



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21c/2019/05.09.20.05-TDI

CARACTERIZAÇÃO DOS FLUXOS DE ISOPRENO NOS BIOMAS AMAZÔNIA, CERRADO E PANTANAL

Anahi Chimini Sobral

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelos Drs. Plínio Carlos Alvalá, e Celso von Randow, aprovada em 28 de maio de 2019.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/3T9JTTP>>

INPE
São José dos Campos
2019

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GBDIR)

Serviço de Informação e Documentação (SESID)

CEP 12.227-010

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/7348

E-mail: pubtc@inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI-INPE):**Presidente:**

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CGCPT)

Membros:

Dra. Carina Barros Mello - Coordenação de Laboratórios Associados (COCTE)

Dr. Alisson Dal Lago - Coordenação-Geral de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CGCEA)

Dr. Evandro Albiach Branco - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (COCST)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia e Tecnologia Espacial (CGETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação-Geral de Observação da Terra (CGOBT)

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação - (CPG)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

Cauê Silva Fróes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21c/2019/05.09.20.05-TDI

CARACTERIZAÇÃO DOS FLUXOS DE ISOPRENO NOS BIOMAS AMAZÔNIA, CERRADO E PANTANAL

Anahi Chimini Sobral

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelos Drs. Plínio Carlos Alvalá, e Celso von Randow, aprovada em 28 de maio de 2019.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/3T9JTTP>>

INPE
São José dos Campos
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Sobral, Anahi Chimini.

So12c Caracterização dos fluxos de isopreno nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal / Anahi Chimini Sobral. – São José dos Campos : INPE, 2019.

xvi + 104 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21c/2019/05.09.20.05-TDI)

Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2019.

Orientadores : Drs. Plínio Carlos Alvalá, e Celso von Randow.

1. Interação biosfera-atmosfera. 2. Isopreno. 3. Biomas brasileiros. I.Título.

CDU 502.211:547.315.2



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

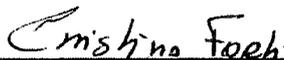
This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aluno (a): **Anahí Chimini Sobral**

Título: "CARACTERIZAÇÃO DOS FLUXOS DE ISOPRENO NOS BIOMAS AMAZÔNIA, CERRADO E PANTANAL"

Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de **Doutor(a)** em
Ciência do Sistema Terrestre

Dra. Maria Cristina Forti

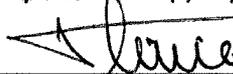


Presidente / INPE / São José dos Campos - SP

() Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Dr. Plínio Carlos Alvalá



Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

() Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Dr. Celso von Randow

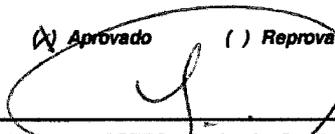


Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

() Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Dr. Antonio Ocimar Manzi

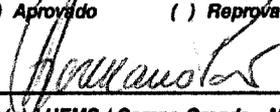


Membro da Banca / CPTEG / Cachoeira Paulista - SP

() Participação por Vídeo - Conferência

() Aprovado () Reprovado

Dr. Hamilton Germano Pavão

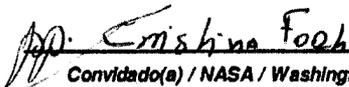


Convidado(a) / UFMS / Campo Grande - MS

() Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Dr. Fernando Cavalcante Santos



Convidado(a) / NASA / Washington, D.C. - USA

(X) Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

() unanimidade

São José dos Campos, 28 de maio de 2019

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Jesus e toda espiritualidade por me acompanhar sempre em todas as empreitadas e por me dar infinitas oportunidades de aprendizado e crescimento pessoal e profissional. Por sempre me amparar e cuidar de mim, estando presente em todos os momentos da minha vida, conduzindo meus passos, me abençoando diariamente, me sustentando e me provendo sempre o pão de cada dia.

Agradeço também aos meus orientadores Drs. Plínio Carlos Alvalá e Celso von Randow não só pela orientação neste trabalho, mas também pela amizade, paciência, atenção, por sempre me atenderem prontamente e estarem comigo desde a concepção até a finalização de todo o trabalho de pesquisa, incluindo as idas à campo, me transmitindo conselhos, ensinamentos e confiança no trabalho científico, estando sempre presentes e me ajudando e amparando nos momentos em que mais precisei. Muito obrigada, Professor Plínio, pelas idas a campo e pelas muitas e muitas revisões no conteúdo, nos resultados e no texto como um todo. Sua ajuda foi mais que fundamental para todo esse processo de construção, elaboração e finalização da tese! Muito obrigada, Professor Celso, pela bolsa de pesquisa concedida para a finalização desta tese e por me socorrer quando eu mais precisei! **MUITO OBRIGADA**, meus orientadores! Mais que orientadores, vocês são meus amigos!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre e a Pós-Graduação do INPE, em nome das minhas queridas amigas Angela, Mariana, Tuane, Carol e Nayara. Também agradeço a todos os professores e pesquisadores que contribuíram para a minha formação até aqui.

Agradeço aos membros da banca Dra. Maria Cristina Forti e Drs. Antonio Manzi, Hamilton Pavão e Fernando Santos. Com certeza as contribuições de cada um serão fundamentais para a tese e para minha formação como pesquisadora.

Ao Conselho de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Aos funcionários do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, em especial ao meu amigo Willian Ferreira, por conduzir as análises de laboratório e por sempre ter uma palavra positiva, deixando o trabalho mais leve.

Agradeço a todos os funcionários da Reserva ZF2, na Amazônia, e da Base de Estudos do Pantanal, que deram todo o suporte para nossa estadia em campo, principalmente ao Eliseu e Jaziel, que garantiram que nossos trajetos dos alojamentos até as torres fossem realizados em segurança. Sem o cuidado e a disposição deles dois os trabalhos de campo não seriam realizados. Além disso, Seu Eliseu me levou para assistir o maior

espetáculo, o pôr do sol no alto da torre K34, no meio da floresta amazônica e me mostrou com sua simplicidade e sabedoria o que verdadeiramente é importante nessa vida e como a natureza é nossa Mãe. Seu Jaziel e seu fiel escudeiro, o cachorro Vinagre, nos protegeram das onças, cobras e queixadas na trilha que fazíamos para chegar à torre no Pantanal.

Quero agradecer de maneira muito especial às minhas muitas amigas lindas que eu fiz por todo o INPE, que mensalmente me receberam e ainda me recebem de braços e corações abertos. Eu quero dizer a cada uma de vocês que o sorriso, o abraço e a presença de cada uma, mês a mês, me enchem de amor e de alegrias. Sinto-me honrada por ter conhecido cada uma, por ter criado e estreitado laços com mulheres batalhadoras, doces, amorosas e especiais. Não vou citar nomes porque vocês são muitas, todo mês chegam mais, e eu não quero ser injusta e esquecer alguém! Mas deixo aqui o meu MUITO OBRIGADA!

De maneira especial quero agradecer algumas amigas: Rita von Randow, Camille Nolasco, Aline Castro, Alessandra Costa, Franciele Alves, Chica Velloso, Janaína Guidolini, Ana Paula Santos, Karinne Reis, Lis Broedel, Iza Magalhães, Tatiene Almeida. Vocês são a família que eu fiz aqui em São José dos Campos. Espero ter deixado de amor e de aprendizado pelo menos um pouquinho do que vocês deixaram prá mim.

Agradeço ao meu grande amigo Victor Fernandez Nascimento, que desde a graduação acompanha e participa tanto da minha vida, quanto da minha trajetória acadêmica. Agradeço a todos os meus amigos e colegas do CCST, em especial às turmas de 2013 e 2014, mas também aos meus amigos das outras turmas, que fizeram com que essa empreitada fosse mais alegre e menos solitária.

Também agradeço a quem durante essa caminhada me deu amor, me abraçou, me cuidou, fez meus dias mais leves, mais alegres, torceu por mim, dividiu comigo, me ouviu, riu e tomou várias cervejas comigo, mandou energias positivas e vibrou com as minhas pequenas conquistas diárias, e com as grandes conquistas também.

Em especial agradeço muito a meus pais Samuel e Néia e minha irmã Nataly pela confiança, apoio e amor dedicado a mim desde sempre, por entenderem minha distância e todos os dias, finais de semanas e datas importantes que não pude estar junto deles. Vocês são minha base, meu suporte, minha força, meu tudo. Vocês são o motivo de eu persistir e nunca desistir, todo esse esforço de anos de vida acadêmica é também prá vocês e por vocês. Mais especialmente ainda quero agradecer ao meu pequenino sobrinho Bento, que é a quem eu dedico o mais puro amor que eu já fui capaz de sentir nesta vida. Todos os frutos colhidos daqui prá frente serão partilhados com vocês. Eu amo vocês!

RESUMO

No Brasil, a vegetação natural da Amazônia, Cerrado e Pantanal têm grande importância quanto à emissão de compostos orgânicos voláteis biogênicos, principalmente o isopreno, com conhecimento abundante para a Amazônia, mas com informações ainda pouco conhecidas para Cerrado e Pantanal, requerendo esforços para estimar as emissões de isopreno nessas áreas. Considerando essa carência de informação, esta tese investiga e descreve o comportamento das concentrações de isopreno em diferentes formações vegetais brasileiras. Para tanto, foram realizadas incursões a campo na Amazônia e Pantanal, com coleta de amostras de ar para quantificação da concentração de isopreno e dados ambientais para cada bioma. A partir dos dados obtidos foram realizadas simulações das emissões de isopreno utilizando o modelo MEGAN, versão beta 2.1, além de um estudo explorando fluxos futuros de emissão de isopreno para as áreas de estudo. Ao estudar a razão de mistura do isopreno, foi possível identificar que a razão de mistura no Pantanal é menor que na Amazônia ($9,19 \pm 4,73$ ppb) durante a época seca. Isso foi atribuído não somente à importância do tipo de vegetação, mas também às condições ambientais locais, que podem ter influenciado os mecanismos de produção do isopreno. No caso do Pantanal ainda foi identificada uma diferença estatisticamente significativa entre as campanhas realizadas em 2016 ($2,17 \pm 0,61$ ppb) e 2017 ($0,60 \pm 0,27$ ppb), o que pode ter ocorrido devido ao impacto do grande número de queimadas registradas em 2017. Ao comparar as emissões estimadas de isopreno nos três biomas para o período analisado, a Amazônia desponta como o bioma cujo fluxo de isopreno é maior, seguido por Pantanal e Cerrado, tanto para as estimativas geradas pelo MEGAN ($9,39$, $4,08$ e $2,50$ $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente), quanto as derivadas pela coluna de formaldeído ($2,45$, $1,66$ e $0,69$ $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente). Apesar de superestimar as emissões, o modelo MEGAN representou de maneira muito satisfatória a sazonalidade nos fluxos de isopreno para os biomas estudados. Quando se comparam as emissões médias anuais de isopreno estimadas pelo MEGAN em termos de contribuição por biomas, por conta da sua extensão, o Pantanal apresenta a menor contribuição. Amazônia, Cerrado e Pantanal contribuem, respectivamente, com $334,15$, $42,76$ e $5,26$ Tg isopreno ano^{-1} . As simulações das emissões de isopreno frente a um possível cenário de mudança no clima também apontaram para uma redução em aproximadamente 10 % nas emissões, já que o aumento da concentração do CO_2 atmosférico exerce um efeito inibidor das emissões, sobrepondo-se ao estímulo fornecido pelo aumento da temperatura.

Palavras-chave: Interação biosfera-atmosfera. Isopreno. Biomas brasileiros.

CHARACTERIZATION OF ISOPRENE FLUX IN THE AMAZON, CERRADO AND PANTANAL BIOMES

ABSTRACT

In Brazil, the natural vegetation of the Amazon, Cerrado and Pantanal biomes presents great importance for the biogenic volatile organic compounds emission, mainly isoprene, with abundant knowledge for the Amazon, but with information not yet known for Cerrado and Pantanal, requiring efforts to estimate isoprene emissions in these areas. Considering this lack of information, this study investigates and describes the behavior of isoprene concentrations in different Brazilian biomes. For this purpose, field trips were carried out in the Amazon and Pantanal. In order to quantify the isoprene concentration, air samples were collected and the diurnal cycle of isoprene mixing ratio was analyzed in correlation to environmental parameters. Besides, in order to understand the isoprene emission behavior and magnitude for each biome, the MEGAN model, beta version 2.1, was used to simulate the emission. The MEGAN model was also used to explore future trends in isoprene emission for the study areas. By studying the isoprene mixing ratio of isoprene, it was possible to identify that the mixing ratio in the Pantanal is lower than in the Amazon ($9,19 \pm 4,73$ ppb) during the dry season. This was attributed not only to the vegetation type, but also to local environmental conditions, which may have influenced the isoprene production mechanisms. In the case of Pantanal, a statistically significant difference between the campaigns carried out in 2016 ($2,17 \pm 0,61$ ppb) and 2017 ($0,60 \pm 0,27$ ppb) was also identified, which may have occurred due to the impact of the large number of fires registered in 2017. When comparing the isoprene estimated emissions in the three biomes for the analyzed period, the Amazon emerges as the biome whose isoprene flux is higher, followed by Pantanal and Cerrado, both for the MEGAN (9.39, 4.08 and 2.50 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectively) and those derived from the formaldehyde column (2.45, 1.66 and 0.69 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectively). Despite MEGAN overestimated the isoprene flux, the model represented the flux seasonality very satisfactorily, for the analyzed period. When comparing the annual average isoprene emissions estimated by MEGAN in terms of biome contribution, Pantanal, due to its extension, presents the smallest contribution. Amazon, Cerrado and Pantanal contribute, respectively, with 334,15, 42,76 and 5,26 Tg isoprene year⁻¹. The isoprene emission simulations in a possible climate change scenario shows a reduction of approximately 10 % in the emissions as a consequence of the atmospheric CO₂ concentration increase, which has an inhibitory effect on emissions, overlapping the effect provided by the increase in temperature.

Keywords: Biosphere-atmosphere interaction. Isoprene. Brazilian biomes

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1: Esquema das principais reações químicas do isopreno na atmosfera.	8
Figura 3.1 - Localização das áreas de estudo.	20
Figura 3.2 - Curva de calibração do CG-DIC para o isopreno.	27
Figura 3.3 - Componentes do modelo MEGAN e suas variáveis.	29
Figura 3.4 - Recorte do mapa de taxa de emissão de isopreno do modelo MEGAN para Amazônia, Pantanal e Cerrado.	37
Figura 4.1 - Comparação entre as razões de mistura obtidas por CG-DIC na Amazônia por este trabalho e os resultados adaptados de Yáñez- Serrano et al. (2015).	43
Figura 4.2 - Razão de mistura média, radiação solar incidente (a) e temperatura do ar (b) para a Amazônia, durante o final da estação seca de 2016.	44
Figura 4.3 - Razão de mistura média, radiação solar incidente (a) e temperatura do ar (b) no final da estação seca para o Pantanal em 2016 e 2017.	46
Figura 4.4 - Fotos da paisagem da área do estudo do Pantanal em 2016 (a) e 2017 (b).	48
Figura 4.5 - Focos de queimadas registradas por satélite para o Pantanal em 2016 (a) e 2017 (b).	49
Figura 4.6 - Médias mensais da radiação solar incidente, da temperatura e das emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO para a Amazônia, de 2005 a 2009.	52
Figura 4.7 - Médias mensais da radiação solar incidente, temperatura e das emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de formaldeído para o Pantanal, de 2010 a 2017.	54
Figura 4.8 - Médias mensais da radiação solar incidente, temperatura e das emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO para o Cerrado, de 2010 a 2017.	57
Figura 4.9 - Somatória das emissões médias de isopreno derivadas da coluna de HCHO para os anos de 2005 a 2017, para Amazônia, Pantanal e Cerrado e média das emissões do período.	60

Figura 4.10 - Média mensal das emissões de isopreno para Amazônia (a) de 2005 a 2009 e para Pantanal (b) e Cerrado (c) para os anos de 2010 a 2017. As áreas em cinza correspondem à estação seca para cada bioma.....	62
Figura 4.11 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para a Amazônia, de 2005 a 2009.....	67
Figura 4.12 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para o Pantanal, de 2010 a 2017.....	68
Figura 4.13 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para o Cerrado, de 2010 a 2017.....	69
Figura 4.14 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para Amazônia (a), Pantanal (b) e Cerrado (c), combinando o efeito da temperatura (+1,5 °C) e concentração de CO ₂ (650 ppm)	72
Figura 4.15 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para Amazônia (a), Pantanal (b) e Cerrado (c), combinando o efeito da temperatura (+4 °C) e concentração de CO ₂ (650 ppm)	73

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 3.1 - Resumo do método analítico empregado para análise das amostras.....	26
Tabela 3.2 - Tipos funcionais de plantas (TFP) atendidos pelo modelo MEGAN, com as respectivas emissões anuais e taxa de emissão para o isopreno.	31
Tabela 3.3 - Parâmetros de solo e vegetação usados para simulações de isopreno na Amazônia, Pantanal e Cerrado, usando o modelo MEGAN.	38

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	5
2.1 Compostos orgânicos voláteis biogênicos e fatores que afetam as emissões de isopreno.....	5
3 MATERIAIS E MÉTODOS	19
3.1 Caracterização das áreas de estudo.....	19
3.2 Amostragem e análise de amostras de ar para determinação da razão de mistura do isopreno na Amazônia e no Pantanal	23
3.3 Modelagem da emissão do isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado.....	28
3.4 Projeções das emissões futuras de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado.....	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	42
4.1 Razão de mistura do isopreno para os biomas Amazônia e Pantanal.....	42
4.2 Simulações das emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado usando o modelo MEGAN	51
4.2.1 Amazônia: estimativas do fluxo de isopreno através do MEGAN e da coluna de HCHO	51
4.2.2 Pantanal: estimativas do fluxo de isopreno através do MEGAN e da coluna de HCHO	53
4.2.3 Cerrado: estimativas do fluxo de isopreno através do MEGAN e da coluna de HCHO	56
4.2.4 Comparações entre as emissões de isopreno para Amazônia, Pantanal e Cerrado	59
4.3 Cenários futuros para as emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado.....	66
4.3.1 Efeitos da variação da concentração do CO ₂ e da temperatura nas emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado.....	66
5 CONCLUSÕES.....	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81

1 INTRODUÇÃO

Ambientes florestais são responsáveis por fornecer uma grande variedade de serviços ecossistêmicos para a humanidade, incluindo refúgios para biodiversidade, provisão de alimentos, produtos medicinais e florestais, regulação do ciclo hidrológico, proteção natural do recurso solo, uso recreacional, e valores estéticos (BONAN, 2008). Além disso, a vegetação interage com a atmosfera, tendo papel dinâmico no ciclo global do carbono e influenciando o clima através de trocas de energia, água, dióxido de carbono (CO_2) entre outras espécies químicas, com a atmosfera, em escalas de tempo relevantes às atividades humanas (PRENTICE et al., 2007). Dentre estas interações está a emissão de compostos orgânicos voláteis (COVs), envolvidos em uma gama de funções ecológicas, incluindo-se a defesa das plantas contra fungos, micróbios e herbívoros (BALDWIN, 2010; WU; BALDWIN, 2010), a atração de polinizadores (REINHARD; SRINIVASAN; ZHANG, 2004), a comunicação entre plantas (ARIMURA et al., 2000; BALDWIN et al., 2006), as interações entre plantas e patógenos (ARIMURA et al., 2000), a remoção de espécies reativas de oxigênio (LORETO; VELIKOVA, 2001), a termotolerância (JUN-WEN; CAO, 2005; PEÑUELAS et al., 2005), entre outras adaptações a estresses ambientais bióticos e abióticos (PICHERSKY; NOEL; DUDAREVA, 2006; LAOTHAWORNKITKUL et al., 2009). Além disso, os COVs têm influência na química da atmosfera (KARL et al., 2010), na formação de aerossóis orgânicos secundários (AOS) (FU et al., 2010; CHEN; HOPKE; CARTER, 2011), no ciclo do carbono (KESSELMEIER et al., 2002; PEÑUELAS; STAUDT, 2010), no ciclo hidrológico (PÖSCHL et al., 2010) além da possibilidade de influir ou ser controlado pelas mudanças climáticas (JIANG et al., 2010; ARNETH et al., 2011).

Os ecossistemas terrestres são os principais emissores de COVs e 90% das emissões são oriundas de fontes biogênicas, tais como animais e vegetais. (LAMARQUE et al., 2010; GUENTHER et al., 2012). Dentre os COVs, o isopreno (C_5H_8) é emitido em maior quantidade, principalmente nos trópicos que por apresentar uma maior biodiversidade florística, mais altas temperaturas e maior disponibilidade de radiação solar incidente do que outras partes do planeta comportam 50% das emissões globais do composto (KESSELMEIER et al., 2000; GREENBERG et al., 2004; GUENTHER et al., 2006,

2012). Estudos estimam que 90% de todo o isopreno encontrado na atmosfera é emitido pela folhagem de plantas terrestres, incluindo vegetação natural e cultivos agrícolas (GUENTHER et al., 1995). Somente no ano de 2003, as emissões globais de isopreno foram cerca de 600 Tg, o que corresponde a aproximadamente 500 Tg de carbono (Tg C) (GUENTHER et al., 2006).

O isopreno exerce papel relevante na química da atmosfera, sendo que mudanças na sua concentração podem afetar as reações fotoquímicas e a capacidade oxidativa da atmosfera, comprometendo também a qualidade do ar (KARL et al., 2010; PACÍFICO et al., 2012; BELA et al., 2015). O isopreno é um dos principais precursores do ozônio troposférico, que nessa região da atmosfera é um poluente secundário (i.é. não é emitido diretamente por ações antrópicas) contribuindo também para a intensificação do efeito estufa. Além disso, os produtos da oxidação do isopreno, ou quando ele não é completamente oxidado, contribuem para a formação de aerossóis orgânicos secundários (AOS), que podem gerar processos de retroalimentação afetando a formação de nuvens de chuva e modificar a forçante radiativa (FU et al., 2010; CHEN; HOPKE; CARTER, 2011). Devido a sua influencia na química da atmosfera e por ser emitido em maior quantidade pelas plantas, o isopreno é o COV mais amplamente estudado (STEINER; GOLDSTEIN, 2007). Além dos principais processos de produção do isopreno, é importante também conhecer seus fluxos, isto é, a quantidade emitida por unidade de área e tempo, o que permite associá-lo ao tipo de cobertura do solo bem como às suas fontes.

Os fluxos de isopreno e outras espécies químicas além de estimados através de medidas *in loco*, também podem ser estimados através da utilização de modelos de emissão. A modelagem da emissão de isopreno pela vegetação pode ser usada para estudos em escalas global, regional e local espacializando os fluxos a partir de medidas locais e auxiliando na caracterização das emissões no entorno de ambientes naturais, áreas urbanas, rurais e agrícolas (GUENTHER et al., 2006, 2012). Dentre os modelos utilizados para essa modelagem, o MEGAN (*Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature*) é um modelo amplamente utilizado para determinar a emissão temporal e espacial de isopreno, além de vários outros compostos gasosos emitidos pela biosfera sob diferentes condições ambientais, exceto pela queima de biomassa (GUENTHER et al., 2006).

Os estudos anteriormente realizados sobre as emissões de isopreno no Brasil buscaram, desde a década de 1980, descrever as emissões para diferentes ambientes na Amazônia utilizando dados observados a nível foliar e de ecossistema (GREENBERG et al., 2004; ANDREAE et al., 2012; BIUDES et al., 2014; BELA et al., 2015; YÁÑEZ-SERRANO et al., 2015; ALVES et al., 2016). Outros estudos aliaram a observação e a modelagem para estimar as emissões de isopreno para regiões da Amazônia (KESSELMEIER et al., 2002; KUHN et al., 2002, 2004; RINNE et al., 2002; GREENBERG et al., 2004; HARLEY et al., 2004; LATHIÈRE et al., 2006; KARL et al., 2007; LELIEVELD et al., 2008). A quantidade de estudos já realizados para o bioma Amazônia possibilitou conhecer a dinâmica das emissões de isopreno neste ambiente, ainda que este tópico não esteja esgotado (ALVES et al., 2016; 2018). Entretanto, não existem pesquisas realizadas em outros ambientes, de forma que para os biomas Pantanal e Cerrado as informações ainda não são conhecidas. Estender o estudo sobre as emissões de isopreno para outros biomas vem no intuito de preencher uma lacuna, pois assim viabiliza-se a compreensão sobre os padrões de emissão de isopreno em ecossistemas com composição florística e clima diferentes do amazônico.

Os biomas Cerrado e Pantanal se estendem por 2.036.448 e 150.355 km², respectivamente, o que corresponde a 23,92% e 1,76% da área total do país (IBGE, 2004). A vegetação natural desses biomas vem sendo convertida em áreas destinadas a pastagens e agricultura (WANTZEN et al., 2008). Ambos os biomas têm como particularidade a sazonalidade anual da precipitação, com períodos chuvosos e secos bem demarcados, o que os tornam naturalmente vulneráveis às perturbações de origem antrópica e/ou climáticas (WANTZEN et al., 2008; BIUDES et al., 2014). Ao bioma Pantanal soma-se a ocorrência do pulso anual de inundação. Apesar das perturbações antrópicas e/ou naturais sofridas, grande parte desses biomas ainda é coberto por vegetação natural e podem ter importância no que tange às emissões de isopreno.

Este trabalho tem como objetivo contribuir o conhecimento a respeito da dinâmica da emissão do isopreno em relação a diferentes coberturas vegetais, considerando os biomas brasileiros Amazônia, Cerrado e Pantanal. Para atingir esse objetivo, propõe-se responder à seguinte questão científica: "Quais os processos mais relevantes que podem influenciar os fluxos de isopreno nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal?". Para responder a essa questão científica será necessário atingir as seguintes metas:

- (i) Quantificar a razão de mistura do isopreno nos biomas Amazônia e Pantanal, através de medidas *in situ*.
- (ii) Avaliar quais parâmetros influenciaram as medidas observadas nos diferentes períodos no Pantanal.
- (iii) Aplicar o modelo MEGAN para a Amazônia, o Pantanal e o Cerrado para simulação das emissões de isopreno.
- (iv) Avaliar o comportamento das emissões de isopreno nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, comparando os fluxos de isopreno estimados pelo modelo MEGAN com aqueles derivados das observações de satélite a partir da coluna de formaldeído.
- (v) Avaliar através da utilização do modelo MEGAN como as mudanças no clima poderão afetar as emissões de isopreno nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, considerando a sensibilidade das emissões à diferentes condições ambientais de temperatura e de concentração de CO₂ atmosférico.

Além da introdução esta tese apresenta mais quatro capítulos. A fundamentação teórica é apresentada no capítulo 2 com uma breve argumentação sobre compostos orgânicos voláteis biogênicos, fatores que influenciam na emissão do isopreno e a aplicação da modelagem para a estimativa de emissão de isopreno. No capítulo 3 são apresentados os materiais e métodos utilizados. No capítulo 4 são exibidos os resultados obtidos. No capítulo 5 é feita a discussão dos resultados e no capítulo 6 são apresentadas as conclusões.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo apresenta-se uma revisão de literatura acerca dos compostos orgânicos voláteis (COVs), com ênfase para o isopreno. Serão tratados, primeiramente, o que são COVs e quais suas principais fontes. Após isso, será dada ênfase ao isopreno, explicando brevemente a sua importância nas interações bióticas e mais aprofundadamente na química da atmosfera, citando os principais compostos com os quais o isopreno reage. Também serão apresentados os principais fatores ambientais que podem influenciar na produção e na emissão do isopreno, tais quais temperatura atmosférica e foliar, concentração do CO₂ atmosférico e foliar, umidade do solo, estágio do desenvolvimento foliar, disponibilidade de nutrientes no solo e mudanças no uso e cobertura da terra. Além disso, neste tópico também serão abordados os aspectos que envolvem a modelagem da emissão do isopreno.

2.1 Compostos orgânicos voláteis biogênicos e fatores que afetam as emissões de isopreno

Compostos orgânicos voláteis biogênicos são hidrocarbonetos emitidos para a atmosfera pela vegetação que são, em sua maioria, altamente reativos, apresentando tempo de vida troposférico curto (cerca de uma hora e meia no caso do isopreno) devido às reações que os removem da atmosfera. Essas reações ocorrem, principalmente, com os radicais hidroxila (OH) durante o dia, com o radical nitrato (NO₃) durante a noite e com o ozônio (O₃) independentemente da presença de luminosidade. (ENAMI; HOFFMANN; COLUSSI, 2009; PERRING et al., 2009; NAKASHIMA et al., 2010). A Agência de Proteção Ambiental norte-americana define COV como sendo qualquer composto a base de carbono que participe de reações fotoquímicas na atmosfera, com exceção do monóxido e dióxido de carbono, ácido carbônico, carbonato de amônio e carbonetos ou carbonatos (EPA, 2003). Os COVs são compostos orgânicos que possuem pressão de vapor maior que 10 Pa à uma temperatura de 25°C, ponto de ebulição acima de 260°C e 15 ou menos átomos de carbono (WILLIAMS; KOPPMANN, 2007).

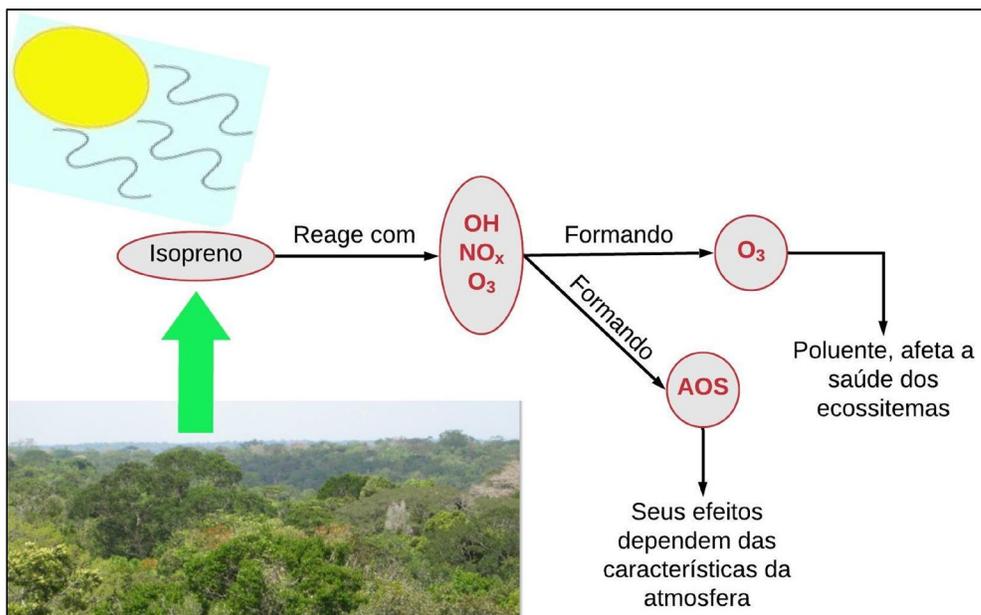
As fontes dos COVs são variadas sendo as biogênicas aquelas oriundas da vegetação e de micro-organismos do solo. Porém, oceanos, vulcanismo, queima de biomassa e incêndios florestais, processos anóxicos nos solos, e descargas atmosféricas são fontes importante do isopreno, dos monoterpenos e dos sesquiterpenos (LEFF; FIERER, 2008; LELIEVELD et al., 2008; MEGONIGAL; GUENTHER, 2008; FALOONA, 2009; TASSI et al., 2009, 2012; INSAM; SEEWALD, 2010; YU; LUO, 2010; LAMARQUE et al., 2010; WARNEKE et al., 2010; MIYAZAKI et al., 2014). Além das fontes naturais, os COVs integram também grupos de poluentes atmosféricos, tais como benzeno, tolueno, xileno, entre outros, cuja fonte está dividida entre os mais variados processos industriais e queima de combustíveis fósseis. Entretanto, a contribuição antrópica das emissões de compostos orgânicos voláteis para a atmosfera é dominada pela exploração de recursos naturais, seja carvão, óleo ou gás, para a produção de combustíveis fósseis (WEI et al., 2008; HOYLE et al., 2011). Estudos indicam que as emissões antropogênicas anuais de COVs são da ordem de 100 TgC e, caso a queima de biomassa seja considerada uma fonte antrópica, esse valor aumenta para 150 TgC por ano (WILLIAMS; KOPPMANN, 2007). Entretanto, de todas as fontes de emissão, sejam elas antropogênicas ou naturais, a vegetação é a que emite maior quantidade de COVs para a atmosfera. Estima-se que aproximadamente 20% do carbono atmosférico absorvido pela vegetação sejam devolvidos para a atmosfera na forma de COVs (BALDWIN, 2010). Além disso, estudos indicam que a vegetação emite 1300 TgC anualmente na forma de COVs, sendo o isopreno o composto mais abundantemente emitido (440 a 660 TgC), seguido pelos monoterpenos e sesquiterpenos (GUENTHER, 2002; GUENTHER et al., 2006, 2012).

O isopreno (C_5H_8) é um composto da família dos terpenoides, sendo produzido por uma vasta gama de espécies vegetais e emitido pela folhagem das plantas através dos estômatos celulares, sendo que abertura e fechamento dos estômatos não influenciam na sua liberação (BALDWIN, 2010). A produção do isopreno ocorre no cloroplasto e está associada com a fotossíntese, uma vez que as moléculas precursoras do composto, gliceraldeído-3-fosfato e piruvato, são fornecidas pelo Ciclo de Calvin e a redução química destas moléculas é feita com energia da taxa de transporte eletrônico fotossintético, sendo que 72 a 91% do carbono encontrado na molécula de isopreno são

oriundos do processo fotossintético (NIINEMETS et al., 1999; SCHNITZLER et al., 2004; AFFEK; YAKIR, 2013).

A química da atmosfera é influenciada pela concentração de isopreno já que este composto interfere na capacidade oxidativa da atmosfera por meio da reciclagem do radical hidroxila (OH) (KARL et al., 2010), na produção fotoquímica de ozônio troposférico (O₃) (PACÍFICO et al., 2012; BELA et al., 2015), na formação de aerossóis orgânicos secundários (FU et al., 2010; CHEN; HOPKE; CARTER, 2011) e no ciclo do carbono (KESSELMEIER et al., 2002; PEÑUELAS; STAUDT, 2010). Além disso, o isopreno mantém a estabilidade térmica das plantas, promove a floração e protege a planta de estresses abióticos (por exemplo, da oxidação foliar ocasionada pelo ozônio e por outros compostos químicos, de secas e de altas temperaturas). Ainda assim, suas funcionalidades no ambiente florestal ainda não são totalmente conhecidas (DUDAREVA et al., 2006; LELIEVELD et al., 2008; BALDWIN, 2010). Mudanças na concentração do isopreno afetam a fotoquímica e a capacidade oxidativa da atmosfera através de mudanças nas concentrações do OH, O₃ e nitrato (NO₃). As reações entre eles, mostradas de forma esquemática na Figura 2.1, são os principais sumidouros do isopreno na atmosfera (GANZEVELD et al., 2010).

Figura 2.1: Esquema das principais reações químicas do isopreno na atmosfera.



