja liberado para a atmosfera, parte dele é consumida por bactérias metanotróficas, que o utilizam como fonte de C e energia (FENG et al., 2012). Além disso, esses organismos oxidantes são estimulados em condições aeróbicas. Sua composição e atividade podem ser favorecidas pelo reflorestamento e essa mudança de uso da terra pode influenciar em propriedades do solo, que incluem a matéria orgânica, umidade, textura, nitrogênio, pH, temperatura e a razão CH_4 / O_2 (SERRANO-SILVA et al., 2014; TATE, 2015). No entanto, a aplicação de fertilizantes orgânicos, pode modificar a aeração e difusidade do gás devido às alterações na porosidade e aumento da respiração do solo, promovendo ambientes com condições anaeróbicas e, consequentemente, a oxidação de CH_4 é reduzida (PLAZA-BONILLA et al., 2014).

Por esta razão, as mudanças do uso e manejo do solo podem afetar o equilíbrio entre consumo e produção, agindo como fonte ou sumidouro de CH_4, porém, a interação das comunidades metanogênicas e metanotróficas e suas atividades não são bem compreendidas (TATE, 2015; VAKSMAA et al., 2016)

5 MATERIAL E MÉTODOS

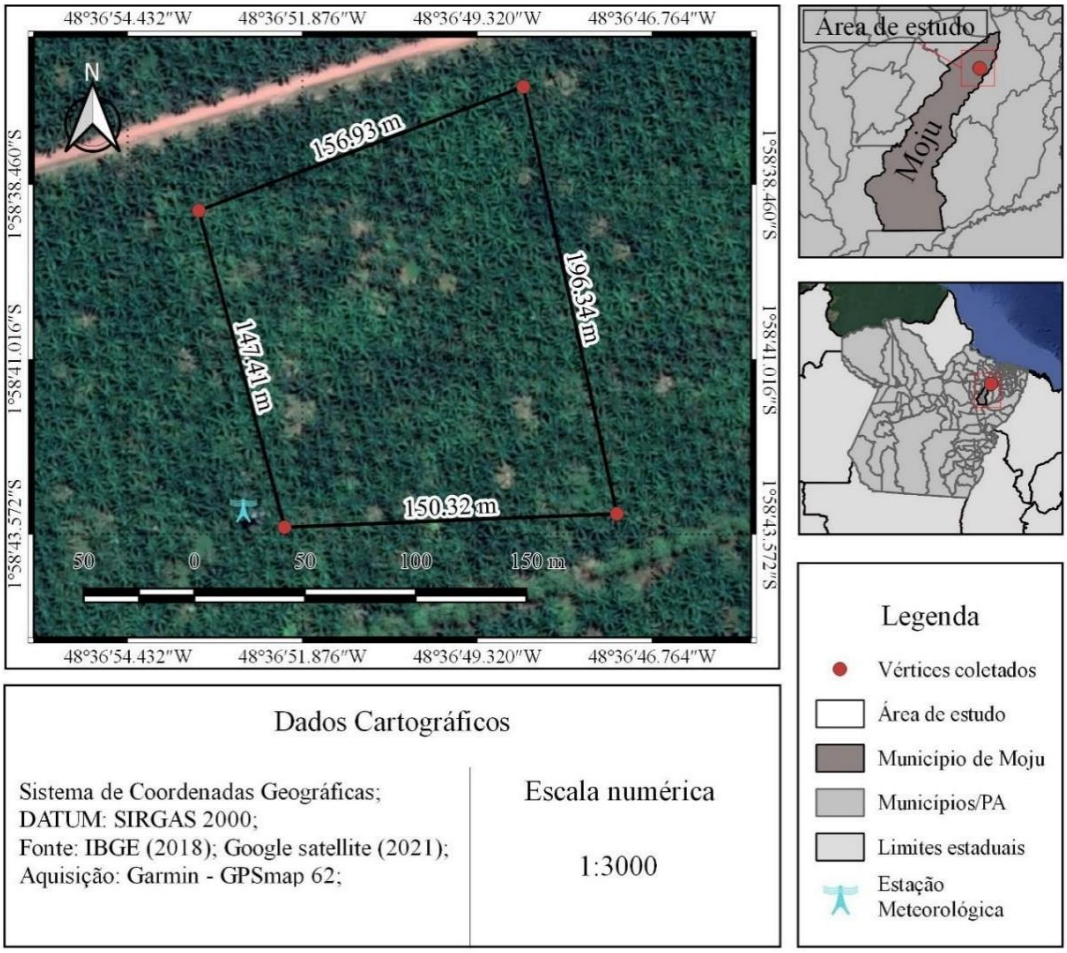
5.1 Caracterização da área de estudo

O experimento foi realizado sob condição de campo, em lavoura comercial de palma de óleo com híbrido interespecífico - HIE (*Elaeis guineensis* Jacq. x *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés) instalados em fevereiro de 2007 na Empresa Marborges S.A. localizada em Moju, Pará (1º 59 29' S", 40º 36' 34" O) (Figura 3). O clima da região é Af, caracterizado como tropical úmido, com temperatura média anual de 25 ºC (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007) e precipitação média anual de 2890 mm, distribuídos entre a estação chuvosa, que compreende os meses de dezembro a maio e a estação menos chuvosa, que corresponde aos meses de junho a novembro (MORAES et al., 2005).

As plantas foram cultivadas sob o espaçamento de 9 x 9 x 9m, a pleno sol, dispostas na forma de triângulo equilátero, com uma densidade de plantio de 143 plantas por hectares, perfazendo um total de 5,44 hectares. Segundo Fonseca et al. (2018), nesta área experimental, o solo é caracterizado como do tipo Latossolo Amarelo distrófico, com textura franco arenosa na profundidade de 0-5 cm e franco argilo arenosa na profundidade de 5-20 cm. Além disso, é considerado como ligeiramente ácido (pH em água = 5,51), distrófico, com valores de V% e m% igual a 36,5 e 14,5% respectivamente. Baixos valores de CTC total (4,2) e efetiva (1,8) e a relação C:N igual a 49,8.

A condução da cultura segue as recomendações preconizadas para o sistema de plantio da palma de óleo, que são: capina, poda das folhas, aplicação de defensivos e adubação. Este último consiste na reposição nutricional de NPK e a correção do solo com a aplicação de calcário dolomítico e gesso (PINA, 2010) . Além disso, esta área recebe incrementos orgânicos, como as folhas podadas e EFB's. No entanto, ressalta-se que a aplicação do POME, na área de estudo, só foi iniciada com o experimento

Figura 3 – Localização geográfica da área experimental na empresa Marborges Agroindustria, Moju/PA. Os pontos em vermelho destacados correspondem às parcelas experimentais.



5.2 Execução do Experimento

O experimento foi constituído de quatro tratamentos. No primeiro (T1) e no segundo (T2) tratamento, as plantas foram conduzidas sob condições normais dos tratos culturais, porém diferiram dos locais em que as avaliações foram feitas: (T1) na zona de empilhamento das folhas podadas (ZEMP) (T2) na zona do carreador para a colheita (ZCAR). No terceiro (T3) e no quarto tratamento (T4), as plantas foram conduzidas sob os mesmos tratos culturais dos tratamentos anteriores, com suas respectivas ZEMP e ZCAR, porém, somente no T4 foi adicionado o POME (figura 4).

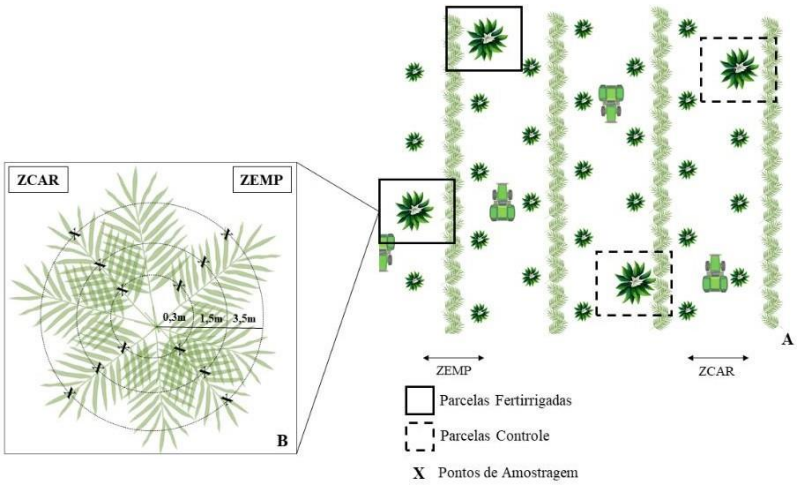
Tabela 2 – Descrição dos tratamentos do experimento

	Tratamentos	Local	Características
Controle	T1	Zemp	Tratos culturais preconizados pela empresa
	T2	Zcar	Tratos culturais preconizados pela empresa + aplicação de água durante o período seco

Fertirrigado	T3	Zemp	Tratos culturais preconizados pela empresa
	T4	Zcar	Tratos culturais preconizados pela empresa + aplicação do POME

Duas parcelas (10 m x 10 m) compreendem cada um dos quatro tratamentos, as parcelas do T4 foram submetidas a aplicação direta do POME e, as parcelas do T2 receberam a aplicação de água durante o período menos chuvoso, na mesma proporção do POME. As parcelas do T1 e T3 correspondem a ZEMP e, como prática adotada pela empresa, esta área é mantida em pousio periodicamente, ou seja, durante a condução deste experimento não foram diretamente afetadas pelas aplicações mencionadas.

Figura 4- Croqui esquemático dos tratamentos e parcelas do experimento (A) e os pontos de amostragem para a coleta de dados (B). Esses pontos estão distribuídos em três diferentes distâncias da base da planta e sob projeção da copa, a 0,3m, 1,5m e 3,5m. Cada um desses pontos de amostragem foi direcionado para a ZCAR e para a ZEMP.



Para cada tratamento, uma palmeira foi selecionada aleatoriamente de cada parcela abrangendo as duas zonas de manejo, ZEMP e ZCAR. Em cada uma das parcelas foram feitas medições e coletas em três distâncias da base da planta, previamente testadas antes da instalação do experimento, a 0,3 m, 1,5 m e 3,5 m, nos períodos em que houve a aplicação do POME, para avaliar as seguintes variáveis: fluxo de CO_2 e CH_4 do solo, umidade do solo (%) e temperatura do solo (5 cm de profundidade) (n=4 por tratamento).

5.3 Aplicação do Efluente

O POME foi transportado da indústria para a área experimental com o auxílio de uma carreta, com capacidade total de 34 toneladas. Em seguida, procedeu-se a transferência para um tanque agrícola acoplado a um trator com capacidade de 10000 litros. Por meio da abertura da válvula de saída do tanque, regulou-se a dosagem de 10 toneladas por hectare, no qual o jato com o produto foi direcionado entre linhas de plantio. A aplicação foi realizada pela manhã, nos dias 227, 323 do ano de 2020 e no dia 56 de 2021, apenas no T4.

Para cada período, que corresponde as três aplicações de POME, foram feitas medições do efluxo dos gases e temperatura do solo um dia antes de cada aplicação e imediatamente após a aplicação. Durante a segunda e terceira dose aplicada, dia 323 de 2020 e 56 de 2021, essas medições foram feitas 24 horas após e 48 horas após, ressalto que esse último só foi avaliado para segunda dose. Amostras de solo foram coletadas após as aplicações de POME para determinar a umidade do solo, para cada período de aplicação e outro conjunto de amostra de solos foi coletado, ao final do experimento, para as análises de respiração basal e carbono da biomassa microbiana.

A caracterização química do POME aplicado na área de estudo foi cedida pela empresa e está apresentada na tabela 2

Tabela 3 –Caracterização química do efluente da indústria de óleo de palma

Parâmetro	**Média (mg L^{-1})**
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	3115,2
Demanda química de oxigênio (DQO)	11528,5
M.O	12383,7
Nitrogênio	294,2
Fósforo	161,9
Potássio	2256,3
Magnésio	523,2
Enxofre	276,5
Cobre	0.7
Zinco	2.2
Boro	3.1
Molibdênio	0.04

Fonte: Empresa Marborges S.A (2021).

5.4 Medição do efluxo de CO_2 e CH_4

Os fluxo de CO2 e CH4 do solo foram avaliados, simultaneamente, utilizando-se um sistema dinâmico de câmaras fechadas (CDC). Este método consiste em um analisador de gases de efeito estufa (Ultraportable Greenhouse Gas Analyzer 915-0011, Los Gatos Research Mountain View) que foi mensalmente calibrado com gás a uma concentração de 500 ppm de CO_2 e 5 ppm de CH_4 e uma câmara que cobre uma área de 0,03 m^2 da superfície do solo e um volume de aproximadamente 3500 cm^3

Para a medição das concentrações desses gases, anéis cilíndricos de PVC customizados (20 cm de diâmetro e 12 cm de altura) foram inseridos permanentemente a aproximadamente 4 cm no solo seis meses antes das leituras (Figura 4), a fim de promover uma boa vedação entre o solo e os anéis de PVC.

