



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/05.17.17.43-TDI

EMISSÕES ASSOCIADAS À QUEIMA DA PALHA DA CANA-DE-AÇÚCAR NO ESTADO DE SÃO PAULO E SEUS IMPACTOS NA QUALIDADE DO AR

Daniela de Azeredo França

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Bernardo Friedrich Theodor Rudorff, e Karla Maria Longo de Freitas, aprovada em 23 de maio de 2013.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3E5M4B8>>

INPE
São José dos Campos
2013

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):

Presidente:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Maria Tereza Smith de Brito - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Luciana Manacero - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/05.17.17.43-TDI

EMISSÕES ASSOCIADAS À QUEIMA DA PALHA DA CANA-DE-AÇÚCAR NO ESTADO DE SÃO PAULO E SEUS IMPACTOS NA QUALIDADE DO AR

Daniela de Azeredo França

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Bernardo Friedrich Theodor Rudorff, e Karla Maria Longo de Freitas, aprovada em 23 de maio de 2013.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3E5M4B8>>

INPE
São José dos Campos
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

F844e França, Daniela de Azeredo.
Emissões associadas à queima da palha da cana-de-açúcar no estado de são paulo e seus impactos na qualidade do ar / Daniela de Azeredo França. – São José dos Campos : INPE, 2013.
xxvi + 117 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/05.17.17.43-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013.

Orientador : Drs. Bernardo Friedrich Theodor Rudorff, e Karla Maria Longo de Freitas.

1. sensoriamento remoto. 2. emissões. 3. queima de biomassa. 4. cana de açúcar. 5. modelagem. I.Título.

CDU 528.8:551.151(815.6)



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/).

Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de **Doutor(a)** em
Sensoriamento Remoto

Dr. Yosio Edemir Shimabukuro



Presidente / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Bernardo Friedrich Theodor Rudorff




Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dra. Karla Maria Longo de Freitas



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Turíbio Gomes Soares Neto




Membro da Banca / INPE / Cachoeira Paulista - SP

Dr. Nilton Manuel Évora do Rosário



Convidado(a) / UNIFESP / São Paulo - SP

Dr. Nelson da Cruz Gouveia



Convidado(a) / USP / São Paulo - SP

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

unanimidade

Aluno (a): **Daniela de Azeredo França**

São José dos Campos, 23 de Maio de 2013

“Gosto de compreender o conceito de limite como fronteira. Fronteiras podem representar o fim, como também o início. Tudo depende de como a fronteira é vista por nós.”

Fábio de Melo

A meus pais

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer, primeiramente, a Deus pela oportunidade de fazer o doutorado no INPE, por tudo que aprendi no decorrer deste curso e por toda ajuda durante mais esta importante etapa da minha vida.

Agradeço a meus pais, Severino e Elisabeth França, por toda torcida e apoio que sempre me deram, apesar das saudades. Amo muito vocês!

Aos meus orientadores Dr. Bernardo Rudorff e Dra. Karla Maria Longo, acima de tudo mestres e amigos, eu agradeço de coração por todo apoio e valiosos ensinamentos.

Agradeço a todos os meus queridos amigos do GMAI (Grupo de Modelagem da Atmosfera e Interfaces, do INPE) por todo apoio e amizade, especialmente a: Rafael Stockler, Madeleine Gácita, Rafael Mello, Gabriel Pereira, Fernando Cavalcante, Fernanda Batista, Rodrigo Braz, Mauricio Zarzur, Ricardo Siqueira, Marcos Yoshida e Demerval Moreira. Quero agradecer, também, aos Drs. Saulo Freitas, Nilton Rosário e Marcelo Alonso por todas as colaborações de grande valor, no decorrer destes anos.

Ao grupo LAF (Laboratório de Sensoriamento Remoto Aplicado à Agricultura e Floresta, do INPE), em especial ao Daniel Aguiar, pela disponibilização dos dados do Projeto Canasat utilizados neste trabalho e por todo auxílio.

Ao Paulo Ricardo Jauer, quero agradecer, de coração, por todo amor e apoio que sempre me deste.