Fonte: Elaborado pelo autor

O radical $\cdot\text{OH}$ domina os processos de oxidação na atmosfera durante o dia, sendo que reações complexas com o isopreno produzem espécies químicas variadas, como por exemplo, o radical peróxido ($\cdot\text{RO}_2$) (STONE et al., 2011). Reações entre $\cdot\text{RO}_2$ e óxido de carbono (CO), COVs, óxidos de nitrogênio (NO_x), $\cdot\text{OH}$ e hidroperóxidos (HO_2) convertem óxido nítrico (NO) em dióxido de nitrogênio (NO_2), aumentando a formação de O_3 troposférico e diminuindo simultaneamente o consumo do O_3 pelo NO, podendo assim, influenciar na razão de mistura do ozônio na atmosfera. Esse processo pode ser danoso, pois o ozônio além de ser um agente oxidante agressivo é também é um importante gás de efeito estufa (STOCKWELL et al., 2011; NEWLAND et al., 2015). Durante a noite, as reações de oxidação são dominadas pelo radical NO_3 , que é formado através de reações do O_3 com o NO_2 . O NO_3 remove os COVs e os produtos das reações entre estes e outros compostos, como o formaldeído (CH_2O) da atmosfera. Da reação entre NO_3 e CH_2OO tem-se como produto, por exemplo, o ácido nítrico (HNO_3) que é composto altamente oxidante (STOCKWELL et al., 2012). O isopreno também reage com O_3 , sendo removido da atmosfera por meio de reações denominadas ozonólise cujos principais produtos são o formaldeído (CH_2O), o óxido de metil vinil carbonil

(MVKOO), o óxido de metacroleína (MACROO) e o radical hidroxila (ZHANG; ZHANG, 2002; ATKINSON et al., 2006; NEWLAND et al., 2015).

O isopreno presente na atmosfera é um importante precursor de diferentes espécies químicas e também de aerossóis. Assim, a produção fotoquímica de ozônio troposférico é favorecida na presença do isopreno (SCHIRMER; QUADROS, 2010; GENG et al., 2011) e esse processo ocorre por que o isopreno é um composto altamente reativo, ou seja, reage rapidamente com outros compostos químicos especificamente quando sua concentração aumenta sob condições específicas tais como quando há grande quantidade de óxidos de nitrogênio presente na atmosfera concomitantemente com radiação solar. Em contrapartida, uma redução na concentração de isopreno podem também reduzir a perda de O₃ (GANZVELD et al., 2010). Além disso, vários estudos indicam que o isopreno é um precursor de aerossóis orgânicos secundários (FARINA; ADAMS; PANDIS, 2010; ROBINSON et al., 2011), principalmente em ambientes onde há baixa concentração de óxidos de nitrogênio, ou aumento na concentração de isopreno, ou em locais onde o isopreno não é completamente oxidado (HEALD et al., 2008; SURRATT et al., 2010; ASHWORTH et al., 2012). Estes aerossóis, dependendo de suas características, podem promover maior reflexão ou absorção da radiação solar incidente e influenciar na formação de nuvens de chuva, promovendo ou comprometendo a precipitação, podendo impactar os balanços de radiação e hídrico (PÖSCHL et al., 2010; LI; RATLIFF; SHARKEY, 2011).

O isopreno é produzido dentro do cloroplasto a partir da assimilação do carbono durante a fotossíntese, assim ao ser emitido, parte do carbono assimilado retorna à atmosfera (PEÑUELAS; STAUDT, 2010). Sendo o composto orgânico volátil emitido em maior quantidade pela vegetação, foi estimado que de 1 a 2% do carbono absorvido através da fotossíntese, em ambientes tropicais, é imediatamente liberado na forma de isopreno, entretanto, existem algumas espécies vegetais que, em estresse causado pela exposição a altas temperaturas, podem liberar mais de 50% do carbono assimilado durante a fotossíntese na forma de isopreno (HARLEY et al., 2004; SIWKO et al., 2007). Foi constatado que nesses ambientes, onde há grande quantidade de espécies vegetais emissoras de isopreno, estas perdas podem representar 3% da produtividade primária líquida (PPL) do ecossistema (HARLEY et al., 2004).

As interações entre a vegetação e as condições ambientais do entorno, tais como luminosidade, temperatura, concentrações de CO₂ atmosférico e foliar, umidade do solo, disponibilidade de nutrientes e mudanças no uso e cobertura da terra, são fatores que controlam a emissão de isopreno (HARLEY et al., 2004; PACÍFICO et al., 2012). Além disso, a combinação entre esses fatores também tem papel relevante nas emissões de isopreno. Durante o dia, devido à radiação e a atividade fotossintética, é que ocorrem a produção e a emissão mais intensas do isopreno. Como esse composto não é armazenado dentro da folha, mas sim liberado pelos estômatos logo após sua produção, durante a noite a taxa de emissão decresce em cerca de duas ordens de magnitude em relação às emissões diurnas (SANADZE, 2004). Essa diferença pode ser observada mesmo durante o dia, quando são comparadas folhas ensolaradas e sombreadas, sendo que as primeiras emitem mais isopreno que as últimas (HARLEY; GUENTHER; ZIMMERMAN, 1996).

A emissão de isopreno também varia de acordo com as temperaturas atmosférica e foliar (WIBERLEY et al., 2009; RASULOV et al., 2010). A taxa de emissão do composto responde positivamente ao aumento da temperatura e tem como intervalo ótimo as que se encontram entre 35°C e 45°C, com a emissão se mantendo mesmo depois do fechamento dos estômatos celulares e da diminuição da assimilação do carbono atmosférico (WIBERLEY et al., 2009; RASULOV et al., 2010; FARES et al., 2011; BRILLI et al., 2013). Isso ocorre porque a taxa de emissão de isopreno não é dependente da abertura e fechamento dos estômatos, mas sim da taxa de produção do composto (SANADZE, 2004). Temperaturas fora do intervalo ótimo promovem um declínio na produção e emissão de isopreno (LI; RATLIFF; SHARKEY, 2011; UNGER et al., 2013).

De maneira geral, a exposição das plantas a altas concentrações de CO₂, seja ele foliar (exposição de curto prazo) ou atmosférico (exposição de longo prazo), produz uma redução na taxa de emissão de isopreno, e vice-versa (HEALD et al., 2009; PACÍFICO et al., 2012). A redução da emissão de isopreno é uma resposta metabólica das plantas ao aumento da concentração de CO₂. Concentrações elevadas de CO₂ dentro da folha desencadeiam mudanças na forma com que a enzima carboxilase é fracionada entre mitocôndria e cloroplasto, refletindo na disponibilidade do substrato piruvato, essencial para a produção do isopreno (ROSENSTIEL et al., 2003). O efeito do CO₂ sobre as

emissões de isopreno não apresenta sazonalidade e a exposição de longo prazo tem maior influência na modulação dessas emissões (HEALD et al., 2009). Rasulov et al. (2010) observaram uma redução da emissão de isopreno em condições de baixa temperatura (22°C) e alta concentração de CO₂ foliar (800 μmol.mol⁻¹) a taxa de emissão de isopreno decresceu em 50%. Entretanto, o efeito inibidor do CO₂ gradualmente diminuiu conforme a temperatura aumentou e, em 40°C não foi registrado o efeito inibidor do CO₂ nas emissões do isopreno. Arneth et al. (2007) mostraram, através de projeções futuras, que o efeito do aumento na temperatura pode ser compensado por um aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, o que significa que as emissões de isopreno podem não ser afetadas por essas mudanças, caso elas ocorram simultaneamente variando em 15%, para mais ou para menos, em relação à taxa de emissão global atual.

Com relação à umidade, foi verificado que as emissões de isopreno podem sofrer reduções significativas frente às condições de estresse hídrico (períodos de seca prolongados e consequente diminuição da umidade do solo) (BRILLI et al., 2007; FORTUNATI et al., 2008; CENTRITTO et al., 2011; RODRÍGUEZ-CALCERRADA et al., 2013; RYAN et al., 2014). Dentro das folhas, o isopreno atua como um mecanismo de defesa ao dano permanente ao aparato fotossintético seja por estabilizar as membranas lipídicas ou eliminar as espécies reativas de oxigênio que se formam em condições de estresse hídrico e estresse osmótico (VELIKOVA et al., 2005; SASAKI et al., 2007; BEGCY et al., 2011). Centritto et al. (2011), realizaram um experimento onde mudas de plantas foram submetidas a um estresse hídrico progressivo, durante um período de 30 dias. Esses autores mostraram que as emissões de isopreno nessas plantas, que foram cultivadas a 25°C, mantiveram-se constantes até que o teor de água no solo atingisse um limiar de 40% do total. Abaixo desse valor, as taxas das emissões observadas reduziram e cessaram quando o teor de água no solo chegou a 10%. Nesse mesmo experimento, a uma temperatura de 35°C e variando a umidade do solo de forma decrescente, as emissões de isopreno diminuiram progressivamente até o teor de água do solo atingir 80% e cessaram quando o teor de água no solo atingiu 40%. O impacto do estresse hídrico foi, portanto, agravado quando combinado a altas temperaturas, inibindo a emissão de isopreno.

O isopreno é o composto mais abundantemente emitido na Amazônia, tanto na estação seca, quanto na estação úmida (KESSELMEIER et al., 2002), sendo que alguns estudos indicaram que há sazonalidade na sua emissão. Para Pantanal e Cerrado estas informações ainda não são conhecidas. Pesquisas desenvolvidas na região amazônica apontaram que, de maneira geral, as emissões podem ser duas vezes maiores durante a estação seca, estando esse fato associado às maiores temperaturas e incidência de radiação, além do recrutamento e amadurecimento de novas folhas durante a estação seca (KESSELMEIER et al., 2002; KUHN et al., 2004; BARKLEY et al., 2009; ALVES et al., 2016, 2018). Bela et al. (2015), ao avaliar as emissões de isopreno em toda bacia amazônica, observaram emissões cinco vezes maiores na estação seca do que na estação úmida, sendo as regiões oeste e sul da bacia as mais emissoras. Por outro lado, estudos realizados na Ásia apontaram maiores emissões durante o período chuvoso (BAKER et al., 2005; PADHY; VARSHNEY, 2005; BAI et al., 2015), o que indica que o comportamento das emissões pode variar de região para região.

Além dos efeitos ambientais, o estágio de desenvolvimento foliar influencia na capacidade da folha em emitir isopreno (ALVES et al., 2014, 2016, 2018). A produção deste composto é ausente em folhas muito jovens, aumenta gradualmente até a maturação foliar e diminui, também gradualmente, em folhas senescentes (RASULOV et al., 2010; ALVES et al., 2014). Eller et al. (2012) classificaram o estágio de desenvolvimento das folhas em novas, jovens, maduras e senescentes e identificaram que folhas maduras emitem cerca de 20% mais isopreno do que as jovens e senescentes e 80% mais do que as folhas novas, apontando maior emissão em folhas maduras do que em outros estágios de desenvolvimento. Isso ocorre porque não há síntese do isopreno em folhas muito jovens e folhas senescentes testemunham uma redução em sua atividade metabólica (ALVES et al., 2014).

A disponibilidade de nutrientes no solo e nas folhas também podem afetar as emissões de isopreno, embora estes efeitos ainda não sejam completamente conhecidos. Muitos estudos focaram nas emissões de isopreno frente à fertilização e indicaram que há uma correlação positiva entre as emissões, a fotossíntese e a disponibilidade de nitrogênio. O nitrogênio é conhecido por aumentar as emissões de terpenoides, sobretudo do isopreno e principalmente em folhas expostas ao sol, porque estimula a fotossíntese e a taxa de transporte eletrônico, fornecendo ATP (adenosina trifosfato), carbono e metabólitos

essenciais para a produção do isopreno. Entretanto, o estágio de desenvolvimento da copa e o índice de área foliar também podem influenciar na resposta das emissões ao efeito do nitrogênio (LITVAK et al., 1996; ORMEÑO; FERNANDEZ, 2012; SHARKEY; MONSON, 2014). De maneira geral, as taxas de emissão global e regional de isopreno podem aumentar em resposta à contínua deposição de nitrogênio atmosférico sobre ecossistemas florestais terrestres desde que haja aumento no índice de área foliar e na capacidade de absorção da radiação fotossinteticamente ativa pelo dossel (SHARKEY; MONSON, 2014). Sun; Copolovici; Niinemets (2012) determinaram que a queda nas emissões de isopreno em folhas senescentes acontece não só por conta de mudanças nos controles bioquímicos da folhagem, mas também devido ao declínio na concentração de nitrogênio foliar. Também apontaram que o estímulo à fotossíntese e emissões de isopreno ocorre em concordância com o teor de nitrogênio foliar, ou seja, quanto maior os teores de N_2 foliar, mais estimuladas foram a fotossíntese e a produção e emissão de isopreno. Entretanto, Funk et al. (2006) examinaram a influência da fertilização por nitrogênio nas emissões de isopreno e observaram que o aumento da concentração do nitrogênio foliar não aumentou a taxa de emissão do composto. Há evidências, também não de maneira clara, de que as emissões de isopreno possam estar relacionadas à disponibilidade de fósforo, sendo que quanto menor o teor de fósforo na folha, maior o estímulo à produção e consequente emissão de isopreno. Carência de fósforo combinada com altas temperaturas promove uma redução na quantidade de fosfolipídios formadores das membranas celulares, causando defasagem na composição dessas membranas e podendo as levar a um colapso. Quando isso acontece, a produção de isopreno dentro da folha é estimulada para estabilizar a estrutura da membrana celular e a proteger do efeito induzido pela alta temperatura. (SIWKO et al., 2007; ORMEÑO; FERNANDEZ, 2012). Fares et al. (2008) corroboram em parte com esta hipótese pois determinaram que gramíneas com alto teor de fósforo apresentaram queda na taxa de emissão de isopreno. Por outro lado, as gramíneas com baixo teor de fósforo não apresentaram aumento nas emissões. Assim como o nitrogênio, folhas com maior teor de fósforo tiveram a produção de metabólitos fotossintéticos (alguns deles precursores do isopreno) e fotossíntese estimuladas, enquanto que folhas com baixo teor de fósforo não apresentaram estímulo à fotossíntese.

As mudanças na distribuição da vegetação e no uso e cobertura da terra ao longo do tempo também influenciam, em escala global e regional, nas emissões de isopreno (PACÍFICO et al., 2012). Em relação à distribuição da vegetação, as emissões de isopreno tendem a ser favorecidas em espécies que se desenvolvem em climas quentes, sendo que a vegetação arbórea de florestas tropicais tende a ser mais eficiente emissora de isopreno do que as de ambiente savânico, gramíneas e arbustivas (WIEDINMYER et al., 2006; MONSON et al., 2013). Wu et al. (2012) apontam alterações nos padrões de vegetação mundiais ocorridas por mudanças nos padrões de temperatura e precipitação, com florestas coníferas tendendo a ser invadidas por espécies latifoliadas, o que pode aumentar as emissões de isopreno em 10 % até o ano de 2050 e em 25 % até o ano de 2100, comparado às condições encontradas no ano 2000. Considerando as mudanças ambientais globais, sobretudo as mudanças climáticas, a permanência e proliferação de espécies emissoras de isopreno em alguns pontos do globo podem ser favorecidas em detrimento das espécies não emissoras (SHARKEY; MONSON, 2014). Por conta disso, surge a necessidade em avaliar, baseando-se na diferença entre mortalidade e recrutamento de espécies, se as espécies emissoras de isopreno serão mais abundantes nas florestas no futuro (SHARKEY; MONSON, 2014). Mudanças no uso e cobertura da terra, sobretudo as que envolvem a conversão de florestas para lavouras e pastagens e a expansão de florestas plantadas para a produção de celulose e biodiesel, também têm impactos sobre as emissões de isopreno. A conversão de florestas para lavouras e pastagens tende a diminuir as emissões de isopreno porque esses ambientes, de maneira geral, não são emissores significativos do referido composto (DAVISON et al., 2008; BRILLI et al., 2013; HARDACRE et al., 2013; SQUIRE et al., 2013). Lathière; Hewitt; Beerling (2010) estimaram um decréscimo de 29 % nas emissões globais de isopreno devido à substituição de florestas tropicais por áreas cobertas com lavouras e pastagens.

Existem efeitos combinados entre variáveis ambientais, tais como temperatura e concentrações de CO₂, que podem exercer papel importante na produção de isopreno. Squire et al. (2013) avaliaram o potencial que mudanças simultâneas na temperatura, concentração de CO₂ na atmosfera e uso da terra têm na emissão global de isopreno e, avaliando em conjunto, essas variáveis verificaram que têm o potencial de reduzir as emissões de isopreno em 55% (259 Tg C.ano⁻¹) até o ano de 2095. Hardacre et al. (2013) identificaram aumento nas emissões de isopreno no hemisfério norte, por conta

da expansão de lavouras voltadas para a produção de biocombustíveis, enquanto que o hemisfério sul apresentou diminuição das emissões devido, principalmente, à um potencial avanço de cultivos de grão sobre áreas florestadas da Amazônia. Outros estudos projetam redução na taxa de emissão global de isopreno em aproximadamente 15% em 2100 devido à substituição de florestas por áreas agrícolas, entretanto, as mudanças nas emissões vão depender, dentre outras variáveis, do tipo de vegetação suprimida, tipo de cultivo agrícola implantado, temperatura e região do globo onde ocorreu a substituição (HEALD et al., 2008; GANZVELD et al., 2010; TANAKA et al., 2012). O reflorestamento, seja ele voltado para a produção de celulose e/ou de biocombustível, tende a produzir aumento na taxa global de emissão de isopreno em aproximadamente 2% entre 2050 e 2100 e, ainda que essa porcentagem pareça inexpressiva, em escala regional ela é capaz de impactar a qualidade do ar, aumentando a produção de ozônio troposférico e de aerossóis orgânicos secundários (ASHWORTH et al., 2012; PORTER et al., 2012; WU et al., 2012; HARDACRE et al., 2013). Mais uma vez, é necessário considerar o tipo de vegetação usado para o reflorestamento e a região do globo onde tende a ocorrer a expansão desse tipo de cultivo, entre outros aspectos (TANAKA et al., 2012). Apesar de conhecida a grande variedade de fatores que afetam as emissões de isopreno e que podem alterá-las no futuro, ainda não se sabe a magnitude que essas alterações terão nas emissões (SHARKEY; MONSON, 2014). A interação entre biosfera e atmosfera é complexa e, apesar de ser constante o desenvolvimento e aprimoramento de modelos de emissão e de química da atmosfera, ainda é necessário promover o acoplamento desses modelos a modelos do sistema terrestre e superar incertezas existentes em relação à abordagem escalar entre ambos, seja ela espacial ou temporal, o que permitirá aperfeiçoar a quantificação dos processos de retroalimentação entre a biosfera terrestre e o clima passado, presente e futuro (PACIFICO et al., 2009).

A partir do exposto, assume-se que a aplicação de modelos nos estudos de emissões de isopreno apresenta grande importância em relação ao entendimento dos processos que influenciam as emissões. Modelos são representações físicas, conceituais ou matemáticas de um fenômeno ou sistema, usados para descrever, explicar e/ou prever o comportamento desse fenômeno ou sistema, baseando-se nos princípios físicos que os governam, em um ambiente computacional (CALDER et al., 2018). Os objetivos da

modelagem são prever um comportamento futuro de determinado fenômeno mediante diferentes decisões, identificar os mecanismos do comportamento de um fenômeno que são cruciais para gerar alterações deste comportamento no futuro e comparar observações do comportamento passado com um conjunto de conceitos incorporados ao modelo, para aprimorar a representação (ARAL, 2010). A modelagem tornou-se uma ferramenta aplicável na maioria dos estudos científicos, permitindo ao usuário observar, analisar, sintetizar e racionalizar sobre o comportamento de um sistema em condições controladas, bem como avaliar o desempenho do modelo e, quando for o caso, as soluções propostas para um problema (ARAL, 2010). No caso da aplicação para estudos ambientais os modelos permitem estudar as complexas interações entre os compartimentos do sistema terrestre, dentre eles as interações biosfera-atmosfera. (ARAL, 2010). Considerando a importância do papel das emissões de compostos orgânicos voláteis biogênicos, sobretudo do isopreno, a modelagem de emissão de COVs biogênicos é uma ferramenta fundamental para a compreensão da química da atmosfera em escala local, regional e global, do clima e do ciclo do carbono (WIEDINMYER et al., 2004).

Os primeiros estudos que realizaram medidas diretas e indiretas das emissões e da razão de mistura de COVs biogênicos foram conduzidos a partir de 1920, sendo que as informações coletadas ao longo do tempo, sejam elas medidas de campo ou realizadas em laboratório, foram e são essenciais para a compreensão dos mecanismos de emissão e para o desenvolvimento e aprimoramento dos modelos de emissão (WIEDINMYER et al., 2004). O primeiro cálculo foi elaborado por Went (1960), com o intuito de caracterizar a contribuição potencial das emissões de COVs biogênicos para a formação de neblina oriunda da queima de combustível fóssil. Rasmussen e Went (1965) conduziram a primeira tentativa de quantificar as emissões biogênicas de COVs ao extrapolar a concentração média de compostos por eles identificados para toda a extensão vegetada do planeta (RASMUSSEN; WENT, 1965). Rasmussen (1972) realizou a primeira estimativa de emissão de isopreno e monoterpenos para os Estados Unidos, a partir de medições da taxa de emissão de isopreno realizadas em campo utilizando câmaras de ar em folhas, galhos e plantas inteiras. com esses resultados, as emissões de COVs biogênicos, principalmente de isopreno, determinadas em campo ou em laboratório, por meio de câmaras de ar, passaram então a ser correlacionadas com as

condições ambientais, principalmente temperatura e radiação solar (WIEDINMEYER et al., 2004). Os estudos que utilizam câmaras de ar para enclausurar partes de plantas são os responsáveis por fornecer a taxa de emissão de COVs biogênicos para diferentes espécies vegetais e são a base para algoritmos usados em modelos de emissão (WIEDINMEYER et al., 2004).

Atualmente, a modelagem de emissão de COVs biogênicos se dá a partir de modelos empíricos e modelos baseados em processos (ASHWORTH et al., 2013). Os modelos empíricos são aqueles desenvolvidos a partir das respostas observadas das emissões às condições ambientais (GUENTHER et al., 2012). As primeiras parametrizações geradas na modelagem de COVs biogênicos foram empíricas e voltadas às respostas das emissões à luminosidade e temperatura, tendo como base inventários observados de emissão de isopreno e monoterpenos a nível foliar (ASHWORTH et al., 2013). Posteriormente, foram incorporados algoritmos de densidade do dossel, de fração de folhas sombreadas e não sombreadas, de idade foliar, de concentração de CO₂ atmosférico e de umidade do solo para melhor representar as emissões de COVs biogênicos, principalmente de isopreno, em relação às condições ambientais (GUENTHER et al., 2012). Os dois modelos empíricos mais amplamente utilizados são o MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) (GUENTHER et al., 2006; 2012) e o BEIS (*Biogenic Emissions Inventory System*). Os modelos de emissão de COVs biogênicos, principalmente de isopreno, baseados em processos são aqueles que foram desenvolvidos a partir do entendimento teórico dos processos bioquímicos fundamentais da síntese de produção e emissão dos compostos (GROTE; NIINEMETS, 2008). No caso de estimativas de emissão de isopreno, estas são geradas considerando o carbono assimilado durante a fotossíntese e os substratos disponíveis dentro da folha para a produção do isopreno, sendo necessário o ajuste de parâmetros específicos para cada tipo de espécie de planta, como por exemplo, parâmetros cinéticos de enzimas envolvidas na produção do isopreno (ZIMMER et al., 2000). Atualmente, o modelo baseado em processos mais amplamente utilizado é o LPJ-GUESS (*Lund-Potsdam-Jena General Ecosystem Simulator*) (ASHWORTH et a., 2013). Comparando os modelos empírico e baseado em processos, MEGAN e LPJ-GUESS, respectivamente, apesar de serem conceitualmente distintos na sua forma de estimar as emissões de COVs biogênicos, no algoritmo de emissão e na forma como a cobertura de

vegetação é descrita, não existem critérios específicos para a escolha entre um tipo ou outro de modelo, principalmente para as estimativas geradas para o tempo presente, já que ambos podem ser parametrizados e resultar em fluxos similares (GUENTHER, 2013; NIINEMETS et al., 2013). Em relação à descrição da vegetação, no MEGAN ela se apresenta mais detalhada do que no modelo LPJ-GUESS, no qual a descrição da vegetação é limitada a um pequeno número de tipos funcionais de plantas. Entretanto, o LPJ-GUESS permite mudanças dinâmicas na distribuição da vegetação e é considerado mais eficiente na representação dos efeitos de diferentes cenários de mudanças climáticas nas emissões de COVs biogênicos (ARNETH et al., 2007; ASHWORTH et al., 2013).

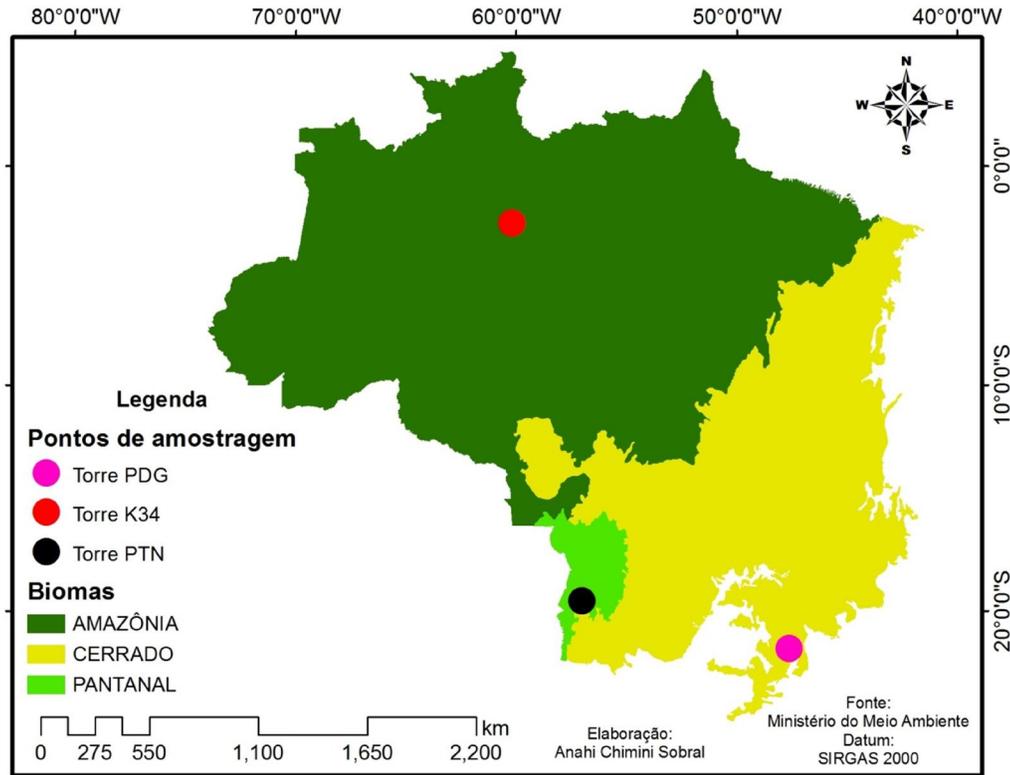
3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são abordados os métodos utilizados para o desenvolvimento dessa pesquisa. No item 3.1 estão descritas a caracterização física das áreas de estudo Amazônia, Pantanal e Cerrado. No item 3.2 são apresentados os métodos utilizados tanto na amostragem de ar quanto nas análises laboratoriais para determinação da razão de mistura do isopreno. No item 3.3 são descritos os métodos utilizados na modelagem da emissão do isopreno, bem como uma breve descrição do modelo MEGAN2.1 e no item 3.4 são apresentados os métodos utilizados para realizar a projeção futuras das emissões de isopreno.

3.1 Caracterização das áreas de estudo

Neste tópico estão descritas as localizações, apresentadas na Figura 3.1, e as características ambientais do entorno das torres micrometeorológicas cujos dados foram usados neste trabalho.

Figura 3.1 - Localização das áreas de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor

O bioma Amazônia é representado pelo entorno da torre K34, localizada na Reserva Biológica de Cuieiras, 60 km ao norte de Manaus, no km 34 da estrada vicinal da Reserva ZF2, com coordenadas geográficas 2°36'32.67"S; 60°12'33.48"O. A REBIO Cuieiras pertence ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e possui 22.735 ha, entretanto, a operação da torre, construída no ano de 1999, é de responsabilidade do Programa LBA (Programa de Grande Escala da Biosfera - Atmosfera na Amazônia) e de seus representantes. A torre K34 está situada a 130 metros de altitude do nível do mar, situada na Província Estrutural Amazonas-Solimões, com rochas da Formação Alter do Chão, com predominância de arenitos avermelhados e esbranquiçados de textura fina a média (IBGE, 2009a). A região está inserida no Domínio Morfoestrutural de Bacias e Coberturas Sedimentares Fanerozoica e Unidade Geomorfológica Planalto do Uatumã-Jari, que resultou em relevo marcado pela dinâmica de processos erosivos ligados à dinâmica fluvial, com topos convexos e

declividades que variam de 15 a 30°, predominando a ocorrência de platôs (ARAÚJO et al., 2002; WATERLOO et al., 2006; IBGE, 2009b). Nos platôs o tipo de solo predominante é o latossolo, argiloso (73,8 % de argila) com porosidade entre 50 e 80 %, nos baixios o solo é predominantemente arenoso (98,5 % de areia) sendo classificado como gleissolo e espodossolo (SANTOS, 1999; SOUZA, 2004; ZANCHI et al., 2012). A vegetação é composta por um mosaico de floresta tropical úmida densa de terra firme com altura de dossel entre 35 e 45 metros e florestas de várzea marcadas pela presença de Campinarana e por florestas ripárias, cuja ocorrência depende da declividade, tipo de solo, teor de nutrientes no solo e condições de drenagem (LUIZÃO; LUIZÃO; PROCTOR, 2007). O clima da região é tropical úmido ou equatorial úmido (SILVA; SANTOS; LIMA, 2009), com precipitação média anual de 2286 mm, com estação chuvosa entre os meses de outubro e junho quando a precipitação mensal pode ultrapassar 300 mm, e estação seca entre os meses de julho a setembro quando a precipitação mensal é menor que 100 mm e apresentando temperatura média anual de 26,7 °C (DA ROCHA et al., 2009).

O Bioma Pantanal é representado pelo entorno da torre PTN, situada na Fazenda São Bento, próxima à Base de Estudos do Pantanal, pertencente à Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (BEP - UFMS). Está localizada nas coordenadas geográficas 19°34'01"S; 57°01'05"O, no distrito de Passo do Lontra, a 100 km do município de Corumbá, a oeste do estado do Mato Grosso do Sul. A escolha desta localidade deu-se em função das boas condições de infraestrutura disponíveis na BEP e também por constituir uma amostra típica do Pantanal (OLIVEIRA et al., 2006). Apesar das dificuldades logísticas e de permanência na torre onde as coletas foram realizadas e, portanto, duas campanhas de amostragem de ar foram conduzidas, ambas no final da estação seca dos anos de 2016 e 2017. Durante a estação chuvosa o sítio é inacessível. Essa região de Passo do Lontra, está localizada na Bacia do Pantanal, mais precisamente na Bacia do Alto Paraguai - próximo ao rio Miranda, com estrato geológico marcado por fácies de depósitos de sedimentos argilo-siltico arenosos cenozoicos, inconsolidados, do tipo aluvionar (CPRM, 2006; FACINCANI et al., 2006; THEODOROVISCK, 2010). O terreno sustentado por este domínio é formado por planícies fluviais com superfícies horizontalizadas e declividade entre 0 e 3 %, sujeitas a um pulso anual de inundação que, no local da torre, geralmente ocorre entre os meses de

dezembro e março (CPRM, 2006; THEODOROVISCK, 2010). Tais condições formaram solos sedimentares em fase argilosa e arenosa de forma alternada e descontínua, com predominância de solos hidromórficos (FERNANDES et al., 2007). O entorno da torre apresenta vegetação pantaneira variada, composta por mata ciliar, Paratudal e estrato herbáceo-arbustivo (DE PAULA; CONCEIÇÃO; MACÊDO, 1995). No Paratudal predominam ipês do tipo *Tabebuia aurea*, com cerca de 10 metros de altura (MOTA et al., 2011). A torre encontra-se instalada a cerca de 500 metros ao norte da mata ciliar do rio Miranda. No entorno da torre predominam extensas áreas de gramíneas, com ocorrência de arbustos de diferentes tamanhos e árvores de médio porte (OLIVEIRA et al., 2006). O clima do Pantanal é tropical úmido, com verão chuvoso e inverno seco. A temperatura média anual é de 24 °C. Com estações chuvosa e seca bem definidas, a precipitação média anual varia entre 1.000 e 1.400 mm, podendo atingir 300 mm mensais durante o período chuvoso (outubro a março) e menos de 100 mm mensais no período seco (abril a setembro). A umidade relativa do ar é alta durante todo o ano (valores médios de 76 % durante os meses de dezembro a junho e 62 % nos demais meses do ano), não acompanhando a sazonalidade da precipitação, sendo as áreas inundadas as responsáveis por manter estas porcentagens durante os meses de seca (REGO, 2003; GUIMARÃES; TREVELIN; MANOEL, 2014).

O bioma Cerrado é representado pelo entorno da torre PDG, situada na Área de Relevante Interesse Ecológico Pé-de-Gigante (ARIE-PDG), Parque Estadual do Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, estado de São Paulo, nas coordenadas geográficas 21°36'S e 47°36'O (LATANSIO-AIDAR et al., 2010). A ARIE Pé-de-Gigante possui uma área de 1225 ha, com altitude variando de 590 a 740 metros (BATALHA; MANTOVANI, 2001). A ARIE-PDG está inserida na Depressão Periférica Paulista, na Bacia Sedimentar do Paraná, zona do Mogi-Guaçu, com estrato geológico composto por arenitos da Formação Botucatu, Santa Rita e Piramboia (MASSOLI, 1981; ROSS; MOROZ, 1997) que se decompõem facilmente, dando origem a solos arenosos de baixa fertilidade e que são sujeitos ao desenvolvimento de processos erosivos (BATALHA, 1997). Os solos predominantes no local são os Neossolos Quartzarênicos, seguido de latossolos Vermelho-Escuro e Vermelho-Amarelo, de textura média, porosos, bem drenados, com baixa fertilidade natural (COOPER et al., 2005). O relevo que compõe a paisagem é formado por colinas de

topos amplos, com declividade variando de 10 a 20 % (ROSS; MOROZ, 1997). O clima da região é moderadamente chuvoso, com inverno seco, precipitação média anual de 1499 mm, estação chuvosa e seca entre os meses de outubro e março e de abril a setembro, respectivamente, apresentando temperatura média anual de 21,5 °C (BATALHA; MANTOVANI, 2001). A vegetação da ARIE-PDG é composta por diferentes fitofisionomias vegetais de Cerrado, sendo o Cerrado "*sensu stricto*" com estrato herbáceo ralo e predomínio de arbustos e árvores de até cinco metros o mais abundante, cobrindo cerca de 80 % da área. Também ocorrem mata ciliar, floresta semi-decídua, campo cerrado, cerradão, cerrado campo sujo de encosta, cerrado campo limpo e campo úmido (BATALHA, 1997).

3.2 Amostragem e análise de amostras de ar para determinação da razão de mistura do isopreno na Amazônia e no Pantanal

As amostragens de ar ocorreram durante o final da estação seca tanto para a Amazônia quanto para o Pantanal. Na Amazônia, a campanha ocorreu de 04 a 06 de Outubro de 2016, sendo que as medidas foram realizadas acima do dossel, a uma altura de 36 metros, na torre micrometeorológica K34. Para o Pantanal foram realizadas duas campanhas de amostragem, sendo que a primeira ocorreu de 30 de agosto a 02 de setembro de 2016 e a segunda ocorreu de 13 a 15 de setembro de 2017. As medidas também foram feitas em torre micrometeorológica, a uma altura de 15 metros, acima do dossel. A amostragem, para as três campanhas, ocorreu entre 9 AM e 5 PM. O número de campanhas se deu em função da complexa logística necessária para o deslocamento até as torres. Além disso, o sistema de análise necessitou de importação de peças, o que demandou um tempo de espera entre 45 a 60 dias, comprometendo a disponibilidade do equipamento e a logística envolvida para ir ao campo.