O sistema CDC foi montado durante um tempo de contato de 240 segundos, entre o período de 9:00 às 16:00 horas em cada dia de amostragem, de tal modo que o aumento da concentração dos gases foi registrado em intervalos de dois segundos, expondo-se a área do solo ao fluxo nominal de 0,5 L min^{-1} para a detecção desses gases e um tempo de expurgo de 60 segundos.

Os fluxos dos gases foram estimados a partir da equação estabelecida por Norman; Garcia; Verma (1992).

$$F = \frac{P*V*M*\mu*(\frac{dc}{dt})}{A*T*R}$$

Em que *F* é o fluxo dos gases do solo (g m^{-2} d^{-1}), *P* é a pressão atmosférica (atm), V é o volume interno da câmara (L), M é a massa molecular do CH_4 (16 g/mol) e CO_2 (44 g/mol), μ é fator de conversão das unidades (0,0864 L s^{-1}/μL d^{-1}), *dc / dt* é o declive da regressão linear entre a concentração do gás e o tempo decorrido (ppm s^{-1}), A é a área coberta pela câmara (m^2), T é a temperatura do solo no interior da câmara (K) e *R* é a constante dos gases (0,08205 L atm K^{-1} mol^{-1}).

5.5 Umidade e Temperatura do solo

Concomitantemente às medições dos fluxos de gases, foram feitas as medições de temperatura do solo, com o auxílio de um termômetro de mercúrio, inserido a 0,05 m de profundidade, próximo às câmaras. A umidade do solo (%) foi determinada gravimetricamente. No campo, as amostras foram coletadas próximo a cada ponto amostral (figura 4) nos 10 cm superiores do solo, nos dias 227 e 324 de 2020 e no dia 57 de 2021, foram armazenadas em frascos hermeticamente fechados e transportados ao laboratório. Após, estas amostras foram pesadas e colocadas em estufa a 105° até se obter peso constante (DONAGEMA et al., 2011), para posteriormente ser realizado o cálculo de umidade gravimétrica:

$$H_2O(\%) = \frac{(m_{umida} - m_{seca})}{m_{seca}} * 100$$

5.6 Amostragem e análises do solo

Ao final do período de estudo um conjunto de amostras de solo foi coletado nos 10 cm superiores do solo (após a remoção de todo material vegetal), próximo aos pontos de amostragem (Figura 2) para as análises de carbono da biomassa microbiana (CBM) e respiração basal (RB). Essas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, transportadas para o laboratório de análises de sistemas sustentáveis (LASS), peneiradas (malha de 2 mm) para a retirada de raízes, outros materiais orgânicos e pedras, sendo armazenadas a -20°C por menos de uma semana e posteriormente feita a extração.

5.7 Respiração Basal

Para determinação da respiração microbiana do solo foi utilizado o método da incubação descrito por Jenkinson & Powlson (1976), com adaptações feitas por Silva; Sena; Silva Junior (2007). Em recipientes de vidro de 2 L foram inseridos, em frascos separados, 25 g de solo, 25 mL de hidróxido de sódio (NaOH) a 0,5 M e 25 ml de água destilada. Cada recipiente foi vedado, de forma a mantê-los hermeticamente fechados. Este sistema foi selado e incubado em temperatura ambiente com ausência de luz por 154 h.

Durante a incubação, o dióxido de carbono (CO_2), derivado da respiração microbiana, se desprendeu do solo e foi absorvido pela solução de NaOH, formando carbonato de sódio (Na_2CO_3). Após a incubação, foram coletadas alíquotas de 5 ml da solução de NaOH, nas quais foi adicionado 1 ml de solução de cloreto de bário (BaCl2) a 0,2 N e 2 gotas de indicador de fenolftaleína, seguido de titulação com ácido clorídrico (HCl) a 0,5 N. Amostras consideradas "controle" (recipientes de vidro sem solo), também foram incubadas, para descontar o CO_2 que já estava no sistema, antes da incubação. As taxas de respiração microbiana foram expressas em mg C-CO_2 kg^{-1} solo dia^{-1}.

5.8 Carbono da biomassa microbiana

A concentração do CBM foi estimada utilizando o método de fumigação-extração com clorofórmio (Vance et al. 1987). Cada amostra de solo foi replicada e retirado 20 g, parte foi submetida à fumigação (amostras fumigadas) seguida de extração e, a outra parte foi submetida somente à extração (amostras não-fumigada).

Para o processo de fumigação, as amostras de solo com clorofórmio (CHCl3) isento de etanol foram acondicionadas em dessecador a vácuo por 48 horas a 25°C no escuro, para que o clorofórmio fosse completamente removido. Após, foi feita a extração com 50 mL de K_2SO_4 0,5 M nas amostras fumigadas e não fumigadas, por 1 hora à 180 rpm em movimento circular horizontal. Os extratos resultantes foram filtrados pelo método do dicromato de potássio, que consiste na retirada de uma alíquota de 3 mL do extrato, adicionando-se 0,75 mL de $K_2Cr_2O_7$ 0,066 M, 10 mL de H_2SO_4 e 5 mL de H_3PO_4. O CBM foi calculado pela diferença entre as amostras fumigadas e não fumigadas, usando um fator de correção de 0,45 (JOERGENSEN, 1996)

5.9 Análise estatística

As análises dos dados obtidos foram feitas através do programa estatístico SigmaStat 11.0 (Systat Software, San Jose, CA, 2008). A normalidade da distribuição dos dados foi verificada por meio do teste de Shapiro Wilk e, quando necessário, os dados foram transformados em log para estabilizar a variância. A análise de variância (ANOVA) de dois fatores de medidas repetidas foi usada para testar o efeito dos tratamentos e dos

períodos de amostragem nas emissões de GEE (CO2 e CH4). Para testar os efeitos dos períodos de amostragem e dos tratamentos na temperatura e umidade do solo, A ANOVA de dois fatores foi utilizada e a respiração basal e carbono da biomassa microbiana foram analisados a partir da ANOVA de um fator para testar o efeito dos tratamentos.

Nas ANOVAs, as médias foram comparadas pelo teste de diferença significativa de Tukey para indicar as diferenças significativas entre as médias. As diferenças foram consideradas significativas a um nível de probabilidade de $p < 0,05$. As relações entre os fluxos médios de GEE e as variáveis ambientais foram avaliadas usando correlações de Pearson. Os gráficos também foram plotados usando o programa SigmaStat 11.0. Os dados são apresentados como médias ± desvio padrão.

6 RESULTADOS

6.1 Efluxo de CO_2 após a aplicação do POME

O efluxo de CO_2 foi afetado significativamente ($p<0,05$) pelo efeito dos períodos de amostragem, pelos tratamentos e pela interação destes fatores. As taxas de emissão foram estimuladas a partir da adição do POME nas parcelas fertirrigadas, com um aumento, de cerca de 70% e 24% próximo a base da planta na Zcar (T4) e na Zemp (T3) em comparação com as parcelas controle (Figura 5A e B) respectivamente. O mesmo comportamento foi observado na distância de 1,5m da planta, com aumentos nas taxas de emissão em mais de 100% e 68% na Zcar (Figura 5C) e Zemp (Figura 5D) respectivamente. No entanto, à medida que os pontos de amostragem se distanciavam da planta, essas emissões reduziram, até se tornar insignificante na distância de 3,5m, com taxa média de emissão de 0,41 g m^{-2} h^{-1} (Figura 5E e F).

Tabela 4 - Valores da média e desvio padrão do $EFCO_2$ (g CO2 m-2 h-1) em todos os tratamentos, distantes a 0,3, 1,5 e 3,5m da planta para os tratamentos controle e fertirrigado em plantio de palma de óleo.

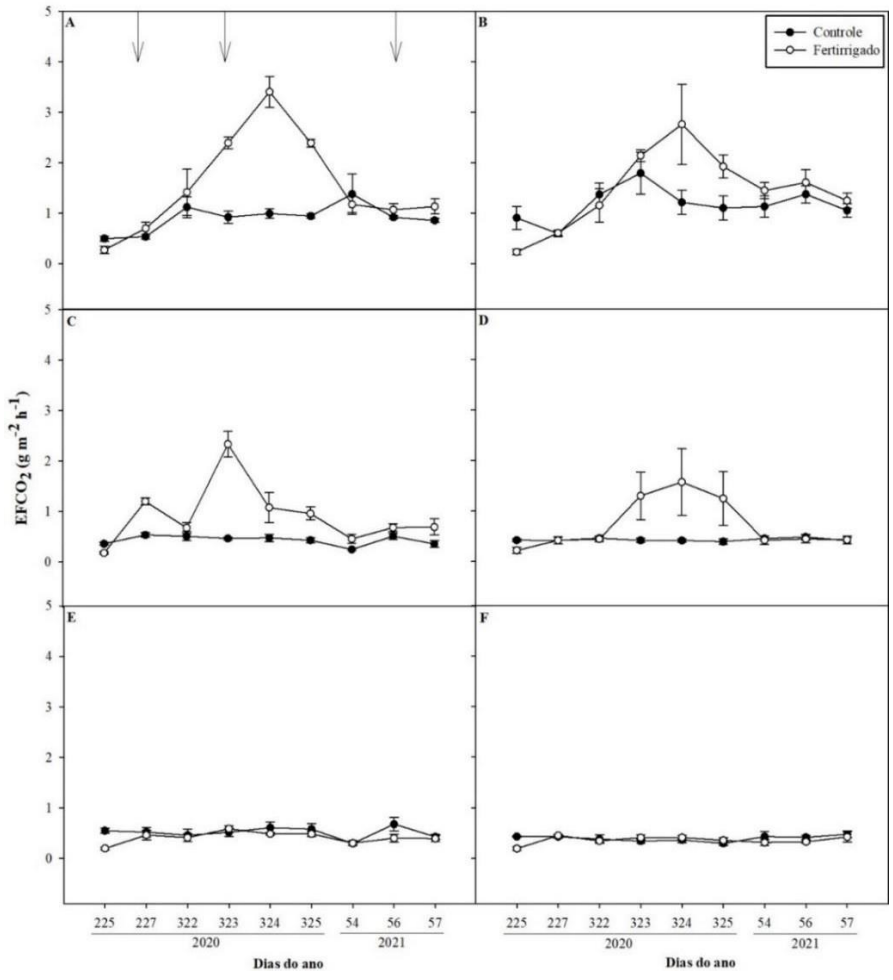
		Controle			Fertirrigado		
		Distância da base da planta			Distância da base da planta		
Zona de manejo	Dias do ano	0.3m	1.5m	3.5m	0.3m	1.5m	3.5m
Zcar	**2020**						
	225	0.5 ± 0.10	0.36 ± 0.06	0.54 ± 0.09	0.27 ± 0.14	0.17 ± 0.04	0.19 ± 0.05
	227	0.54 ± 0.08	0.53 ± 0.09	0.51 ± 0.18	0.7 ± 0.24	1.20 ± 0.13 *	0.46 ± 0.19
	322	1.12 ± 0.41	0.5 ± 0.17	0.45 ± 0.24	1.42 ± 0.91	0.67 ± 0.21	0.4 ± 0.15
	323	0.92 ± 0.23	0.46 ± 0.05	0.51 ± 0.15	2.40 ± 0.23 **	2.33 ± 0.5 **	0.58 ± 0.11
	324	0.99 ± 0.18	0.47 ± 0.14	0.6 ± 0.23	3.41 ± 0.61 **	1.08 ± 0.59 *	0.48 ± 0.05
	325	0.94 ± 0.09	0.42 ± 0.1	0.57 ± 0.21	2.39 ± 0.15 **	0.95 ± 0.25	0.48 ± 0.09
	2021						
	54	1.38 ± 0.79	0.24 ± 0.03	0.29 ± 0.04	1.18 ± 0.32	0.45 ± 0.17	0.3 ± 0.1
	56	0.92 ± 0.04	0.51 ± 0.12	0.67 ± 0.27	1.07 ± 0.23	0.68 ± 0.15	0.39 ± 0.15
	57	0.86 ± 0.07	0.35 ± 0.13	0.42 ± 0.09	1.14 ± 0.3	0.69 ± 0.31	0.39 ± 0.12
Zemp	**2020**						
	225	0.9 ± 0.45	0.42 ± 0.05	0.42 ± 0.02	0.23 ± 0.11	0.21 ± 0.12	0.18 ± 0.07
	227	0.59 ± 0.12	0.41 ± 0.13	0.42 ± 0.06	0.6 ± 0.11	0.41 ± 0.14	0.44 ± 0.04
	322	1.37 ± 0.44	0.45 ± 0.05	0.37 ± 0.16	1.16 ± 0.66	0.44 ± 0.11	0.34 ± 0.05
	323	1.79 ± 0.83	0.41 ± 0.08	0.33 ± 0.08	2.14 ± 0.23 **	1.30 ± 0.94 *	0.4 ± 0.12
	324	1.21 ± 0.48	0.41 ± 0.05	0.35 ± 0.10	2.76 ± 1.59 **	1.57 ± 1.32 **	0.4 ± 0.07
	325	1.10 ± 0.47	0.39 ± 0.11	0.29 ± 0.08	1.92 ± 0.45 *	1.25 ± 1.07 *	0.35 ± 0.09
	2021						
	54	1.13 ± 0.42	0.45 ± 0.08	0.42 ± 0.2	1.45 ± 0.31	0.42 ± 0.16	0.31 ± 0.11
	56	1.37 ± 0.34	0.48 ± 0.11	0.41 ± 0.08	1.61 ± 0.51	0.44 ± 0.15	0.32 ± 0.05
	57	1.05 ± 0.25	0.41 ± 0.12	0.47 ± 0.13	1.25 ± 0.3	0.42 ± 0.15	0.42 ± 0.21