Aos queridos colegas membros do LCP, José Carlos Santos, Edson Anselmo, Dr. Ely Cortez, Carlos A. dos Santos, Gislaine Matos, Dra. Emiliana Amorim, Victor Saito, João Paulo Cruz, Dra. Fabiana Dias e, sobretudo, ao Dr. Turibio Soares Neto, agradeço pela importante ajuda durante a etapa dos experimentos realizados em laboratório.

Agradeço aos Srs. Luiz Antonio Paes e Luis Clarete, do CTC, pelo apoio durante a fase de coleta das amostras de biomassa.

Aos professores e pesquisadores do INPE, pelo conhecimento compartilhado e disponibilidade em ajudar.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro no decorrer de quatro anos do doutorado.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), pela oportunidade de estudos e utilização de suas instalações.

Agradeço aos Drs. Yosio Shimabukuro, Turibio Soares Neto, Nilton Rosário e Nelson Gouveia por terem aceitado o convite para a participação na banca examinadora da minha defesa de Tese e pelas importantes contribuições.

Enfim, a todos os que me apoiaram ao longo desta importante etapa da minha vida, muito obrigada!

RESUMO

A cana-de-açúcar é uma matéria-prima importante para a economia brasileira, usada para produzir açúcar e etanol praticamente na mesma proporção. O estado de São Paulo é o maior produtor desta cultura e é responsável por cerca de 60% da produção brasileira, com uma área cultivada em torno de 5,4 Mha em 2011. A colheita da cana-de-açúcar pode ser realizada com ou sem a prática da queima da palha. De 2006 a 2010, cerca de 2 milhões de hectares foram colhidos anualmente com a prática da queima, a qual emite material particulado, gases de efeito estufa e precursores do ozônio troposférico para a atmosfera. A geração de inventários de emissões críveis tem um papel fundamental para o monitoramento da efetividade das políticas de redução da prática da queima, sobretudo quanto aos seus impactos na qualidade do ar. Este trabalho visou gerar informações que permitam avaliar os impactos na qualidade do ar da queima da palha-de-açúcar durante a colheita. Numa primeira fase, os fatores de emissão dos principais gases traço e material particulado para a queima da palha da cana, foram estimados a partir de medidas realizadas em laboratório. Os valores médios estimados para os fatores de emissão (g kg^{-1} de biomassa seca queimada) corresponderam a 1.303 ± 218 para CO_2 , 65 ± 14 para CO, $1,5 \pm 0,4$ para NO_x , 16 ± 6 para UHC e $2,6 \pm 1,6$ para $\text{PM}_{2,5}$. Posteriormente, as emissões de poluentes anuais (de 2006 a 2011), associadas a esta prática no estado de São Paulo, foram estimadas por meio de técnicas de sensoriamento remoto e modelagem numérica. Os valores médios estimados para as emissões (Gg/ano) no estado de São Paulo, de 2006 a 2011, foram 1.130 ± 152 para CO, 26 ± 4 para NO_x , 16 ± 2 para CH_4 , 45 ± 6 para $\text{PM}_{2,5}$, 120 ± 16 para PM_{10} e 154 ± 21 para NMHC (hidrocarbonetos não-metanos). Finalmente, os impactos na qualidade do ar foram estudados utilizando um modelo numérico de transporte e química da atmosfera. Os resultados deste estudo mostraram que a resolução espacial de 10 km é suficiente para simular consistentemente o ciclo diurno e a variabilidade mensal dos principais poluentes considerados neste trabalho: CO, NO_x e O_3 . Os efeitos das emissões associadas à prática da queima da palha da cana-de-açúcar podem exceder a escala local e afetar também a composição química da atmosfera em estados vizinhos, em especial, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná. As estimativas de emissões para o estado de SP indicam um decréscimo da contribuição da queima da palha da cana na concentração de poluentes na atmosfera para o ano de 2011 em relação a 2006, compatível com a redução da prática da colheita com queima no estado de SP, indicando que as medidas tomadas pelo governo para a mitigação das emissões associadas à queima da palha de cana-de-açúcar no estado de São Paulo estão se tornando eficazes.