Para a coleta de ar foi adotada a técnica da amostragem ativa em tubos revestidos com adsorventes específicos para análises de hidrocarbonetos de cadeia C2 a C6. A escolha deste método se deu porque sua aplicação permite identificar a variação das concentrações ambientais do isopreno em um curto período de tempo, o que fornece uma alta representatividade temporal (ALBUQUERQUE, 2007). Foram utilizados tubos de aço inoxidável do tipo "*Air Toxics*" (Perking Elmer), preenchidos com carbono

grafitizado e peneira molecular de carbono, ambos considerados materiais adsorventes, sendo o primeiro responsável pela retenção do isopreno. Todos os tubos de adsorção passaram por um processo de condicionamento antes de cada ida a campo, conforme recomendado em USEPA TO-17 (*U.S Environmental Protection Agency*) (USEPA, 1999). Neste procedimento os tubos passam por uma limpeza a alta temperatura (330 °C) durante 30 minutos, com um fluxo de gás hélio a 50 mL min⁻¹, com o objetivo de remover os gases restantes da amostra anterior. De forma a evitar que impurezas fossem adsorvidas pelos tubos, este condicionamento foi realizado o mais próximo possível do período de amostragem.

Em campo, os tubos foram condicionados em um amostrador automático sequencial (Perkin Elmer, STS-25). Nesse equipamento o usuário programa o tempo de amostragem, sendo os tubos dispostos dentro de um carrossel que gira automaticamente. Uma bomba do tipo diafragma promove a sucção do ar para dentro do tubo, possibilitando que amostras sejam coletadas em períodos de tempo específicos, possibilitando a coleta de amostras representativas em momentos distintos. Esse método permitiu a obtenção da variação temporal da concentração de isopreno com o mínimo de intervenção humana (ZEPKA, 2011). Dessa forma, foram coletadas amostras de ar a cada 90 minutos, a uma vazão de 60 mL min⁻¹, totalizando 5,4 litros de ar amostrados em cada tubo. A calibração da bomba de ar foi realizada diariamente antes e após a amostragem. Paralelamente à amostragem automática, também foram coletadas amostras com tubos acoplados a uma bomba de ar portátil que funciona à bateria (SUPELCO, PAS-500) com vazão calibrada antes e depois da amostragem de cada tubo de 60 mL min⁻¹, a um tempo de amostragem de 60 minutos, totalizando 3,6 litros de ar amostrados em cada tubo. Neste método os tubos foram conectados à bomba, que promove a sucção do ar, e o tempo da amostragem foi controlado pelo usuário. Durante o processo, os tubos amostrados foram mantidos em um isopor hermético. Essa amostragem permitiu obter uma duplicata em relação às amostras da coleta automática. Durante as campanhas, além das amostras de ar também foram coletados brancos de campo. Nesse processo os brancos de campo são submetidos às mesmas condições de armazenamento e transporte dos demais tubos, além de servir como controle de qualidade das análises laboratoriais. Considerando-se todas as campanhas de campo, foram obtidas 71 amostras de ar, que foram devidamente armazenadas em um isopor

hermético para evitar contato com calor e luz e possível degradação das amostras. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental - CCST/INPE para análise cromatográfica.

A cromatografia a gás é uma técnica muito utilizada para determinação de COVs, a qual se baseia nas diferenças de comportamento de separação dos compostos químicos entre uma fase móvel e uma fase estacionária, sendo um método que se destaca pela precisão e linearidade nas medições (COLLINS; BRAGA; BONATO, 2006). Na fase móvel os componentes da amostra são transportados por um gás de arraste inerte que força sua passagem pela fase estacionária. Como há uma diferença na mobilidade das espécies químicas nestas duas fases, os componentes da amostra se separam em bandas ou zonas discretas que são associadas aos tempos de retenção dos analitos na coluna cromatográfica, permitindo que estes compostos sejam analisados qualitativa e/ou quantitativamente (COLLINS; BRAGA; BONATO, 2006). Como o isopreno é um gás-traço encontrado na atmosfera em partes por bilhão em volume (ppbv), foi necessária a utilização de um sistema de pré-concentração da amostra, cuja finalidade é enriquecer a amostra antes da análise cromatográfica, permitindo um aumento em algumas ordens de grandeza da razão de mistura da amostra a ser analisada por cromatografia gasosa (NASCIMENTO FILHO et al., 2006). Neste trabalho, a pré-concentração das amostras foi realizada em um dessorvedor automático modelo TurboMatrix ATD350, da PerkinElmer, à 0 °C e seguida da dessorção à 280 °C, com tempo de dessorção de 30 minutos e com fluxo de 4 mL min⁻¹. Após a pré-concentração as amostras são injetadas no cromatógrafo a gás modelo Clarus 580, da Perkin Elmer, equipado com um detector de ionização de chama (DIC). O CG-DIC é considerado uma técnica sensível para detecção de compostos orgânicos, pois o DIC é um detector altamente não seletivo e que responde a quase todos os compostos orgânicos voláteis (ALBUQUERQUE, 2007). Para a separação química do isopreno foi utilizada uma coluna capilar Rt-Alumina Bond-Na₂SO₄ (50 m x 0,32 mm), com temperatura de rampa de 45 °C a 280 °C em 18 minutos, com fluxo de transporte de 4 ml min⁻¹. O método analítico empregado está resumido na Tabela 3.1:

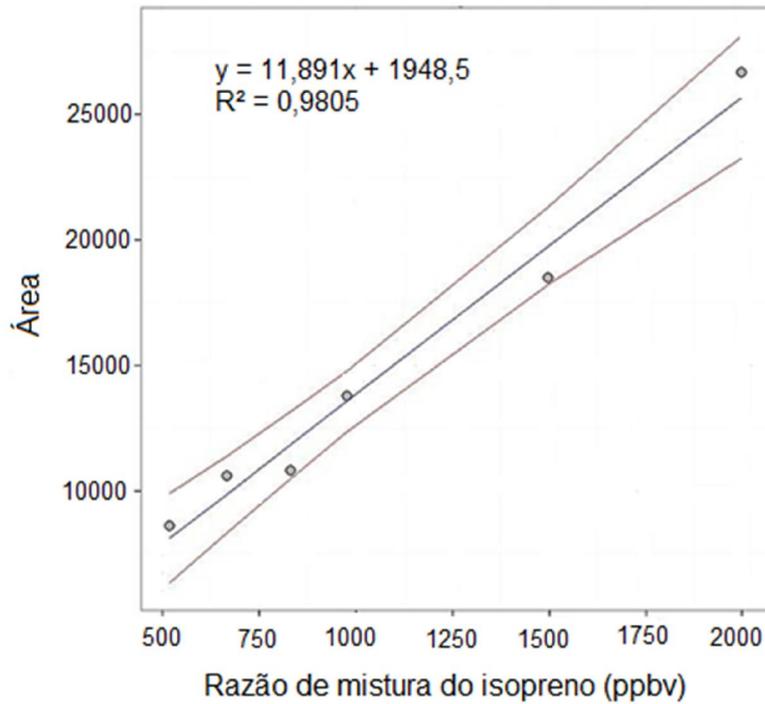
Tabela 3.1 - Resumo do método analítico empregado para análise das amostras

Condições no dessorvedor térmico	Programação de temperatura no cromatógrafo e coluna utilizada	Condições no detector
Gás de arraste: He	45 °C a 280 °C em 18 min.	Fluxo de H ₂ : 40 mL min ⁻¹
Fluxo de gás de arraste: 4 mL min ⁻¹	Coluna: Rt-Alumina Bond- Na ₂ SO ₄ (50 m x 0.32 mm)	Fluxo de ar sintético: 400 mL min ⁻¹
Temperatura de dessorção: 280 °C		Temperatura: 250 °C
Tempo de dessorção: 30 min.		
Split: 10 mL min ⁻¹		

Fonte: Elaborado pelo autor

A quantificação do isopreno foi obtida a partir de curvas de calibração diárias com pelo menos cinco injeções de diferentes concentrações de gás padrão de isopreno. Para as análises foi utilizado um padrão certificado internacionalmente (NIST), da Apel-Riemer Environmental Inc., de 200 ± 10 ppb de isopreno em balanço de nitrogênio. Na Figura 3.2 apresenta-se um exemplo de curva de calibração. O limite de detecção do método (LD) foi calculado por meio de uma regressão linear com seis pontos, utilizando a injeção de volumes variando entre 100 e 600 ml do gás padrão. A partir dessas injeções, o LD foi obtido a partir do método baseado em parâmetros da curva analítica, como o coeficiente angular e seu desvio padrão, obtendo-se um LD igual a 0,23 ppb (RIBANI et al., 2004). A precisão relativa foi obtida a partir de sete injeções da mesma razão de mistura de gás padrão, resultando em 0,8 % de precisão relativa. Não foi possível verificar a exatidão das medidas devido a não obtenção de uma carga teste externa ao Laboratório, no entanto, os valores obtidos nas análises mostraram-se coerentes com os valores observados na literatura para a Amazônia.

Figura 3.2 - Curva de calibração do CG-DIC para o isopreno.



As linhas laterais correspondem a 95% de intervalo de confiança.

Fonte: Elaborado pelo autor

Após as análises das amostras no sistema ATD-CG-DIC, foi realizada a quantificação do isopreno a partir de curvas de calibração, utilizando-se a Equação 3.1:

$$r_i = \frac{\text{Área do pico}_i - b_i}{a_i} \quad (3.1)$$

Onde: r_i é a razão de mistura do isopreno na amostra; Área do pico_i é a resposta obtida no cromatograma para o isopreno; b_i é o coeficiente linear da curva analítica para o isopreno; a_i é o coeficiente angular da curva de calibração para o isopreno. O coeficiente linear não foi considerado no cálculo dos fluxos, pois a sua significância estatística, avaliada por meio do teste t a um nível de confiança de 95 %, demonstrou que ele não é diferente de zero.

Os resultados obtidos foram tratados de forma a se obter o ciclo diurno da razão de mistura do isopreno para ambas as áreas foram consideradas as médias dos horários amostrados quando ocorreram amostras simultâneas validadas pela curva de calibração, ou se assumiu a precisão relativa de 0,8 % para dados individuais. Para avaliar o comportamento da razão de mistura do isopreno, os resultados foram comparados com a temperatura e com a radiação solar incidente, principais variáveis ambientais que controlam a emissão do isopreno pela vegetação (BAI, 2015). Para a Amazônia, foram utilizados dados meteorológicos fornecidos pelo Programa LBA, de 2000 a 2009. Neste caso específico foram extraídas as médias dos valores de todos os anos, para temperatura e radiação e para o período correspondente ao da amostragem. Isso se deu por que não havia dados meteorológicos disponíveis para o período de amostragem. Os dados meteorológicos para o Pantanal foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), derivados da estação automática de Miranda, Mato Grosso do Sul, para o período correspondente ao das campanhas de campo.

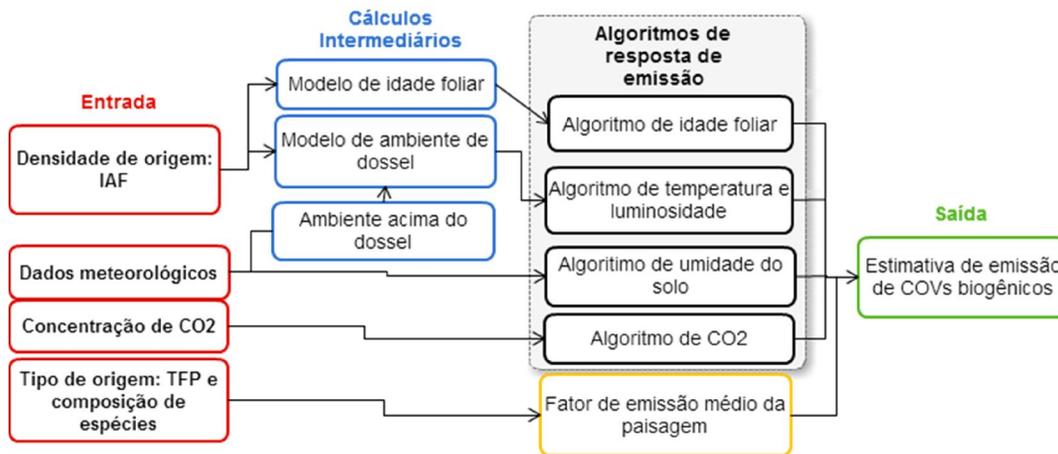
3.3 Modelagem da emissão do isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado

As simulações da emissão de isopreno foram realizadas para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado. O bioma Cerrado foi considerado nesta análise mesmo não sendo possível realizar as medidas de razão de mistura do isopreno. Entende-se que essa abordagem seja necessária, pois, assim como o Pantanal, o Cerrado também é um bioma ainda inexplorado no que tange às emissões de COVs.

O modelo utilizado neste estudo é o modelo MEGAN, versão beta 2.1 (GUENTHER et al., 2012), que é amplamente utilizado na comunidade científica para estimar as taxas de emissão espacial e temporal de compostos químicos oriundos dos ecossistemas terrestres em condições ambientais diversas (GUENTHER et al., 2012; SINDELAROVA et al., 2014), auxiliando na caracterização dos gases-traço que compõem a atmosfera (GUENTHER et al., 2006, 2012). Neste trabalho o modelo MEGAN, versão beta 2.1, é referido apenas como MEGAN. O MEGAN é um modelo empírico que estima as taxas de emissão temporal e espacial de compostos químicos oriundos de ecossistemas terrestres para a atmosfera, com exceções daqueles emitidos

pela queima da biomassa (SINDELAROVA et al., 2014). As taxas de emissão calculadas pelo MEGAN representam a soma de todas as fontes de emissão que podem naturalmente ocorrer em um ecossistema terrestre, mesmo se estas emissões venham a mudar por conta das atividades humanas. A base para o algoritmo do modelo foi apresentada por Guenther; Monson; Fall (1991) e Guenther et al. (1993, 1995, 2006, 2012). A versão 2.1 do MEGAN calcula a emissão primária líquida de 19 classes de compostos, que corresponde a 147 espécies químicas, como isopreno, monoterpenos e sesquiterpenos, monóxido de carbono, alcanos, alquenos, aldeídos, ácidos, cetonas e outros COVs oxigenados (GUENTHER et al., 2012). Na Figura 3.3 exibe-se uma representação esquemática dos componentes do modelo e de suas variáveis.

Figura 3.3 - Componentes do modelo MEGAN e suas variáveis



IAF refere-se ao índice de área foliar e TFP refere-se ao tipo funcional de planta.

Fonte: Adaptado de (Guenther et al. (2012)

Como visto na Figura 3.3, as variáveis de entrada são compostas por dados horários de radiação solar incidente ($W\ m^{-2}$), temperatura do ar (K), velocidade do vento ($m\ s^{-1}$), umidade específica ($g\ kg^{-1}$) e umidade do solo ($m^3\ m^{-3}$). O modelo ainda requer dados de cobertura da terra e concentração de CO_2 na atmosfera, que pode ser especificada pelo usuário ou ser oriunda de um modelo do sistema terrestre. As informações de cobertura da terra são compostas pelo Índice de Área Foliar (IAF) e Tipos Funcionais de Plantas (TFP). Para o primeiro, as informações podem ser obtidas através de dados coletados em campo ou, se indisponíveis, estimadas por modelos de vegetação dinâmica

ou de conjunto de dados de satélite (GARRIGUES et al., 2008). Os TFP têm, para cada classe de composto, um fator de emissão associado a ele. No MEGAN o fator de emissão corresponde à emissão primária líquida que escapa da planta para a atmosfera, por unidade de área, por unidade de tempo, em $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (GUENTHER et al., 2012; MISZTAL et al., 2016). Neste trabalho o fator de emissão é denominado taxa de emissão, pois entende-se que esta informação corresponde ao fluxo de cada classe de composto. Na Tabela 3.2 são apresentados, para cada TFP considerado pelo modelo, as emissões anuais e as taxas de emissão padrão do isopreno para o modelo. A resolução dos TFP é de 20 km, compatível com estudos de modelagem em escala regional.

Tabela 3.2 - Tipos funcionais de plantas (TFP) atendidos pelo modelo MEGAN, com as respectivas emissões anuais e taxa de emissão para o isopreno.

Número dos TFP	Descrição do TFP	Área (10 ¹² km ²)	Emissão de Isopreno (Tg ano ⁻¹)	Taxa de emissão de isopreno (µg m ⁻² h ⁻¹)
	Solo descoberto	40.7	--	--
1	Árvore perene, acícula, de clima temperado	5.46	1.61	600
2	Árvore perene, acícula, de clima boreal	10.6	5.9	3000
3	Árvore decídua, acícula, de clima boreal	1.46	2.10 ⁻³	1
4	Árvore perene, latifoliada, de clima tropical	15.6	244	7000
5	Árvore perene, latifoliada, de clima temperado	2.64	21.9	10000
6	Árvore decídua, latifoliada, de clima tropical	12.9	178	7000
7	Árvore decídua, latifoliada, de clima temperado	5.33	35.4	10000
8	Árvore decídua, latifoliada, de clima boreal	2.14	4.79	11000
9	Vegetação arbustiva perene, latifoliada, de clima temperado	0.18	0.23	2000
10	Vegetação arbustiva decídua, latifoliada, de clima temperado	4.15	21.8	4000
11	Vegetação arbustiva decídua, latifoliada, de clima boreal	9.33	2.93	4000
12	Gramíneas C3 do Ártico	4.94	0.97	1600
13	Gramíneas C3 de climas frios	14.3	11.2	800
14	Gramíneas C4 de climas quentes	13.2	5.93	200
15	Cultivo agrícola 1	16.3	0.02	1
Total (todos os TFP)		159	535	--

Fonte: Guenther et al. (2012)

Conforme Guenther et al. (2012), as taxas de emissão e as parametrizações dos algoritmos de atividade de emissão foram baseadas em medidas de campo e preconizadas por Guenther et al. (1991; 2006) e Heald et al. (2009). Para o isopreno, foram utilizadas bases de dados de medidas de campo combinadas com inventários florestais para estimar a capacidade média da emissão de isopreno para todos os TFP. As espécies de clima temperado e florestas boreais foram caracterizadas como

emissoras ou não emissoras. Para as florestas tropicais, os algoritmos e as taxas de emissão baseiam-se principalmente em medidas acima do dossel (GUENTHER et al., 2006; HEALD et al., 2009). Para a taxa de emissão dos monoterpênicos e seus algoritmos foi utilizada a base de dados descrita em Guenther et al. (1995), com suplementações para América do Norte, América do Sul, Europa, África e Ásia advindas de artigos publicados. Para a taxa de emissão dos sesquiterpênicos e parametrizações dos algoritmos de atividade de emissão destes compostos são usadas as medidas de Duhl; Helmig; Guenther (2008), que consideraram medidas realizadas em diversas espécies de plantas tais como coníferas, latifoliadas, arbustos e cultivos agrícolas.

Os componentes principais do MEGAN são algoritmos que descrevem a resposta das emissões às condições ambientais e o cálculo da taxa média de emissão é dado em escala de paisagem, sendo as emissões estimadas de acordo com a Equação 3.2:

$$F_i = \gamma_i \sum \epsilon_{i,j} \chi_j \quad (3.2)$$

Onde ϵ_i é o potencial de emissão de um composto em condições normais (nomeado pelos autores do modelo como “fator de emissão”) para o tipo de vegetação j escolhido, com célula de grade fracionária de área de cobertura χ_j . O cálculo da atividade de emissão γ_i é relativo aos processos que controlam as respostas das emissões às condições fenológicas e ambientais (GUENTHER et al., 2012). De acordo com Guenther et al. (2012), as emissões do MEGAN são baseadas em um modelo empírico simples que considera os principais processos responsáveis pelas variações nas emissões dos COVs. Para as emissões que dependem da luminosidade, como as emissões de isopreno, o modelo inclui um algoritmo de resposta à luminosidade que é baseado no transporte de elétrons (GUENTHER et al., 1991). A resposta das emissões à temperatura tem com base a atividade enzimática das plantas (GUENTHER et al., 1991) e a resposta à concentração de CO₂ em mudanças no conjunto de metabólitos disponíveis, na atividade enzimática das plantas e na expressão genética (WILKINSON et al., 2009). O algoritmo de atividade de emissão para cada classe de composto (y_i) explica as respostas das emissões considerando o coeficiente de ambiente de dossel (C_{CE}), a luminosidade (y_P), a temperatura (y_T), a idade foliar (y_A), a umidade do solo

(y_{SM}), o índice de área foliar (LAI) e a inibição do CO_2 (y_C), conforme apresentado na equação 3.3:

$$y_i = C_{CE} * LAI * y_{P,i} * y_{T,i} * y_{A,i} * y_{SM,i} * y_{C,i} \quad (3.3)$$

Onde i corresponde a cada classe de composto e o C_{CE} é ajustado em $y = 1$ para as condições padrões do modelo.

O algoritmo de atividade de emissão responsável pela resposta das emissões à luminosidade ($y_{P,i}$) considera, para cada classe de composto, uma fração das emissões que é dependente e outra que é independente da luminosidade. Nesse cálculo também é considerada a densidade de fluxo de fótons fotossintéticos (PPFD, $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) para as últimas 24 e 240 horas. Além disso, o algoritmo é desenvolvido para fornecer uma resposta das emissões diferindo a estrutura do dossel entre folhas sombreadas e não sombreadas (C_{CE}). O MEGAN calcula a temperatura foliar ao invés de considerá-la como igual à temperatura do ambiente. O algoritmo de atividade de emissão em resposta a temperatura ($y_{T,i}$) considera, para cada classe de COV, a média ponderada entre as frações de emissão dependentes e independentes da luminosidade, a diferenciação da estrutura do dossel entre folhas sombreadas e não sombreadas e a temperatura (K) das últimas 24 e 240 horas. A diferenciação entre folhas sombreadas e não sombreadas é importante porque luminosidade e temperatura variam dentro do dossel, resultando em menores emissões de COVs biogênicos que dependem da luminosidade, como o isopreno, nas porções sombreadas, visto que tanto a disponibilidade de radiação quanto a temperatura serão menores nestas folhas. O MEGAN também possui um algoritmo que estima a atividade de emissão considerando a idade foliar ($y_{A,i}$), visto que alguns COVs, como o isopreno, apresentam diferenças no potencial de emissão para diferentes estágios fenológicos foliares. O modelo considera coeficientes relativos às taxas de emissão para folhas novas, em crescimento, maduras e senescentes e divide o dossel entre porções com folhas novas, em crescimento, maduras e senescentes, usando o índice de área foliar (LAI) para quantificar a quantidade de folhagem em um determinado local e as mudanças no LAI para estimar a idade da

folhagem. No caso do isopreno, a ordem de menor para maior atividade de emissão é: folhas novas, em crescimento, senescentes e maduras. O modelo também apresenta algoritmos específicos para as emissões de isopreno, como a umidade do solo e a concentração de CO₂. O algoritmo de atividade de emissão em resposta à umidade do solo ($y_{SM,i}$) considera o conteúdo volumétrico de água no solo ($m^3 m^{-3}$) e o ponto de murcha permanente (o nível de umidade do solo abaixo do qual as plantas não conseguem extrair água do solo, $m^3 m^{-3}$). O algoritmo de atividade de emissão em resposta ao CO₂ ($y_{C,i}$) considera a concentração foliar de CO₂ como sendo 70% da concentração do CO₂ atmosférico (HEALD et al., 2009). Para os demais compostos, $y_{SM,i}$ e $y_{C,i}$ são ajustados como sendo iguais a 1. As equações detalhadas para cada um dos algoritmos de atividades de emissão podem ser consultadas em Guenther et al. (2006; 2012).

Em relação à acurácia dos resultados, estudos realizados em escala global e regional indicaram que o MEGAN apresenta resposta satisfatória nas simulações das emissões biogênicas e na comparação entre dados observados e modelados (MÜLLER et al., 2008; FERREIRA et al., 2010; LATHIÈRE; HEWITT; BEERLING, 2010; ARNETH et al., 2011; LAM et al., 2011; POSSEL; HEWITT, 2011; PACÍFICO et al., 2012; ZARE et al., 2012; BAI et al., 2015). Em relação ao isopreno, composto de interesse deste trabalho, o MEGAN representa satisfatoriamente a sazonalidade das suas emissões, mas tende a superestimar os fluxos, comprometendo as estimativas da magnitude das emissões (CARLTON; BAKER, 2011; ALVES et al., 2016; BASH; BAKER; BEAVER, 2016; JIANG et al., 2018).

Neste trabalho, para as estimativas de emissão de isopreno na Amazônia foram usados dados meteorológicos oriundos da torre de fluxo K34, no período de 2000 a 2009, fornecidos pelo *Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia* (LBA). Para as estimativas do Pantanal e Cerrado foram usados dados meteorológicos fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), das estações automáticas de Miranda e São Carlos, respectivamente, para os anos de 2010 a 2017. Os dados meteorológicos extraídos da base de dados do INMET apresentaram algumas falhas, sendo necessário realizar o preenchimento das mesmas. Para tanto, foi utilizado o método de interpolação e preenchimento de falhas preconizado por Senna (2004). A escolha desse método se deu por conta de que este foi utilizado por (DIAS, 2013), que

identificou que o período sem dados seguiu o mesmo comportamento do período com dados, preenchendo os dados de forma mais realística do que uma interpolação linear.

Sendo assim, para falhas menores ou iguais a 3 horas foi aplicada a Equação 3.4:

$$Xi = Xp + \frac{(X_{p+f+1} - Xp)}{f+1} * (i - p) \quad (3.4)$$

Onde, f é a falha, Xi é o valor a ser preenchido, Xp é o antecessor da falha, X_{p+f+1} é o sucessor da falha, i é a hora da falha e p é a hora anterior à falha. Para falhas maiores que 3 horas e menores que 24 horas, foi aplicada a Equação 3.5:

$$Xi = X_{i-24} + \left[\frac{(p+f+1)-i}{f+1} \right] * (Xp - X_{p-24}) + \frac{(i-p)}{f+1} * (X_{p+f+1} - X_{(p+f+1)-24}) \quad (3.5)$$

Onde, X_{i-24} é o valor 24 horas antes do horário da falha, X_{p-24} é o valor 24 horas antes do antecessor da falha, X_{p+f+1} é o valor sucessor da falha e $X_{(p+f+1)-24}$ é o valor 24 horas antes do sucessor da falha.

Para falhas maiores ou iguais a 24 horas, utilizou-se a Equação 3.6:

$$Xi = X_{i-24y} + \left[\frac{(p+f+1)-i}{f+1} \right] * (Xp - X_{p-24y}) + \frac{(i-p)}{f+1} * (X_{p+f+1} - X_{(p+f+1)-24y}) \quad (3.6)$$

Onde y é a parte inteira de $\left(\frac{f}{24} + 1 \right)$.

No geral, os dados meteorológicos extraídos do INMET não apresentaram muitas falhas, com exceção dos anos 2011 e 2015 para o Pantanal e 2012 e 2016 para o Cerrado, anos em que foi utilizada a última equação. Todos os períodos preenchidos foram eliminados quando da análise dos resultados.

A umidade do solo foi derivada de simulações no *Integrated Model of Land Surfaces Process* (INLAND) para duas camadas de solo, a 0.20 e 0.50 metros de profundidade.

A umidade específica foi determinada pelas Equações 3.7 e 3.8:

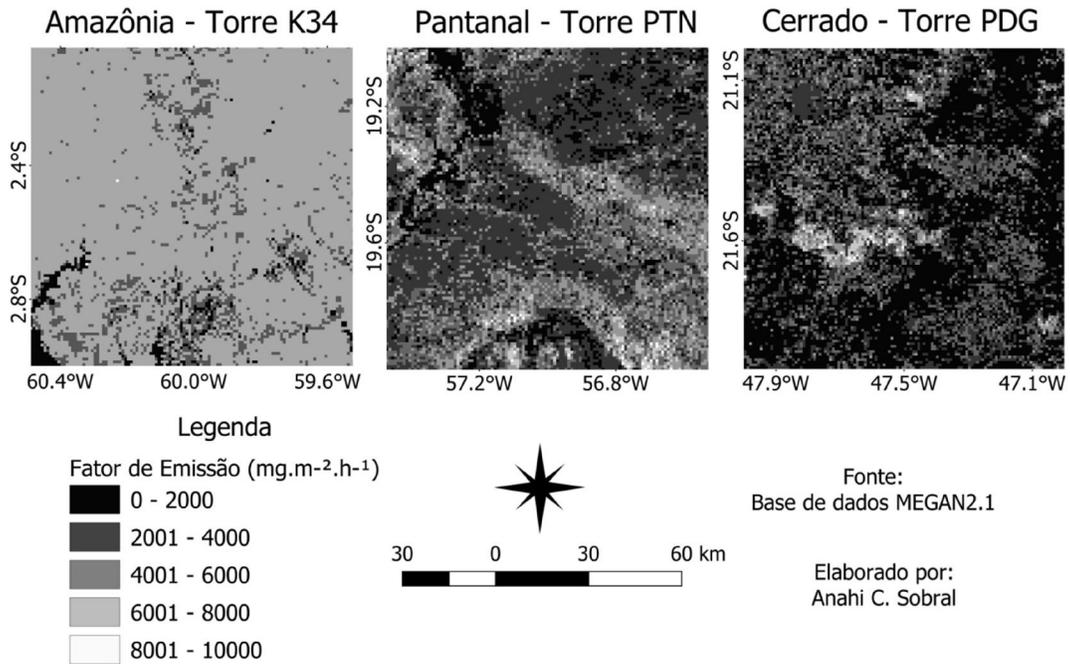
$$q_s = \left[\frac{(0.622 * Es)}{(P - (0.378 * Es))} \right] * 1000 \quad (3.7)$$

$$q = RH * q_s \quad (3.8)$$

Onde q_s é a umidade específica de saturação (g.kg^{-1}), Es é a pressão de saturação do vapor d'água (hPa), P é a pressão atmosférica (hPa), RH é a umidade relativa e q é a umidade específica (g.kg^{-1}).

As informações sobre o IAF foram extraídas de Alves et al. (2018) para a Amazônia, Cabral et al. (2015) para o Cerrado e Biudes (2008) e Andrade et al, (2009) para o Pantanal. . O parâmetro fração de raízes foi ajustado em 0,5 para as três áreas de estudo, pois o maior percentual de raízes está alocado nos primeiros centímetros do solo (MIRANDA et al., 2014). Os TFP foram definidos como *Evergreen tropical tree* para a Amazônia e *Broadleaf deciduous tropical tree* para Pantanal e Cerrado. A taxa de emissão para os pontos estudados na Amazônia, Pantanal e Cerrado foi estabelecida através de um recorte do mapa da taxa de emissão por TFP fornecido pelo modelo de forma que esta fosse a mais representativa possível para cada área de estudo e para cada TFP. Considerou-se como taxa de emissão de isopreno o valor médio dos pixels da região de cada uma das torres de fluxo, com uma resolução de 90 m, conforme expresso na Figura 3.4.

Figura 3.4 - Recorte do mapa de taxa de emissão de isopreno do modelo MEGAN para Amazônia, Pantanal e Cerrado.



Fonte: Adaptado de Guenther et al. (2012).

Na Tabela 3.3 são apresentados os parâmetros de solo e vegetação usados para as simulações nos três locais de estudo.

Tabela 3.3 - Parâmetros de solo e vegetação usados para simulações de isopreno na Amazônia, Pantanal e Cerrado, usando o modelo MEGAN.

	Amazônia	Pantanal	Cerrado
Tipo Funcional de Planta (TFP)	<i>Evergreen tropical tree</i>	<i>Broadleaf deciduous tropical tree</i>	<i>Broadleaf deciduous tropical tree</i>
Fator de Emissão(mg C m ⁻² h ⁻¹)	5	3	2
Índice de Área Foliar (m ² m ⁻²)	6	3.0	3.0
Cobertura de Vegetação	1	0.6	0.8
Ponto de Murcha Permanente	0.138	0.028	0.028
Fração de Raízes	0.5	0.5	0.5
Concentração de CO ₂ (ppm)	400	400	400

Fonte: Elaborado pelo autor

O arquivo de saída fornecido pelo MEGAN é o fluxo horário de isopreno para cada local de estudo. Esse fluxo foi convertido em uma média mensal, considerando o horário das 9 AM até 4 PM. Este intervalo foi considerado porque nele as emissões de isopreno são mais representativas (ALVES et al., 2016). Os resultados apresentam uma abordagem *bottom-up*, e foram comparados e validados com emissões de isopreno estimadas por uma abordagem *top-down*, que utiliza dados da coluna de formaldeído medidos por satélite para estimar as emissões de isopreno. As estimativas de emissão de isopreno utilizadas foram extraídas do modelo de transporte químico IMAGESv2 (STAVRAKOU et al., 2015), que realiza a inversão das observações das densidades da coluna de formaldeído (HCHO), medidas pelo sensor OMI (*Ozone Monitoring Instrument*) (DE SMEDT et al., 2015, 2018). O sensor OMI está a bordo do satélite Aura, lançado em julho de 2004 pela NASA e ainda se encontra em operação. Este satélite possui uma órbita polar sincronizada com o sol, cruzando a linha do Equador em modo ascendente por volta de 1:30 PM, hora local. O OMI é um espectrômetro imageador que opera nas faixas do ultravioleta (com comprimento de onda de 270 a 380 nm - nanômetros) e do visível (de onda de 350 a 500 nm), com um ângulo de visada de 114° que cobre uma faixa de 2600 km da superfície terrestre, permitindo uma varredura global diária. A sua resolução espacial é de 13 x 24 km² no nadir e de 28 x 150 km² nas bordas do ângulo de visada e sua resolução temporal é de 98 minutos

(NASA, 2018). A alta resolução espacial do sensor OMI permite que sejam realizadas pesquisas voltadas para a qualidade do ar e para o monitoramento de emissões de diversos gases (DE SMEDT et al., 2015; 2018). Além disso, tem como atribuição monitorar a camada de ozônio e a coluna troposférica de gases, tais como o ozônio troposférico (O_3), o dióxido de nitrogênio (NO_2), o dióxido de enxofre (SO_2), o monóxido de bromo (BrO), o formaldeído, e cinzas vulcânicas e aerossóis (NASA, 2018). O sensor OMI também mede a cobertura e pressão de nuvens, bem como a distribuição e as tendências da radiação UVB (NASA, 2019). Em relação ao formaldeído, ele é emitido diretamente por fontes antropogênicas e também, em menor quantidade, por fontes naturais sendo o principal gás intermediário da cadeia de oxidação de quase todos os COVs não-metano (HAM et al., 2000; SEINFELD; PANDIS, 2006). As principais reações precursoras de formaldeído próximo à superfície sobre os continentes são as reações de isopreno na atmosfera (WOLFE et al., 2016). Em escala global, o isopreno, através da oxidação fotoquímica, pode ser responsável por cerca de 30 % de todo o formaldeído atmosférico, porém, sobre regiões densamente vegetadas, essa porcentagem pode atingir 90 % (STAVRAKOU et al., 2009). Em geral, assume-se que isopreno e formaldeído tenham uma relação linear (KESSELMEIER et al., 2000; HAN et al., 2013). As emissões a priori (MEGAN-MOHYCAN) foram fornecidas por Stavrakou et al. (2014, 2018).