Níveis de significância: *p <0,05; **p < 0,001

Apesar da aplicação do POME, nas parcelas fertirrigadas, ter sido direcionado apenas para a Zcar (T4), houve aumentos correspondentes na Zemp (T3), e esse efeito foi observado, principalmente, durante o período em que a segunda dose de POME foi aplicada, apresentando aumentos consideráveis (Figura 5), com um pico de emissão 24 horas após a aplicação, na distância de 0,3m da planta (3,41 ±0,61 g CO_2 m^{-2} h^{-1}) na Zcar e também na Zemp (2,76 ± 1,59 g CO_2 m^{-2} h^{-1}), diferindo significativamente ($p<0,05$) dos demais dias do ano.

Da mesma forma, na distância de 1,5m, durante o primeiro e segundo período de aplicação do POME, foi observado um pico de emissão imediatamente após a aplicação na Zcar (T4) com taxas de emissão de 1,20 e 2,33 g CO_2 m^{-2} h^{-1}. No entanto, na Zemp (T3) só foi observado aumento nas emissões de CO2 após a segunda dose de POME aplicada e não variaram durante os dias após a aplicação, com um valor médio de 1,37 g CO_2 m^{-2} h^{-1}.

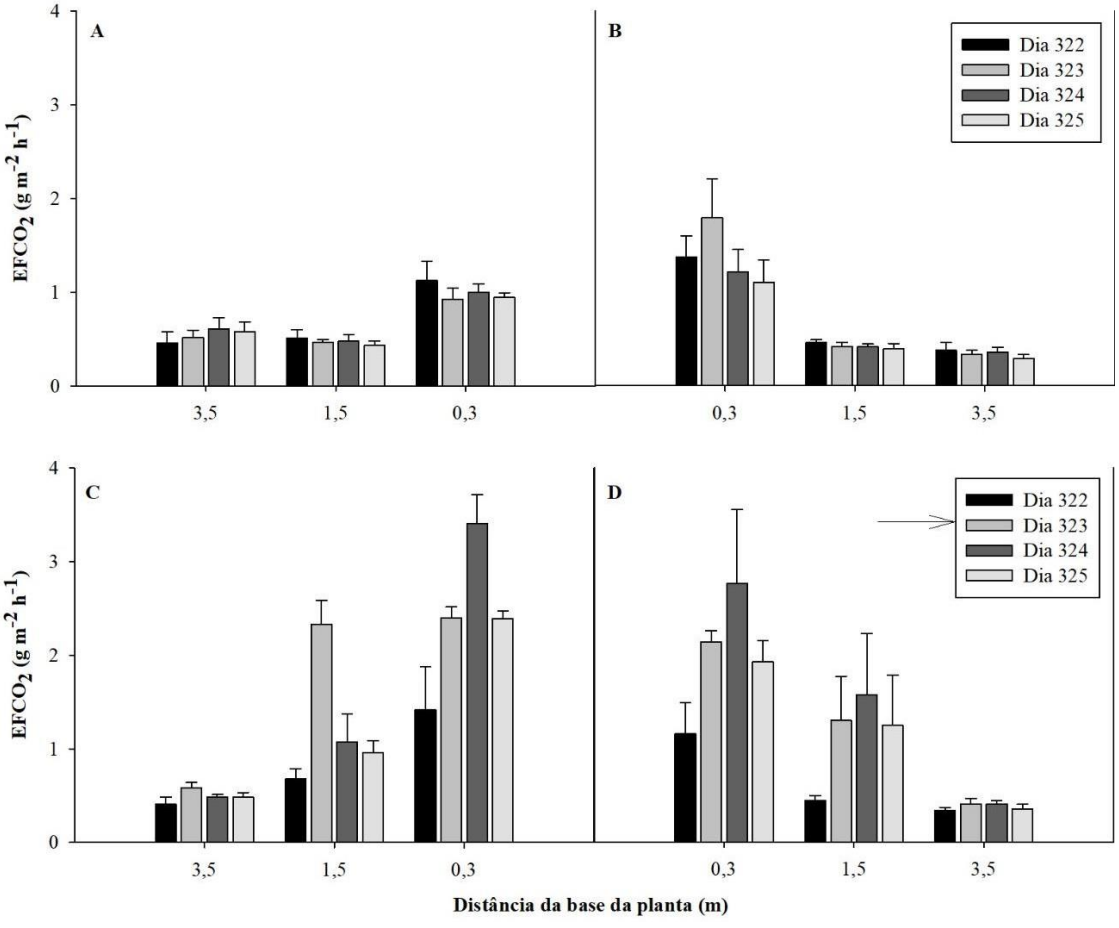
Figura 5 - Série temporal do efluxo de CO_2 (g m^{-2} h^{-1}) na Zcar (A. C e E) e Zemp (B, D e F). Distantes da base da planta em 0,3m (A e B), 1,5m (C e D) e 3,5m (E e F). As setas indicam os dias em que o POME foi aplicado.



De um modo geral, a aplicação do POME influenciou em aumentos significativos no efluxo de CO_2, comparado com as taxas de emissão nas parcelas controle, que não variaram significativamente ao longo do tempo e espaço em que foram avaliadas. E, apesar da aceleração inicial nessas taxas de efluxo, a partir do incremento orgânico, houve uma tendência de declínio, principalmente após as 24 horas de aplicação, atingindo um nivelamento com as taxas emitidas pelas parcelas controle.

Entre os períodos de aplicação do POME, o efluxo de CO_2 não diferiu significativamente entre o período da primeira aplicação e entre o período da terceira e última aplicação, exceto na distância de 1,5m da Zcar, imediatamente após a aplicação da primeira dose. Ou seja, o aumento da temperatura do solo e, consequente baixo teor de umidade do solo no primeiro período e o aumento dessa umidade no terceiro período não contribuíram para o aumento ou redução desse efluxo. Portanto, o efeito dos períodos de medição, dos tratamentos e a interação deles foi observado somente durante o período em que houve a aplicação da segunda dose do POME e até 1,5m das plantas (Figura 6).

Figura 6 – $EFCO_2$ no intervalo dos dias 322 a 325 nas parcelas controle (A e B) e fertirrigadas (C e D), da Zcar (A e C) e da Zemp (B e D) em cada distância da base da planta. A seta indica o dia em que a segunda dose de POME foi aplicada.



6.2 Fluxo de CH_4 após a aplicação do POME

O fluxo de CH_4 a partir do solo só apresentou interação entre os fatores (período e tratamento) na distância de 0,3m da base da planta ($p<0,05$). Não houve uma tendência clara entre os períodos de amostragem e os tratamentos sobre as emissões de CH_4, mas, em geral, os fluxos foram negativos, ou seja, houve a absorção de CH_4, indicando o consumo por metanotróficos no solo (-0,029 ± 0,005 mg CH_4 m^{-2} h^{-1}).

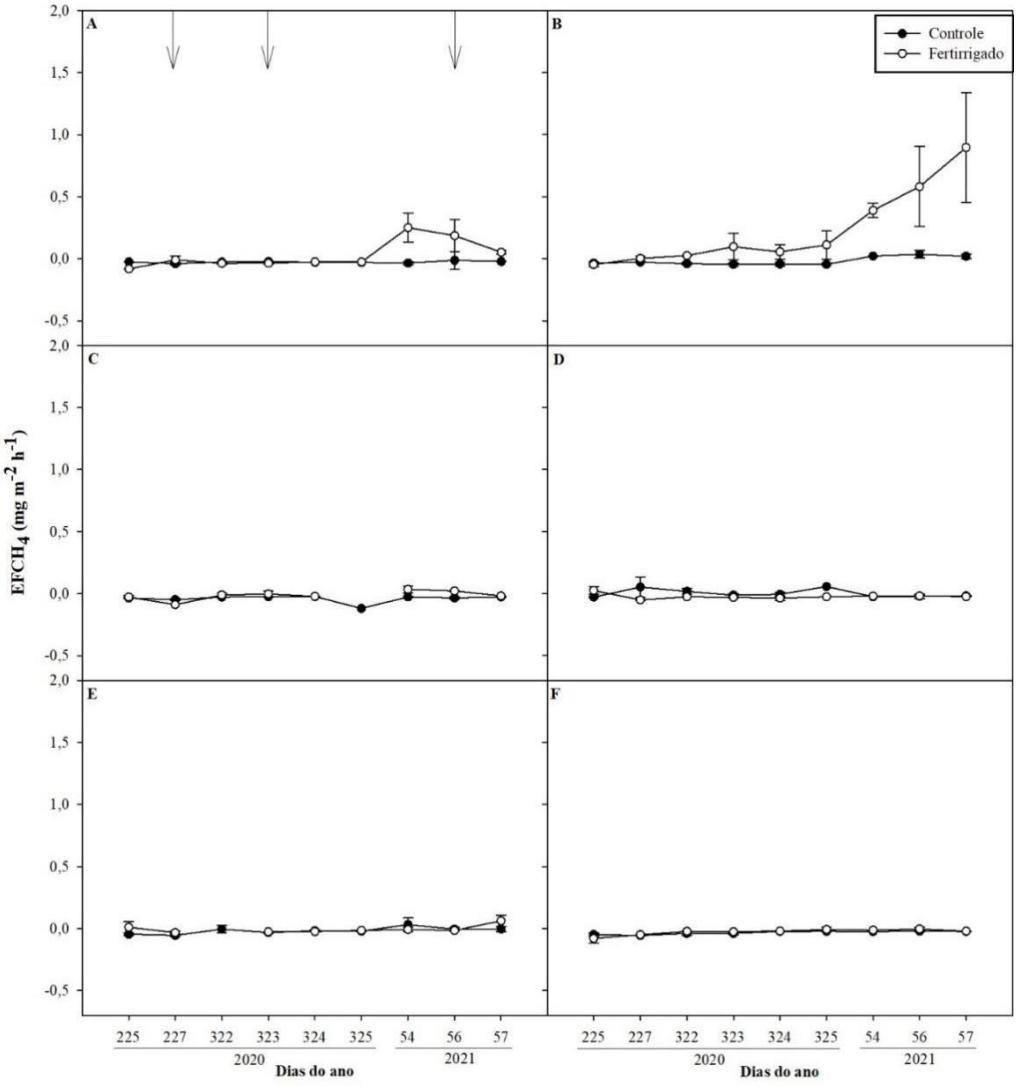
Porém, houve um aumento no efluxo de CH_4 após a aplicação da terceira dose de POME, atingindo um pico de emissão 24 horas após a aplicação. Mas, essa diferença no aumento do fluxo não foi significativo na Zcar (Figura 7A), com uma taxa de emissão média de 0,16 ± 0,07 mg CH_4 m^{-2} h^{-1}, não diferindo dos outros dias avaliados. Diferentemente, na Zemp esse aumento foi contínuo, com emissão de 0,58 e 0,89 mg CH_4 m^{-2} h^{-1} imediatamente e 24 horas após a aplicação respectivamente (Figura 7B).

Tabela 5 - Valores da média e desvio padrão do $EFCH_4$ (mg CH_4 m^{-2} h^{-1})em todos os tratamentos e distâncias a partir da planta para os tratamentos controle e fertirrigado em plantio de palma de óleo.

		Controle			Fertirrigado		
		Distância da base da planta			Distância da base da planta		
Zona de manejo	Dias do ano	0.3m	1.5m	3.5m	0.3m	1.5m	3.5m
Zcar	**2020**						
	225	-0.024 ± 0.001	-0.035 ± 0.009	-0.044 ± 0.014	-0.081 ± 0.002	-0.036 ± 0.013	0.01 ± 0.077
	227	-0.039 ± 0.013	-0.047 ± 0.012	-0.055 ± 0.016	-0.009 ± 0.039		-0.032 ± 0.013
	322	-0.026 ± 0.001	-0.027 ± 0.001	-0.0056 ± 0.039	-0.036 ± 0.013	-0.01 ± 0.019	
	323	-0.022 ± 0.003	-0.023 ± 0.001	-0.031 ± 0.008	-0.035 ± 0.008	-0.002 ± 0.025	
	324	-0.028 ± 0.002	-0.022 ± 0.004	-0.018 ± 0.006	-0.025 ± 0.0005	-0.022 ± 0.003	
	325			-0.02 ± 0.003	-0.025 ± 0.0004		
	2021						
	54	-0.034 ± 0.016	-0.026 ± 0.001	0.03 ± 0.054	0.25 ± 0.19	0.035 ± 0.037	-0.008 ± 0.023
	56	-0.013 ± 0.07	-0.034 ± 0.012	0.005 ± 0.022	0.18 ± 0.018	0.021 ± 0.005	-0.015 ± 0.0008
	57	-0.021 ± 0.002	-0.026 ± 0.001	0.003 ± 0.020	0.051 ± 0.018	-0.017 ± 0.00005	0.062 ± 0.077
Zemp	**2020**						
	225	-0.035 ± 0.012	-0.027 ± 0.0003	-0.048 ± 0.019	-0.047 ± 0.031	0.025 ± 0.035	-0.079 ± 0.051
	227	-0.028 ± 0.001	0.052 ± 0.08	-0.055 ± 0.0002	0.0019 ± 0.027	-0.05 ± 0.002	-0.049 ± 0.002
	322	-0.04 ± 0.014	0.017 ± 0.038	-0.039 ± 0.021	0.024 ± 0.002	-0.025 ± 0.001	-0.022 ± 0.003
	323	-0.046 ± 0.014	-0.012 ± 0.018	-0.039 ± 0.014	0.095 ± 0.14	-0.03 ± 0.01	-0.024 ± 0.001
	324	-0.043 ± 0.01	-0.006 ± 0.022	-0.022 ± 0.002	0.054 ± 0.085	-0.036 ± 0.018	-0.02 ± 0.002
	325	-0.046 ± 0.013		-0.022 ± 0.004	0.11 ± 0.15	-0.025 ± 0.001	-0.0072 ± 0.022
	2021						
	54	0.021 ± 0.002		0.023 ± 0.001	0.38 ± 0.075		0.013 ± 0.0002
	56	0.034 ± 0.041	-0.022 ± 0.023	0.019 ± 0.004	0,58 ± 0.4**	-0.018 ± 0.002	0.0031 ± 0.019
	57	0.019 ± 0.023	-0.018 ± 0.004	0.023 ± 0.001	0.89 ± 0.74*	-0.024 ± 0.0002	0.021 ± 0.0004

Níveis de significância: *P <0,05; **P < 0,001

Figura 7 - Série temporal do efluxo de CH_4 (mg m^{-2} h^{-1}) na Zcar (A. C e E) e Zemp (B, D e F). Distantes da base da planta em 0,3m (A e B), 1,5m (C e D) e 3,5m (E e F). As setas indicam os dias em que o POME foi aplicado.



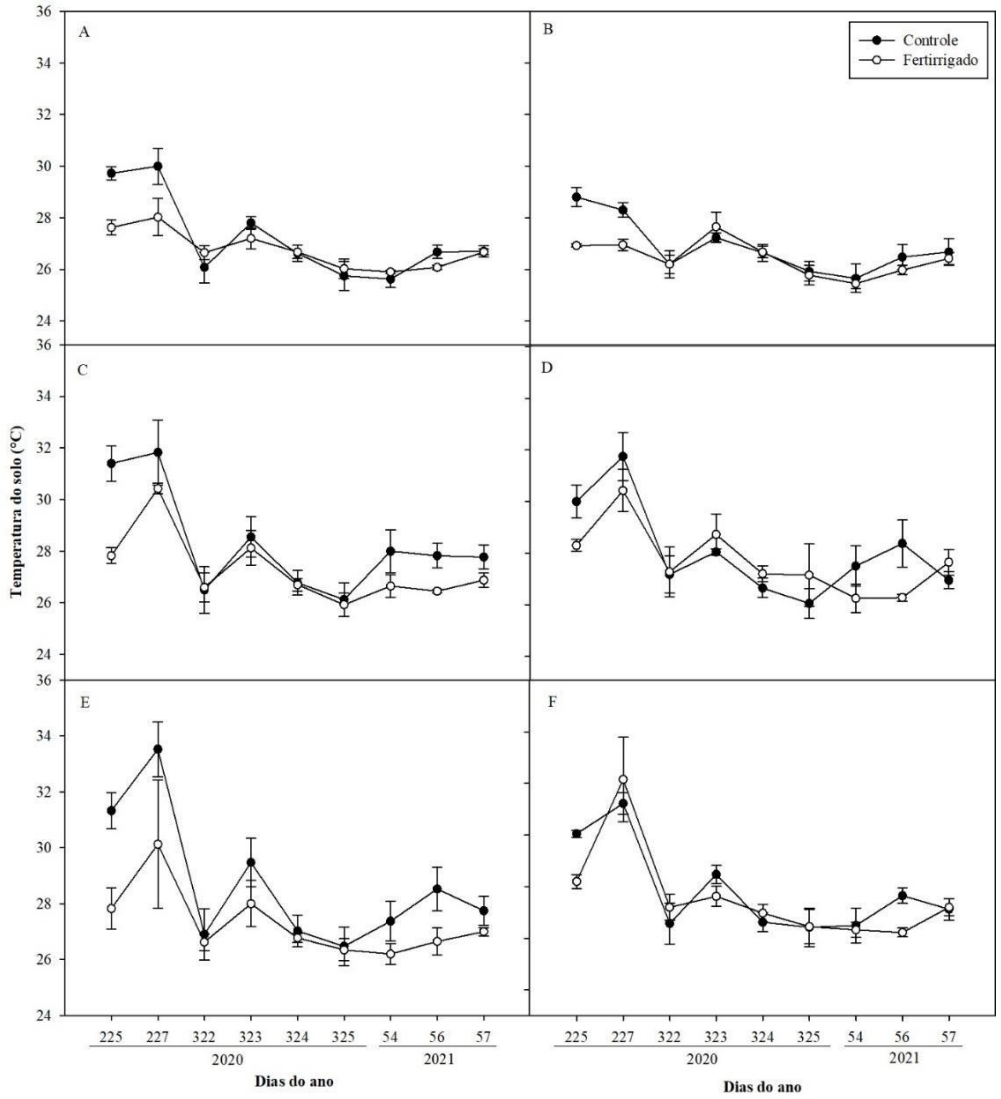
6.3 Parâmetros físicos

Em relação à temperatura do solo, os dias 225 e 227 apresentaram as maiores médias entre 31 e 28°C, diferindo estatisticamente entre os demais dias do ano em que foram feitas as medições. Além disso, durante os outros períodos de amostragem, a temperatura não foi significativamente diferente entre os tratamentos antes e após as aplicações de POME, com uma temperatura média de 26°C (Figura 8).

As distâncias da base da planta em que essas amostragens foram feitas contribuíram para a variação dos dados de temperatura do solo, com aumentos nos valores à medida que se distanciavam da planta. A temperatura média na distância de 3,5m da

planta foi de 32,4 e 28,9°C, enquanto que na distância de 0,3m foi de 29,8 e 27,8°C nas parcelas controle e fertirrigadas respectivamente.

Figura 8 – Variação temporal e espacial da temperatura do solo na Zcar (A, C e E) e na Zemp (B, D e F). Distantes da base da planta a 0,3m (A e B), 1,5m (C e D) e 3,5m (E e F).



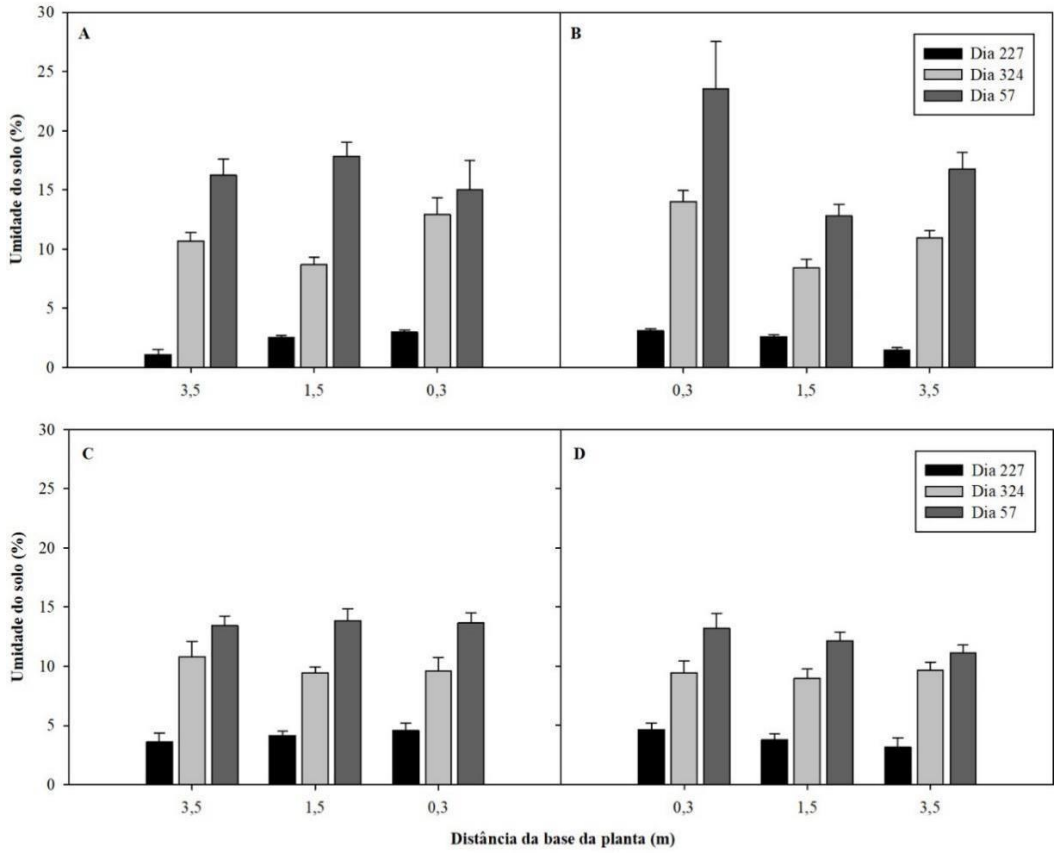
A umidade do solo apresentou comportamento inverso ao da temperatura, com os maiores valores observados no dia 57 de 2021, que corresponde ao período chuvoso, em todos os tratamentos, 16,35 e 17,71% no T1 e T2 respectivamente e 13,64 e 12,16% no T3 e T4 respectivamente. O conteúdo gravimétrico de umidade do solo apresentou uma variação sazonal semelhante por temporada de amostragem, feitas nas diferentes distâncias da base da planta (P <0,001 ANOVA). A porcentagem média para cada intervalo de tempo em que houve a aplicação das dosagens de POME, em ordem decrescente, é 15,8% durante o período de maior precipitação, seguido pelo período de

transição, ao final de novembro, com 10,1% de teor de água no solo, e, por último, em meados de agosto, que foi de 3% (Fig. 9).

Em comparação com as parcelas controle, as parcelas que foram fertirrigadas apresentaram um aumento no teor de umidade do solo após a primeira aplicação do POME, porém não foi considerado significativo entre os tratamentos e distâncias a partir da planta, o mesmo comportamento foi observado após a segunda aplicação do POME. Porém, após a terceira dose de POME aplicada, as parcelas fertirrigadas apresentaram teor reduzido de água no solo, quando comparadas com as parcelas controle nas amostragens feitas em cada distância da planta.

Durante este período de amostragem: (1) na distância de 0,3m da planta, o maior teor de umidade do solo foi de 23,6% no T2 diferindo entre os demais tratamentos; (2) o T1 apresentou o maior teor de umidade à 1,5m de distância da planta (17,9%). Na distância de 3,5m da planta, as parcelas fertirrigadas tiveram uma média de 12,3% de conteúdo de água no solo, e este foi inferior ao observado nas parcelas controle, que foi de 16,5%.