Para tratar os dados obtidos nas simulações com o modelo MEGAN e com os fluxos de isopreno estimados pela coluna de HCHO, foram realizadas análises estatísticas para determinação do *bias*, do coeficiente de correlação de Spearman (ρ) e da raiz do erro quadrático médio (REQM). O *bias* foi aplicado com o objetivo de verificar o quanto as simulações do MEGAN superestimam ou subestimam os fluxos derivados do HCHO, sendo a diferença entre o valor observado e o valor estimado, indicando que quanto menor, mais próximo o valor estimado é do valor observado. O coeficiente de correlação de Spearman (ρ), aplicado para dados não-paramétricos, expressa a intensidade de associação entre as simulações do MEGAN e as estimativas de emissão de isopreno derivadas da coluna de HCHO, sendo classificado como forte (0.70 até 1), moderado (0.40 até 0.69) e fraco (0.10 até 0.39). A REQM indica a magnitude média do erro estimado, sendo que quanto mais próximo de zero maior a acurácia das estimativas do MEGAN em representar a emissão de isopreno derivada da coluna de HCHO

(TRIOLA, 1998; BUSSAB; MORETTIN, 2010). O coeficiente de correlação de Spearman também foi calculado entre as emissões de isopreno simuladas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO e as variáveis meteorológicas de temperatura e radiação solar incidente. Os testes de normalidade e as análises estatísticas foram realizados usando o *software* PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

3.4 Projeções das emissões futuras de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado

Considerando que mudanças no clima do planeta poderão desencadear alterações na magnitude da emissão de isopreno nos biomas brasileiros, o comportamento dessas emissões de isopreno na Amazônia, Pantanal e Cerrado foi avaliado através de uma análise de sensibilidade, na qual as condições de temperatura e de concentração de CO₂ foram variadas. Essas variáveis foram selecionadas devido ao fato de o MEGAN as ter como base para os algoritmos de atividade de emissão de cada composto, sendo os principais processos que geram variações nas emissões. A resposta à temperatura é baseada na atividade enzimática (GUENTHER; MONSON; FALL, 1991) e a resposta ao CO₂ considera mudanças nos processos metabólicos das plantas (WILKINSON et al., 2009). Além disso, a temperatura é uma informação meteorológica utilizada como dado de entrada do modelo; concentração de CO₂ é um parâmetro considerado pelo modelo quando da calibração para a sua execução. Também foram computadas as emissões de isopreno para os três biomas, tanto para as condições meteorológicas e de concentração de CO₂ atuais, quanto para uma suposta projeção em que as referidas variáveis são alteradas.

As rodadas controle do modelo para os três biomas são apresentadas no item 3.3 desta tese e são aquelas que consideram as condições atuais de clima e concentração de CO₂. Essas rodadas foram comparadas com um conjunto de três simulações para avaliar a importância relativa de cada fator que controla as emissões de isopreno:

- ↑[CO₂]: variando a concentração do CO₂ para 650 ppm;
- ↑T1: variando a temperatura atual em 1,5 °C;
- ↑T2: variando a temperatura atual em 7 °C;

Além disso, também foi realizada uma rodada considerando a combinação das variáveis meteorológicas com a concentração atmosférica do CO₂, com o objetivo de entender o comportamento das emissões de isopreno e como o efeito inibidor do CO₂ atuaria nos biomas brasileiros. Basicamente, em termos de concentração atmosférica de CO₂ e temperatura, o cenário escolhido para esta rodada representa o cenário intermediário RCP4.5, que apresenta concentração de CO₂ variando entre 580 e 720 ppm, temperatura média dos anos de 2046 a 2065 em 1.4 °C, variando entre 0.9 a 2 °C, temperatura média dos anos de 2065 a 2100 em 1.8 °C, podendo variar entre 1.1 a 2.6 °C, forçante radiativa de 4.5 W m⁻² (IPCC, 2014). Portanto, os dados de entrada do modelo foram incrementados em 1.5 °C para os dados horários de temperatura e a concentração atmosférica de CO₂ foi ajustada para 650 ppm. Também foi realizada uma segunda rodada combinando os efeitos da temperatura, que foi ajustada para 4 °C, e da concentração de CO₂ atmosférico, que foi ajustada para 650 ppm, com o intuito de avaliar o efeito inibidor do CO₂ sobre as emissões de isopreno. As saídas do modelo foram convertidas em emissões médias mensais (mg m⁻² h⁻¹) para cada ano avaliado, para cada bioma.

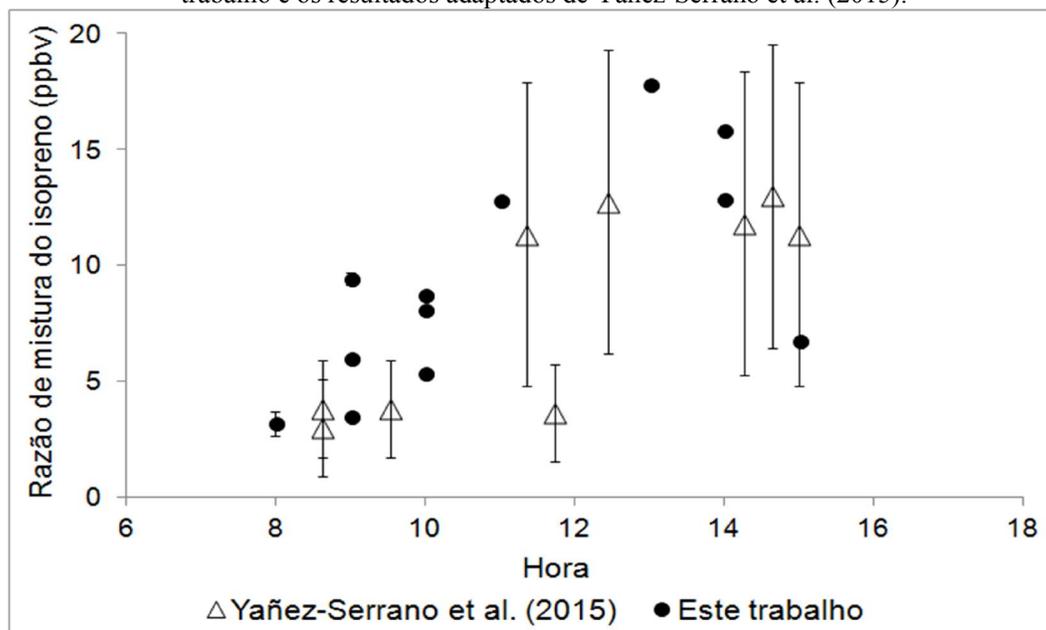
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste item são apresentados os resultados e discussões referentes à caracterização do isopreno nos biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado. Na seção 4.1 são apresentados e discutidos e os resultados obtidos por meio dos resultados analíticos da razão de mistura do isopreno em amostras coletadas em campo para Amazônia e Pantanal. Na seção 4.2 são apresentadas as simulações do fluxo de isopreno para Amazônia, Pantanal e Cerrado utilizando o modelo MEGAN. Nessa seção as estimativas geradas através do modelo MEGAN são comparadas e validadas com os dados de emissão de isopreno derivados das observações de satélite a partir da coluna de formaldeído (HCHO). Na seção 4.3 são apresentadas as projeções das emissões de isopreno considerando alterações nas condições de temperatura e concentração de CO₂ atmosférico, tendo como base o cenário RCP4.5 (IPCC, 2014). Ao final de cada seção é apresentada uma conclusão relativa à mesma.

4.1 Razão de mistura do isopreno para os biomas Amazônia e Pantanal

Nesta seção são apresentados os resultados referentes às razões de mistura do isopreno para os biomas Amazônia a Pantanal. A resposta dos sistemas utilizados no CG-DIC e na pré-concentração foi investigada comparando os dados de isopreno obtidos nas medições realizadas na Amazônia com os resultados obtidos por Yáñez-Serrano et al. (2015). Os referidos autores detalharam as variações sazonais da razão de mistura de isopreno na floresta amazônica, dentro e acima do dossel, usando um sistema CG-DIC, sendo as amostragens realizadas no mês de setembro. Na Figura 4.1 é apresentada uma comparação entre as razões de mistura obtidas por Yáñez-Serrano et al. (2015), para um único dia de amostragem, e os resultados obtidos neste estudo, para todo período amostrado. Os resultados deste estudo apresentaram coerência com os resultados ($r = 0,89$) de Yáñez-Serrano et al. (2015), corroborando para a confiabilidade das medidas aqui obtidas, para a razão de mistura de isopreno na Amazônia.

Figura 4.1 - Comparação entre as razões de mistura obtidas por CG-DIC na Amazônia por este trabalho e os resultados adaptados de Yáñez-Serrano et al. (2015).



Os pontos pretos correspondem aos resultados individuais obtidos neste trabalho e as barras de erro foram calculadas a partir da acurácia relativa do sistema CG-DIC para cada amostra. Os triângulos vazados e as respectivas barras de erro correspondem aos dados obtidos em Yáñez-Serrano et al. (2015).

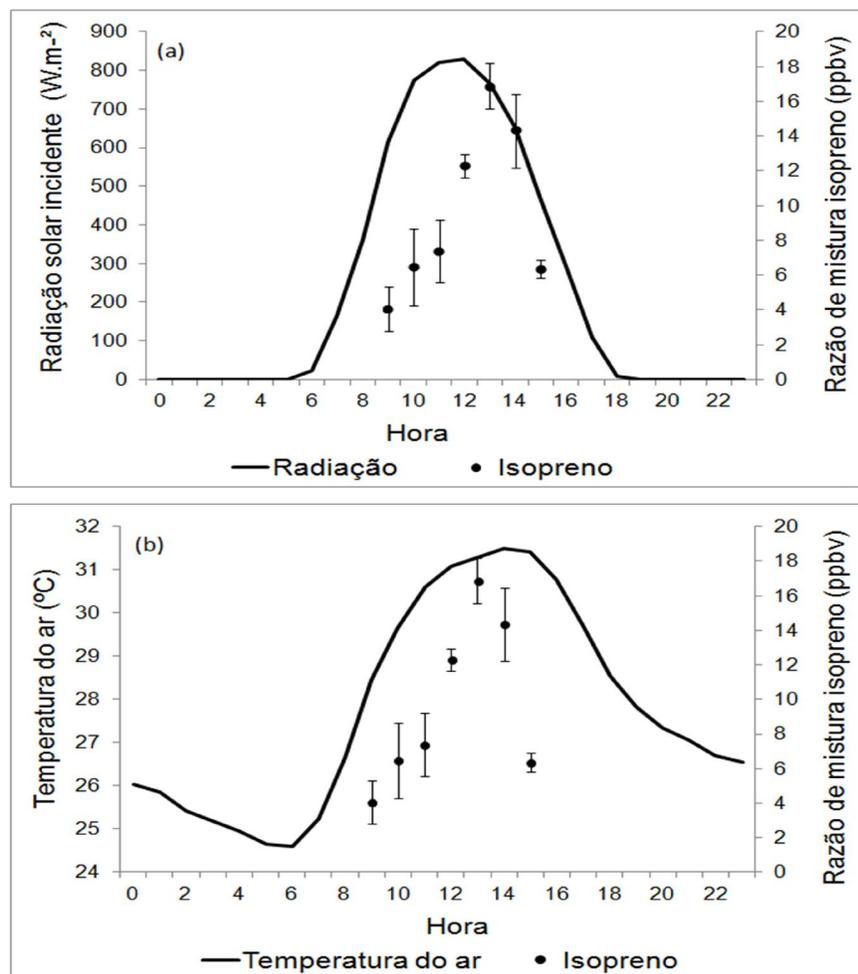
Fonte: Elaborado pelo autor

A razão de mistura observada na Amazônia está de acordo com o papel da floresta tropical nas emissões globais de isopreno (GUENTHER et al., 2012). Fuentes et al. (2016) apontam que a razão de mistura do isopreno na floresta tropical apresenta padrões temporais em resposta às condições ambientais e de fisiologia das plantas, importantes controladores das emissões do isopreno.

A variação diurna da radiação, da temperatura e da média horária da razão de mistura do isopreno para o período de amostragem na Amazônia é apresentada na Figura 4.2. A média das medidas de razão de mistura para a Amazônia foi 9.19 ± 4.73 ppb. Como esperado para um ambiente emissor, há uma clara correspondência entre a razão de mistura e os referidos parâmetros ambientais, considerados como os principais fatores que controlam a produção e emissão do isopreno pela vegetação (NIINEMETS; KULL; TENHUNEN, 2004; BAI, 2015). Além disso, o padrão diurno das razões de mistura de isopreno está em correspondência com a literatura, a qual apresenta um rápido aumento

durante a manhã, alcançando valores máximos durante a tarde, quando temperatura e radiação solar incidente também apresentam maiores valores (HEWITT et al., 2006). Os valores mais altos de razão de mistura observados para a Amazônia foram registrados a 1 PM.

Figura 4.2 - Razão de mistura média, radiação solar incidente (a) e temperatura do ar (b) para a Amazônia, durante o final da estação seca de 2016.



As barras de erros correspondem ao desvio padrão.

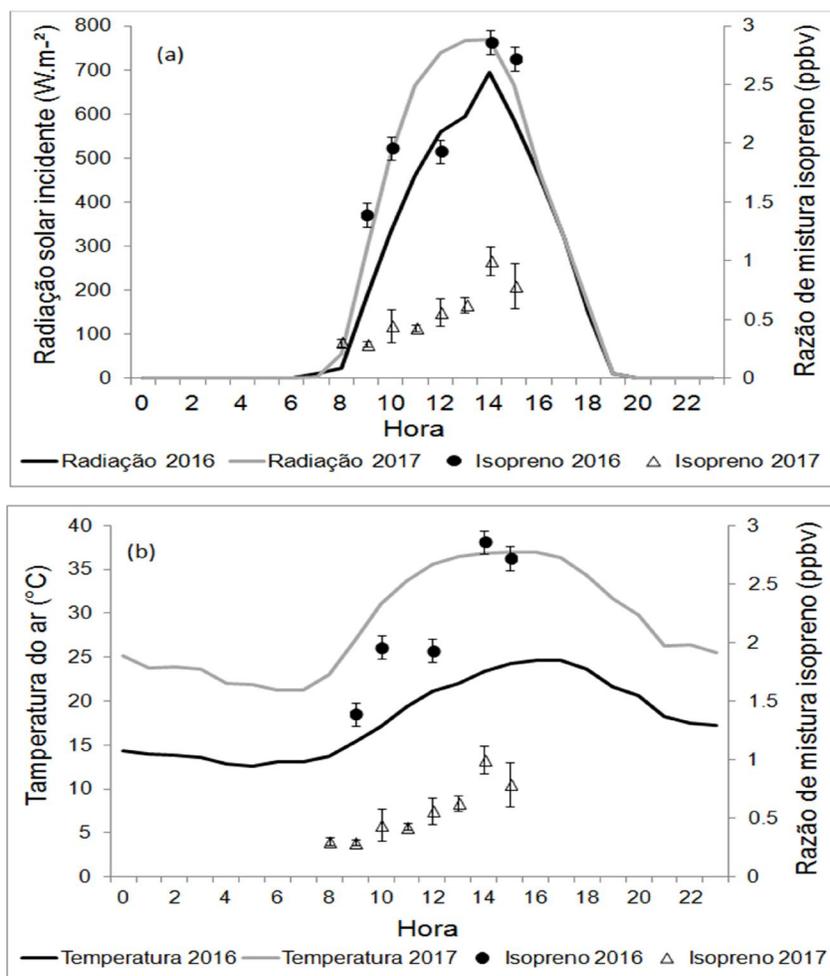
Fonte: Elaborado pelo autor

Os maiores valores de isopreno, em torno de 17 ppb, obtidos na Amazônia podem ser atribuídos ao fato de a amostragem ter ocorrido na transição da estação seca para a estação chuvosa na floresta. Kesselmeier et al. (2002) observaram, em pesquisa

realizada no sudoeste da Amazônia, que durante a estação seca a razão de mistura do isopreno tem um incremento de até 12 ppb, em comparação à estação chuvosa. Alves et al. (2016, 2018) também encontraram maiores razão de mistura e emissão de isopreno ocorrendo durante a estação seca e na transição entre as estações seca e úmida, atribuindo estes maiores valores à radiação e temperatura, também maiores nestes períodos, além da maior quantidade de folhas maduras presentes no local. Além disso, Yáñez-Serrano et al. (2015) também registraram valores altos de isopreno para a Amazônia (Figura 4.1), com razão de mistura equiparando-se aos resultados obtidos neste trabalho.

Em relação às medidas realizadas para o Pantanal, a média horária da razão de mistura, para as duas campanhas são mostradas na Figura 4.3, e apresentam valores de 2.17 ± 0.61 ppb e 0.60 ± 0.27 ppb para os anos de 2016 e 2017, respectivamente. Os valores mais altos da razão de mistura do isopreno para o Pantanal foram registrados cerca de 2 PM, o que corresponde à mesma hora do dia em que a temperatura e a radiação atingiram seus valores mais altos. O padrão diurno da razão de mistura do isopreno para o Pantanal apresentou o mesmo comportamento observado para a Amazônia, com valores mais baixos no período da manhã e mais altos no início da tarde. Os valores médios obtidos para o isopreno no Pantanal para 2016 e 2017 são similares aos obtidos por Donoso et al. (1996) e Holzinger et al. (2002) em regiões de savana. Holzinger et al. (2002) estudaram um ambiente com vegetação de savana na Venezuela durante a estação seca e encontraram valores médios de razão de mistura de isopreno de 0.81 ± 0.24 ppb para a savana florestada de Calabozo e 0.61 ± 0.12 ppb para savana de pastagem de Parupa.

Figura 4.3 - Razão de mistura média, radiação solar incidente (a) e temperatura do ar (b) no final da estação seca para o Pantanal em 2016 e 2017.



As barras de erro correspondem ao desvio padrão.

Fonte: Elaborado pelo autor

Os baixos valores de razão de mistura encontrados para o Pantanal em relação àqueles encontrados para a Amazônia podem estar relacionados com a composição da vegetação local. A espécie arbórea predominante no local de estudo no Pantanal é a *Tabebuia aurea*, pertencente à família Bignoniaceae. Harley et al. (2004), ao analisar algumas espécies lenhosas da família Bignoniaceae identificaram que elas não emitem isopreno. Entretanto, a capacidade de uma espécie em produzir ou não o composto pode variar dentro de uma mesma família e a *Tabebuia aurea* não foi diretamente testada para emissão de isopreno pelos referidos autores. A monodominância da *Tabebuia aurea* também pode afetar a magnitude da emissão e razão de mistura do isopreno devido a

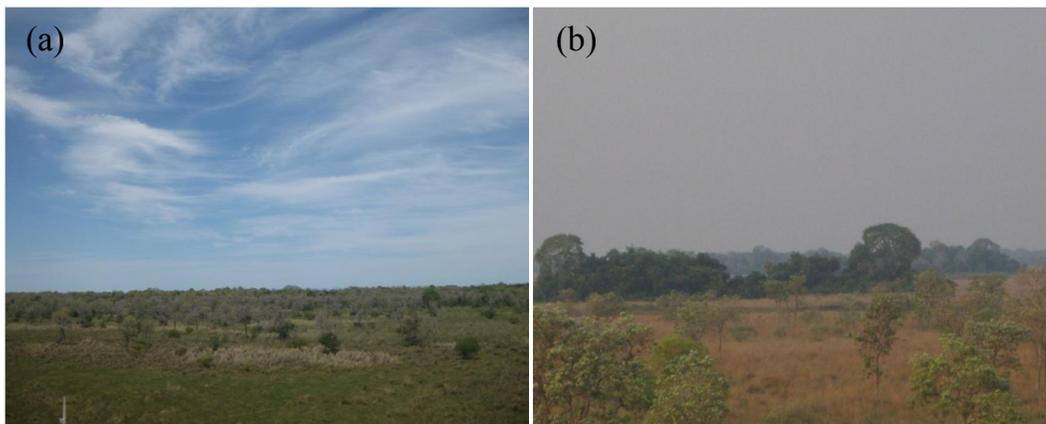
sua deciduidade, com perda de folhas durante a estação seca (DE PAULA; CONCEIÇÃO; MACÊDO, 1995; MOTA et al., 2011). Variações na fenologia foliar e no índice de área foliar são importantes aspectos das variações na emissão e concentração do isopreno, pois variações na estrutura do dossel e na demografia foliar alteram a penetração e a absorção da radiação solar incidente (ALVES et al., 2016).

Ao comparar as duas campanhas realizadas no Pantanal observou-se que na campanha de 2016, a temperatura e a radiação solar incidente foram mais baixas do que aquelas observadas para o ano de 2017, quando a temperatura registrada encontrava-se dentro do intervalo considerado ótimo para a produção e emissão de isopreno. Porém, os dados de 2017 apresentaram valores de razão de mistura menores do que os encontrados em 2016. As médias obtidas para as razões de mistura do isopreno para as duas campanhas realizadas no Pantanal foram então comparadas através do teste estatístico ANOVA, com um nível de significância de 0,05 ($\alpha=0,05$). Esta análise indicou diferenças estatísticas significativas entre os resultados obtidos para cada campanha de amostragem, o que evidencia a existência de outras condições ambientais que não somente radiação e temperatura influenciando nas medidas de razão de mistura do isopreno para o Pantanal.

Embora para o Pantanal ambas as campanhas de amostragem tenham ocorrido durante a estação seca, em 2016, quando foi registrada uma maior razão de mistura de isopreno, também foram registrados episódios de precipitação. De 30 de julho a 2 de setembro registrou-se uma precipitação total de 67 mm, dos quais 52,6 mm ocorreram em 29 e 30 de agosto, dias imediatamente anteriores à amostragem. Para 2017, quando a razão de mistura de isopreno foi menor, não foram registrados episódios de chuva nos 23 dias anteriores à campanha, acompanhados por temperaturas médias entre 25 °C e 37 °C. A ocorrência de precipitação pode ter influenciado a umidade do solo, outro parâmetro que, embora não medido durante as campanhas, apresenta importância no processo de produção do isopreno. Llusà et al. (2008) avaliaram as emissões de isopreno em uma vegetação arbustiva no Mediterrâneo e registraram um decréscimo de 32,5 % no primeiro ano seco e 2,8 % no segundo ano seco, com uma redução total de 19% nas emissões de isopreno como resposta à redução da umidade do solo. Centritto et al. (2011) mostraram que para temperaturas mais altas (35 °C), as emissões de isopreno começaram a decair quando a umidade do solo atinge 80 % do seu total, e são nulas

quando a umidade do solo atinge 40 % do seu total. Além da diferença na ocorrência de precipitação, outras condições ambientais também se apresentaram valores distintos entre as duas campanhas. Na campanha de 2016 foram observadas condições de céu claro todos os dias, enquanto que na campanha de 2017 houve presença visível de pluma de queimada como pode ser observado na Figura 4.4 a e b, respectivamente.

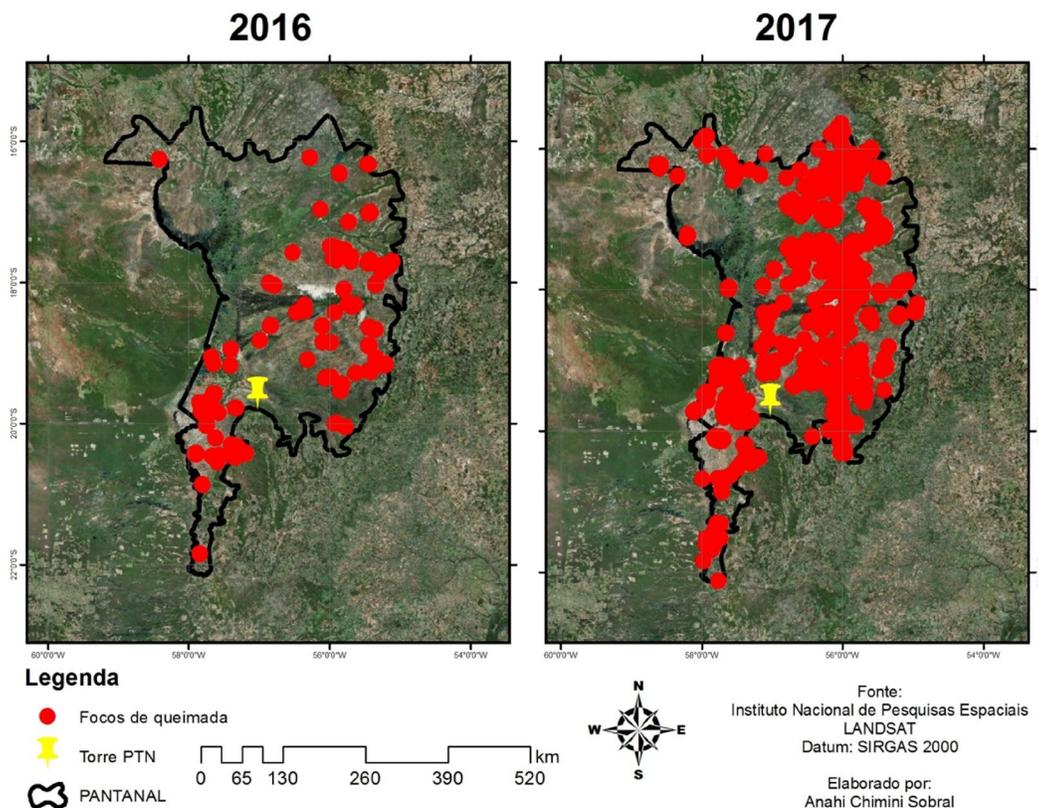
Figura 4.4 - Fotos da paisagem da área do estudo do Pantanal em 2016 (a) e 2017 (b).



Fonte: Elaborado pelo autor

A razão de mistura do isopreno está relacionada com a capacidade oxidativa da atmosfera a qual pode ser influenciada pela queima da biomassa (KARL et al., 2010; SANTOS et al., 2018). Sendo assim, devido às condições de qualidade atmosféricas evidenciadas na Figura 4.4, buscou-se uma possível relação da razão de mistura do isopreno com a presença de focos de queimadas. Foram selecionados os focos de queimadas observados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2018), para as semanas em que ocorreram as amostragens de ar para o Pantanal, nos anos de 2016 e 2017 e que são apresentados na Figura 4.5.

Figura 4.5 - Focos de queimadas registradas por satélite para o Pantanal em 2016 (a) e 2017 (b).



Fonte: INPE (2019)

Observa-se diferença significativa na quantidade de focos de queimadas entre um ano e outro, para os respectivos períodos de amostragem. De 28 de agosto até 03 de setembro de 2016 foram registrados 474 focos, enquanto que de 10 a 16 de setembro de 2017, foram registrados 8384 focos de queimadas, cerca de 18 vezes o observado para o ano anterior. A queima da biomassa pode ter um forte impacto nas condições atmosféricas porque é uma importante fonte de hidrocarbonetos fotoquimicamente reativos (AYERS; GILLET, 1988; CICCIOI; CENTRITTO; LORETO, 2014). Durante uma queimada uma grande quantidade de óxidos de nitrogênio reativo (NO_x) e compostos orgânicos voláteis não-metano (COVNM), incluindo isoprenoides (isopreno, monoterpenos e sesquiterpenos), são lançados à atmosfera (YOKELSON et al., 1997; CICCIOI; CENTRITTO; LORETO, 2014). Eles estão sujeitos à oxidação fotoquímica e afetam a capacidade oxidativa da atmosfera, agindo como precursores de ozônio troposférico (O₃) e de aerossóis orgânicos secundários (AOS) (TANIMOTO et al., 2015; SANTOS

et al., 2018). Embora não tenham sido realizadas medições de O_3 e NO_x , o maior número de focos de queimadas em 2017, se comparados à 2016, pode ter lançado maior quantidade de compostos na atmosfera, o que pode ter contribuído para a aumentar a capacidade oxidativa da atmosfera e intensificar a oxidação do isopreno. Os efeitos da queima da biomassa na química atmosférica do isopreno foram observados por Barkot et al., (2004). Eles estimaram a oxidação atmosférica do isopreno sob diferentes níveis de concentração de NO_x para a América do Norte e observaram que quanto maior a concentração de NO_x na atmosfera, maior é a taxa de oxidação do isopreno e maior é a formação de O_3 . Holzinger et al. (2002) atribuíram a baixa razão entre as concentrações de hidroperóxidos de isopreno e isopreno, em uma região de savana, à presença de óxidos de nitrogênio reportados no local por eles analisado, e relacionaram este resultado à queima de biomassa. Yáñez-Serrano et al. (2015) também observaram maior oxidação do isopreno durante a estação seca para a Amazônia devido à queima da biomassa na região. Santos et al. (2018) reportaram impactos nos níveis de oxidação do isopreno devido à eventos de queima de biomassa para uma floresta amazônica pristina, sendo que os autores encontraram taxas mais altas de oxidação do isopreno em plumas de queimadas de baixa altitude (~500 metros). Considerando que a vegetação do Pantanal contribui com valores menores de isopreno para atmosfera em relação à Amazônia, é provável que a baixa umidade do solo no período de observação e o enriquecimento de compostos oxidantes através da queima da biomassa tenham sido responsáveis pela menor razão de mistura observada em 2017.

Como conclusão desta seção, ressalta-se que neste estudo foram apresentadas as primeiras medidas *in situ* da razão de mistura de isopreno para o bioma brasileiro Pantanal, avançando no conhecimento a respeito da emissão desse composto em ecossistemas naturais. O valor médio da razão de mistura apresentou, para ambos os anos estudados, baixos valores, o que está de acordo com aqueles reportados para outras investigações em ambientes de savana. O Pantanal pode ser classificado como um ambiente pouco emissor devido à composição e às características da vegetação. A comparação entre os resultados para Amazônia e Pantanal mostrou que a razão de mistura média obtida para o Pantanal para 2016 e 2017 corresponde, respectivamente, a 29,5 % e 6,5 % da razão de mistura encontrada para a Amazônia. Estas diferenças são estatisticamente significativas e foram observadas nas duas campanhas de amostragem

no Pantanal, com uma razão de mistura média obtida para 2017 (0.60 ± 0.27 ppb) menor do que a observada em 2016 (2.17 ± 0.61 ppb). Esse comportamento pode ser explicado pelas diferenças observadas nas condições ambientais entre os anos estudados, concluindo-se que não apenas um fator é responsável por este comportamento, mas uma combinação de fatores. Pode-se inferir, portanto, que para 2017 a ausência de precipitação e os baixos níveis de umidade do solo reduziram a produção, emissão e razão de mistura do isopreno. Junto com isso, a grande quantidade de focos de queimadas registrados neste mesmo ano alterou a química da atmosfera e sua capacidade oxidativa, aumentando, assim, a eficiência da degradação do isopreno devido a uma maior concentração de NO_x .

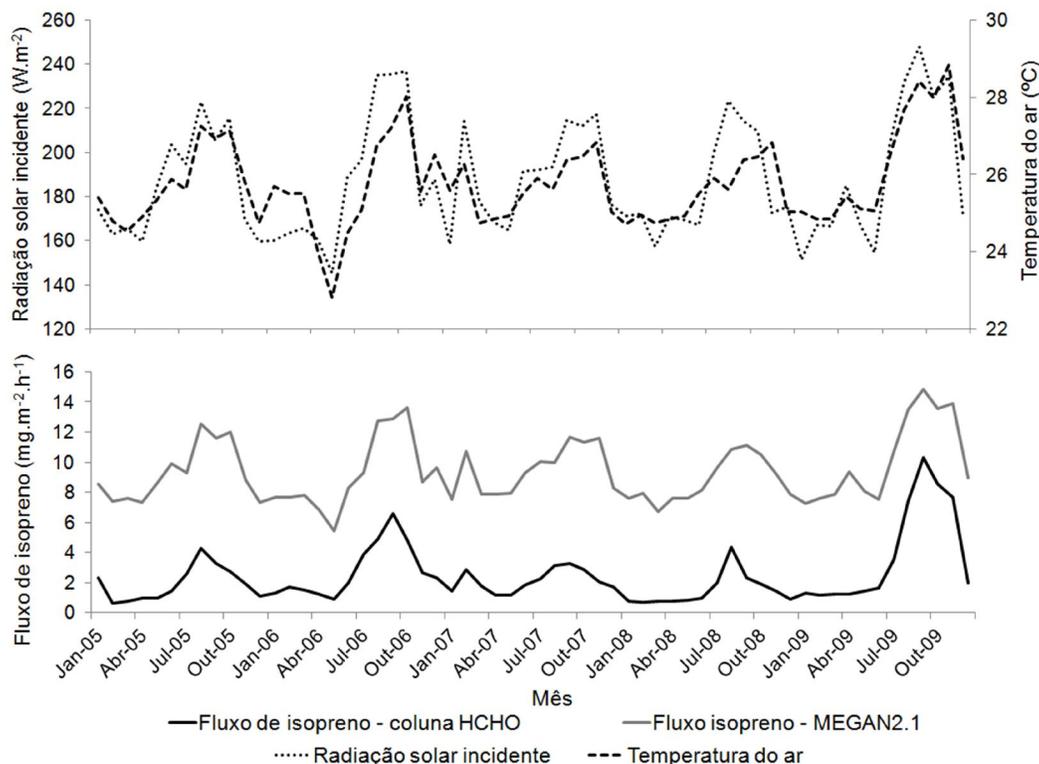
4.2 Simulações das emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado usando o modelo MEGAN

Nesta seção são avaliadas as simulações das emissões de isopreno realizadas através do modelo MEGAN, com o intuito de estabelecer o comportamento das emissões para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado e o desempenho do MEGAN em estimar essas emissões. Inicialmente é feita uma análise individual para cada bioma, as quais são apresentadas nas seções 4.2.1, 4.2.2 e 4.2.3 para Amazônia, Pantanal e Cerrado, respectivamente. Nestas análises os resultados do modelo foram comparados com as emissões de isopreno derivadas das observações de satélite da coluna de formaldeído (HCHO) (GLOBEMISSION, 2018). Na seção 4.2.4 é apresentada uma comparação entre os biomas.

4.2.1 Amazônia: estimativas do fluxo de isopreno através do MEGAN e da coluna de HCHO

As médias mensais dos fluxos de isopreno estimados através do MEGAN e derivados da coluna de HCHO são apresentados na Figura 4.6. O período analisado abrange os anos de 2005 a 2009, intervalo de tempo que corresponde aos dados observados disponíveis de radiação e temperatura para o local. Para a Amazônia, ambos os fluxos apresentam comportamento semelhantes.

Figura 4.6 - Médias mensais da radiação solar incidente, da temperatura e das emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO para a Amazônia, de 2005 a 2009.