Figura 9 – Variação espacial e temporal da umidade do solo (%) nas parcelas controle da Zcar (A) e Zemp (B) e nas parcelas fertirrigadas da Zcar (C) e Zemp (D).



Observou-se uma relação inversa entre os valores de efluxo de CO2 e temperatura do solo (r = -0,22; p = 0,0011) e uma relação direta entre este efluxo e umidade do solo nas parcelas controle (r = 0,29; p = 0,011) (Figura 10A e B). Diferentemente, nas parcelas fertirrigadas, essas variáveis não se correlacionaram com o $EFCO_2$ (Figura 11A e B).

Para os valores do efluxo de CH4, a relação foi inversa quando correlacionado com a temperatura do solo nas parcelas controle (r = -0,30; p = 0,03) (Figura 10C) e nas fertirrigadas (r = -0,19; p= 0,01) (Figura 11C). Quando correlacionado com a umidade do solo, a relação foi direta (r = 0,28; p = 0,04) nas parcelas controle (Figura 10 D) e (r = 0,35; p < 0,001) nas parcelas fertirrigadas (Figura 11 D).

Figura 10 - Correlação linear simples entre o $EFCO_2$, temperatura e umidade do solo (A e B) e $EFCH_4$, temperatura e umidade do solo nas parcelas controle (C e D).

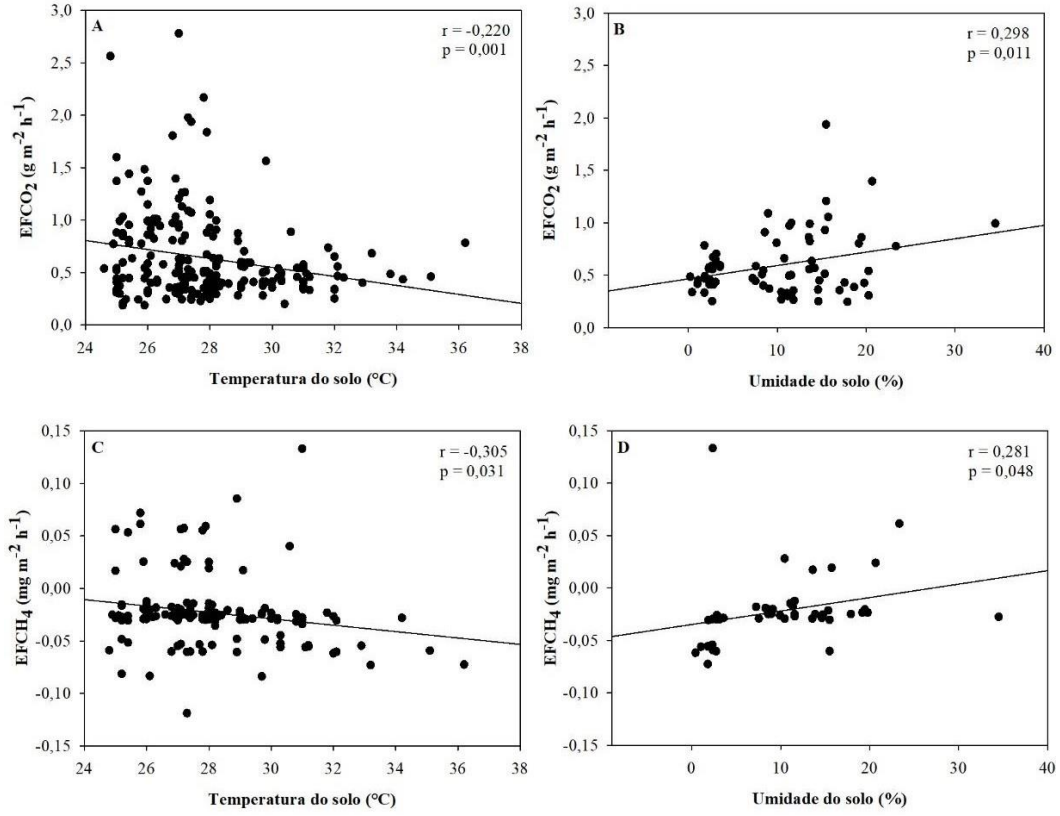
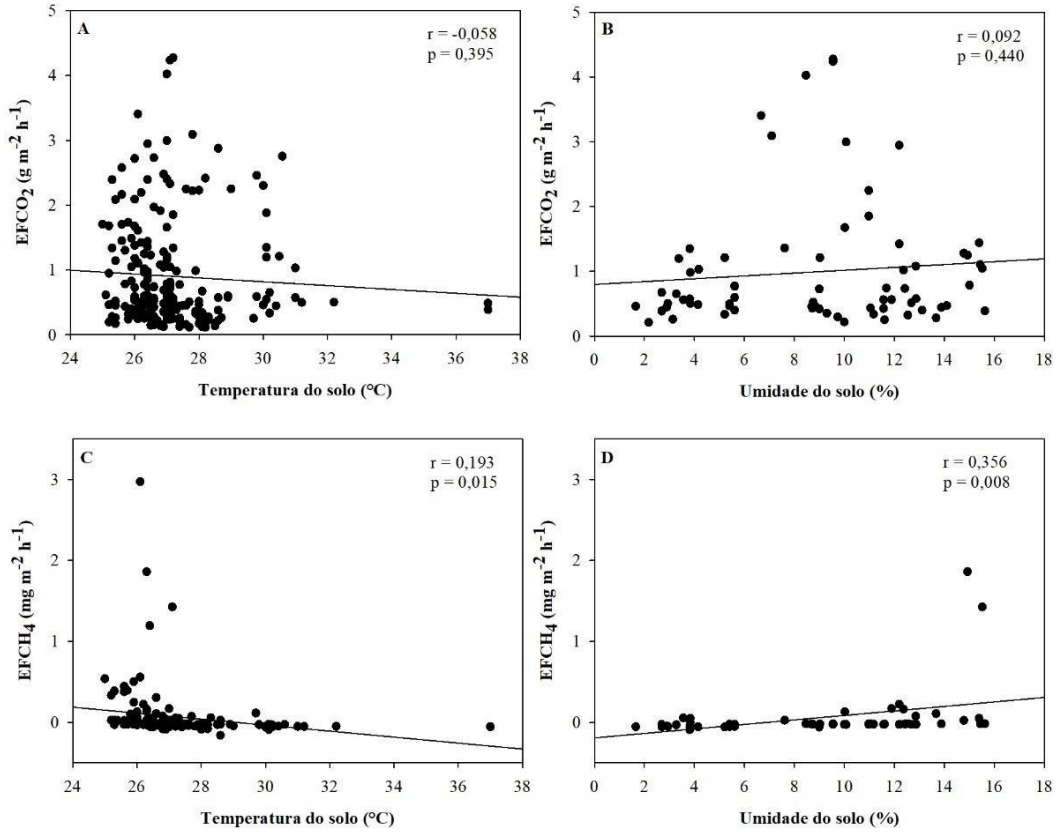


Figura 11 -Correlação linear simples entre o $EFCO_2$, temperatura e umidade do solo (A e B) e $EFCH_4$, temperatura e umidade do solo nas parcelas fertirrigadas (C e D).



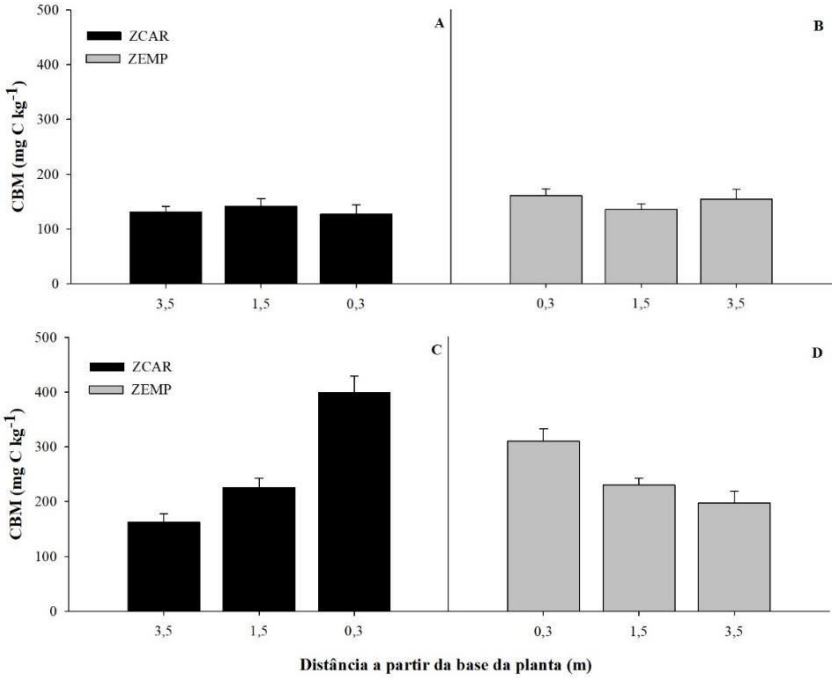
6.4 Parâmetros bioquímicos do solo

No final do período de amostragem, a aplicação das três doses de POME influenciaram na maior quantidade de CBM nas parcelas fertirrigadas, com um valor médio de 262 mg C kg-1 na Zcar (T3) e 245 mg C kg-1 na Zemp (T4). Esses valores, comparados com as parcelas controle, representam um aumento de 96 e 64% para cada zona de manejo.

Mais próximo à base da planta, foi observado uma maior concentração de CBM nas parcelas fertirrigadas (Figura 12C e 12D), principalmente na Zcar, que diferiu significativamente em relação a Zemp ($p<0,05$). Apesar do valor reduzido nesta última zona, em relação as zonas de manejo das parcelas controle (T1 e T2), ele foi significativamente maior ($p<0,001$).

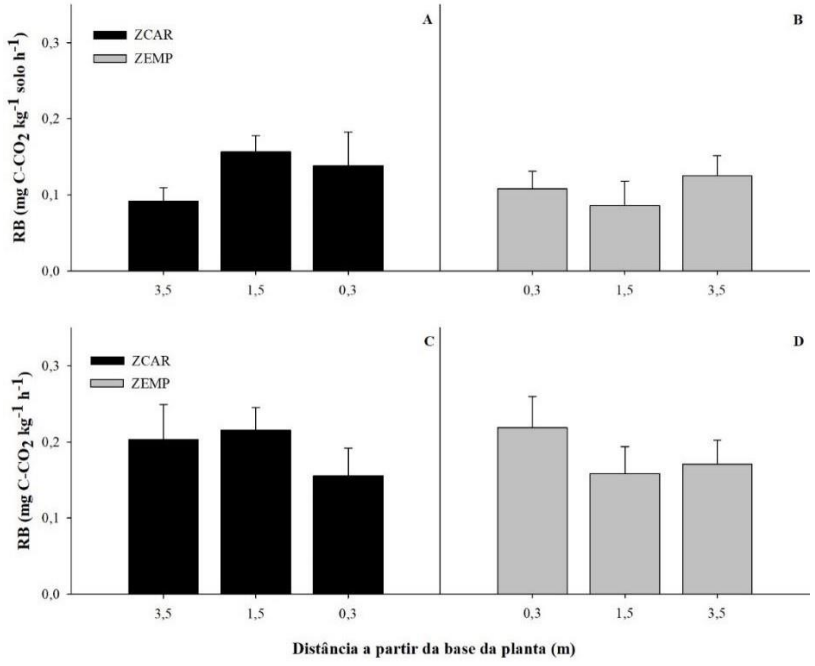
Para as avaliações observadas na distância de 1,5m da planta, as parcelas fertirrigadas não diferiram entre as zonas de manejo, com um valor médio de 227,5 mg C kg^{-1} e estas foram superiores as zonas das parcelas controle que apresentaram um valor médio de 138 mg C kg^{-1}. Diferentemente, na distância de 3,5m não houve variação signifivativa entre os tratamentos.

Figura 12 - Carbono da biomassa microbiana nas parcelas controle da Zcar (A) e Zemp (B) e nas parcelas fertirrigadas da Zcar (C) e Zemp (D).



A respiração microbiana do solo apresentou as maiores taxas (0,18 mg C-CO_2 kg^{-1} solo h^{-1}) nas parcelas fertirrigadas, quando comparadas com as parcelas controle (0,09 mg C-CO_2 kg^{-1} solo h^{-1}). No entanto, apesar dessa tendência de aumento observada (figura 13C e 13D), não houve variação significativa entre os tratamentos para cada distância a partir da base da planta.

Figura 12 – Respiração basal nas parcelas controle da Zcar (A) e Zemp (B) e nas parcelas fertirrigadas da Zcar (C) e Zemp (D).



7 DISCUSSÃO

7.1 Efeito da aplicação do POME no efluxo de CO_2 do solo

As medições das concentrações de CO_2 usando câmaras dinâmicas fechadas demonstraram que o produto orgânico (POME) influenciou em aumentos significativos da respiração do solo em plantio de palma de óleo ao longo de um período de 6 meses de estudo. Resultados semelhantes também foram observados em estudos que avaliaram o efeito da aplicação de resíduos orgânicos no efluxo de CO_2 do solo (CHEN et al., 2019; CHIRINDA et al., 2010; HO et al., 2017; JACKSON et al., 2019; RYALS; SILVER, 2013).

O aumento da emissão de CO_2 do solo a partir da adição desse resíduo orgânico pode ter sido motivado pelo fornecimento de compostos orgânicos com rápida decomposição, que contribuem para a proliferação de raízes e fungos micorrízicos associados e, com o aumento do teor de matéria orgânica do solo (Tabela 2). A aceleração da decomposição, está relacionada com o crescimento da biomassa microbiana, que assimilam esse substrato como fonte de energia, afetando a estabilidade do carbono no solo (JACKSON et al., 2019; MARTÍNEZ-ALCÁNTARA et al., 2016; THANGARAJAN et al., 2013).

Apesar das aplicações de POME terem sido direcionadas apenas nas linhas da Zcar (Figura 4), houve também um aumento correspondente na Zemp. Isso pode estar relacionado com o alto teor de areia no solo, que contribui para um maior escorrimento superficial, ou seja, a mobilidade do resíduo e a absorção através da biomassa radicular no solo refletiu nas taxas de emissão de CO2 nas linhas de plantio intercaladas às que receberam a aplicação do POME. Segundo Bindraban et al. (2015), as raízes, por meio de extensos sistemas de enraizamento, têm alta capacidade competitiva para a absorção dos nutrientes que são de ocorrência contínua na zona biologicamente ativa do solo (DOTANIYA; MEENA, 2015).

Próximo a base da planta, as taxas de emissão de CO_2 foram significativamente maiores, com um efluxo médio de 1,5 g CO_2 m^{-2} h^{-1} nas parcelas fertirrigadas e de 1,0 g CO_2 m^{-2} h^{-1} nas parcelas controle, mas, à medida que os pontos amostrais, se afastavam da planta, essas emissões diminuíam, com uma taxa de 0,81 g CO_2 m^{-2} h^{-1} na distância de 1,5m e até se tornarem insignificantes, como na distância de 3,5m, com um efluxo médio 0,38 g CO_2 m^{-2} h^{-1}. Esta tendência também foi observada em outros estudos em plantio

de palma de óleo de Hergoualc'h et al. (2017), Ishikura et al. (2018) e Matysek et al. (2018).

Essa alta emissão de CO_2 próximo a planta pode estar relacionada com a alta densidade de raízes no raio de 0,3m da planta (DARIAH; MARWANTO; AGUS, 2014). Além disso, segundo Matysek et al. (2018), a respiração é mais alta próximo a base da planta devido às entradas de matéria orgânica, através de rizodepósitos e sua decomposição. Girkin et al. (2019) avaliando as propriedades do solo em um ecossistema de turfeiras tropicais, observaram que o nitrogênio total e a relação C:N diminuiu em 1,5m de distância da planta, e, esses paramentos influenciam diretamente na taxa de decomposição, podendo justificar a redução dessas emissão de CO_2 nestas distâncias.

Os valores do efluxo médio de CO_2 nas parcelas controle, não apresentaram variação diurna significativa, como observado por Wood; Detto; Silver (2013) em florestas tropicais. Os valores encontrados neste trabalho de aproximadamente 1g CO_2 m^{-2} h^{-1} próximo a base e de 0,45 g CO_2 m^{-2} h^{-1} nas entrelinhas, são semelhantes aos relatados na literatura para os ecossistemas de palma de óleo, sendo que Smith et al. (2012) obtiveram um fluxo médio de 0, 67 ± 0, 46 g CO_2 m^{-2} hr^{-1} e Ishikura et al. (2018), avaliando em turfeiras tropicais, apresentaram um valor médio diário de 0,44 e 0,25 g CO_2 m^{-2} hr^{-1} próximo e distrante da base da planta respectivamente. Desta forma, as adições deste composto orgânico alteraram os fluxos de carbono do ecossistema. Portanto, essa prática de manejo pode impactar não somente a fertilidade e qualidade do solo, mas também o ciclo do carbono abaixo do solo.

7.2 Efeito da aplicação do POME no fluxo de CH_4 do solo

A aplicação do POME não estimulou a produção por metanógenos no solo. Em geral, os fluxos de CH_4 ao longo de todos os períodos de amostragem e dentro dos tratamentos foram negativos (-0,029 ± 0,005 mg CH_4 m^{-2} h^{-1}), consistente com outros estudos (DREWER et al., 2012; RAHMAN et al., 2019; RYALS; SILVER, 2013). Portanto, o impacto do incremento orgânico na emissão de CH_4 do solo foi considerado insignificante.

No entanto, Das e Adhya (2014) constataram que o fluxo de CH_4, através dos processos por metanógenos e matanotróficos, foram significativamente afetados pelo uso integrado de resíduo animal e fertilizante nitrogenado. Semelhantemente, Plaza- Bonilla et al. (2014), Zhang et al. (2018) e Zhou et al. (2020) relataram que a aplicação de resíduos aumentou significativamente a comunidade metanogênica, a partir do fornecimento de carbono orgânico do solo, que é fonte de energia para esses microrganismos, e, consequentemente aumentando sua atividade.

Um pico de emissão de CH_4 foi observado apenas nas parcelas que receberam a terceira dose do POME, período que também corresponde ao de maior umidade do solo (Figura 9), próximo a base da planta. Resultado semelhante também foi observado por Rahman et al. (2019), com um maior pico de emissão (0,23 mg CH_4 m^{-2} h^{-1}) no tratamento com água da chuva simulada e após quatro dias da aplicação de resíduos orgânicos. Esse comportamento pode estar associado às condições anaeróbicas, que favorecem a atividade metanogênica das arquéias necessária para a produção de CH_4 (TATE, 2015; YU et al., 2013).

O aumento deste efluxo próximo a base da planta também foi constatado por Girkin et al. (2019), por eles considerada como a zona de enraizamento. De acordo com Waldo et al. (2019), a zona de enraizamento favorece ainda mais a emissão de CH_4 em função dos exsudatos radiculares liberados e estimulando em aumentos consideráveis da atividade microbiana. Porém, à medida que essas avaliações se distanciaram da base da planta, esse efeito se tornou insignificante.

Portanto, o fluxo de metano neste experimento, consiste em taxas de produção de metano, equilibradas com a oxidação por metanotróficos, assim estudos a longo prazo para obter uma visão mais abrangente sobre o efeito da fertilização com o efluente da indústria de palma de óleo em cultivos de híbridos interespecíficos deve ser considerado, Rahman et al. (2019) sugerem um monitoramento de até 60 dias após a aplicação de aditivos orgânicos.

7.3 Influência dos fatores biofísicos no efluxo de GEE do solo

A temperatura e a umidade do solo são considerados fatores que influenciam na tendência sazonal dos fluxos de CO_2 do solo (CHEN et al., 2019; RYALS; SILVER,

2013). No entanto, neste estudo, estes fatores tiveram uma fraca correlação nas parcelas controle e nas parcelas fertirrigadas não foram correlacionados. Estes resultados são consistentes com o que foi observado por Li et al. (2018) e Smith et al. (2012), que justificam esse comportamento devido à baixa variabilidade dessas variáveis dentro do plantio de palma de óleo. A exemplo, o fechamento do dossel pelas folhas, implicando em uma limitada incidência de radiação solar e, consequentemente, baixa variação da temperatura do solo.

Apesar dessa inexistente ou fraca correlação, o conteúdo gravimétrico da umidade do solo variou significativamente entre os períodos de amostragem, com maior teor de umidade no período que compreende aos dias 54, 56 e 57 de 2021 (15,0%), seguido pelo período de transição, entre os dias 322 – 325 de 2020 (10,3%) e menor teor no primeiro período de amostragem (3,1%). No entanto, nota-se que, nas condições de maior e menor umidade, a emissão de CO_2 não diferiu entre os tratamentos, com taxas médias de emissão de 1,11 ± 0,06 e 1,28 ± 0,15 próximo a base da planta, nas parcelas controle e fertirrigadas respectivamente e, entre as linhas de plantio, essa taxa foi de 0,43 ± 0,08. De acordo com Wang et al. (2013) e Wood, Detto e Silver (2013), o conteúdo de água no solo éum fator que limitante, que pode suprimir o efluxo de CO_2.

Sob condições de menor conteúdo de água no solo, o fluxo reduzido de CO_2 a partir da superfície do solo pode estar relacionado com a redução das taxas de decomposição do substrato lábil derivado da planta, limitando a atividade metabólica do solo (CURIEL YUSTE et al., 2007). E em condições de alto teor de umidade do solo, o efluxo reduzido de CO_2 pode estar relacionado com a inibição da difusão e redução da atividade microbiana do solo em ambientes com baixo teor de O_2 (WOOD; DETTO; SILVER, 2013). Ao contrário, Abdelhafez et al. (2018); Chen et al. (2017) e Moinet et al. (2016) observaram que o aumento da umidade do solo estimulou a emissão de CO_2 do solo, e atribuem esse aumento à relação linear positiva entre os componentes autotróficos e o conteúdo de água do solo.

Apesar da fraca correlação entre esses fatores e o fluxo de CH_4 a partir da superfície do solo, consideramos que em condições de maior umidade do solo, este fluxo apresentou picos de emissão próximo a base da planta nas parcelas fertirrigadas da zcar (0,21 ± 0,03) e na zemp (0,61 ± 0,18), comparados com as parcelas controle, que apesar de reduzido, também apresentou fluxo positivo (0,02 ± 0,006). Concordando com estes dados, Rahman et al. (2019) avaliaram o efeito da aplicação de resíduos orgânicos com

água da chuva simulada sobre o efluxo de CH_4 e observaram um alto pico de emissão (0,23 mg CH_4 m^{-2} h^{-1}). Outros estudos também relataram que durante os meses mais chuvosos a produção de CH4 foi estimulada (DREWER et al., 2012; MCLAIN; AHMANN, 2008; SWAILS et al., 2021)

7.4 Efeito da aplicação do POME nas propriedades químicas e biológicas do solo

O incremento orgânico, a partir das aplicações das doses de POME, tem um impacto significativo na comunidade microbiana do solo, observada a partir do aumento nas taxas de CBM, o que é consistente com os resultados obtidos por Chen et al. (2020); Plaza et al. (2016); Zheng et al. (2016). Diferentemente, nas parcelas controle, não houve alterações nas taxas de CBM, corroborando com o achado por Smith et al. (2012), que avaliando uma cronossequencia de palma de óleo, entre 11 e 34 anos, não encontraram mudanças significativas na biomassa microbiana e da MOS, sugerindo que o C do solo atingiu um equilíbrio dinâmico após 11 anos.

O aumento nas taxas de CBM a partir da adição de compostos orgânicos pode ter sido motivado por taxas mais altas de crescimento e atividade das comunidades bacterianas e fúngicas do solo, através do fornecimento de compostos facilmente decomponíveis (lábeis) (GE et al., 2010; JONES et al., 2012). Esse aumento foi observado, principalmente próximo a base da planta, zona que abrange a maior densidade de raízes e também maior entrada de resíduos do plantio (EILERS et al., 2012). Por esta razão, esse resultado pode ter sido motivado pela maior disponibilidade de carbono orgânico através da liberação de exsudatos radiculares, que são a principal fonte de energia para os microrganismos do solo.

A fertilização orgânica não afetou a respiração microbiana, apesar do aumento, em comparação com as parcelas controle, não foi considerado significativo, como também foi constatado por (CHEN et al., 2020). Além deles, Wu et al. (2019) também não observaram efeito na respiração dos microrganismos sob a aplicação de fertilizantes minerais, no entanto, ao contrário deste estudo, nos tratamentos em que houve incremento orgânico a respiração apresentou um aumento de 93-96%. Semelhantemente, Lazcano et al. (2013) e Sackett et al. (2015) observaram que a respiração foi significativamentemaior nos tratamentos que receberam a aplicação de resíduos orgânicos.

O alto teor de nitrogênio presente no POME (Tabela 2) pode ter influenciado nas taxas de respiração das parcelas fertirrigadas comparadas com as parcelas controle. Em seu estudo, Zang, Wang e Kuzyakov (2016) observaram que a fertilização com nitrogênio inibiu a respiração microbiana, o que pode estar relacionado com a redução da limitação desse mineral e, consequentemente, da decomposição da MOS. Resultados semelhantes também foram observados por (ZANG et al., 2017) em condições de fertilização nitrogenada.