Fonte: Elaborado pelo autor

Considerando a Figura 4.6, observa-se que o fluxo de isopreno atinge um pico durante o período de transição entre as estações seca e úmida. Durante outros períodos do ano são encontrados valores de fluxo de isopreno menores do que os encontrados no período de transição. Este comportamento se repete durante os anos analisados, evidenciando a existência de sazonalidade nas emissões do isopreno. Para a Amazônia, a variação sazonal nas emissões de isopreno já foi observada por Alves et al. (2014, 2016, 2018). Os autores concluíram que as variações sazonais nas emissões de isopreno resultam de uma combinação de fatores, tais como variações na temperatura, radiação e composição da idade foliar do dossel. Como a floresta amazônica apresenta grande biodiversidade, a emissão do isopreno é fortemente dependente não somente da temperatura e da radiação, mas também da idade foliar, já que folhas maduras emitem mais isopreno que folhas jovens e senescentes (ALVES et al., 2014, 2018). Esse processo foi observado

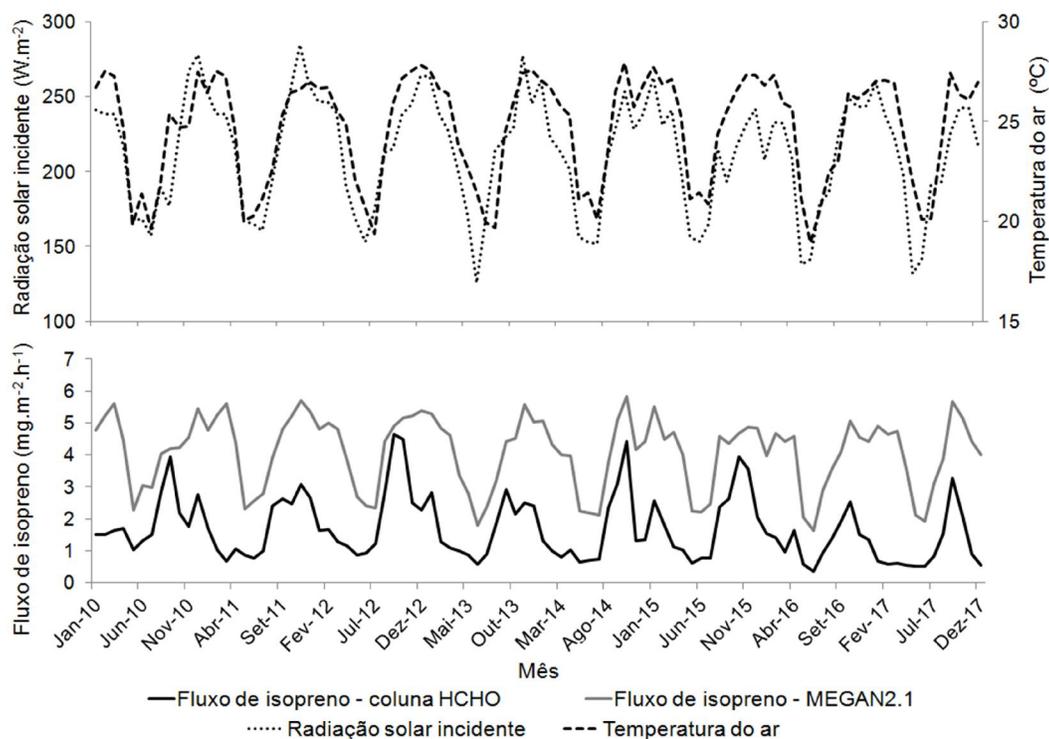
por Alves et al. (2018), apontando que no começo da estação seca a radiação e a temperatura são principais fatores que controlam a emissão de isopreno devido à pequena quantidade de folhas maduras. Durante a estação seca a emissão de isopreno é estimulada pela maior abundância de folhas maduras, mas é compensada pela menor radiação solar incidente e temperaturas mais baixas. Contudo, durante a transição da estação seca para a chuvosa, quando as emissões de isopreno atingem valores mais altos, há uma combinação de alta disponibilidade de radiação, alta temperatura e grande quantidade de folhas maduras, favorecendo os maiores valores de emissão encontrados para esse período.

Os fluxos de isopreno estimados com o modelo MEGAN e os derivados da coluna de HCHO acompanham as variações sazonais na temperatura e na radiação (Figura 4.6). Essa observação é evidenciada através da correlação de Spearman entre as variáveis meteorológicas e os fluxos de isopreno, que revelou uma forte correlação positiva entre ambos MEGAN e HCHO. A correlação entre os resultados do MEGAN com a temperatura e com a radiação apresentou ρ de 0,88 e 0,95, respectivamente. Para a correlação entre as emissões derivadas do HCHO com a temperatura e com a radiação solar incidente, obtiveram-se os valores ρ de 0,80 e 0,81, respectivamente. Ainda analisando a Figura 4.6, os resultados das emissões obtidos através do MEGAN apresentam o mesmo comportamento e sazonalidade que aqueles advindos da coluna de HCHO, o que é evidenciado através da forte correlação entre os dois conjuntos de dados de fluxo, que apresentou um ρ de 0,86. Apesar disso, o modelo superestima o fluxo de isopreno, que é evidenciado por um *bias* médio de $6,93 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. O REQM foi alto, $7,01 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, o que denota que o MEGAN não explica adequadamente a magnitude do fluxo de isopreno derivado da coluna de HCHO.

4.2.2 Pantanal: estimativas do fluxo de isopreno através do MEGAN e da coluna de HCHO

Na figura 4.7 apresentam-se as emissões médias mensais estimadas pelo modelo MEGAN e as derivadas da coluna de HCHO, para o bioma Pantanal, entre os anos de 2010 a 2017

Figura 4.7 - Médias mensais da radiação solar incidente, temperatura e das emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de formaldeído para o Pantanal, de 2010 a 2017.



Fonte: Elaborado pelo autor

Ao analisar a Figura 4.7 observa-se que, de maneira geral, tanto os fluxos de isopreno estimados pelo MEGAN quanto os derivados da coluna de HCHO apresentam comportamento sazonal similar, com maior emissão durante a estação úmida e menor emissão durante a estação seca. Para o Pantanal, ambos os fluxos alcançam valores mais altos entre setembro e março e valores mínimos entre abril e junho. Nota-se que este comportamento é o mesmo para todos os anos, sugerindo sazonalidade nas emissões de isopreno, sendo que durante a estação chuvosa as emissões chegam a ser 20 % maiores do que na estação seca.

Embora neste estudo se tenha considerado radiação solar incidente e a temperatura do ar ao invés da radiação fotossinteticamente ativa e da temperatura foliar, os fluxos de isopreno estimados pelo MEGAN e derivados da coluna de HCHO acompanham a sazonalidade da temperatura e da radiação solar incidente. Essa observação é corroborada pela correlação de Spearman, que mostra uma forte concordância entre as

estimativas através do MEGAN com a temperatura do ar e com a radiação, com ρ de 0,88 e 0,90, respectivamente. A correlação entre as emissões derivadas da coluna de HCHO com a temperatura e com a radiação apresenta correlação moderada, com ρ de 0,43 e 0,52, respectivamente. Estes valores de correlação são esperados, já que o fluxo de isopreno é dependente da luminosidade e temperatura (HARLEY et al., 2004; ALVES et al., 2014). Ainda considerando a Figura 4.7, as simulações através do MEGAN foram capazes de capturar razoavelmente bem a sazonalidade, o que é denotado por um REQM de $2,59 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Entretanto, ao observar os dois fluxos, percebe-se que o MEGAN não captura completamente o período de inundação ao qual a região é submetida. Ao observar as emissões de isopreno derivadas de HCHO, nota-se que as emissões médias decrescem durante a inundação. Este fato é expresso pelos valores moderados dos coeficientes de correlação de Spearman com ρ de 0,63. Além disso, o MEGAN superestimou as emissões de isopreno em relação àquelas derivadas da coluna de HCHO, o que é evidenciado pelo *bias* médio positivo de $2,41 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

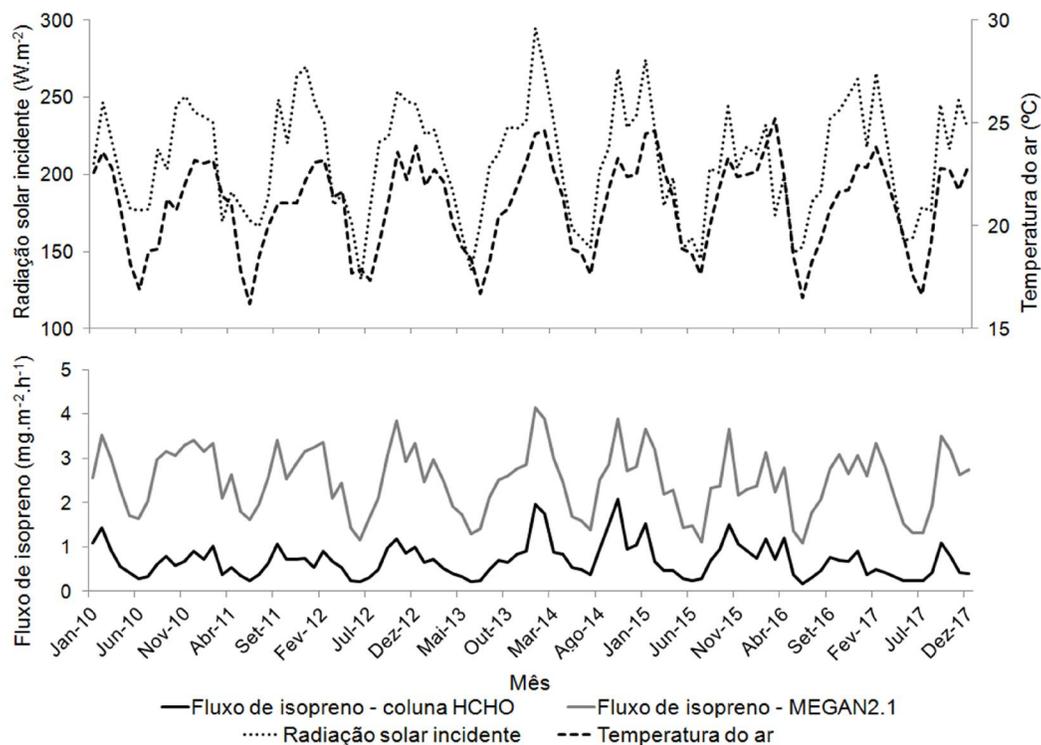
O Pantanal apresenta uma dinâmica complexa, representada pelo regime de chuvas e por um pulso anual de inundação, que determina uma condição de alternância da cobertura da terra, afetando os padrões fenológicos da vegetação (ANTUNES; ESQUERDO; LAMPARELLI, 2011). Para o local de estudo, o período de inundação ocorre entre os meses de dezembro e março e é associado tanto com a precipitação local, quanto com a cheia do rio Miranda, ou até mesmo ambos os eventos ocorrendo em conjunto (ALVALÁ; KIRCHHOF, 2000). Herrera (2013), ao analisar a resposta fisiológica de árvores inundadas em um ambiente tropical, mostrou que esta vegetação está adaptada à inundação e que a cheia é estressante apenas se não ocorrer na dinâmica já esperada para aquela área ou se ela ocorrer em locais onde as plantas não estão adaptadas, como para as florestas de terra seca. Durante a estação chuvosa, quando ocorre a inundação no Pantanal, as plantas experimentam uma diminuição nas trocas gasosas, levando a uma condição anóxica e restringindo o suprimento de energia para o crescimento de raízes, causando uma redução no seu desenvolvimento (LIAO; LIN, 2001). Este fato pode ser determinante na redução das emissões de isopreno durante esse período. Ao observar o ciclo anual de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO, nota-se que as menores emissões são encontradas durante a estação seca. Esse comportamento pode ser atribuído a eventos de queimadas

que são frequentes nesse período e aos baixos valores de precipitação, ocorrendo um aumento da presença de aerossóis antropogênicos, afetando o balanço de energia na região e, conseqüentemente, reduzindo a radiação solar incidente que alcança a atmosfera (SANTOS et al., 2018). Além disso, a estação seca ocorre concomitantemente ao inverno, que pode apresentar temperatura média em torno de 10 °C. Estas condições, combinadas com a monodominância da espécie *Tabebuia aurea* e a deciduidade da vegetação, podem afetar as emissões de isopreno no Pantanal, diminuindo-as durante a estação seca. Isto se confirma ao se observar a sincronia entre o fluxo de isopreno e a radiação e a temperatura.

4.2.3 Cerrado: estimativas do fluxo de isopreno através do MEGAN e da coluna de HCHO

Na Figura 4.8 são apresentadas as médias mensais das emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO, para os anos de 2010 a 2017, para o Cerrado.

Figura 4.8 - Médias mensais da radiação solar incidente, temperatura e das emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO para o Cerrado, de 2010 a 2017.



Fonte: Elaborado pelo autor

Ao analisar a Figura 4.8, observa-se que os maiores valores de emissões de isopreno são encontrados entre outubro e janeiro, alcançando valores mínimos de emissão entre abril e setembro. Essa tendência é observada para todos os anos analisados e sugere sazonalidade nas emissões de isopreno para este local de estudo. Além disso, também se observa que as emissões de isopreno acompanham as variações sazonais na temperatura e na radiação solar incidente. Esse fato fica evidenciado através da correlação de Spearman, que apresentou correlação de forte a moderada entre as variáveis. A correlação entre as emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN com a temperatura e com a radiação solar apresentou forte correlação, com ρ de 0,83 e 0,90, respectivamente. A correlação entre as emissões derivadas da coluna de HCHO com a temperatura e com a radiação apresentaram ρ de 0,72, para ambas as variáveis, o que denota uma correlação moderada entre elas. Ainda analisando a Figura 4.8, as estimativas de emissão geradas pelos MEGAN apresentaram o mesmo padrão sazonal

das emissões derivadas da coluna de HCHO. Essa tendência foi observada para todos os anos analisados, com emissões de isopreno atingindo valores mais altos durante a estação úmida e apresentando valores baixos durante a estação seca, sendo que essa correspondência entre ambos os conjuntos de dados é evidenciada pela forte correlação entre eles, apresentando ρ de 0,80. Entretanto, o MEGAN superestimou as emissões, apresentando *bias* médio de $1,80 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ em relação às emissões derivadas da coluna de HCHO. Apesar da superestimativa, o modelo mostrou um desempenho satisfatório em representar os fluxos derivados da coluna de HCHO, evidenciado por REQM de $1,86 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

O bioma Cerrado apresentou menores emissões de isopreno se comparado com Amazônia e Pantanal, tanto para as emissões estimadas pelo MEGAN quanto para aquelas derivadas da coluna de HCHO. Uma possível explicação para isso é que, além da forte relação entre a produção de isopreno com a temperatura e com a radiação solar, a capacidade de emissão da planta, que pode ser caracterizada como emissora ou não-emissora, também influencia na capacidade de emissão de um determinado ambiente (OTTER; GUENTHER; GREENBERG, 2002; GRANIER; ARTAXO; REEVES, 2004). Em uma pesquisa na África, Otter; Guenther; Greenberg (2002) postularam que em ambientes savânicos onde há a dominância de espécies emissoras de isopreno, a capacidade de emissão do isopreno para o ambiente pode variar no intervalo entre 1 a $8,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, e para savanas onde as espécies dominantes são as não-emissoras, a capacidade de emissão varia de 0,6 a $0,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. No Cerrado Pé-de-Gigante a vegetação é composta, principalmente, pelas famílias de plantas, em ordem de importância, Asteraceae, Fabaceae, Poaceae, Rubiaceae, Myrtaceae, Apocynaceae, Caesalpinaceae, Euphorbiaceae, Malpighiaceae, Mimoseaceae, Melastomataceae, Sapindaceae, Cyperaceae e Verbenaceae (BATALHA; MANTOVANI, 2001; RUGGIERO et al., 2002). Harley et al. (2004) testaram o potencial de emissão de isopreno de 55 famílias de plantas em diferentes locais na região norte do Brasil, onde vegetação é composta de floresta Neotropical, e encontraram que dentro de uma mesma família existem espécies emissoras e não-emissoras. Em relação à variabilidade das emissões de isopreno entre as espécies de planta, esta pode ser alta mesmo dentro de uma mesma família, sendo que os padrões de distribuição da habilidade em emitir isopreno são complexos e podem estar associados às características filogenéticas ou ser

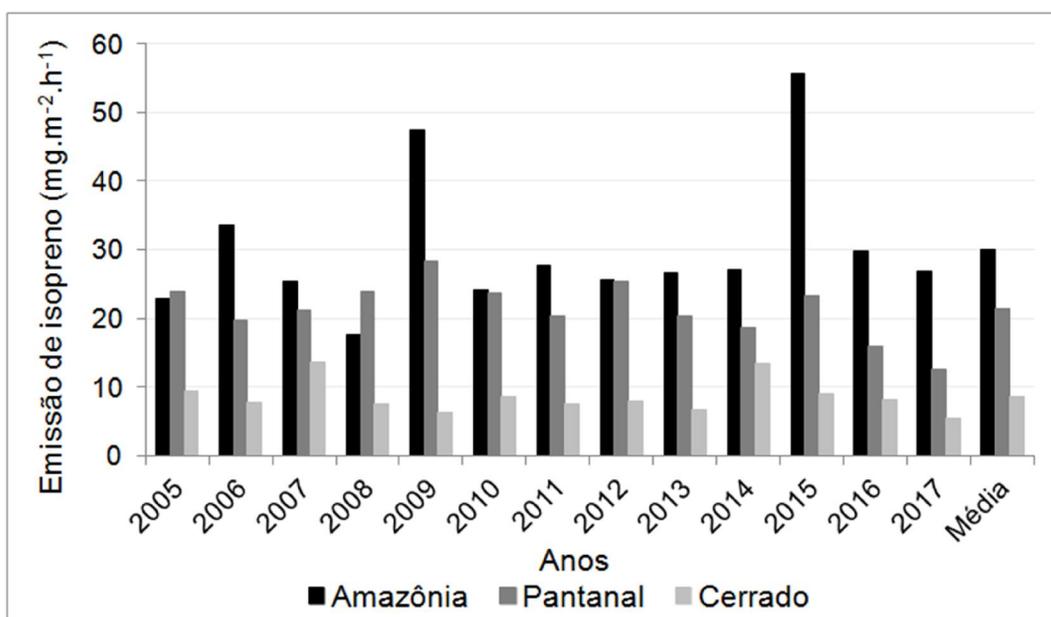
aleatoriamente distribuídos (MONSON et al., 2013). Dani et al. (2014) encontraram que a evolução da capacidade de emitir isopreno em gêneros de plantas de vida longa está associada àquelas que possuem crescimento rápido, sendo que este crescimento pode ser em resposta a um ambiente onde predominam poucas perturbações e altas taxas fotossintéticas. Embora no estudo de Harley et al. (2004) não haja um ambiente representando o bioma Cerrado, a maioria das famílias de plantas que foram testadas para emissão de isopreno também são encontradas no Pé-de-Gigante, e dentre elas, a maioria foi classificada como não-emissoras de isopreno. Para o Cerrado brasileiro, mais especificamente o Cerrado Pé-de-Gigante, pode-se considerar que as espécies de plantas que compõem a flora são não-emissoras ou pouco emissoras devido às baixas taxas de emissão mensais. Em adição às características fitogenéticas, no bioma Cerrado a deciduidade da vegetação também contribui para baixas emissões durante a estação seca.

4.2.4 Comparações entre as emissões de isopreno para Amazônia, Pantanal e Cerrado

Neste item são efetuadas comparações entre os valores dos fluxos de isopreno para os três biomas considerados nesse estudo. O resultado dessa comparação permite estabelecer um gradiente de emissões, sendo que a Amazônia apresenta o maior fluxo de isopreno, seguido do Pantanal e do Cerrado. Este gradiente é observado tanto para as estimativas geradas pelo modelo MEGAN quanto para o fluxo derivado da coluna de HCHO. Em relação às simulações do MEGAN, as emissões horárias médias para Amazônia, Pantanal e Cerrado são, respectivamente, 9,39, 4,08 e 2,50 $\text{mg m}^2 \text{h}^{-1}$, sendo que os biomas Pantanal e Cerrado emitem, respectivamente, 56 % e 73 % menos que a Amazônia. Esses resultados indicam que, para o período estudado, a Amazônia é um ambiente com maiores fluxos de isopreno em comparação aos outros biomas, até então inexplorados do ponto de vista das medidas de fluxo. Para as emissões derivadas do HCHO, a Amazônia emite, em média, para o período analisado, 2,45 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, enquanto Pantanal e Cerrado emitem 1,66 e 0,69 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente, sendo que o Pantanal e o Cerrado emitem, respectivamente, 32 % e 72 % menos que a Amazônia. Para avaliar o comportamento do fluxo médio horário de isopreno derivado da coluna

de HCHO para as três áreas de estudo, apresenta-se na Figura 4.9 a soma das emissões médias mensais de isopreno para os anos de 2005 a 2017. Ao analisar a Figura 4.9 observa-se que, de maneira geral, o gradiente de fluxo horário estabelecido neste estudo se mantém, sendo a Amazônia o ambiente com maior fluxo de isopreno, seguido do Pantanal e do Cerrado. Ao observar o total das médias das emissões para todos os anos, o comportamento é o mesmo (Figura 4.10).

Figura 4.9 - Somatória das emissões médias de isopreno derivadas da coluna de HCHO para os anos de 2005 a 2017, para Amazônia, Pantanal e Cerrado e média das emissões do período.



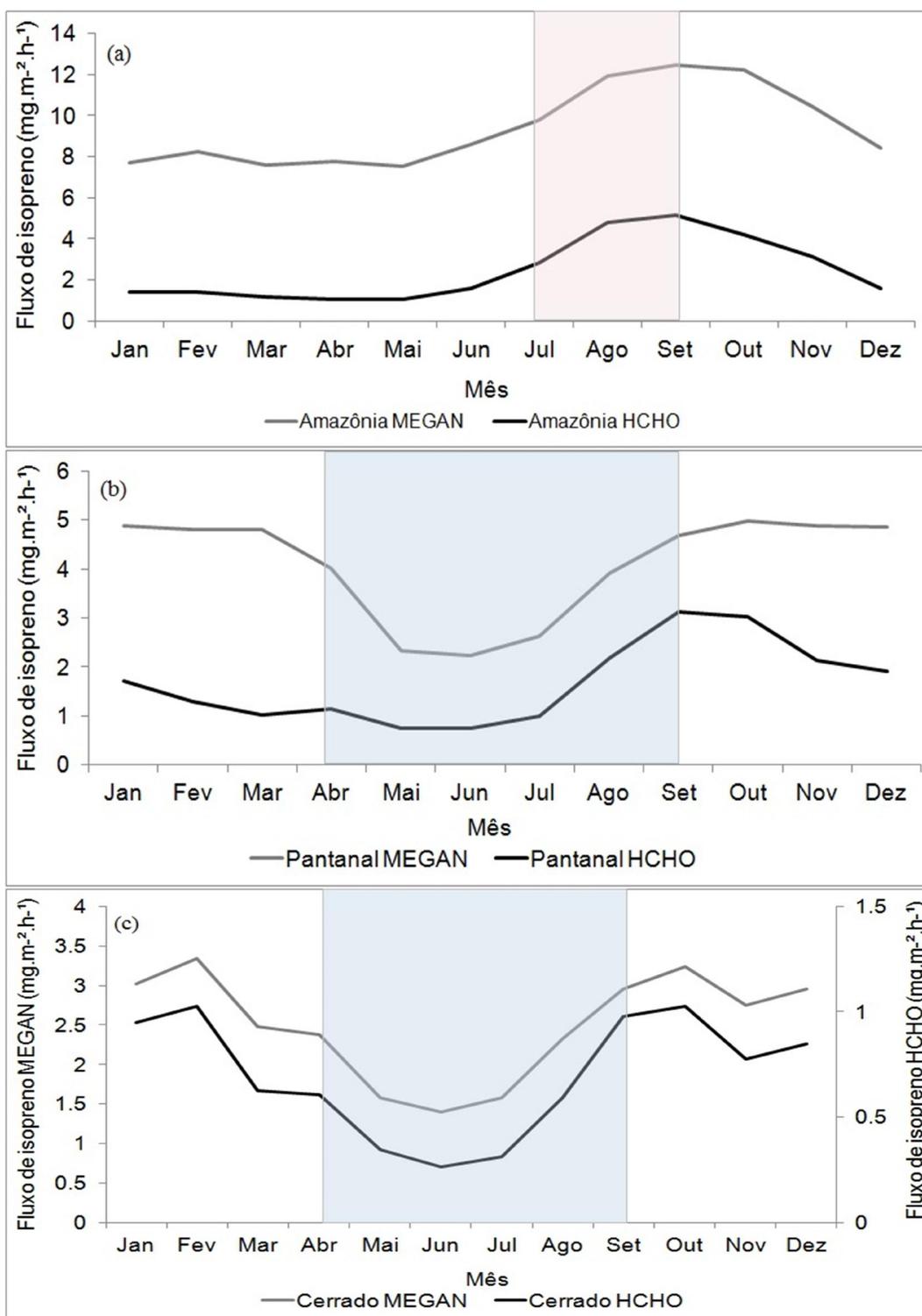
Fonte: Elaborado pelo autor

Quando se fala das emissões por área total do bioma, o gradiente encontrado se inverte, sendo a Amazônia o bioma com maiores emissões, seguido pelo Cerrado e pelo Pantanal. Essa característica é encontrada tanto para as estimativas de emissão de isopreno obtidos através do MEGAN quanto para aquelas derivadas da coluna de HCHO. Este gradiente se dá porque o Pantanal, mesmo apresentando fluxos médios horários maiores do que os encontrados para o Cerrado, possui uma menor extensão territorial, apresentando, portanto, menor contribuição nas emissões de isopreno quando se considera o bioma como um todo. Em termos de emissão média anual de isopreno

para o período analisado, o modelo MEGAN exhibe, para a área total dos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, respectivamente, 344,15, 42,76 e 5,26 Tg isopreno ano⁻¹. Em relação às emissões de isopreno derivadas da coluna de HCHO, estimou-se a emissão em 88,14, 12,22 e 2,11 Tg isopreno ano⁻¹, para Amazônia, Cerrado e Pantanal, respectivamente.

Os resultados do presente estudo evidenciam que o padrão das emissões de isopreno para o Cerrado e Pantanal apresentaram comportamento similar, ambos diferentes daquele observado para a Amazônia. Na Figura 4.10 são apresentados os valores das emissões médias mensais de isopreno estimadas pelo MEGAN e derivadas da coluna de HCHO para os biomas Amazônia (a), Pantanal (b) e Cerrado (c). As áreas sombreadas correspondem à estação seca para cada um dos biomas. Nesta análise, foram considerados os anos de 2005 a 2009 para a Amazônia e de 2010 a 2017 para o Pantanal e o Cerrado.

Figura 4.10 - Média mensal das emissões de isopreno para Amazônia (a) de 2005 a 2009 e para Pantanal (b) e Cerrado (c) para os anos de 2010 a 2017. As áreas em cinza correspondem à estação seca para cada bioma



Fonte: Elaborado pelo autor

Ao analisar a Figura 4.10 a, b e c observa-se que as emissões para o bioma Amazônia apresentaram-se conforme já descrito na literatura, com maiores fluxos encontrados na transição entre as estações seca e úmida. Em relação ao Cerrado e Pantanal, apesar de ambos os biomas apresentarem um pico de emissão na transição entre as estações seca e úmida, os maiores fluxos foram contabilizados durante a estação chuvosa. Em relação ao Pantanal (Figura 4.10 b), pode-se observar que o modelo MEGAN não acompanha as emissões de isopreno derivadas da coluna de HCHO durante o período de inundação, que geralmente ocorre entre os meses de dezembro e março para o local considerado neste estudo.

Em relação ao desempenho do modelo MEGAN, para que as estimativas de emissão de isopreno geradas pelo modelo explicassem de forma mais realística os valores observados a partir da coluna de HCHO, ajustou-se o parâmetro “fator de emissão”, denominado neste trabalho como taxa de emissão, através do recorte do mapa de emissão do modelo, para cada um dos três sítios estudados. Esse ajuste foi realizado para que as estimativas através do modelo MEGAN explicassem de forma significativa a magnitude das emissões de isopreno derivadas da coluna de HCHO. A necessidade do referido ajuste denota a importância de outras variáveis envolvidas na modelagem de emissões de isopreno, tais como as características da vegetação local. A modelagem em escala local pode ser aperfeiçoada ao se conhecer, por exemplo, a composição florística local, bem como a capacidade de emissão de isopreno daquela vegetação. Em relação ao MEGAN, as simulações, mesmo com a taxa de emissão do isopreno ajustada, superestimaram as emissões derivadas do HCHO para os locais estudados. Este resultado já era esperado, sendo que este comportamento já foi documentado em estudos anteriores que realizaram comparações entre fluxos observados e estimados pelo referido modelo (CARLTON; BAKER, 2011; ALVES et al., 2016; BASH; BAKER; BEAVER, 2016; JIANG et al., 2018). De maneira geral, o modelo MEGAN superestimou os fluxos médios de isopreno para o período analisado em 3,8 vezes para a Amazônia, 2,45 vezes para o Pantanal e 3,6 vezes para o Cerrado, em comparação aos fluxos derivados da coluna de HCHO. Ainda assim, o modelo representou de forma satisfatória o comportamento sazonal das emissões. Bash; Baker; Beaver (2016), ao comparar o fluxo de isopreno modelado e observado em diferentes ambientes na Califórnia, mostraram que o MEGAN captura as diferenças entre os diferentes locais

por eles analisados, entretanto, superestima o fluxo de isopreno para todos os locais, fato atribuído às taxas de emissão padrão adotadas no modelo. Na Amazônia este mesmo comportamento foi observado por Müller et al. (2008), que atribuíram a superestimativas do modelo à taxa de emissão padrão do isopreno, considerando-o inapropriado para o local. No presente estudo o modelo apresentou a menor precisão para os resultados da Amazônia, mesmo com o ajuste da taxa de emissão do isopreno para o local. Para a Amazônia, o MEGAN foi capaz de capturar a sazonalidade dos fluxos de isopreno derivados da coluna de HCHO, o que explica a forte correlação entre ambos, mas não foi capaz de capturar a magnitude das emissões, o que é traduzido pelo alto valor de bias médio e de REQM. Para o Pantanal e para o Cerrado, o MEGAN simulou as emissões com melhor precisão, significando que o ajuste realizado na taxa de emissão do isopreno representou de forma mais realística a capacidade de emissão das espécies de plantas de cada local. Embora a modelagem seja uma importante ferramenta para conhecer a emissão de isopreno e mostrar as tendências gerais e até mesmo a sazonalidade das emissões, a falta de estudos que realizem medições do fluxo de isopreno em escalas local e regional promove incertezas nas estimativas. Situ et al. (2014) estudaram a importância das variáveis de entrada do modelo MEGAN e a especificação de cada um dos parâmetros usando a abordagem de Monte Carlo e sugeriram que as estimativas das emissões biogênicas poderiam ser aperfeiçoadas se a taxa de emissão dos compostos e as variáveis meteorológicas fossem mais precisas. Além disso, o desenvolvimento de algoritmos que forneçam uma resposta ao estresse, como secas ou ocorrência de cheias, aperfeiçoaria as emissões de isopreno no MEGAN (POTOSNAK, 2014), o que contribuiria para o melhor entendimento da dinâmica das emissões de isopreno para os biomas brasileiros Amazônia, Cerrado e Pantanal.

A análise estatística comparativa realizada entre as emissões de isopreno estimadas pelo modelo MEGAN e as derivadas da coluna de HCHO, mostrou uma forte correlação entre as emissões e as variáveis meteorológicas para estes três locais, informações estas apresentadas nas seções 4.2.1, 4.2.2 e 4.2.3 deste capítulo. A partir daí pode-se considerar que temperatura e radiação são fatores importantes no controle da emissão, não só na Amazônia, mas também no Pantanal e no Cerrado, e não somente na escala horária, mas também em escalas mensal e anual, assim como foi observado por BAI

(2015). Para os resultados obtidos no presente estudo, em escala mensal, quanto maior forem radiação e temperatura, maiores são as emissões de isopreno, para os três locais estudados, para todos os anos considerados nessa análise, tanto em relação às estimativas do MEGAN, quanto em relação ao fluxo derivado da coluna de HCHO. Em escala anual pode-se observar, em geral, o mesmo comportamento. A radiação incidente e a temperatura, apontadas na literatura como sendo os principais fatores que controlam a emissão de isopreno, apresentam-se com o mesmo padrão e magnitude tanto para o Cerrado quanto para o Pantanal. Contudo, o conjunto de dados de fluxo de isopreno derivados da coluna de HCHO indica que o Cerrado é um ambiente com menor fluxo horário de isopreno do que o Pantanal. Considera-se, então, que outros fatores ambientais devem estar promovendo a diferença nas emissões entre os biomas. Neste caso, pontua-se a composição da vegetação e as espécies de planta existentes em cada ambiente como sendo importantes fatores que dão forma às emissões de isopreno. Embora Cerrado e Pantanal sejam caracterizados por vegetação de savana e sejam considerados como sendo do mesmo tipo funcional de planta no modelo MEGAN (*broadleaf deciduous tropical tree*), a composição e estrutura florística de cada local e outras variáveis ambientais, tais como vapor de água, umidade relativa, umidade do solo, entre outros, atuam juntos para promover as diferenças na magnitude de emissões de local para local.

Como conclusão desta seção, verifica-se deste estudo que existe um gradiente positivo de fluxo de isopreno entre os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado. Entretanto, ao extrapolar as emissões de isopreno para a área total dos biomas, este gradiente se modifica, sendo as maiores contribuições de isopreno registradas para a Amazônia, seguida do Cerrado e do Pantanal. Neste estudo, a inclusão dos biomas Pantanal e Cerrado permitiu ampliar a compreensão da dinâmica do isopreno nesses ambientes com diferentes formações vegetais. Estabeleceu-se, a partir dos resultados obtidos, um padrão anual de emissão de isopreno para os biomas estudados, sendo que Pantanal e Cerrado apresentam similaridades na sazonalidade, ambos diferindo do padrão encontrado para a Amazônia. Reafirma-se aqui a importância do estudo das emissões de isopreno na floresta Amazônica, atualmente considerada e aqui confirmada como sendo a maior fonte de emissão de isopreno devido a sua diversidade florística. Conhecer as emissões de isopreno em diferentes biomas, além de fornecer um padrão sazonal das

emissões, também permite estimar a quantidade de isopreno liberado para a atmosfera e sua relação com os fatores que contribuem e controlam essas emissões. Através do presente estudo também foi possível estabelecer como o modelo MEGAN representa as emissões de isopreno nos biomas aqui considerados, ficando clara a boa representação da sazonalidade das emissões, porém explicando de forma imprecisa a magnitude das mesmas. Chega-se a esta conclusão ao comparar as estimativas geradas pelo MEGAN com as emissões de isopreno derivadas da coluna de HCHO. Comparar as emissões de isopreno estimadas pelo MEGAN e as derivadas da coluna de HCHO foi importante para conhecer como o modelo representa as áreas de estudo, evidenciando a importância de um ajuste acurado dos parâmetros e a necessidade de melhorar a representação de processos que controlam as emissões de isopreno no modelo.