Portanto, a aplicação do POME resultou em alterações consideráveis no CBM, diferindo significativamente entre os tratamentos e distância a partir da base da planta, e, apesar dos resultados obtidos sobre a respiração microbiana não diferirem entre esses fatores de variação, pode-se considerar que esse resíduo impactou consideravelmente na atividade e composição da comunidade microbiana, e, consequentemente, no armazenamento de carbono no solo.

8 CONCLUSÃO

A aplicação do efluente gerado no processo de moagem do óleo de palma (POME) aumentou a emissão de CO_2, o que pode estar relacionado com o aumento do teor de MOS, que refletiu em um aumento considerável na atividade dos microrganismos, para os processos de decomposição, e do CBM. Porém, a variabilidade temporal da temperatura e umidade do solo não se relacionaram com a emissão de CO_2 do solo.

Este incremento orgânico não alterou os microrganismos que atuam na produção e oxidação de CH4 no solo, que foi observado a partir dos fluxos equilibrados temporal e espacialmente. Por outro lado, houve um estímulo da produção de CH_4 nos tratamentos que receberam a dosagem de 30 ton ha^{-1} de POME durante o período de maior umidade do solo, indicando um aumento na comunidade e atividade metanogênica.

Assim, este estudo avaliou os efeitos da aplicação do POME no efluxo de GEE do solo em um curto período de tempo, porém, pesquisas futuras devem acompanhar, a longo prazo, os impactos a partir dessa aplicação na dinâmica de carbono do solo e, concomitantemente avaliar fatores que regulam essas emissões, além dos climáticos, como a biomassa radicular, processos microbianos, estado nutricional e físico do solo, e, a partir disso, considerar se esta prática favorece a manutenção e qualidade da matéria orgânica do solo.

REFERÊNCIAS

ABDELHAFEZ, A. A. *et al.* Mineralization of organic carbon and nitrogen in semi-arid soils under organic and inorganic fertilization. **Environmental Technology and Innovation**, v. 9, p. 243–253, 2018.

AHMAD, A.; BUANG, A.; BHAT, A. H. Renewable and sustainable bioenergy production from microalgal co-cultivation with palm oil mill effluent (POME): A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 65, p. 214–234, 2016.

AMELIA, J. R. *et al.* Effects of treated palm oil mill effluent application on the soil microbial community structure and oil palm plantation productivity. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 15, n. 3, p. 77–85, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE ÓLEO DE PALMA - ABRAPALMA. **Diagnóstico da produção sustentável da palma de óleo**. [Brasília,DF: Ministério da Agricultua, **Pecuária e Abastecimento**], 2018.

AWALLUDIN, M. F. *et al.* An overview of the oil palm industry in Malaysia and its waste utilization through thermochemical conversion, specifically via liquefaction. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 1469–1484, 2015.

AZIZ, N. I. H.; HANAFIAH, M. M. The potential of palm oil mill effluent (Pome) as a renewable energy source. **Acta Scientifica Malaysia**, v. 1, n. 2, p. 323-346, 2017.

BAKRI, B. *et al*. The Change of Nutrients in Tidal Swamp Soil and Palm Oil Plant Due to Several Dosages of Application of Palm Oil Mill Effluent on Planting Media. **Sains Tanah - Journal of Soil Science and Agroclimatology**, v. 12, n. 2, p. 53, 2014.

BALA, J. D.; LALUNG, J.; ISMAIL, N. Palm Oil Mill Effluent (POME) Treatment Microbial Communities in an Anaerobic Digester: a review. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 4, n. 6, p. 1–24, 2014.

BEAUDRY, G. *et al*. Greenhouse gas assessment of palm oil mill biorefinery in Thailand from a life cycle perspective. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 8, n. 1, p. 43–58, 2018.

BENAMI, E. *et al*. Oil palm land conversion in Pará, Brazil, from 2006-2014: Evaluating the 2010 Brazilian Sustainable Palm Oil Production Program. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 3, 2018.

BICALHO, T.; BESSOU, C.; PACCA, S. A. Land use change within EU sustainability criteria for biofuels: The case of oil palm expansion in the Brazilian Amazon. **Renewable Energy**, v. 89, p. 588–597, 2016.

BINDRABAN, P. S. *et al.* Revisiting fertilisers and fertilisation strategies for improved nutrient uptake by plants. **Biology and Fertility of Soils**, v. 51, n. 8, p. 897–911, 2015.

BOND-LAMBERTY, B. *et al.* Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. **Nature**, v. 560, n. 7716, p. 80–83, 2018.

BOND-LAMBERTY, B.; THOMSON, A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. **Nature**, v. 464, n. 7288, p. 579–582, 2010.

BRANDÃO, F.; SCHONEVELD, G. The state of oil palm development in the Brazilian Amazon: Trends, value chain dynamics, and business models. **CIFOR Working Paper**, p. 45p, 2015.

CELIK, I.; ORTAS, I.; KILIC, S. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. **Soil and Tillage Research**, v. 78, n. 1, p. 59–67, 2004.

CHEN, X. *et al*. Microbial carbon use efficiency, biomass turnover, and necromass accumulation in paddy soil depending on fertilization. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 292, n. July 2019, p. 106816, 2020.

CHEN, Z. *et al*. Soil autotrophic and heterotrophic respiration in response to different N fertilization and environmental conditions from a cropland in Northeast China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 110, p. 103–115, 2017.

CHEN, Z. *et al*. Soil Respiration Components and their Temperature Sensitivity Under Chemical Fertilizer and Compost Application: The Role of Nitrogen Supply and Compost Substrate Quality. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 124, n. 3, p. 556–571, 2019.

CHIRINDA, N. *et al*. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, n. 4, p. 584–594, 2010.

CLEVELAND, C. C. *et al*. Increases in soil respiration following labile carbon additions linked to rapid shifts in soil microbial community composition. **Biogeochemistry**, v. 82, n. 3, p. 229–240, 2007.

CONRAD, R. Microbial Ecology of Methanogens and Methanotrophs. **Advances in Agronomy**, v. 96, n. 07, p. 1–63, 2007.

COSTA, A. C. L. da *et al*. Ecosystem respiration and net primary productivity after 8-10 years of experimental through-fall reduction in an eastern Amazon forest. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 7–24, 2014.

CURIEL YUSTE, J. *et al*. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. **Global Change Biology**, v. 13, n. 9, p. 2018–2035, 2007.

DARIAH, A.; MARWANTO, S.; AGUS, F. Root- and peat-based CO2 emissions from oil palm plantations. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 19, n. 6, p. 831–843, 2014.

DAS, S.; ADHYA, T. K. Effect of combine application of organic manure and inorganic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a tropical flooded soil planted to rice. **Geoderma**, v. 213, p. 185–192, 2014.

DĘBSKA, B. *et al*. The impact of a bio-fertilizer on the soil organic matter status and carbon sequestration—results from a field-scale study. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 10, p. 2335–2343, 2016.

DONAGEMA, G. K. *et al.* **Manual de métodos de análise de solos**. 2.ed Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2011. (Embrapa Solos. Documentos, 132).

DOTANIYA, M. L.; MEENA, V. D. Rhizosphere Effect on Nutrient Availability in Soil and Its Uptake by Plants: A Review. **Proceedings of the National Academy of Sciences India Section B - Biological Sciences**, v. 85, n. 1, p. 1–12, 2015.

DREWER, J. *et al*. How do soil emissions of N2O, CH4 and CO2 from perennial bioenergy crops differ from arable annual crops? **GCB Bioenergy**, v. 4, n. 4, p. 408–419, 2012.

DUBBS, L. L.; WHALEN, S. C. DUBBS, L. L.; WHALEN, S. C. Reduced net atmospheric CH4 consumption is a sustained response to elevated CO2 in a temperate forest. Biology and Fertility of Soils, v. 46, n. 6, p. 597–606, 2010. Reduced net atmospheric CH4 consumption is a sustained respon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 46, n. 6, p. 597–606, 2010.

EILERS, K. G. *et al*. Digging deeper to find unique microbial communities: The strong effect of depth on the structure of bacterial and archaeal communities in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 50, p. 58–65, 2012.

EYKELBOSH, A. J. *et al*. Biochar from sugarcane filtercake reduces soil CO2 emissions relative to raw residue and improves water retention and nutrient availability in a highly-weathered tropical soil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 6, 2014.

FENG, Y. *et al*. Mechanisms of biochar decreasing methane emission from Chinese paddy soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 46, p. 80–88, 2012.

FERRERAS, L. *et al*. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 4, p. 635–640, 2006.

FONSECA, L. C. N. DA *et al*. Fluxos de CO2 em Plantio de Palma de Óleo no Leste da Amazônia. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 1, p. 181–192, 2018.

FREITAG, T. E. *et al*. Links between methane flux and transcriptional activities of methanogens and methane oxidizers in a blanket peat bog. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 73, n. 1, p. 157–165, 2010.

GALANTINI, J.; ROSELL, R. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 1, p. 72–79, 2006.

GARCIA-NUNEZ, J. A. *et al*. Evolution of palm oil mills into bio-refineries: Literature review on current and potential uses of residual biomass and effluents. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 110, p. 99–114, 2016.

GARCIA-PAUSAS, J.; PATERSON, E. Microbial community abundance and structure are determinants of soil organic matter mineralisation in the presence of labile carbon. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 8, p. 1705–1713, 2011.

GE, G. *et al*. Soil biological activity and their seasonal variations in response to long-term application of organic and inorganic fertilizers. **Plant and Soil**, v. 326, n. 1, p. 31–44, 2010.

GEISSELER, D.; SCOW, K. M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms - A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 75, p. 54–63, 2014.

GIRKIN, N. T. *et al*. Spatial variability of organic matter properties determines methane fluxes in a tropical forested peatland. **Biogeochemistry**, v. 142, n. 2, p. 231–245, 2019.

GOMEZ-CASANOVAS, N. *et al*. Net ecosystem exchange modifies the relationship between the autotrophic and heterotrophic components of soil respiration with abiotic factors in prairie grasslands. **Global Change Biology**, v. 18, n. 8, p. 2532–2545, 2012.

HAO, X. H. *et al*. Effect of long-term application of inorganic fertilizer and organic amendments on soil organic matter and microbial biomass in three subtropical paddy soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 81, n. 1, p. 17–24, 2008.

HARSONO, S. S.; GRUNDMANN, P.; SOEBRONTO, S. Anaerobic treatment of palm oil mill effluents: Potential contribution to net energy yield and reduction of greenhouse gas emissions from biodiesel production. **Journal of Cleaner Production**, v. 64, p. 619–627, 2014.

HERGOUALC'H, K. *et al*. Total and heterotrophic soil respiration in a swamp forest and oil palm plantations on peat in Central Kalimantan, Indonesia. **Biogeochemistry**, v. 135, n. 3, p. 203–220, 2017.

HO, A. *et al*. Effects of bio-based residue amendments on greenhouse gas emission from agricultural soil are stronger than effects of soil type with different microbial community composition. **GCB Bioenergy**, v. 9, n. 12, p. 1707–1720, 2017.

ISHIKURA, K. *et al*. Soil carbon dioxide emissions due to oxidative peat decomposition in an oil palm plantation on tropical peat. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 254, n. December 2017, p. 202–212, 2018.

JACKSON, O. *et al*. Rhizosphere carbon supply accelerates soil organic matter decomposition in the presence of fresh organic substrates. **Plant and Soil**, v. 440, n. 1–2, p. 473–490, 2019.

JANSSENS, I. A. *et al*. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 5, p. 315–322, 2010.

JOERGENSEN, R. G. Quantification of the microbial biomass by determining ninhydrin-reactive N. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, n. 3, p. 301–306, 1996.

JONES, D. L. *et al*. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 45, p. 113–124, 2012.

JUNIOR1, R. A. G. *et al*. Características vegetativas na fase juvenil de híbridos interespecíficos de caiaué com dendezeiro Vegetative characteristics in the juvenile phase of interspecific hybrids of American oil palm with African oil palm. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, n. 1, p. 27–35, 2015.

KAUR, T.; BRAR, B. S.; DHILLON, N. S. Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize-wheat cropping system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 81, n. 1, p. 59–69, 2008.

KHATUN, R. *et al*. Sustainable oil palm industry: The possibilities. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 608–619, Aug. 2017.

KRAUSE, S.; LÜKE, C.; FRENZEL, P. Methane source strength and energy flow shape methanotrophic communities in oxygen-methane counter-gradients. **Environmental Microbiology Reports**, v. 4, n. 2, p. 203–208, 2012.

KUSS, V. V. *et al*. Potential of biodiesel production from palm oil at Brazilian Amazon. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 1013–1020, 2015.