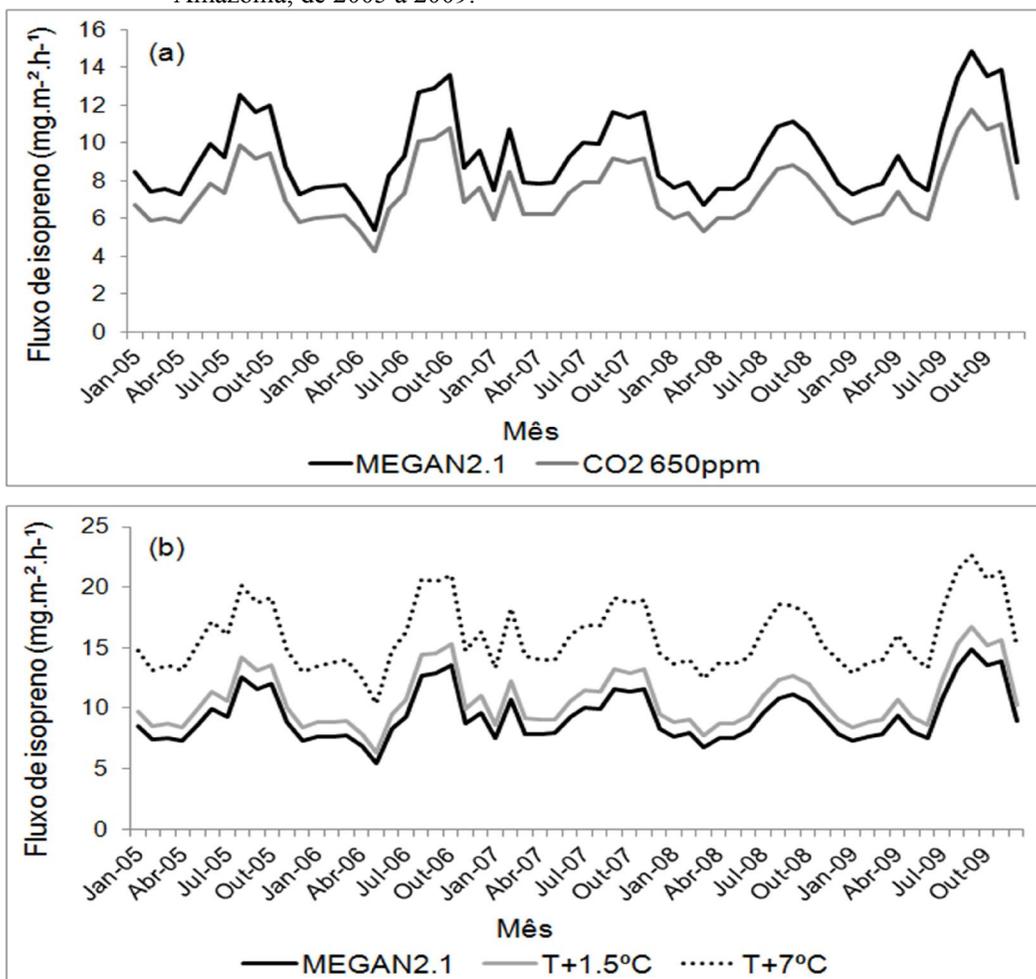
4.3 Cenários futuros para as emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado

Nesta seção são apresentadas as projeções das emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado. Serão apresentados, inicialmente, os efeitos que as variações nas condições atuais de temperatura e concentração de CO₂ atmosférico exercem, individualmente, sobre cada bioma estudado. Em seguida, apresentam-se os resultados entre as combinações dos efeitos dessas variações, usando como base o cenário RCP4.5 (IPCC, 2014).

4.3.1 Efeitos da variação da concentração do CO₂ e da temperatura nas emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado

Os efeitos das variações na temperatura e na concentração de CO₂ foram avaliados separadamente para cada área de estudo, de forma a entender como as emissões de isopreno respondem às variações nas condições ambientais utilizando o modelo MEGAN. Sendo assim, as rodadas do modelo apresentadas na seção 4.2 são consideradas como as rodadas controle. Nas figuras 4.11, 4.12 e 4.13 são apresentados os resultados para Amazônia, Pantanal e Cerrado, respectivamente, analisando as alterações na concentração de CO₂ e na temperatura (a e b, respectivamente).

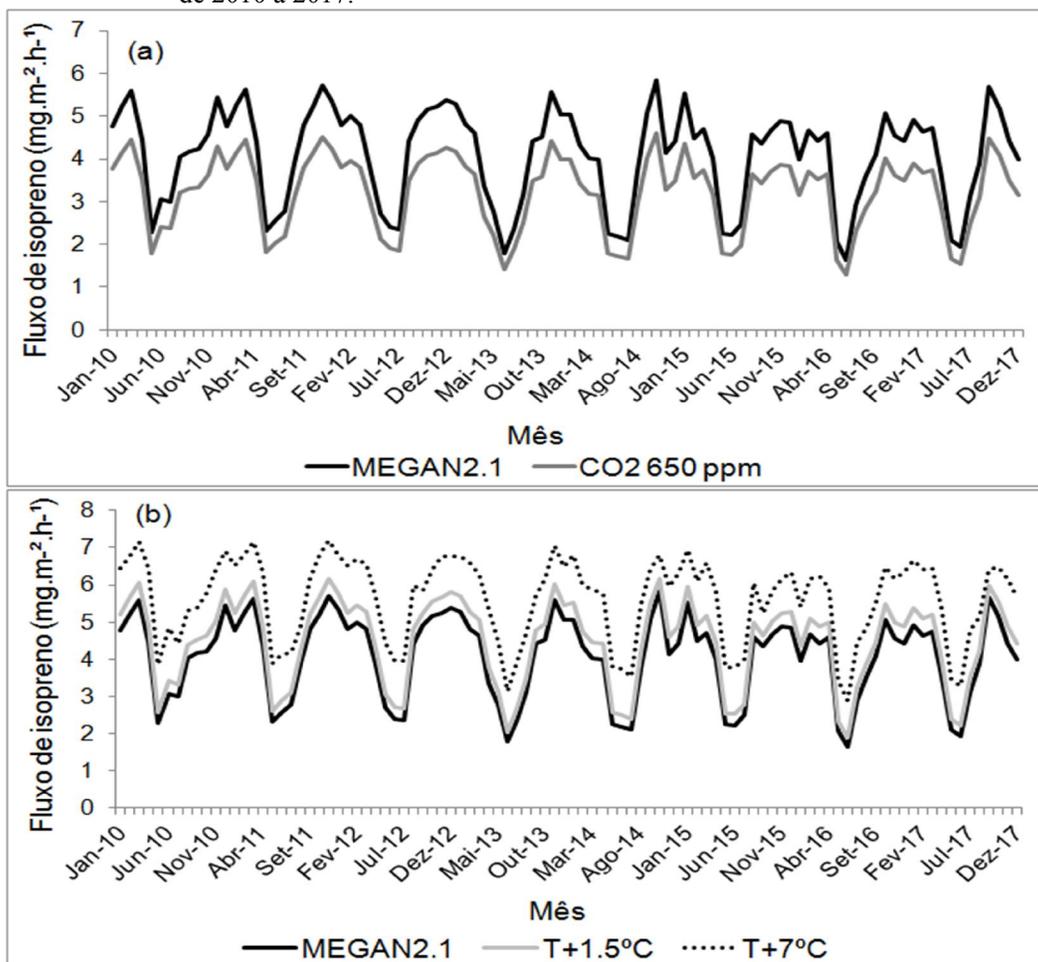
Figura 4.11 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para a Amazônia, de 2005 a 2009.



O gráfico (a) apresenta as variações nas emissões de isopreno ao variar a concentração de CO₂ para 650 ppm; o gráfico (b) em relação à mudanças na temperatura

Fonte: Elaborado pelo autor

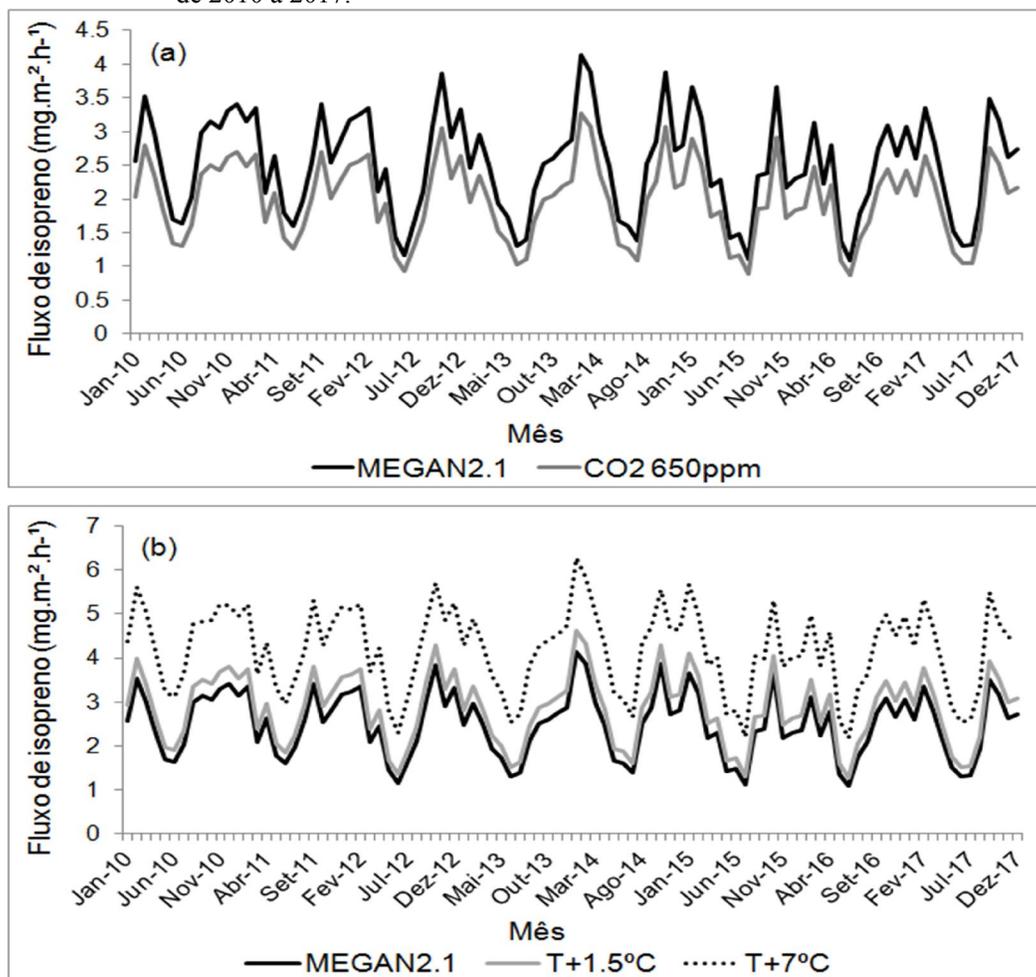
Figura 4.12 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para o Pantanal, de 2010 a 2017.



O gráfico (a) apresenta as variações nas emissões de isopreno ao variar a concentração de CO_2 para 650 ppm; o gráfico (b) em relação à mudanças na temperatura.

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 4.13 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para o Cerrado, de 2010 a 2017.



O gráfico (a) apresenta as variações nas emissões de isopreno ao variar a concentração de CO₂ para 650 ppm; o gráfico (b) em relação à mudanças na temperatura.

Fonte: Elaborado pelo autor

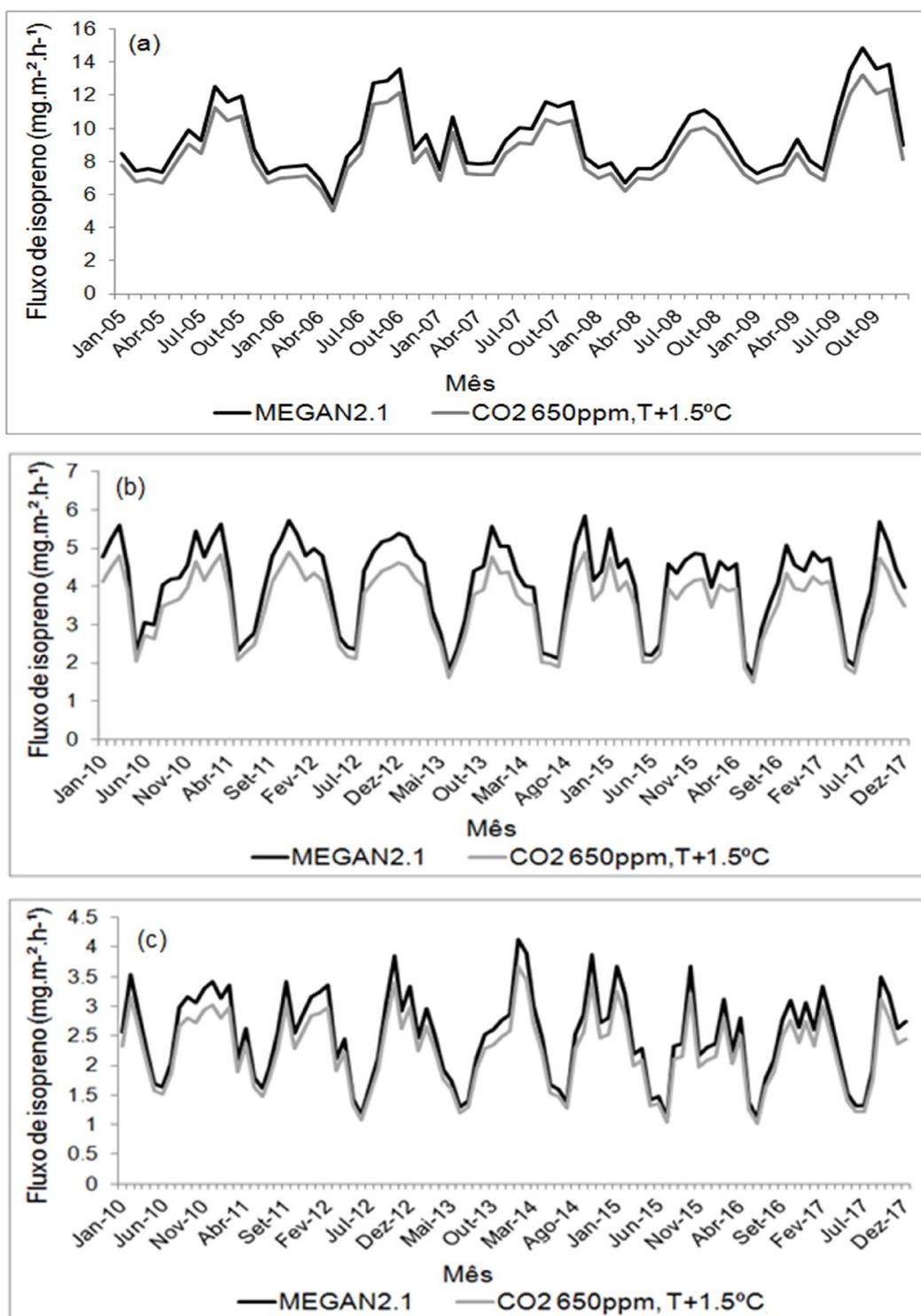
Nas Figuras 4.11 (a), 4.12 (a) e 4.13 (a), são apresentados os resultados que consideram o efeito de inibição do CO₂ para a Amazônia, Pantanal e Cerrado, respectivamente. Ao analisar as figuras, observa-se que o modelo MEGAN, em se tratando da variação na concentração de CO₂ de 400 para 650 ppm, indica uma redução na emissão média mensal de isopreno em torno de 21 %, para os três biomas, afetando diretamente as emissões de maneira similar em relação às condições atuais de concentração de CO₂ atmosférico. Apesar da redução nas emissões, os ciclos sazonais foram mantidos para as três áreas. Hantson et al. (2017), ao analisar as emissões de isopreno em escala global,

utilizando o modelo de vegetação LPJ-GUESS (*Lund-Postdam-Jena General Ecosystem Simulator*), e ao utilizar o módulo de emissões que considera o efeito inibidor do CO₂, também identificaram uma redução nas emissões para os cenários RCP4.5 e, principalmente, RCP8.5. Muito se tem discutido sobre como os ambientes florestais se comportarão frente ao aumento da concentração do CO₂ atmosférico, que através do seu potencial de fertilização poderia minimizar os efeitos das mudanças ambientais por estimular a fotossíntese e contribuir para o crescimento da biomassa florestal devido ao aumento da produtividade primária líquida (BUGMANN; BIGLER, 2011). Entretanto, do ponto de vista das emissões de isopreno, o aumento da concentração do CO₂ atmosférico parece ter um efeito inversamente proporcional nas emissões (HEALD et al., 2009). O efeito de inibição da emissão devido ao aumento da concentração do CO₂ já era esperado e já foi documentado em outros estudos (HEALD et al., 2009; RASULOV et al., 2010; FU; LIAO, 2016). Apesar de já documentado, o efeito que o aumento da concentração do CO₂ exerce sobre as emissões de isopreno ainda não foi completamente esclarecido, entretanto, uma possível explicação é que este efeito não se dá devido à diminuição da produtividade da planta ou da atividade fotossintética, que tendem a aumentar em ambientes com elevada concentração de CO₂ atmosférico, mas sim devido a uma relação de competição entre os substratos, que é reflexo da atividade metabólica das plantas frente ao aumento da concentração de CO₂ atmosférico, que altera a partição do fosfoenolpiruvato (PEP) entre processos mitocondriais e cloroplásticos e diminui o metabólito dimetilalil difosfato (DMAPP) disponível para a produção de isopreno (ROSENSTIEL et al., 2003). Os referidos autores ainda apontam que mesmo com a diminuição da emissão do isopreno houve aumento na atividade fotossintética e no acúmulo de biomassa, sugerindo que a quantidade de CO₂ fixado durante a fotossíntese que é convertida em isopreno e devolvida à atmosfera diminui quando a concentração do CO₂ atmosférico é maior. Recentemente, Rasulov; Talts; Niinemets (2016) sugeriram que a relação inversa entre emissão de isopreno e concentração de CO₂ pode ocorrer devido ao controle das emissões de isopreno pela cadeia fotossintética de transporte de elétrons, ao identificarem oscilações sincronizadas entre emissões de isopreno, fotossíntese e fluorescência do fotossistema durante a transição para maiores concentrações de CO₂.

As simulações realizadas no presente trabalho e que consideraram o aumento da temperatura atual são apresentadas nas Figuras 4.11 (b), 4.12 (b) e 4.13 (b), para Amazônia, Pantanal e Cerrado, respectivamente. Ao analisar as referidas figuras observa-se que a emissão de isopreno respondeu positivamente ao aumento da temperatura do ar, sendo que o incremento de 1,5 °C resultou em emissões médias mensais maiores em 14,2 %, 13,5 % e 9,5 % para Amazônia, Cerrado e Pantanal, respectivamente, em relação às rodadas controle. O aumento nas emissões médias mensais foi ainda maior quando se aplicou o incremento de 7 °C na temperatura do ar, com emissões 70,2 %, 60,1 % e 37,8 % maiores em relação às rodadas controle, para Amazônia, Cerrado e Pantanal, respectivamente. Apesar de a temperatura influenciar na magnitude das emissões, a sazonalidade foi mantida para os três biomas. Heald et al. (2009), ao estimar as emissões de isopreno para o clima futuro, identificaram que o aumento projetado da temperatura ao longo dos anos de 2000 a 2100 acarretaria em um aumento de 37 % nas emissões globais de isopreno. Em termos de emissões observadas a nível foliar, Alves et al. (2014) avaliaram as respostas da emissão de isopreno em diferentes estágios de desenvolvimento foliar às variações na disponibilidade de luminosidade e na temperatura. Os referidos autores observaram que a variação na disponibilidade de luminosidade resultou em um aumento na fotossíntese até atingir a saturação, enquanto que as emissões de isopreno aumentaram exponencialmente com o aumento da temperatura, sem apresentar saturação das emissões.

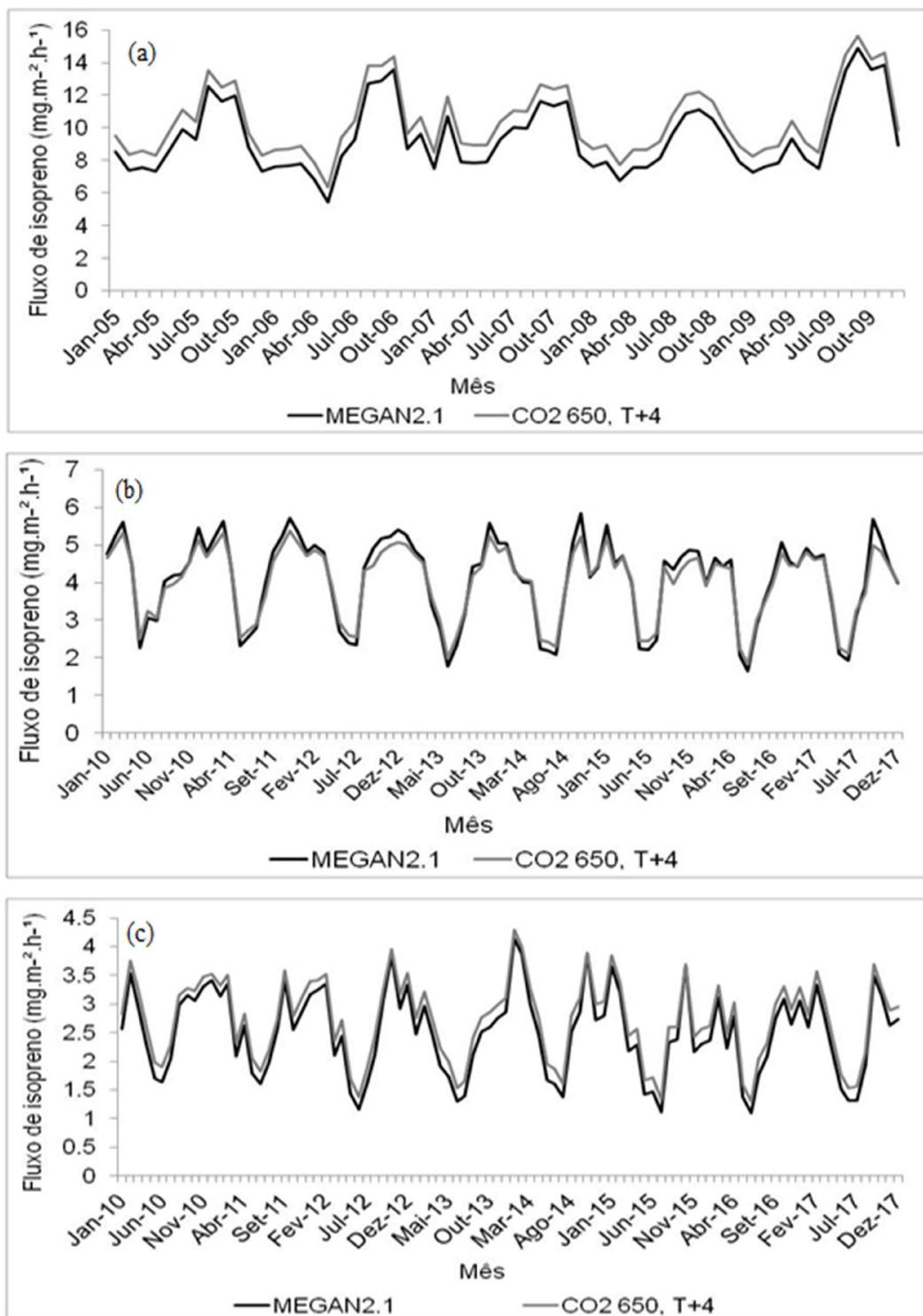
A partir da análise dos resultados obtidos nas simulações realizadas no presente trabalho, pode-se afirmar que, individualmente, tanto a concentração de CO₂ e quanto a temperatura apresentaram, como esperado, influência nas emissões de isopreno para Amazônia, Pantanal e Cerrado. Entretanto, sabe-se que o maior desafio, quando se trata de projetar emissões futuras de isopreno utilizando modelos de emissões atuais é simular os efeitos combinados dos diferentes fatores que controlam as emissões (SOUZA, 2017). Por conta disso, foram realizadas duas rodadas que combinaram o efeito da temperatura com o da concentração atmosférica do CO₂. Nestas análises a temperatura foi incrementada em 1,5 °C (Figura 4.14) e 4 °C (Figura 4.15) Para Amazônia (a), Pantanal (b) e Cerrado (c), respectivamente, e foram realizadas com o objetivo de entender como o efeito inibidor do CO₂ atuaria nos biomas brasileiros.

Figura 4.14 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para Amazônia (a), Pantanal (b) e Cerrado (c), combinando o efeito da temperatura (+1,5 °C) e concentração de CO₂ (650 ppm)



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 4.15 - Médias mensais de emissão de isopreno estimadas pelo MEGAN para Amazônia (a), Pantanal (b) e Cerrado (c), combinando o efeito da temperatura (+4 °C) e concentração de CO₂ (650 ppm)



Fonte: Elaborado pelo autor

Os resultados apresentados na Figura 4.14 mostram que a combinação das variáveis, aumentando a temperatura em 1,5 °C e ajustando a concentração de CO₂ para 650 ppm, reduziram as emissões para os três biomas, em relação às emissões atuais. Para a Amazônia, houve uma redução de 9,12 %, enquanto que para o Cerrado e Pantanal a redução foi de 9,8 % e 13 % respectivamente. As emissões de isopreno para a Amazônia representariam, portanto, 310,57 Tg isopreno ano⁻¹, Cerrado com 38,69 Tg isopreno ano⁻¹ e Pantanal com 4,66 Tg isopreno ano⁻¹. Dessa forma, entende-se que o efeito inibidor do CO₂ foi predominante sobre as emissões em relação ao aumento da temperatura. Sendo assim, em um cenário de emissões próximo ao RCP4.5, espera-se, nesse caso, que as emissões de isopreno sejam reduzidas, principalmente devido ao aumento da concentração de CO₂ atmosférico. Na Figura 4.15 são apresentados os resultados da simulação combinando o aumento da temperatura em 4 °C e o ajuste da concentração do CO₂ para 650 ppm. Essa combinação das variáveis resultou em um aumento de 10 % para as emissões de isopreno na Amazônia e de 9 % para as emissões do Cerrado, enquanto que as emissões de isopreno para o Pantanal apresentaram redução de 1,5 %, em relação à rodada controle. Nessa projeção, as emissões de isopreno representariam, para o bioma Amazônia como um todo, 381,92 Tg isopreno ano⁻¹, para o Cerrado, 46,83 Tg isopreno ano⁻¹ e para o Pantanal, 5,26 Tg isopreno ano⁻¹. Os resultados demonstram que o efeito inibidor do CO₂ foi superado pelo aumento na temperatura nos biomas Amazônia e Cerrado. No bioma Pantanal o aumento da temperatura em 4 °C não foi capaz de superar o efeito inibidor e, devido à diferença entre a projeção e a rodada controle, considera-se que existe um efeito compensatório nas emissões de isopreno para o bioma.

Cabe ressaltar que neste estudo não foram consideradas as alterações no índice de área foliar (IAF), parâmetro que explica as variações sazonais na composição da vegetação, mas também pode indicar mudanças no uso e cobertura da terra que cada um dos ambientes estudados pode experimentar. As alterações no IAF decorrentes da mudança no uso e cobertura da terra sugerem uma alteração no potencial de emissão do ambiente e podem diminuir ainda mais as emissões de isopreno para os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado. Isso se dá porque essas mudanças impactam não somente a capacidade de emissão de isopreno da vegetação, mas também a química da atmosfera via alterações na sua capacidade oxidativa. Ambientes naturais, sobretudo a floresta

tropical, mantém um equilíbrio nas interações biosfera-atmosfera, emitindo e transportando VOCs, entre eles o isopreno, reciclando OH, preservando nutrientes dentro do ecossistema via deposição, entre outros processos de retroalimentação que promovem uma sustentabilidade atmosférica para sua manutenção. A substituição por ambientes com influência antrópica claramente atua de forma a romper essa sustentabilidade, impactando o ambiente (LELIEVELD et al., 2008; GANZEVELD et al., 2010). Ganzeveld et al. (2010), ao simular as emissões de isopreno frente a um cenário de mudanças no uso e cobertura da terra que considera a expansão da agricultura detectaram uma redução de aproximadamente 12,5 % nas emissões globais de isopreno entre os anos de 2000 a 2050. Essa diminuição poderia ser ainda maior, já que os autores não consideraram em sua análise o impacto do efeito inibidor que o aumento da concentração do CO₂ tem nas emissões de isopreno. No mesmo estudo, Ganzeveld et al. (2010) reportaram que, na América do Sul, a substituição da floresta tropical por outros usos acarretou não somente na diminuição das emissões de isopreno, mas também na diminuição da sua razão de mistura. Essa diminuição ocorreu tanto pelo efeito direto do desmatamento, quanto pela substituição por cultivos agrícolas menos emissores que a floresta e também pelas alterações na química da atmosfera decorrentes dessa substituição. Szogs et al. (2017) identificaram, em seu estudo, que a transformação no uso e cobertura da terra que ocorre nos trópicos tem como consequência a redução nas emissões de VOCs biogênicos nesta região. Sendo assim, tendo em vista os processos de mudança no uso e cobertura da terra que os biomas Amazônia e Cerrado sofrem, estes podem ter um impacto mais contundente sobre as emissões de isopreno do que as mudanças no clima por si só, principalmente sobre o bioma Cerrado. As políticas públicas adotadas para frear o desmatamento no bioma Amazônia acabam sendo um gatilho para efeitos indiretos e não intencionais sobre o bioma Cerrado, que pode presenciar intensos processos de mudanças no uso e cobertura da terra induzidas pela crescente demanda de *commodities* agrícolas e biocombustíveis, principalmente no que se chama de fronteira agrícola de MATOPIBA (sigla para Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), acarretando em perdas no estoque de carbono e biodiversidade (DALLA-NORA, 2014). Contudo, políticas públicas que tenham como base manejo adequado que conservem os serviços ambientais, podem minimizar eventuais efeitos danosos ao ambiente. Ao mesmo tempo, o bioma Pantanal,

considerado um dos maiores criatórios de bovinos do país, vem sofrendo com a substituição da vegetação nativa, arbórea e gramínea, por pastagens cultivadas, principalmente por *brachiaria*, alterando a dinâmica da paisagem e os processos de manutenção do ecossistema na região (PARANHOS FILHO et al., 2014). Desmatamentos em áreas não sujeitas à inundação, onde a vegetação predominante é a de formações florestais, ocorrem no sentido de aumentar as áreas disponíveis para a pecuária, sendo as regiões de Paiaguás, Nhecolândia, Aquidauna, Miranda e Cáceres onde ocorrem mais intensamente (TOMAS et al., 2009). O estado do Mato Grosso do Sul participa com mais de 21 milhões de cabeças de gado, o que representa cerca de 10% do rebanho nacional, sendo que destes, 26 % são criados no bioma Pantanal (CRESPOLINI et al., 2017). Paranhos Filho et al. (2014), ao avaliar as mudanças no uso e cobertura da terra para todo o bioma Pantanal durante os anos de 2003 a 2010, identificaram a substituição da vegetação arbóreo-arbustiva por pastagens cultivadas. De 2003 para 2010, a vegetação arbóreo-arbustiva sofreu redução de 59 % para 42 %, enquanto que as gramíneas aumentaram de 36 % para 50 % no mesmo período. Silva; Bacani (2015) também avaliaram mudanças no uso e cobertura da terra para o Pantanal de Aquidauana e identificaram de 1975 até 2013, um aumento significativo da ocorrência de pastagens na região. Enquanto que em 1975 29,5 % da área total do Pantanal de Aquidauana eram compostas por vegetação arbórea, em 2013 esse percentual caiu para 7,12 %. Já em relação às pastagens plantadas, em 1975 elas cobriam 3,02% da área, enquanto que em 2013 esse percentual aumentou para 24,95 %. Considerando as emissões de isopreno reportadas no presente trabalho, mesmo que Pantanal e Cerrado não sejam tão representativos quanto a Amazônia, a redução das porções de áreas com vegetação nativa poderá causar impactos na química da atmosfera local, já que as emissões de isopreno têm impacto significativo, por exemplo, nos níveis de ozônio troposférico. Outro impacto que a expansão agropecuária sobre as áreas de vegetação natural, principalmente aquelas emissoras de isopreno, pode causar é a redução da formação de aerossóis orgânicos secundários oriundos da decomposição fotoquímica do isopreno na atmosfera. Heald et al. (2008), ao investigarem a formação de aerossóis orgânicos secundários frente a mudanças no clima e no uso e cobertura da terra, identificaram uma redução de aproximadamente 14 % na formação global de aerossóis orgânicos secundários e uma redução de 5 a 25 % na concentração dos

mesmos na atmosfera quando se considera um cenário de expansão de áreas agrícolas sobre as florestas tropicais.

Conclui-se, a partir das discussões desta seção que a modelagem das emissões de isopreno nos diferentes biomas brasileiros auxilia na compreensão do comportamento de diferentes ambientes frente às emissões do referido composto, assim como ampliam o entendimento de como os impactos nas mudanças do clima podem afetar essas emissões. Nesta seção foi apresentado como as emissões de isopreno estimadas a partir do modelo MEGAN se comportam frente às variações da temperatura e da concentração de CO₂ atmosférico, sendo que o aumento na temperatura induz um aumento na emissão do isopreno, enquanto que o aumento na concentração do CO₂ leva à redução da emissão. Esse resultado era esperado devido ao comportamento do modelo, já documentado em outros estudos. Quando analisadas em conjunto, nos termos propostos por esse trabalho, o efeito inibidor do CO₂ sobre as emissões do isopreno sobrepõe-se sobre o efeito que o aumento da temperatura proporciona, sendo que em um ambiente futuro onde haja um aumento de 1.5 °C na temperatura e em que a concentração de CO₂ atmosférico seja de 650 ppm, tende a diminuir as emissões de isopreno em cerca de 10 % para os três biomas. Dessa forma, o efeito inibidor do CO₂ não só compensa, mas também ultrapassa os efeitos das outras variáveis. Entretanto, ao projetar um aumento de 4 °C temperatura a uma concentração de CO₂ atmosférico de 650 ppm, o efeito da temperatura supera o efeito inibidor do CO₂. Além disso, as emissões médias anuais para o período analisado, para cada bioma, foram computadas tanto em termos de emissão de isopreno para as condições atuais bem como para um possível cenário de condições ambientais futuras. Apesar das limitações atribuídas à modelagem, sua utilização permite através da avaliação dos resultados de seu desempenho para as variáveis-chave, fornecer as características das variações das emissões do isopreno frente às mudanças ambientais.

5 CONCLUSÕES

As conclusões principais obtidas através deste estudo indicam que a razão de mistura do isopreno para a Amazônia apresenta valores médios coerentes com trabalhos realizados por outros pesquisadores, reforçando que esse bioma é uma fonte importante de isopreno para a atmosfera, contribuindo para sua estabilidade oxidativa. Em relação aos valores de razão de mistura obtidos para o bioma Pantanal, o valor médio da razão de mistura apresentou, para ambos os anos estudados, baixos valores, o que está de acordo com aqueles reportados para outras investigações em ambientes de savana. O Pantanal pode ser classificado como um ambiente pouco emissor devido à composição e às características da vegetação. Além disso, as diferenças estatisticamente significativas encontradas entre os resultados obtidos podem ser explicadas pelas diferenças observadas nas condições ambientais entre os anos estudados. No ano de 2017 a ausência de precipitação e os baixos níveis de umidade do solo reduziram a produção, emissão e razão de mistura do isopreno. Soma-se a isso a grande quantidade de focos de queimadas registrados neste mesmo ano alterou a química da atmosfera e sua capacidade oxidativa, aumentando, assim, a eficiência da degradação do isopreno devido a uma maior concentração de NO_x . Conclui-se, portanto, que este comportamento é explicado por um conjunto de fatores ambientais que diferiram entre os anos estudados.

Em relação à modelagem da emissão de isopreno verifica-se que existe de um gradiente positivo de fluxo entre os biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado. Entretanto, ao extrapolar as emissões de isopreno para a área total dos biomas, este gradiente se modifica, sendo as maiores contribuições de isopreno registradas para a Amazônia, seguida do Cerrado e do Pantanal. A partir dos resultados obtidos foi possível estabelecer um padrão anual de emissão de isopreno para os biomas estudados, sendo que Pantanal e Cerrado apresentam similaridades na sazonalidade, ambos diferindo do padrão encontrado para a Amazônia. Além disso, este estudo possibilitou estabelecer como o modelo MEGAN representa as emissões de isopreno nos biomas aqui considerados, evidenciando a clara representação da sazonalidade das emissões, porém introduzindo na magnitude das mesmas uma diferença média de 3,3 vezes o valor

encontrado quando estas são comparadas com as emissões de isopreno derivadas da coluna de HCHO. Em relação às projeções de emissão futuras, o incremento isolado na temperatura gerou um aumento das emissões, enquanto que o incremento isolado da concentração de CO₂ atmosférico gerou redução nas emissões. Entretanto, o efeito que a combinação dessas variáveis gera depende da magnitude das alterações em cada uma, sendo que o efeito inibidor relacionado ao aumento da concentração do CO₂ pode ser anulado frente à temperaturas mais altas, acarretando num aumento das emissões. Conclui-se, portanto, que variações na temperatura e na concentração de CO₂ atmosférico alteram as emissões de isopreno.