KUZYAKOV, Y. Sources of CO2 efflux from soil and review of partitioning methods. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 3, p. 425–448, 2006.

KUZYAKOV, Y.; HILL, P. W.; JONES, D. L. Root exudate components change litter decomposition in a simulated rhizosphere depending on temperature. **Plant and Soil**, v. 290, n. 1–2, p. 293–305, 2007.

LAZCANO, C. *et al*. Short-term effects of organic and inorganic fertilizers on soil microbial community structure and function: A field study with sweet corn. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, n. 6, p. 723–733, 2013.

LI, Y. *et al*. Biochar reduces soil heterotrophic respiration in a subtropical plantation through increasing soil organic carbon recalcitrancy and decreasing carbon-degrading microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 122, n. April, p. 173–185, 2018.

LIM, S. L.; WU, T. Y.; CLARKE, C. Treatment and biotransformation of highly polluted agro-industrial wastewater from a palm oil mill into vermicompost using earthworms. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 62, n. 3, p. 691–698, 2014.

LIU, L.; GREAVER, T. L. A global perspective on belowground carbon dynamics under nitrogen enrichment. **Ecology Letters**, v. 13, n. 7, p. 819–828, 2010.

LOH, S. K. *et al*. Zero discharge treatment technology of palm oil mill effluent. **Journal of Oil Palm Research**, v. 25, n. DEC, p. 273–281, 2013a.

LOH, S. K. *et al*. Enhancement of palm oil refinery waste - Spent bleaching earth (SBE) into bio organic fertilizer and their effects on crop biomass growth. **Industrial Crops and Products**, v. 49, p. 775–781, 2013b.

LOH, S. K. The potential of the Malaysian oil palm biomass as a renewable energy source. **Energy Conversion and Management**, v. 141, p. 285–298, 2017.

LOH, S. K.; LAI, M. E.; NGATIMAN, M. Vegetative growth enhancement of organic fertilizer from anaerobically-treated palm oil mill effluent (POME) supplemented with chicken manure in food-energy-water nexus challenge. **Food and Bioproducts Processing**, v. 117, p. 95–104, 2019.

MALSRIWIJAYA, B. *et al*. Application of Various Concentrations of Liquid Waste from Oil Palm Mill on the Growth of Oil Palm Plant (Elaeis guinensis, Jacq). **KnE Life Sciences**, v. 2, n. 6, p. 228, 2017.

MARTÍNEZ-ALCÁNTARA, B. *et al*. Liquid organic fertilizers for sustainable agriculture: Nutrient uptake of organic versus mineral fertilizers in citrus trees. **PLoS ONE**, v. 11, n. 10, p. 1–20, 2016.

MATYSEK, M. *et al*. High heterotrophic CO2 emissions from a Malaysian oil palm plantations during dry-season. **Wetlands Ecology and Management**, v. 26, n. 3, p. 415–424, 2018.

MCLAIN, J. E. T.; AHMANN, D. M. Increased moisture and methanogenesis contribute to reduced methane oxidation in elevated CO2 soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, n. 4, p. 623–631, 2008.

MENŠÍK, L. *et al*. The effect of application of organic manures and mineral fertilizers on the state of soil organic matter and nutrients in the long-term field experiment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 8, p. 2813–2822, 2018.

METCALFE, D. B. *et al*. Factors controlling spatio-temporal variation in carbon dioxide efflux from surface litter, roots, and soil organic matter at four rain forest sites in the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 112, n. 4, p. 1–9, 2007.

MOINET, G. Y. K. *et al*. Soil heterotrophic respiration is insensitive to changes in soil water content but related to microbial access to organic matter. **Geoderma**, v. 274, p. 68–78, 2016.

MORAES, B. C. de *et al*. Variação espacial e temporal da precipitação no Estado do Pará. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 207–214, 2005.

MUNASINGHE, M. *et al*. Value–Supply Chain Analysis (VSCA) of crude palm oil production in Brazil, focusing on economic, environmental and social sustainability. **Sustainable Production and Consumption**, v. 17, p. 161–175, 2019.

NGAO, J. *et al*. Estimation of autotrophic and heterotrophic components of soil respiration by trenching is sensitive to corrections for root decomposition and changes in soil water content. **Plant and Soil**, v. 301, n. 1–2, p. 99–110, 2007.

NORMAN, J. M.; GARCIA, R.; VERMA, S. B. Soil surface CO2 fluxes and the carbon budget of a grassland. **Journal of Geophysical Research**, v. 97, n. D17, 1992.

O-THONG, S.; BOE, K.; ANGELIDAKI, I. Thermophilic anaerobic co-digestion of oil palm empty fruit bunches with palm oil mill effluent for efficient biogas production. **Applied Energy**, v. 93, p. 648–654, 2012.

OHIMAIN, E. I.; IZAH, S. C. A review of biogas production from palm oil mill effluents using different configurations of bioreactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 70, n. December 2014, p. 242–253, 2017.

PEHNELT, G.; VIETZE, C. Recalculating GHG emissions saving of palm oil biodiesel. **Environment, Development and Sustainability**, v. 15, n. 2, p. 429–479, 2013.

PINA, A. J. de A. Experiências na produção para a cultura de palma de óleo na Amazônia: relato de experiências da Marborges Agroindústria S.A. (Moju – Pará). *In*: RAMALHO FILHO, Antonio *et al*. **Zoneamento agroecologico, produção e manejo para a cultura da palma de óleo na Amazônia**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. v. 1.

PIRKER, J. *et al*. What are the limits to oil palm expansion? **Global Environmental Change**, v. 40, p. 73–81, 2016.

PLAZA-BONILLA, D. *et al*. Soil carbon dioxide and methane fluxes as affected by tillage and N fertilization in dryland conditions. **Plant and Soil**, v. 381, n. 1–2, p. 111–130, 2014.

PLAZA, C. *et al*. Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 225, p. 150–159, 2016.

POH, P. E.; CHONG, M. F. Development of anaerobic digestion methods for palm oil mill effluent (POME) treatment. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 1, p. 1–9, 2009.

PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, v. 101, n. 1, p. 133–149, 2010.

RAHMAN, N. *et al*. Soil greenhouse gas emissions from inorganic fertilizers and recycled oil palm waste products from Indonesian oil palm plantations. **GCB Bioenergy**, v. 11, n. 9, p. 1056–1074, 2019.

RAMALHO FILHO, A. *et al*. **Zoneamento agroecologico, produção e manejo para a cultura da palma de óleo na Amazônia**. Rio de Janeiro: Embrapa Solo, 2010. v. 1

RAMIREZ, K. S.; CRAINE, J. M.; FIERER, N. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes. **Global Change Biology**, v. 18, n. 6, p. 1918–1927, 2012.

RYALS, R.; SILVER, W. L. Effects of organic matter amendments on net primary productivity and greenhouse gas emissions in annual grasslands. **Ecological Applications**, v. 23, n. 1, p. 46–59, 2013.

SACKETT, T. E. *et al*. Soil and greenhouse gas responses to biochar additions in a temperate hardwood forest. **GCB Bioenergy**, v. 7, n. 5, p. 1062–1074, 2015.

SASWATTECHA, K. *et al*. Options to reduce environmental impacts of palm oil production in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 370–393, 2016.

SAVAGE, K.; DAVIDSON, E. A.; TANG, J. Diel patterns of autotrophic and heterotrophic respiration among phenological stages. **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 1151–1159, 2013.

SCOTT-DENTON, L. E.; ROSENSTIEL, T. N.; MONSON, R. K. Differential controls by climate and substrate over the heterotrophic and rhizospheric components of soil respiration. **Global Change Biology**, v. 12, n. 2, p. 205–216, 2006.

SERRANO-SILVA, N. *et al*. Methanogenesis and Methanotrophy in Soil: A Review. **Pedosphere**, v. 24, n. 3, p. 291–307, 2014.

SHAK, K. P. Y.; WU, T. Y. Coagulation-flocculation treatment of high-strength agro-industrial wastewater using natural Cassia obtusifolia seed gum: Treatment efficiencies and flocs characterization. **Chemical Engineering Journal**, v. 256, p. 293–305, 2014.

SHUIT, S. H. *et al*. Oil palm biomass as a sustainable energy source: A Malaysian case study. **Energy**, v. 34, n. 9, p. 1225–1235, 2009.

SINGH, R. P. *et al*. Composting of waste from palm oil mill: A sustainable waste management practice. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 9, n. 4, p. 331–344, 2010.

SMITH, D. R. *et al*. Short-term soil carbon sink potential of oil palm plantations. **GCB Bioenergy**, v. 4, n. 5, p. 588–596, 2012.

SUKIRAN, M. A. *et al*. A review of torrefaction of oil palm solid wastes for biofuel production. **Energy Conversion and Management**, v. 149, p. 101–120, 2017.

SULAIMAN, F. *et al*. An outlook of Malaysian energy, oil palm industry and its utilization of wastes as useful resources. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 9, p. 3775–3786, 2011.

SWAILS, E. *et al*. Spatio-Temporal Variability of Peat CH4 and N2O Fluxes and Their Contribution to Peat GHG Budgets in Indonesian Forests and Oil Palm Plantations. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, n. March, 2021.

TANIKKUL, P.; BOONYAWANICH, S.; PISUTPAISAL, N. Production of methane from ozonated palm oil mill effluent. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 56, p. 29561–29567, 2019.

TATE, K. R. Soil methane oxidation and land-use change - from process to mitigation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 80, p. 260–272, 2015.

TEH, C. Y.; WU, T. Y.; JUAN, J. C. Potential use of rice starch in coagulation-flocculation process of agro-industrial wastewater: Treatment performance and flocs characterization. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 509–519, 2014.

THANGARAJAN, R. *et al*. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. **Science of the Total Environment**, v. 465, p. 72–96, 2013.

TSOUKO, E. *et al*. Extraction of phenolic compounds from palm oil processing residues and their application as antioxidants. **Food Technology and Biotechnology**, v. 57, n. 1, p. 29–38, 2019.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE-USDA. Foreign Agricultural Service-FAS. Vegetable oil prices on an upward trend. **Oilseeds**: **World markets and trade,** p. 1–38, Jan. 2020. Disponível em: https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/tx31qh68h/vt151125j/44558w98r/oilseeds.pdf. Acesso em:02 de fevereiro de 2021.

VAKSMAA, A. *et al*. Distribution and activity of the anaerobic methanotrophic community in a nitrogen-fertilized Italian paddy soil. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 92, n. 12, p. 1–11, 2016.

VIJAY, V. *et al*. The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. **PloS one**, v. 11, n. 7, p. e0159668, 2016.

WALDO, N. B. *et al*. Plant root exudates increase methane emissions through direct and indirect pathways. **Biogeochemistry**, v. 145, n. 1–2, p. 213–234, 2019.

WANG, Q. *et al*. Carbon input manipulation affects soil respiration and microbial community composition in a subtropical coniferous forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 178–179, p. 152–160, 2013.

WOOD, T. E.; DETTO, M.; SILVER, W. L. Sensitivity of soil respiration to variability in soil moisture and temperature in a humid tropical forest. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, 2013.

WU, L. *et al*. Soil organic matter priming and carbon balance after straw addition is regulated by long-term fertilization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 135, n. June, p. 383–391, 2019.

WU, T. Y. *et al*. A holistic approach to managing palm oil mill effluent (POME): Biotechnological advances in the sustainable reuse of POME. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 1, p. 40–52, 2009.

YU, L. *et al*. Effects of biochar application on soil methane emission at different soil moisture levels. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, n. 2, p. 119–128, 2013.

YUSOFF, S. Renewable energy from palm oil - Innovation on effective utilization of waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, n. 1, p. 87–93, 2006.

ZANG, H. *et al*. Nitrogen fertilization increases rhizodeposit incorporation into microbial biomass and reduces soil organic matter losses. **Biology and Fertility of Soils**, v. 53, n. 4, p. 419–429, 2017.

ZANG, H.; WANG, J.; KUZYAKOV, Y. N fertilization decreases soil organic matter decomposition in the rhizosphere. **Applied Soil Ecology**, v. 108, p. 47–53, 2016.

ZHANG, W. *et al*. Effects of continuous manure application on methanogenic and methanotrophic communities and methane production potentials in rice paddy soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 258, n. February, p. 121–128, 2018.

ZHENG, J. *et al.* Biochar decreased microbial metabolic quotient and shifted community composition four years after a single incorporation in a slightly acid rice paddy from southwest China. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 206–217, 2016.

ZHOU, G. *et al.* Rational utilization of leguminous green manure to mitigate methane emissions by influencing methanogenic and methanotrophic communities. **Geoderma**, v. 361, n. March 2019, p. 114071, 2020.