Como contribuição para o avanço científico em relação aos estudos envolvendo o isopreno, este foi o primeiro trabalho dedicado a estudar a dinâmica do isopreno para os biomas brasileiros Cerrado e Pantanal, estabelecendo o padrão sazonal das emissões e estimando a quantidade de isopreno que é liberada para a atmosfera e sua relação com os fatores que contribuem e controlam essas emissões. Dessa forma, para trabalhos futuros sugere-se que sejam realizadas outras campanhas nos referidos biomas, abrangendo outras áreas e outros períodos do ano, estudando tanto a caracterização da razão de mistura quanto o fluxo do isopreno. Sugere-se, também, que sejam agregados outros VOCs importantes do ponto de vista das emissões biogênicas, como os monoterpenos e sesquiterpenos, tanto nas observações quanto na modelagem, bem como o estudo da capacidade oxidativa da atmosfera e alguns produtos da oxidação dos VOCs. Em relação às emissões futuras, é importante que na análise sejam agregados diferentes cenários de mudanças no uso e cobertura da terra nos biomas brasileiros, de forma a entender como, por exemplo, a substituição da vegetação natural por culturas agrícolas ou pastagem interfere nas emissões do isopreno para as áreas de estudo consideradas. Aponta-se aqui a importância de políticas públicas que tenham como base o manejo adequado e sustentável dos recursos naturais de tal forma a conservar os serviços ambientais fornecidos por esses biomas, sobretudo da valoração da floresta em pé, de forma que essas políticas venham a minimizar eventuais efeitos danosos ao ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFFEK, H. P.; YAKIR, D. Natural abundance carbon isotope composition of isoprene reflects incomplete coupling between isoprene synthesis and photosynthetic carbon flow. **Plant Physiology**, v. 131, p. 1727–1736, 2013.

ALBUQUERQUE, É. L. **Compostos orgânicos voláteis na atmosfera urbana da região metropolitana de São Paulo**. 2007. 562 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000428131>>. Acesso em: 02 fev. 2019.

ALVALÁ, P. C.; KIRCHHOF, V. W. J. H. Methane fluxes from the Pantanal floodplain in Brazil: seasonal variation. In: HAM, J. VAN; BAEDE, A. P. M.; MEYER, L. A.; YBEMA, R. (Eds.). **Non-CO₂ greenhouse gases: scientific understanding, control and implementation**. The Netherlands: Springer, 2000. p. 95–101.

ALVES, E. G.; HARLEY, P.; GONÇALVES, J. F. DE C.; MOURA, C. E. DA S.; JARDINE, K. Effects of light and temperature on isoprene emission at different leaf developmental stages of *Eschweilera coriacea* in central Amazon. **Acta Amazonia**, v. 44, n. 1, p. 9–18, 2014.

ALVES, E. G.; JARDINE, K.; TOTA, J.; JARDINE, A.; YÃNEZ-SERRANO, A. M.; KARL, T.; TAVARES, J.; NELSON, B.; GU, D.; STAVRAKOU, T.; MARTIN, S.; ARTAXO, P.; MANZI, A.; GUENTHER, A. Seasonality of isoprenoid emissions from a primary rainforest in central Amazonia. **Atmospheric Chemistry and Physics** v. 16, p. 3903–3925, 2016.

ALVES, E. G.; TÓTA, J.; TURNIPSEED, A.; GUENTHER, A. B.; OSCAR, J.; VEGA BUSTILLOS, W.; SANTANA, R. A.; CIRINO, G. G.; TAVARES, J. V.; LOPES, A. P.; NELSON, B. W.; DE SOUZA, R. A.; GU, D.; STAVRAKOU, T.; ADAMS, D. K.; WU, J.; SALESKA, S.; MANZI, A. O.; PAZ, V. Leaf phenology as one important driver of seasonal changes in isoprene emissions in central Amazonia. **Biogeosciences**, v. 15, p. 4019–4032, 2018.

ANDRADE, R. G.; SEDIYAMA, G. C.; BATISTELLA, M.; VICTORIA, D. DE C.; PAZ, A. R. DA; LIMA, E. DE P.; NOGUEIRA, S. F. Mapeamento de parâmetros biofísicos e da evapotranspiração no Pantanal usando técnicas de sensoriamento remoto. In: 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2009, Corumbá. **Anais...Corumbá**: 2009. p. 695-704.

ANDREAE, M. O.; ARTAXO, P.; BECK, V.; BELA, M.; FREITAS, S.; GERBIG, C.; LONGO, K.; MUNGER, J. W.; WIEDEMANN, K. T.; WOFSY, S. C. Carbon monoxide and related trace gases and aerosols over the Amazon Basin during the wet and dry seasons. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, p. 6041–6065, 2012.

ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M.; LAMPARELLI, R. A. CAMARGO. Monitoring the temporal dynamics of four vegetation cover types from the pantanal using the wavelet transform applied to a time-series of EVI/MODIS data. **Geografia**, v. 36, p. 173–185, 2011.

ARAGÃO, L. E. O. C.; POULTER, B.; BARLOW, J. B.; ANDERSON, L. O.; MALHI, Y.; SAATCHI, S.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v. 2, p. 1–19, 2014.

ARAL, M. M. **Principles of Environmental Modeling**. Londres: Springer Netherlands, 2010. 470 p.

ARAÚJO, A. C.; NOBRE, A. D.; KRUIJT, B.; ELBERS, J. A.; DALLAROSA, R.; STEFANI, P.; VON RANDOW, C.; MANZI, A. O.; CULF, A. D.; GASH, J. H. C.; VALENTINI, R.; KABAT, P. Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: The Manaus LBA site. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, n. D20, p. 1–20, 2002.

ARIMURA, G.; OZAWA, R.; SHIMODA, T.; NISHIOKA, T.; BOLAND, W.; TAKABAYASHI, J. Herbivory-induced volatiles elicit defence genes in lima bean leaves. **Nature**, v. 406, n. 6795, p. 512–515, 2000.

ARNETH, A.; MILLER, P. A.; SCHOLZE, M.; HICKLER, T.; SCHURGERS, G.; SMITH, B.; PRENTICE, I. C. CO₂ inhibition of global terrestrial isoprene emissions: potential implications for atmospheric chemistry. **Geophysical Research Letters**, v. 34, p. 1–5, 2007.

ARNETH, A.; SCHURGERS, G.; LATHIERE, J.; DUHL, T.; BEERLING, D. J.; HEWITT, C. N.; MARTIN, M.; GUENTHER, A. Global terrestrial isoprene emission models: Sensitivity to variability in climate and vegetation. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 11, p. 8037–8052, 2011.

ASHWORTH, K.; FOLBERTH, G.; HEWITT, C. N.; WILD, O. Impacts of near-future cultivation of biofuel feedstocks on atmospheric composition and local air quality. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, p. 919–939, 2012.

ASHWORTH, K.; BOISSAD, C.; FOLBERTH, G.; LATHIÈRE, J.; SCHURGERS, G. Global modelling of volatile organic compound emissions. In: NIINEMETS, Ü.; MONSON, R. K. (Eds.). **Biology, controls and models of tree volatile organic compound**. Londres: Springer, 2013. p. 547.

ASNER, G. P.; ALENCAR, A. Drought impacts on the Amazon forest: The remote sensing perspective. **New Phytologist**, v. 187, p. 569–578, 2010.

ATKINSON, R.; BAULCH, D. L.; COX, R. A.; CROWLEY, J. N.; HAMPSON, R. F.; HYNES, R. G.; JENKIN, M. E.; ROSSI, M. J.; TROE, J. Physics evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: volume II – gas phase reactions of organic species. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6, p. 3625–4055, 2006.

AYERS, G. P.; GILLETT, R. W. Isoprene emissions from vegetation and hydrocarbon emissions from bushfires in tropical Australia. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 7, n. 1988, p. 177–190, 1988.

BAI, J. Estimation of the isoprene emission from the Inner Mongolia grassland. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, n. 3, p. 406–414, 2015.

BAI, J.; GUENTHER, A.; TURNIPSEED, A.; DUHL, T. Seasonal and interannual variations in whole-ecosystem isoprene and monoterpene emissions from a temperate mixed forest in northern China. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, n. 4, p. 696–707, 2015.

BAKER, B.; BAI, J.-H.; JOHNSON, C.; CAI, Z.-T.; LI, Q.-J.; WANG, Y.-F.; GUENTHER, A.; GREENBERG, J.; KLINGER, L.; GERON, C.; RASMUSSEN, R. Wet and dry season ecosystem level fluxes of isoprene and monoterpenes from a southeast Asian secondary forest and rubber tree plantation. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 381–390, 2005.

BALDWIN, I. T. Plant volatiles. **Current Biology**, v. 20, n. 9, p. 392–397, 2010.

BALDWIN, I. T.; HALITSCHKE, R.; PASCHOLD, A.; VON DAHL, C. C.; PRESTON, C. A. Volatile signaling in plant-plant interactions: “talking trees” in the genomics era. **Science**, v. 311, p. 812–815, 2006.

BARKET, D. J.; GROSSENBACHER, J. W.; HURST, J. M.; SHEPSON, P. B.; OLSZYNA, K.; THORBERRY, T.; ANNE CARROLL, M.; ROBERTS, J.; STROUD, C.; BOTTENHEIM, J.; BIESENTHAL, T. A study of the NO_x dependence of isoprene oxidation. **Journal of Geophysical Research**, v. 109, n. D11310, p. 1–12, 2004.

BARKLEY, M. P.; PALMER, P. I.; DE SMEDT, I.; KARL, T.; GUENTHER, A.; ROOZENDAEL, M. VAN. Regulated large-scale annual shutdown of Amazonian isoprene emissions? **Geophysical Research Letters**, v. 36, n. L04803, p. 1–5, 2009.

BASH, J. O.; BAKER, K. R.; BEAVER, M. R. Evaluation of improved land use and canopy representation in BEIS v3.61 with biogenic VOC measurements in California. **Geoscientific Model Development**, 2016.

BATALHA, M. A. **Análise da vegetação da ARIE Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 1997. 179 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-01082001-083840/en.php>>. Acesso em: 04 out. 2017.

BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W. Floristic composition of the Cerrado Pé-de-Gigante reserve (Santa Rita do Passa Quatro, Southeastern Brazil). **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, n. 3, p. 289–304, 2001.

BEGCY, K.; MARIANO, E. D.; MATTIELLO, L.; NUNES, A. V.; MAZZAFERA, P.; MAIA, I. G.; MENOSSI, M. An arabidopsis mitochondrial uncoupling protein confers tolerance to drought and salt stress in transgenic tobacco plants. **PLOS ONE**, v. 6, n. 8, p. 1–9, 2011.

BELA, M. M.; LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; MOREIRA, D. S.; BECK, V.; WOFYSY, S. C.; GERBIG, C.; WIEDEMANN, K.; ANDREAE, M. O.; ARTAXO, P. Ozone production and transport over the Amazon Basin during the dry-to-wet and wet-to-dry transition seasons. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, p. 757–782, 2015.

BETTS, R.; SANDERSON, M.; WOODWARD, S. Effects of large-scale Amazon forest degradation on climate and air quality through fluxes of carbon dioxide, water, energy, mineral dust and isoprene. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, p. 1873–1880, 2008.

BIUDES, M. S. **Balço de energia em área de vegetação monodominante de cambará e pastagem no norte do Pantanal**. 2008. 142 p. Tese (Doutorado em Agricultura Tropical) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2008. Disponível em: <<http://www.ufmt.br/ppgat/images/uploads/Disserta%C3%A7%C3%B5es-Teses/Teses/2008/MARCELO%20SACARDI%20BIUDES.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2018.

BIUDES, M. S.; SOUZA, M. C.; MACHADO, N. G.; DE MORAIS DANELICHEN, V. H.; VOURLITIS, G. L.; DE SOUZA NOGUEIRA, J. Modelling gross primary production of a tropical semi-deciduous forest in the southern Amazon Basin. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 4, p. 1540–1562, 2014.

BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, p. 1444–1449, 2008.

BRILLI, F.; BARTA, C.; FORTUNATI, A.; LERDAU, M.; LORETO, F.; CENTRITTO, M. Response of isoprene emission and carbon metabolism to drought in white poplar (*Populus alba*) saplings. **New Phytologist**, v. 175, p. 244–254, 2007.

BRILLI, F.; TSONEV, T.; MAHMOOD, T.; VELIKOVA, V.; LORETO, F.; CENTRITTO, M. Ultradian variation of isoprene emission, photosynthesis, mesophyll conductance, and optimum temperature sensitivity for isoprene emission in water-stressed *Eucalyptus citriodora* saplings. **Journal of Experimental Botany**, v. 64, n. 2, p. 519–528, 2013.

BUGMANN, H.; BIGLER, C. Will the CO₂ fertilization effect in forests be offset by reduced tree longevity? **Oecologia**, v. 165, p. 533–544, 2011.

BUSSAB, W. DE O.; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**. 6. ed. São Paulo: Saraiva, 2010. 557 p.

- CABRAL, O. M.; DA ROCHA, H. R.; GASH, J. H.; FREITAS, H. C.; LIGO, M. A. Water and energy fluxes from a woodland savanna (cerrado) in southeast Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 22–40, 2015.
- CALDER, M.; CRAIG, C.; CULLEY, D.; DE, R.; DONNELLY, C. A.; DOUGLAS, R.; GASCOIGNE, J.; GILBERT, N.; HARGROVE, C.; HINDS, D.; LANE, D. C.; MITCHELL, D.; PAVEY, G.; ROBERTSON, D.; ROSEWELL, B.; SHERWIN, S. Computational modelling for decision-making : where, why, what, who and how. **Royal Society Open Science**, v. 5, n. 6, 2018.
- CARLTON, A. G.; BAKER, K. R. Photochemical modeling of the ozark isoprene volcano: MEGAN, BEIS, and their impacts on air quality predictions. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 10, p. 4438–4445, 15 maio 2011.
- CENTRITTO, M.; BRILLI, F.; FODALE, R.; LORETO, F. Different sensitivity of isoprene emission, respiration and photosynthesis to high growth temperature coupled with drought stress in black poplar (*Populus nigra*) saplings. **Tree Physiology**, v. 31, p. 275–286, 2011.
- CHEN, X.; HOPKE, P. K.; CARTER, W. P. L. Secondary organic aerosol from ozonolysis of biogenic volatile organic compounds: chamber studies of particle and reactive oxygen species formation. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 276–282, 2011.
- CICCIOLI, P.; CENTRITTO, M.; LORETO, F. Biogenic volatile organic compound emissions from vegetation fires. **Plant, Cell and Environment**, v. 37, n. 8, p. 1810–1825, 2014.
- COLLINS, C. H.; BRAGA, G.; BONATO, P. S. **Fundamentos de cromatografia**. Campinas: UNICAMP, 2006. 452 p.
- COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM. **Mapa geológico do Estado do Mato Grosso do Sul**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2006.
- COOPER, M.; RUGGIERO, P. G. C.; SPAROVEK, G.; PIRES NETO, A. G. Caracterização física do Cerrado Pé-de-Gigante e uso das terras na região: solos da gleba Cerrado Pé-de-Gigante. In: PIVELLO, V. R.; VARANDA, E. M. (Eds.). **O Cerrado Pé-de Gigante: ecologia e conservação**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2005. p. 312.
- CRESPOLINI, M.; ZEN, S. DE; ABREU, U. G. P. DE; CARVALHO, T. B. DE; YANAGUIZAWA, W. H.; GUARDA, G. M. Pecuária de corte no Pantanal: análise temporal e de escala do sistema modal de produção em Corumbá-MS. **Embrapa Comunicado Técnico**, v.1, p.1-8, 2017.

DA ROCHA, H. R.; MANZI, A. O.; CABRAL, O. M.; MILLER, S. D.; GOULDEN, M. L.; SALESKA, S. R.; COUPE, N. R.; WOFSEY, S. C.; BORMA, L. S.; ARTAXO, R.; VOURLITIS, G.; NOGUEIRA, J. S.; CARDOSO, F. L.; NOBRE, A. D.; KRUIJT, B.; FREITAS, H. C.; VON RANDOW, C.; AGUIAR, R. G.; MAIA, J. F. Patterns of water and heat flux across a biome gradient from tropical forest to savanna in Brazil. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, p. 1–8, 2009.

DALLA-NORA, E. L. **Modeling the interplay between global and regional drivers on Amazon deforestation**. 2014. 86 p. Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2014. Disponível em: <<http://mtc-m21b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/05.23.11.59/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 02 fev. 2019.

DANI, K. G. S.; JAMIE, I. M.; PRENTICE, I. C.; ATWELL, B. J. Evolution of isoprene emission capacity in plants. **Trends in Plant Science**, v. 19, n.7, p. 439–446, 2014.

DAVISON, B.; BRUNNER, A.; AMMANN, C.; SPIRIG, C.; JOCHER, M.; NEFTEL, A. Cut-induced VOC emissions from agricultural grasslands. **Plant Biology**, v. 10, p. 76–85, 2008.

DE PAULA, J. E.; CONCEIÇÃO, C. A.; MACÊDO, M. Contribuição para o conhecimento do Pantanal Passo do Lontra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, n. 5, p. 583–594, 1995.

DE SMEDT, I.; STAVRAKOU, T.; HENDRICK, F.; DANCKAERT, T.; VLEMMIX, T.; PINARDI, G.; THEYS, N.; LEROT, C.; GIELEN, C.; VIGOUROUX, C.; HERMANS, C.; FAYT, C.; VEEFKIND, P.; MÜLLER, J. F.; VAN ROOZENDAEL, M. Diurnal, seasonal and long-term variations of global formaldehyde columns inferred from combined OMI and GOME-2 observations. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, p. 12519–12545, 2015.

DE SMEDT, I.; THEYS, N.; YU, H.; DANCKAERT, T.; LEROT, C.; COMPERNOLLE, S.; VAN ROOZENDAEL, M.; RICHTER, A.; HILBOLL, A.; PETERS, E.; PEDERGNANA, M.; LOYOLA, D.; BEIRLE, S.; WAGNER, T.; ESKES, H.; VAN GEFFEN, J.; FOLKERT BOERSMA, K.; VEEFKIND, P. Algorithm theoretical baseline for formaldehyde retrievals from S5P TROPOMI and from the QA4ECV project. **Atmospheric Measurement Techniques**, v. 11, n. 4, p. 2395–2426, 2018.

DIAS, L. C. P. **Efeito da mudança na cobertura vegetal na evapotranspiração de microbacias na região do Alto Xingu**. 2013. 80 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013. Disponível em: <http://locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5276/texto_completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 2 out. 2017.

DONOSO, L.; ROMERO, R.; RONDON, A.; FERNANDEZ, E.; OYOLA, P.; SANHUEZA, E. Natural and anthropogenic C₂ to C₆ in the Central-Eastern Venezuelan atmosphere during the rainy season. **Journal of Atmosphere Chemistry**, v. 25, p. 201–214, 1996.

DUDAREVA, N.; NEGRE, F.; NAGEGOWDA, D. A.; ORLOVA, I. Critical reviews in plant sciences plant volatiles: recent advances and future perspectives. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 25, n. 25, p. 417–440, 2006.

DUHL, T. R.; HELMIG, D.; GUENTHER, A. Sesquiterpene emissions from vegetation: a review. **Biogeosciences Discussions**, v. 4, n. 6, p. 3987–4023, 2008.

ELLER, A. S. D.; DE GOUW, J.; GRAUS, M.; MONSON, R. K. Variation among different genotypes of hybrid poplar with regard to leaf volatile organic compound emissions. **Ecological Applications**, v. 22, n. 7, p. 1865–1875, 2012.

EMMERSON, K. M.; GALBALLY, I. E.; GUENTHER, A. B.; PATON-WALSH, C.; GUERETTE, E. A.; COPE, M. E.; KEYWOOD, M. D.; LAWSON, S. J.; MOLLOY, S. B.; DUNNE, E.; THATCHER, M.; KARL, T.; MALEKNIA, S. D. Current estimates of biogenic emissions from eucalypts uncertain for southeast Australia. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 16, n. 11, p. 6997–7011, 2016.

ENAMI, S.; HOFFMANN, M. R.; COLUSSI, A. J. How phenol and α -tocopherol react with ambient ozone at gas/liquid interfaces. **Journal of Physical Chemistry**, v. 113, p. 7002–7010, 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Protection of environment**. U.S. EPA, 2003.

FACINCANI, E. M.; ASSINE, M. L.; SILVA, A.; ZANI, H.; ARAÚJO, B. C.; MIRANDA, G. M. Geomorfologia fluvial do leque do rio Aquidauana, borda sudeste do Pantanal, MS. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 1., 2006, Campo Grande. **Anais...**, Campo Grande, 2006. p. 175–181.

FALOONA, I. Sulfur processing in the marine atmospheric boundary layer: a review and critical assessment of modeling uncertainties. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 2841–2854, 2009.

FARES, S.; BRILLI, F.; NOGUÈ S, I.; VELIKOVA, V.; TSONEV, T.; DAGLI, S.; LORETO, F. Isoprene emission and primary metabolism in *Phragmites australis* grown under different phosphorus levels. **Plant Biology**, v. 10, p. 38–43, 2008.

FARES, S.; MAHMOOD, T.; LIU, S.; LORETO, F.; CENTRITTO, M. Influence of growth temperature and measuring temperature on isoprene emission, diffusive limitations of photosynthesis and respiration in hybrid poplars. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 155–161, 2011.

FARINA, S. C.; ADAMS, P. J.; PANDIS, S. N. Modeling global secondary organic aerosol formation and processing with the volatility basis set: implications for anthropogenic secondary organic aerosol. **Journal of Geophysical Research**, v. 115, p. 1–17, 2010.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M.; SOARES, M. T. S.; PELLEGRIN, L. A.; LIMA, I. B. T. DE. Atualização do mapa de solos da planície pantaneira para o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. **Embrapa Comunicado Técnico**, v. 61, p. 1–6, 2007.

FERREIRA, J.; REEVES, C. E.; MURPHY, J. G.; GARCIA-CARRERAS, L.; PARKER, D. J.; ORAM, D. E. Isoprene emissions modelling for West Africa: MEGAN model evaluation and sensitivity analysis. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 17, p. 8453–8467, 2010.

FORTUNATI, A.; BARTA, C.; BRILLI, F.; CENTRITTO, M.; ZIMMER, I.; SCHNITZLER, J. R.-P.; LORETO, F. Isoprene emission is not temperature-dependent during and after severe drought-stress: a physiological and biochemical analysis. **The Plant Journal**, v. 55, p. 687–697, 2008.

FU, P.; KAWAMURA, K.; KANAYA, Y.; WANG, Z. Contributions of biogenic volatile organic compounds to the formation of secondary organic aerosols over Mt. Tai, Central East China. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 2010, p. 4817–4826, 2010.

FU, Y.; LIAO, H. Biogenic isoprene emissions over China: sensitivity to the CO₂ inhibition effect. **Atmospheric and Oceanic Science Letters**, 2016.

FUENTES, J. D.; CHAMECKI, M.; DOS SANTOS, R. M. N.; VON RANDOW, C.; STOY, P. C.; KATUL, G.; FITZJARRALD, D.; MANZI, A.; GERKEN, T.; TROWBRIDGE, A.; FREIRE, L. S.; RUIZ-PLANCARTE, J.; MAIA, J. M. F.; TÓTA, J.; DIAS, N.; FISCH, G.; SCHUMACHER, C.; ACEVEDO, O.; MERCER, J. R.; YAÑEZ-SERRANO, A. M. Linking meteorology, turbulence, and air chemistry in the amazon rain forest. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 97, n. 12, p. 2329–2342, 2016.

FUNK, J. L.; GIARDINA, C. P.; KNOHL, A.; LERDAU, M. T. Influence of nutrient availability, stand age, and canopy structure on isoprene flux in a *Eucalyptus saligna* experimental forest. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 111, p. 1–10, 2006.

GANZEVELD, L.; BOUWMAN, L.; STEHFEST, E.; VAN VUUREN, D. P.; EICKHOUT, B.; LELIEVELD, J. Impact of future land use and land cover changes on atmospheric chemistry-climate interactions. **Journal of Geophysical Research**, v. 115, p. 1–18, 2010.

- GARRIGUES, S.; LACAZE, R.; BARET, F.; MORISETTE, J. T.; WEISS, M.; NICKESON, J. E.; FERNANDES, R.; PLUMMER, S.; SHABANOV, N. V.; MYNENI, R. B.; KNYAZIKHIN, Y.; YANG, W. Validation and intercomparison of global Leaf Area Index products derived from remote sensing data. **Journal of Geophysical Research**, v. 113, n. G2, p. G02028, 2008.
- GATTI, L. V.; GLOOR, M.; MILLER, J. B.; DOUGHTY, C. E.; MALHI, Y.; DOMINGUES, L. G.; BASSO, L. S.; MARTINEWSKI, A.; CORREIA, C. S. C.; BORGES, V. F.; FREITAS, S.; BRAZ, R.; ANDERSON, L. O.; ROCHA, H.; GRACE, J.; PHILLIPS, O. L.; LLOYD, J. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. **Nature**, v. 506, n. 7486, p. 76–80, 2014.
- GENG, F.; TIE, X.; GUENTHER, A.; LI, G.; CAO, J.; HARLEY, P. Effect of isoprene emissions from major forests on ozone formation in the city of Shanghai, China. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 11, p. 10449–10459, 2011.
- GLOBEMISSION. **Isoprene global emissions world**. 2018. Disponível em: <http://tropo.aeronomie.be/datapage_BIRA.php?species=C5H8>. Acesso em: 10 mar. 2018.
- GRANIER, C.; ARTAXO, P.; REEVES, C. E. **Emissions of atmospheric trace compounds**. New York: Kluwer Academic, 2004. 560 p.
- GREENBERG, J. P.; GUENTHER, A. B.; PÉTRON, G.; WIEDINMYER, C.; VEGA, O.; GATTI, L. V.; TOTA, J.; FISCH, G. Biogenic VOC emissions from forested Amazonian landscapes. **Global Change Biology**, v. 10, p. 651–662, 2004.
- GROTE, R.; NIINEMETS, Ü. Modeling volatile isoprenoid emissions - a story with split ends. **Plant Biology**, v. 10, n. 1, p. 8-28, 2008.
- GUENTHER, A. The contribution of reactive carbon emissions from vegetation to the carbon balance of terrestrial ecosystems. **Chemosphere**, v. 49, n. 8, p. 837–844, 2002.
- GUENTHER, A. B.; JIANG, X.; HEALD, C. L.; SAKULYANONTVITTAYA, T.; DUHL, T.; EMMONS, L. K.; WANG, X. The model of emissions of gases and aerosols from nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions. **Geoscientific Model Development**, v. 5, p. 1471–1492, 2012.
- GUENTHER, A. B.; MONSON, R. K.; FALL, R. Isoprene and monoterpene emission rate variability: observations with eucalyptus and emission rate algorithm development. **Journal of Geophysical Research**, v. 96, n. D6, p. 799–10808, 1991.
- GUENTHER, A. B.; ZIMMERMAN, P. R.; HARLEY, P. C.; MONSON, R. K.; FALL, R. Isoprene and monoterpene emission rate variability: model evaluations and sensitivity analyses. **Journal of Geophysical Research**, v. 98, n. D7, p. 12609–12607, 1993.

GUENTHER, A.; HEWITT, C. N.; ERICKSON, D.; FALL, R.; GERON, C.; GRAEDEL, T.; HARLEY, P.; KLINGER, L.; LERDAU, M.; MCKAY, W. A.; PIERCE, T.; SCHOLLES, B.; STEINBRECHER, R.; TALLAMRAJU, R.; TAYLOR, J.; ZIMMERMAN, P. A global model of natural volatile organic compound emissions. **Journal of Geophysical Research**, v. 100, n. 5, p. 8873–8892, 1995.

GUENTHER, A.; KARL, T.; HARLEY, P.; WIEDINMYER, C.; PALMER, P. I.; GERON, C. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6, p. 3181–3210, 2006.

GUENTHER, A. Upscaling biogenic volatile compound emissions from leaves to landscapes. In: NIINEMETS, U.; MONSON, R. K. (Eds.). **Biology, controls and models of tree volatile organic compound emissions**. Londres: Springer, 2013. p. 547.

GUIMARÃES, E.; TREVELIN, C. C.; MANOEL, P. S. **Pantanal paisagens, flora e fauna**. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2014. 85 p.

HAM, J. VAN; BAEDE, A. P. M.; MEYER, L. A.; YBEMA, R. **Non-CO2 greenhouse gases: scientific understanding, control and implementation**. The Netherlands: Springer, 2000. 590 p.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST : Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1–9, 2001.

HAN, D. M.; TONG, X. X.; JIN, M. G.; HEPBURN, E.; TONG, C. S.; SONG, X. F. Evaluation of organic contamination in urban groundwater surrounding a municipal landfill, Zhoukou, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2013.

HANTSON, S.; KNORR, W.; SCHURGERS, G.; PUGH, T.; ARNETH, A. Global isoprene and monoterpene emissions under changing climate, vegetation, CO2 and land use. **Atmospheric Environment**, v. 155, p. 35–45, 2017.

HARDACRE, C. J.; PALMER, P. I.; BAUMANN, K.; ROUNSEVELL, M.; MURRAY-RUST, D. Geoscientific instrumentation methods and data systems probabilistic estimation of future emissions of isoprene and surface oxidant chemistry associated with land- use change in response to growing food needs. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, p. 5451–5472, 2013.

HARLEY, P.; GUENTHER, A.; ZIMMERMAN, P. Effects of light, temperature and canopy position on net photosynthesis and isoprene emission from sweetgum (*Liquidambar styraciflua*) leaves. **Tree Physiology**, v. 16, p. 25–32, 1996.

HARLEY, P.; VASCONCELLOS, P.; VIERLING, L.; PINHEIRO, C. C. D. S.; GREENBERG, J.; GUENTHER, A.; KLINGER, L.; DE ALMEIDA, S. S.; NEILL, D.; BAKER, T.; PHILLIPS, O.; MALHI, Y. Variation in potential for isoprene emissions among Neotropical forest sites. **Global Change Biology**, v. 10, p. 630–650, 2004.

HEALD, C. L.; HENZE, D. K.; HOROWITZ, L. W.; FEDDEMA, J.; LAMARQUE, J.-F.; GUENTHER, A.; HESS, P. G.; VITT, F.; SEINFELD, J. H.; GOLDSTEIN, A. H.; FUNG, I. Predicted change in global secondary organic aerosol concentrations in response to future climate, emissions, and land use change. **Journal of Geophysical Research**, v. 113, p. 1–16, 2008.

HEALD, C. L.; WILKINSON, M. J.; MONSON, R. K.; ALO, C. A.; WANG, G.; GUENTHER, A. Response of isoprene emission to ambient CO₂ changes and implications for global budgets. **Global Change Biology**, v. 15, p. 1127–1140, 2009.

HERRERA, A. Responses to flooding of plant water relations and leaf gas exchange in tropical tolerant trees of a black-water wetland. **Frontiers in Plant Science**, 2013.

HEWITT, C. N.; CAO, X.-L.; BOISSARD, C.; DUCKHAM, C. Atmospheric VOCs from natural sources. In: HESTER, R. E.; HARRISON, R. M. (Eds.). **Volatile organic compounds in the atmosphere**. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2006. p. 140.

HOLZINGER, R.; SANHUEZA, E.; VON KUHLMANN, R.; KLEISS, B.; DONOSO, L.; CRUTZEN, P. J. Diurnal cycles and seasonal variation of isoprene and its oxidation products in the tropical savanna atmosphere. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 4, p. 1–13, 2002.

HOYLE, C. R.; BOY, M.; DONAHUE, N. M.; FRY, J. L.; GLASIUS, M.; GUENTHER, A.; HALLAR, A. G.; HUFF HARTZ, K.; PETERS, M. D.; PETÄJÄ, T.; ROSENOERN, T.; SULLIVAN, A. P. A review of the anthropogenic influence on biogenic secondary organic aerosol. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 11, p. 321–343, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa de biomas do Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa geológico do Estado do Amazonas**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2009a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa geomorfológico do Estado do Amazonas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009b.

INSAM, H.; SEEWALD, M. S. A. Volatile organic compounds (VOCs) in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 46, p. 199–213, 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Banco de dados de queimadas**. 2018. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/>>. Acesso em: 01 fev. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change 2014: synthesis report: contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva, Switzerland: IPCC, 2014. 151 p.

JIANG, J.; AKSOYOGLU, S.; CIARELLI, G.; OIKONOMAKIS, E.; EL-HADDAD, I.; CANONACO, F.; O&APOS;DOWD, C.; OVADNEVAITE, J.; MINGUILLÓN, M. C.; BALTENSBERGER, U.; PRÉVÔT, A. S. H. Effects of two different biogenic emission models on modelled ozone and aerosol concentrations in Europe. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, 2018.

JIANG, X.; YANG, Z.-L.; LIAO, H.; WIEDINMYER, C. Sensitivity of biogenic secondary organic aerosols to future climate change at regional scales: an online coupled simulation. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 4891–4907, 2010.

JOETZJER, E.; DOUVILLE, H.; DELIRE, C.; CIAIS, P. Present-day and future Amazonian precipitation in global climate models: CMIP5 versus CMIP3. **Climate Dynamics**, v. 41, p. 2921–2936, 2013.

JUN-WEN, C.; CAO, K. Plant VOCs emission: a new strategy of thermotolerance. **Journal of Forestry Research**, v. 14, n. 4, p. 323–326, 2005.

KARL, T.; GUENTHER, A.; YOKELSON, R. J.; GREENBERG, J.; POTOSNAK, M.; BLAKE, D. R.; ARTAXO, P. The tropical forest and fire emissions experiment: emission, chemistry, and transport of biogenic volatile organic compounds in the lower atmosphere over Amazonia. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 112, n. 18302, p. 1–17, 2007.

KARL, T.; HARLEY, P.; EMMONS, L.; THORNTON, B.; GUENTHER, A.; BASU, C.; TURNIPSEED, A.; JARDINE, K. Efficient atmospheric cleansing of oxidized organic trace gases by vegetation. **Science**, v. 330, p. 816–819, 2010.

KESSELMEIER, J.; CICCIOLO, P.; KUHN, U.; STEFANI, P.; BIESENTHAL, T.; ROTTENBERGER, S.; WOLF, A.; VITULLO, M.; VALENTINI, R.; NOBRE, A.; KABAT, P.; ANDREAE, M. O. Volatile organic compound emissions in relation to plant carbon fixation and the terrestrial carbon budget. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 4, p. 1–9, 2002.

KESSELMEIER, J.; KUHN, U.; WOLF, A.; ANDREAE, M.; CICCIOLO, P.; BRANCALEONI, E.; FRATTONI, M.; GUENTHER, A.; GREENBERG, J.; DE CASTRO VASCONCELLOS, P.; DE OLIVA, T.; TAVARES, T.; ARTAXO, P. Atmospheric volatile organic compounds (VOC) at a remote tropical forest site in central Amazonia. **Atmospheric Environment**, v. 34, n. 2000, p. 4063–4072, 2000.

KUHN, U.; ROTTENBERGER, S.; BIESENTHAL, T.; WOLF, A.; SCHEBESKE, G.; CICCIOLO, P.; BRANCALEONI, E.; FRATTONI, M.; TAVARES, T. M.; KESSELMEIER, J. Isoprene and monoterpene emissions of Amazonian tree species during the wet season: direct and indirect investigations on controlling environmental functions. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, n. 20, p. 1–13, 2002.

KUHN, U.; ROTTENBERGER, S.; BIESENTHAL, T.; WOLF, A.; SCHEBESKE, G.; CICCIOLO, P.; BRANCALEONI, E.; FRATTONI, M.; TAVARES, T. M.; KESSELMEIER, J. Seasonal differences in isoprene and light-dependent monoterpene emission by Amazonian tree species. **Global Change Biology**, v. 10, p. 663–682, 2004.

- LAM, Y. F.; FU, J. S.; WU, S.; MICKLEY, L. J. Impacts of future climate change and effects of biogenic emissions on surface ozone and particulate matter concentrations in the United States. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 11, n. 10, p. 4789–4806, 2011.
- LAMARQUE, J.-F.; BOND, T. C.; EYRING, V.; GRANIER, C.; HEIL, A.; KLIMONT, Z.; LEE, D.; LIOUSSE, C.; MIEVILLE, A.; OWEN, B.; SCHULTZ, M. G.; SHINDELL, D. Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology and application. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, p. 7017–7039, 2010.
- LAOTHAWORNKITKUL, J.; TAYLOR, J. E.; PAUL, N. D.; HEWITT, C. N. Biogenic volatile organic compounds in the Earth system: Tansley review. **New Phytologist**, v. 183, p. 27–51, 2009.
- LATANSIO-AIDAR, S. R.; OLIVEIRA, A. C. P. DE; DA ROCHA, H. R.; AIDAR, M. P. M. Fitossociologia de um Cerrado denso em área de influência de torre de fluxo de carbono, Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga, SP. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 196–207, 2010.
- LATHIÈRE, J.; HAUGLUSTAINE, D. A.; FRIEND, A. D.; DE NOBLET-DUCOUDRÉ, N.; VIOVY, N.; FOLBERTH, G. A. Impact of climate variability and land use changes on global biogenic volatile organic compound emissions. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6, p. 2129–2146, 2006.
- LATHIÈRE, J.; HEWITT, C. N.; BEERLING, D. J. Sensitivity of isoprene emissions from the terrestrial biosphere to 20th century changes in atmospheric CO₂ concentration, climate, and land use. **Global Biogeochemical Cycles**, 2010.
- LEFF, J. W.; FIERER, N. Volatile organic compound (VOC) emissions from soil and litter samples. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 1629–1636, 2008.
- LELIEVELD, J.; BUTLER, T. M.; CROWLEY, J. N.; DILLON, T. J.; FISCHER, H.; GANZVELD, L.; HARDER, H.; LAWRENCE, M. G.; MARTINEZ, M.; TARABORRELLI, D.; WILLIAMS, J. Atmospheric oxidation capacity sustained by a tropical forest. **Nature**, v. 452, p. 737–740, 2008.
- LERDAU, M. A positive feedback with negative consequences. **Science**, v. 316, p. 212–2013, 2007.
- LI, Z.; RATLIFF, E. A.; SHARKEY, T. D. Effect of temperature on postillumination isoprene emission in oak and poplar. **Plant Physiology**, v. 155, p. 1037–1046, 2011.
- LIAO, C. T.; LIN, C. H. Physiological adaptation of crop plants to flooding stress. **Proceedings of the National Science Council**, v. 25, n. 3, p. 148–57, 2001.
- LITVAK, M. E.; LORETO, F.; HARLEY, P. C.; SHARKEY, T. D.; MONSON, R. K. The response of isoprene emission rate and photosynthetic rate to photon flux and nitrogen supply in aspen and white oak trees. **Plant Cell and Environment**, v. 19, n. 5, p. 549–559, 1996.

- LLUSIÀ, J.; PEÑUELAS, J.; ALESSIO, G. A.; ESTIARTE, M. Contrasting species-specific, compound-specific, seasonal, and interannual responses of foliar isoprenoid emissions to experimental drought in a Mediterranean shrubland. **International Journal of Plant Sciences**, v. 169, n. 5, p. 637–645, 2008.
- LORETO, A. B.; SILVA, R.; TOSCANI, L. V.; RIBEIRO, L.; CLAUDIO, D. M. Amostragem por importância para estimar valores esperados: uma abordagem com heurísticas para problemas intervalares NP-difíceis. **Tendências em Matemática aplicada e Computacional**, v. 6, n. 2, p. 261–272, 2005.
- LORETO, F.; VELIKOVA, V. Isoprene produced by leaves protects the photosynthetic apparatus against ozone damage, quenches ozone products, and reduces lipid peroxidation of cellular membranes. **Plant Physiology**, v. 127, p. 1781–1787, 2001.
- LUIZÃO, F. J.; LUIZÃO, R. C. C.; PROCTOR, J. Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. **Plant Ecology**, v. 192, p. 209–224, 2007.
- MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, v. 38, p. 1–5, 2011.
- MASSOLI, M. Geologia do Município de Santa Rita do Passa Quatro-SP. **Revista do Instituto Geológico**, v. 2, n. 2, p. 35–45, 1981.
- MEGONIGAL, J. P.; GUENTHER, A. B. Methane emissions from upland forest soils and vegetation. **Tree physiology**, v. 28, p. 491–498, 2008.
- MEIR, P.; WOODWARD, F. I. Amazonian rain forests and drought: response and vulnerability. **New Phytologist**, v. 187, p. 553–557, 2010.
- MIRANDA, S. D. C. DE; BUSTAMANTE, M.; PALACE, M.; HAGEN, S.; KELLER, M.; FERREIRA, L. G. Regional variations in biomass distribution in Brazilian savanna woodland. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 125–138, 2014.
- MISZTAL, P. K.; AVISE, J. C.; KARL, T.; SCOTT, K.; JONSSON, H. H.; GUENTHER, A. B.; GOLDSTEIN, A. H. Evaluation of regional isoprene emission factors and modeled fluxes in California. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 2016.
- MIYAZAKI, K.; ESKES, H. J.; SUDO, K.; ZHANG, C. Global lightning NO_x production estimated by an assimilation of multiple satellite data sets. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 14, p. 3277–3305, 2014.
- MONSON, R. K.; JONES, R. T.; ROSENSTIEL, T. N.; SCHNITZLER, J.-P. Why only some plants emit isoprene. **Plant, Cell and Environment**, v. 36, p. 503–516, 2013.
- MOTA, M. C.; SANTANA, P. C.; HERTEL, M.; FRIOL, N. R.; CAVARIANI, M. M.; MEIRA FILHO, M. R. C.; FRANCISCO, M. G.; TOREZAN, J. M. D. Análise comparativa de duas formações vegetacionais e de seu ecótono, Miranda -MS. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 32, n. 2, p. 213–222, 2011.

MÜLLER, J.-F.; STAVRAKOU, T.; WALLENS, S.; DE SMEDT, I.; VAN ROOZENDAEL, M.; POTOSNAK, M. J.; RINNE, J.; MUNGER, B.; GOLDSTEIN, A.; GUENTHER, A. B. Global isoprene emissions estimated using MEGAN, ECMWF analyses and a detailed canopy environment model. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, p. 1329–1341, 2008.

NAKASHIMA, Y.; KAMEI, N.; KOBAYASHI, S.; KAJII, Y. Total OH reactivity and VOC analyses for gasoline vehicular exhaust with a chassis dynamometer. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 468–475, 2010.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION. **Aura atmospheric chemistry**. 2019. Disponível em: <<https://aura.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 20 jun.2019.

NEWLAND, M. J.; RICKARD, A. R.; VEREECKEN, L.; MUÑOZ, A.; RÓDENAS, M.; BLOSS, W. J. Atmospheric isoprene ozonolysis: impacts of stabilized Criegee intermediate reactions with SO₂, H₂O and dimethyl sulfide. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, v. 15, n. 6, p. 8839–8881, 2015.

NIINEMETS, Ü.; KULL, O.; TENHUNEN, J. Within-canopy variation in the rate of development of photosynthetic capacity is proportional to integrated. **Plant, Cell and Environment**, v. 27, n. 3, p. 293–313, 2004.

NIINEMETS, Ü.; MONSON, R. K.; ARNETH, A.; CICCIOLO, P.; KESSELMEIER, J.; KUHN, U.; NOE, S. M.; PEÑUELAS, J.; STAUDT, M. The leaf-level emission factor of volatile isoprenoids: Caveats, model algorithms, response shapes and scaling. **Biogeosciences**, v. 7, p. 1809–1832, 2010.

NIINEMETS, Ü.; TENHUNEN, J. D.; HARLEY, P. C.; STEINBRECHER, R. A model of isoprene emission based on energetic requirements for isoprene synthesis and leaf photosynthetic properties for Liquidambar and Quercus. **Plant, Cell and Environment**, v. 22, p. 1319–1335, 1999.

NIINEMETS, U.; CICCIOLO, P.; NOE, S. M.; REICHSTEIN, M. Scaling BVOC emissions from leaf to canopy and landscapes: how different are predictions based on contrasting emissions algorithms? In: NIINEMETS, U.; MONSON, R. K. (Eds.). **Biology, controls and models of tree volatile organic compound emissions**. Londres: Springer, 2013. p. 547.

OLIVEIRA, M. B. L.; VON RANDOW, C.; MANZI, A. O.; ALVALÁ, R. C. D. S.; SÁ, L. D. D. A.; LEITÃO, M. DE M.; DE SOUZA, A. Fluxos turbulentos de energia sobre o Pantanal Sul Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3b, p. 371–377, 2006.

ORMEÑO, E.; FERNANDEZ, C. Effect of soil nutrient on production and diversity of volatile terpenoids from plants. **Current Bioactive Compounds**, v. 8, p. 71–79, 2012.

- OTTER, L. B.; GUENTHER, A.; GREENBERG, J. Seasonal and spatial variations in biogenic hydrocarbon emissions from southern African savannas and woodlands. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 4265–4275, 2002.
- PACÍFICO, F.; FOLBERTH, G. A.; JONES, C. D.; HARRISON, S. P.; COLLINS, W. J. Sensitivity of biogenic isoprene emissions to past, present, and future environmental conditions and implications for atmospheric chemistry. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 117, n. 22302, p. 1–13, 2012.
- PACIFICO, F.; HARRISON, S. P.; JONES, C. D.; SITCH, S. Isoprene emissions and climate. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 6121–6135, 2009.
- PADHY, P. K.; VARSHNEY, C. K. Isoprene emission from tropical tree species. **Environmental Pollution**, v. 135, p. 101–109, 2005.
- PARANHOS FILHO, A. C.; MOREIRA, E. S.; OLIVEIRA, A. K. M. DE; PAGOTTO, T. C. S.; MIOTO, C. L. Análise da variação da cobertura do solo no Pantanal de 2003 a 2010 através de sensoriamento remoto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, p. 69–76, 2014.
- PEÑUELAS, J.; LLUSIÀ, J.; ASENSIO, D.; MUNNÉ-BOSCH, S. Linking isoprene with plant thermotolerance, antioxidants and monoterpene emissions. **Plant, Cell and Environment**, v. 28, p. 278–286, 2005.
- PEÑUELAS, J.; STAUDT, M. BVOCs and global change. **Trends in Plant Science**, v. 15, n. 3, p. 133–144, 2010.
- PEREIRA, G.; CARDOZO, S.; SHIMABUKURO, Y. E.; MORAES, E. C.; FREITAS, S. R. DE; SÃO, U. DE; USP, P. Estimativa da área de fogo ativo a partir da potencia radiativa do fogo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 4, n. 64, p. 419–428, 2012.
- PERRING, A. E.; WISTHALER, A.; GRAUS, M.; WOOLDRIDGE, P. J.; LOCKWOOD, A. L.; MIELKE, L. H.; SHEPSON, P. B.; HANSEL, A.; COHEN, R. C. A product study of the isoprene+NO₃ reaction. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, p. 4945–4956, 2009.
- PHILLIPS, O. Let al. Drought sensitivity of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, p. 1344–1347, 2009.
- PICHERSKY, E.; NOEL, J. P.; DUDAREVA, N. Biosynthesis of plant volatiles: nature's diversity and ingenuity. **Science**, v. 311, n. 5762, p. 808–811, 2006.
- PORTER, W. C.; BARSANTI, K. C.; BAUGHMAN, E. C.; ROSENSTIEL, T. N. Considering the air quality impacts of bioenergy crop production: a case study involving *Arundo donax*. **Environmental science and technology**, v. 46, p. 9777–9784, 2012.

PÖSCHL, U.; MARTIN, S. T.; SINHA, B.; CHEN, Q.; GUNTHER, S. S.; HUFFMAN, J. A.; BORRMANN, S.; FARMER, D. K.; GARLAND, R. M.; HELAS, G.; JIMENEZ, J. L.; KING, S. M.; MANZI, A.; MIKHAILOV, E.; PAULIQUEVIS, T.; PETTERS, M. D.; PRENNI, A. J.; ROLDIN, P.; ROSE, D.; SCHNEIDER, J.; SU, H.; ZORN, S. R.; ARTAXO, P.; ANDREAE, M. O. Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon. **Science**, v. 329, n. 5998, p. 1513–1516, 2010.

POSSEL, M.; HEWITT, C. N. Isoprene emissions from plants are mediated by atmospheric CO₂ concentrations. **Global Change Biology**, v. 17, p. 1595–1610, 2011.

POTOSNAK, M. J. Including the interactive effect of elevated CO₂ concentration and leaf temperature in global models of isoprene emission. **Plant, Cell and Environment**, v. 37, p. 1723–1726, 2014.

PRENTICE, I. C.; BONDEAU, A.; CRAMER, W.; HARRISON, S. P.; HICKLER, T.; LUCHT, W.; SITCH, S.; SMITH, B.; SYKES, M. T. Dynamic global vegetation modelling: quantifying terrestrial ecosystem responses to large-scale environmental change. In: CANADELL, J. G.; PATAKI, D. E.; PITEKKA, L. F. (Eds.). **Terrestrial ecosystems in a changing world**. Berlin: Springer, 2007. p. 175–192.

RASMUSSEN, R. A. What do the hydrocarbons from trees contribute to air pollution? **Journal of the Air Pollution Control Association**, v. 22, n. 7, p. 537–543, 1972.

RASMUSSEN, R. A.; WENT, F. W. Volatile organic material of plant origin in the atmosphere. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 53, p. 215–220, 1965.

RASULOV, B.; HÜ, K.; BICHELE, I.; LAISK, A.; NIINEMETS, L. Temperature response of isoprene emission in vivo reflects a combined effect of substrate limitations and isoprene synthase activity: a kinetic analysis 1. **Plant Physiology**, v. 154, p. 1558–1570, 2010.

RASULOV, B.; TALTS, E.; NIINEMETS, Ü. Spectacular oscillations in plant isoprene emission under transient conditions explain the enigmatic CO₂ response. **Plant Physiology**, v. 172, n. 4, p. 2275–2285, 2016.

REGO, N. H. **Produção de cinco clones de taro (*Colocasia esculenta* (L.) Schott), sob quatro populações, no pantanal sul-mato-grossense**. 2003. 43 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Dourados, 2003. Disponível em: <<http://files.ufgd.edu.br/arquivos/arquivos/78/MESTRADO-DOUTORADO-AGRONOMIA/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20Norton%20Hayd%20Rego.pdf>>. Acesso em: 17 out. 2018.

REINHARD, J.; SRINIVASAN, M. V.; ZHANG, S. Olfaction: scent-triggered navigation in honeybees. **Nature**, v. 427, n. 6973, p. 411–412, 2004.

- RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. F.; MELO, L. F. C. Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 771–780, 2004.
- RINNE, H. J. I.; GUENTHER, A. B.; GREENBERG, J. P.; HARLEY, P. C. Isoprene and monoterpene fluxes measured above Amazonian rainforest and their dependence on light and temperature. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 2421–2426, 2002.
- ROBINSON, N. H.; HAMILTON, J. F.; ALLAN, J. D.; LANGFORD, B.; ORAM, D. E.; CHEN, Q.; DOCHERTY, K.; FARMER, D. K.; JIMENEZ, J. L.; WARD, M. W.; HEWITT, C. N.; BARLEY, M. H.; JENKIN, M. E.; RICKARD, A. R.; MARTIN, S. T.; MCFIGGANS, G.; COE, H. Evidence for a significant proportion of Secondary Organic Aerosol from isoprene above a maritime tropical forest. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 11, p. 1039–1050, 2011.
- RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J.; BUATOIS, B.; CHICHE, E.; SHAHIN, O.; STAUDT, M. Leaf isoprene emission declines in *Quercus pubescens* seedlings experiencing drought – any implication of soluble sugars and mitochondrial respiration? **Environmental and Experimental Botany**, v. 85, p. 36–42, 2013.
- ROSENSTIEL, T. N.; POTOSNAK, M. J.; GRIFFIN, K. L.; FALL, R.; MONSON, R. K. Increased CO₂ uncouples growth from isoprene emission in an agriforest ecosystem. **Nature**, v. 421, n. 16, p. 256–259, 2003.
- ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT-FAPESP, 1997. 57 p.
- RUGGIERO, P. G. C.; BATALHA, M. A.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 160, p. 1–16, 2002.
- RYAN, A. C.; HEWITT, C. N.; POSSELL, M.; VICKERS, C. E.; PURNELL, A.; MULLINEAUX, P. M.; DAVIES, W. J.; DODD, I. C. Isoprene emission protects photosynthesis but reduces plant productivity during drought in transgenic tobacco (*Nicotiana tabacum*) plants. **New Phytologist**, v. 201, p. 205–216, 2014.
- SAATCHI, S.; ASEFI-NAJAFABADY, S.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; MYNENI, R. B.; NEMANI, R. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, p. 565–570, 2013.
- SANADZE, G. A. Biogenic Isoprene (a review). **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 51, n. 6, p. 810–824, 2004.
- SANTOS, E. O. **Contribuição ao estudo do fluxo de dióxido de carbono dentro da floresta amazônica**. 1999. 74 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.

- SANTOS, F.; LONGO, K.; GUENTHER, A.; KIM, S.; GU, D.; ORAM, D.; FORSTER, G.; LEE, J.; HOPKINS, J.; BRITO, J.; FREITAS, S. Biomass burning emission disturbances of isoprene oxidation in a tropical forest. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 18, n. 17, p. 12715–12734, 2018.
- SASAKI, K.; SAITO, T.; LASA, M.; OKSMAN-CALDENTY, K.-M.; SUZUKI, M.; OHYAMA, K.; MURANAKA, T.; OHARA, K.; YAZAKI, K. Plants utilize isoprene emission as a thermotolerance mechanism. **Plant and Cell Physiology**, v. 48, n. 9, p. 1254–1262, 2007.
- SCHIRMER, W. N.; QUADROS, M. E. Compostos orgânicos voláteis biogênicos emitidos a partir da vegetação e seu papel no ozônio troposférico urbano. **REVSBAU**, v. 5, n. 1, p. 25–42, 2010.
- SCHNITZLER, J. R.-P.; GRAUS, M.; RGEN KREUZWIESER, J.; HEIZMANN, U.; RENNENBERG, H.; WISTHALER, A.; HANSEL, A. Contribution of different carbon sources to isoprene biosynthesis in poplar leaves. **Plant Physiology**, v. 135, p. 152–160, 2004.
- SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 2. ed. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 2006. 1203 p.
- SENNA, M. C. A. **Fração da radiação fotossinteticamente ativa absorvida pela floresta tropical amazônica: uma comparação entre estimativas baseadas em modelagem, sensoriamento remoto e medições de campo**. 2004. 54 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004. Disponível em: <<http://www.locus.ufv.br/handle/123456789/8159>>. Acesso em: 22 jun. 2017.
- SHARKEY, T. D.; MONSON, R. K. The future of isoprene emission from leaves, canopies and landscapes. **Plant, Cell and Environment**, v. 37, p. 1727–1740, 2014.
- SILVA, L. F. DA; BACANI, V. M. Análise multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal no Pantanal de Aquidauana com o uso de geotecnologias. **REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 9, n. 2, p. 27–40, 2015.
- SILVA, F. M.; SANTOS, M. DOS; LIMA, Z. M. C. **Geografia física II: sistemas sinóticos e classificação climática**. Natal: EDUFRN, 2009. 240 p.
- SILVESTRINI, R. A.; SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ASSUNÇÃO, R. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. **Ecological Applications**, v. 21, n. 5, p. 1573–1590, 2011.
- SINDELAROVA, K.; GRANIER, C.; BOUARAR, I.; GUENTHER, A.; TILMES, S.; STAVRAKOU, T.; MÜLLER, J.-F.; KUHN, U.; STEFANI, P.; KNORR, W. Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30 years. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 14, p. 9317–9341, 2014.

SITU, S.; WANG, X. X.; GUENTHER, A.; ZHANG, Y.; WANG, X. X.; HUANG, M.; FAN, Q.; XIONG, Z. Uncertainties of isoprene emissions in the MEGAN model estimated for a coniferous and broad-leaved mixed forest in Southern China. **Atmospheric Environment**, v. 98, p. 105–110, 2014.

SIWKO, M. E.; MARRINK, S. J.; DE VRIES, A. H.; KOZUBEK, A.; SCHOOT UITERKAMP, A. J. M.; MARK, A. E. Does isoprene protect plant membranes from thermal shock? a molecular dynamics study. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 1768, p. 198–206, 2007.

SOARES-FILHO, B.; SILVESTRINI, R.; NEPSTAD, D.; BRANDO, P.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A.; COE, M.; LOCKS, C.; LIMA, L.; HISSA, L.; STICKLER, C. Forest fragmentation, climate change and understory fire regimes on the Amazonian landscapes of the Xingu headwaters. **Landscape Ecology**, v. 27, p. 585–598, 2012.

SOUZA, J. S. DE. **Dinâmica espacial e temporal do fluxo de CO₂ do solo em floresta de terra firme na Amazônia Central**. 2004. 62 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2004. Disponível em: <https://koha.inpa.gov.br/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=3771&shelfbrowse_itemnumber=4517>. Acesso em: 16 mar. 2018

SOUZA, V. F. DE. **Interactions between temperature, intercellular CO₂ concentration, light and a unifying conceptual model responde in controlling leaf isoprene emission rates**. 2017. 194 p. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2017. Disponível em: <<https://bdtd.inpa.gov.br/handle/tede/2396>>. Acesso em: 16 set. 2018

SQUIRE, O. J.; ARCHIBALD, A. T.; BEERLING, D. J.; HEWITT, C. N.; LATHIÈRE, J.; PIKE, R. C.; TELFORD, P. J.; PYLE, J. A. Influence of future climate and cropland expansion on isoprene emissions and tropospheric ozone. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, p. 18307–18344, 2013.

STAVRAKOU, T.; MÜLLER, J. F.; BAUWENS, M.; DE SMEDT, I.; VAN ROOZENDAEL, M.; DE MAZIÈRE, M.; VIGOUROUX, C.; HENDRICK, F.; GEORGE, M.; CLERBAUX, C.; COHEUR, P. F.; GUENTHER, A. How consistent are top-down hydrocarbon emissions based on formaldehyde observations from GOME-2 and OMI? **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, n. 20, p. 11861–11884, 2015.

STAVRAKOU, T.; MÜLLER, J. F.; BAUWENS, M.; DE SMEDT, I.; VAN ROOZENDAEL, M.; GUENTHER, A. Impact of short-term climate variability on volatile organic compounds emissions assessed using OMI satellite formaldehyde observations. **Geophysical Research Letters**, v. 45, n. 16, p. 8681–8689, 2018.

STAVRAKOU, T.; MÜLLER, J. F.; BAUWENS, M.; DE SMEDT, I.; VAN ROOZENDAEL, M.; GUENTHER, A.; WILD, M.; XIA, X. Isoprene emissions over Asia 1979-2012: Impact of climate and land-use changes. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 14, p. 4587–4605, 2014.

STAVRAKOU, T.; MÜLLER, J. F.; DE SMEDT, I.; VAN ROOZENDAEL, M.; VAN DER WERF, G. R.; GIGLIO, L.; GUENTHER, A. Global emissions of non-methane hydrocarbons deduced from SCIAMACHY formaldehyde columns through 2003-2006. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, n. 11, p. 3663–3679, 2009.

STOCKWELL, W. R.; LAWSON, C. V.; SAUNDERS, E.; GOLIFF, W. S. A Review of tropospheric atmospheric chemistry and gas-phase chemical mechanisms for air quality modeling. **Atmosphere**, v. 3, n. 4, p. 1–32, 2011.

STONE, D.; EVANS, M. J.; EDWARDS, P. M.; COMMANE, R.; INGHAM, T.; RICKARD, A. R.; BROOKES, D. M.; HOPKINS, J.; LEIGH, R. J.; LEWIS, A. C.; MONKS, P. S.; ORAM, D.; REEVES, C. E.; STEWART, D.; HEARD, D. E. Isoprene oxidation mechanisms: measurements and modelling of OH and HO₂ over a South-East Asian tropical rainforest during the OP3 field campaign. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 11, n. 13, p. 6749–6771, 2011.

SUN, Z.; COPOLOVICI, L.; NIINEMETS, Ü. Can the capacity for isoprene emission acclimate to environmental modifications during autumn senescence in temperate deciduous tree species *Populus tremula*? **Journal of Plant Research**, v. 125, n. 2, p. 263–274, 2012.

SURRATT, J. D.; CHAN, A. W. H.; EDDINGSAAS, N. C.; CHAN, M.; LOZA, C. L.; KWAN, A. J.; HERSEY, S. P.; FLAGAN, R. C.; WENNBERG, P. O.; SEINFELD, J. H.; FINLAYSON-PITTS, B. J. Reactive intermediates revealed in secondary organic aerosol formation from isoprene. **PNAS**, v. 107, n. 15, p. 6640–6645, 2010.

SZOGS, S.; ARNETH, A.; ANTHONI, P.; DOELMAN, J. C.; HUMPENÖDER, F.; POPP, A.; PUGH, T. A. M.; STEHFEST, E. Impact of LULCC on the emission of BVOCs during the 21st century. **Atmospheric Environment**, v. 165, p. 73–87, 2017.

TANAKA, K.; KIM, H.-J.; SAITO, K.; TAKAHASHI, H. G.; WATANABE, M.; YOKOHATA, T.; KIMOTO, M.; TAKATA, K.; YASUNARI, T. How have both cultivation and warming influenced annual global isoprene and monoterpene emissions since the preindustrial era? **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, p. 9703–9718, 2012.

TANIMOTO, H.; IKEDA, K.; FOLKERT BOERSMA, K.; VAN DER A., R. J.; GARIVAIT, S. Interannual variability of nitrogen oxides emissions from boreal fires in Siberia and Alaska during 1996-2011 as observed from space. **Environmental Research Letters**, v. 10, p. 1–14, 2015.

TASSI, F.; CAPACCIONI, B.; CAPECCHIACCI, F.; VASELLI, O. Non-methane Volatile Organic Compounds (VOCs) at El Chichón volcano (Chiapas, México): Geochemical features, origin and behavior. **Geofísica Internacional**, v. 48, n. 1, p. 85–95, 2009.

TASSI, F.; CAPECCHIACCI, F.; CABASSI, J.; CALABRESE, S.; VASELLI, O.; ROUWET, D.; PECORAINO, G.; CHIODINI, G. Geogenic and atmospheric sources for volatile organic compounds in fumarolic emissions from Mt. Etna and Vulcano Island (Sicily, Italy). **Journal of Geophysical Research**, v. 117, p. 1–20, 2012.

THEODOROVISCK, A. M. G. **Geodiversidade do Estado de Mato Grosso do Sul**. São Paulo: CPRM, 2010. 179 p.

TOMAS, W. M.; MOURÃO, G.; CAMPOS, Z.; SALIS, S. M.; SANTOS, S. A. **Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal**. Corumbá: EMBRAPA, 2009. 58 p. ISBN(9788598893150).

TRIOLA, M. F. **Introdução à estatística**. 7.ed. Rio de Janeiro: LTC, 1998. 410 p.

UNGER, N.; HARPER, K.; ZHENG, Y.; KIANG, N. Y.; ALEINOV, I.; ARNETH, A.; SCHURGERS, G.; AMELYNCK, C.; GOLDSTEIN, A. Photosynthesis-dependent isoprene emission from leaf to planet in a global carbon-chemistry-climate model. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, p. 10243–10269, 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Compendium method TO-17: determination of volatile organic compounds in ambient air using active sampling onto sorbent tubes: compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air**. Cincinnati. Washington: USEPA, 1999a. 53p.

VELIKOVA, V.; PINELLI, P.; LORETO, F.; POPOV, A. M. Consequences of inhibition of isoprene synthesis in *Phragmites australis* leaves exposed to elevated temperatures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 106, p. 209–217, 2005.

WANTZEN, K. M.; NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J.; GIRARD, P.; ROSSETTO, O. C.; PENHA, J. M.; COUTO, E. G.; BECKER, M.; PRIANTE, G.; TOMAS, W. M.; SANTOS, S. A.; MARTA, J.; DOMINGOS, I.; SONODA, F.; CURVO, M.; CALLIL, C.; PROCESSES, E.; MANAGEMENT, S. F.; WANTZEN, K. M. Towards a sustainable management concept for ecosystem services of the Pantanal wetland. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 8, n. 4, p. 115–138, 2008.

WARNEKE, C.; ROBERTS, J. M.; VERES, P.; GILMAN, J.; KUSTER, W. C.; BURLING, I.; YOKELSON, R.; DE GOUW, J. A. VOC identification and inter-comparison from laboratory biomass burning using PTR-MS and PIT-MS. **International Journal of Mass Spectrometry**, v. 303, p. 6–14, 2010.

WATERLOO, M. J.; OLIVEIRA, S. M.; DRUCKER, D. P.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNETT, M. G.; LANGEDIJK, I.; JANS, W. W. P.; TOMASELLA, J.; DE ARAÚJO, A. C.; PIMENTEL, T. P.; MÚNERA ESTRADA, J. C. Export of organic carbon in run-off from an Amazonian rainforest blackwater catchment. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2581–2597, 2006.

WEI, W.; WANG, S.; CHATANI, S.; KLIMONT, Z.; COFALA, J.; HAO, J. Emission and speciation of non-methane volatile organic compounds from anthropogenic sources in China. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 4976–4988, 2008.

WENT, F. W. Blue hazes in the atmosphere. **Nature**, v. 187, p. 641-643, 1960.

WIBERLEY, A. E.; DONOHUE, A. R.; MEIER, M. E.; WESTPHAL, M. M.; SHARKEY, T. D. Regulation of isoprene emission in *Populus trichocarpa* leaves subjected to changing growth temperature. **Plant, Cell and Environment**, v. 31, n. 2, p. 258–267, 2008.

WIBERLEY, A. E.; DONOHUE, A. R.; WESTPHAL, M. M.; SHARKEY, T. D. Regulation of isoprene emission from poplar leaves throughout a day. **Plant, Cell and Environment**, v. 32, p. 939–947, 2009.

WIEDINMYER, C.; GUENTHER, A.; HARLEY, P.; HEWITT, N.; GERON, C.; ARTAXO, P.; STEINBRECHER, R.; RASMUSSEN, R. Global organic emissions from vegetation. In: GRANIER, C.; ARTAXO, P.; REEVES, C. E. (Eds.). **Emissions of trace gases and aerosols into the atmosphere**. Londres: Kluwer Academic Publishers, 2004. p. 115–170.

WIEDINMYER, C.; TIE, X.; GUENTHER, A.; NEILSON, R.; GRANIER, C. Future changes in biogenic isoprene emissions: how might they affect regional and global atmospheric chemistry? **Earth Interactions**, v. 10, p. 1–19, 2006.

WILKINSON, M. J.; MONSON, R. K.; TRAHAN, N.; LEE, S.; BROWN, E.; JACKSON, R. B.; POLLEY, H. W.; FAY, P. A.; FALL, R. Leaf isoprene emission rate as a function of atmospheric CO₂ concentration. **Global Change Biology**, v. 15, n. 5, p. 1189–1200, 2009.

WILLIAMS, J.; KOPPMANN, R. Volatile organic compound in the atmosphere: an overview. In: KOPPMANN, R. (Ed.). **Volatile organic compounds in the atmosphere**. Oxford: Blackwell Publishing, 2007. p. 508.

WOLFE, G. M.; KAISER, J.; HANISCO, T. F.; KEUTSCH, F. N.; DE GOUW, J. A.; GILMAN, J. B.; GRAUS, M.; HATCH, C. D.; HOLLOWAY, J.; HOROWITZ, L. W.; LEE, B. H.; LERNER, B. M.; LOPEZ-HILIFIKER, F.; MAO, J.; MARVIN, M. R.; PEISCHL, J.; POLLACK, I. B.; ROBERTS, J. M.; RYERSON, T. B.; THORNTON, J. A.; VERES, P. R.; WARNEKE, C. Formaldehyde production from isoprene oxidation across NO_x regimes. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 2016.

WU, J.; BALDWIN, I. T. New insights into plant responses to the attack from insect herbivores. **Annual Review of Genetics**, v. 44, p. 1–24, 2010.

WU, S.; MICKLEY, L. J.; KAPLAN, J. O.; JACOB, D. J. Impacts of changes in land use and land cover on atmospheric chemistry and air quality over the 21st century. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, p. 1597–1609, 2012.

- YÁÑEZ-SERRANO, A. M.; NÖLSCHER, A. C.; WILLIAMS, J.; WOLFF, S.; ALVES, E.; MARTINS, G. A.; BOURTSOUKIDIS, E.; BRITO, J.; JARDINE, K.; ARTAXO, P.; KESSELMEIER, J. Diel and seasonal changes of biogenic volatile organic compounds within and above an Amazonian rainforest. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, p. 3359–3378, 2015.
- YOKELSON, R. J.; SUSOTT, R.; WARD, D. E.; REARDON, J.; GRIFFITH, D. W. T. Emissions from smoldering combustion of biomass measured by open-path Fourier transform infrared spectroscopy. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 102, n. 15, p. 18865–18877, 1997.
- YU, F.; LUO, G. Oceanic dimethyl sulfide emission and new particle formation around the coast of Antarctica: a modeling study of seasonal variations and comparison with measurements. **Atmosphere**, v. 1, p. 34–50, 2010.
- ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; KRUIJT, B.; KESSELMEIER, J.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O.; DOLMAN, A. J. Soil CO₂ efflux in Central Amazonia: environmental and methodological effects. **Acta Amazonica**, v. 173, n. 2, p. 173–184, 2012.
- ZARE, A.; CHRISTENSEN, J. H.; IRANNEJAD, P.; BRANDT, J. Evaluation of two isoprene emission models for use in a long-range air pollution model. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, n. 16, p. 7399–7412, 2012.
- ZEPKA, A. P. **Emissão de isopreno por plantações de eucalipto e sua influência na formação de ozônio troposférico**. 2011. 203 p. Tese (Doutorado em Geofísica Espacial/Ciências Atmosféricas) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2011. Disponível em: <<http://docplayer.com.br/34068277-Emissao-de-isopreno-por-plantacoes-de-eucalipto-e-sua-influencia-na-formacao-de-ozonio-troposferico.html>>. Acesso em: 05 fev. 2015.
- ZHANG, D.; ZHANG, R. Mechanism of OH formation from ozonolysis of isoprene: a quantum-chemical study. **Journal of the American Chemical Society**, v. 124, n. 11, p. 2692–2703, 2002.
- ZHAO, J.; HARTMANN, H.; TRUMBORE, S.; ZIEGLER, W.; ZHANG, Y. High temperature causes negative whole-plant carbon balance under mild drought. **New Phytologist**, v. 200, p. 330–339, 2013.
- ZIMMER, W.; BRÜGGEMANN, N.; EMEIS, S.; GIERSCH, C.; LEHNING, A.; STEINBRECHER, R.; SCHNITZLER, J. P. Process-based modelling of isoprene emission by oak leaves. **Plant, Cell and Environment**, v. 23, n. 6, p. 585–595, 2000.