EMISSIONS ASSOCIATED WITH SUGARCANE STRAW BURNING IN THE STATE OF SÃO PAULO AND THEIR IMPACTS ON AIR QUALITY

ABSTRACT

Sugarcane is a relevant feedstock for the Brazilian economy used to produce sugar and ethanol in almost equal proportions. The state of São Paulo is the largest sugarcane producer and is responsible for almost 60% of the Brazilian production, owning a cultivated area of about 5.4 Mha in 2011. The sugarcane harvest can be performed either with or without the pre-harvest straw burning practice. Close to 2 Mha have been annually harvested from 2006 to 2010 with the pre-harvest burning practice that emits particulate material, greenhouse gases and tropospheric ozone precursors to the atmosphere. The generation of reliable emission inventories is crucial for assessing the related environmental impacts. This work aimed to generate information to assess the impacts of sugarcane straw burning during harvest on air quality. Initially, sugarcane straw burning emission factors for some trace gases and particulate material were estimated in the laboratory. Average estimated values for emission factors (g kg^{-1} of burned dry biomass) were $1,303 \pm 218$ for CO_2 , 65 ± 14 for CO, 1.5 ± 0.4 for NO_x , 16 ± 6 for UHC, and 2.6 ± 1.6 for $\text{PM}_{2.5}$. Thereafter, the annual emissions of pollutants (from 2006 to 2011) associated with the pre-harvest sugarcane burning practice in the state of São Paulo were estimated through remote sensing techniques and numerical modeling. Average estimated values for emissions (Gg/year) in the state of São Paulo from 2006 to 2011 were $1,130 \pm 152$ for CO, 26 ± 4 for NO_x , 16 ± 2 for CH_4 , 45 ± 6 for $\text{PM}_{2.5}$, 120 ± 16 for PM_{10} and 154 ± 21 for NMHC (non-methane-hydrocarbons). Finally, the impacts on air quality were studied using a numerical atmospheric chemistry model. The results of this study showed that the spatial resolution of 10 km is enough to consistently simulate the diurnal cycle and the monthly variability of the main pollutants considered in this paper: CO, NO_x and O_3 . The effects of the emissions associated with the practice of sugarcane straw burning may exceed the local level and also affect the chemical composition of the atmosphere in neighboring states, in particular, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais and Paraná. Emissions estimates for the state of São Paulo indicate a decrease of the contribution of the sugarcane straw burning in the concentration of pollutants in the atmosphere for the year 2011 in relation to 2006, consistent with the reduction in the practice of sugarcane straw burning in the state of São Paulo, indicating that the measures taken by the government to reduce sugarcane straw burning emissions in the state of São Paulo are becoming effective.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 1.1 - (a) Mapa da área de plantio de cana-de-açúcar no Brasil em relação às áreas de floresta tropical e pantanal e (b) foto aérea de canaviais na região de Piracicaba (SP). Fonte: Adaptado de UNICA (2013a).....	1
Figura 1.2 - Imagens (a) do plantio de cana-de-açúcar e (b) da colheita mecanizada. Fonte: UNICA (2013b).	2
Figura 1.3 - Imagens (a) da queima da palha da cana-de-açúcar e (b) da colheita manual. Fonte: UNICA (2013b).....	2
Figura 1.4 - Imagens da cidade de Piracicaba (a) sob o impacto da queima da palha durante a época da colheita da cana-de-açúcar e (b) fora do período da colheita. Fonte: Veiga Filho (2006); Globo (2012).....	5
Figura 2.1 - Localização do Centro de Tecnologia Canavieira (CTC).	10
Figura 2.2 - Aquisição das amostras de cana-de-açúcar.	10
Figura 2.3 - Desenho ilustrativo da câmara de combustão (a) e interior da câmara de combustão (b), destacando a coifa acoplada à chaminé e a bandeja de queima posicionada acima da balança (adaptado de SOARES NETO et al., 2011); (c) solo colocado na bandeja de queima; (d) biomassa colocada na bandeja de queima.....	11
Figura 2.4 - Exemplo de padrão típico do processo de combustão observado em um dos experimentos realizados em laboratório. Dados normalizados, em função do tempo: emissões dos gases e sua relação com as fases da combustão.....	15
Figura 2.5 - Padrão observado no processo de combustão da amostra com o maior teor de umidade registrado. Dados normalizados, em função do tempo: emissões dos gases e sua relação com as fases da combustão.	15
Figura 2.6 - Representação gráfica dos fatores de emissão (FE) de CO ₂ , CO, NO _x e UHC <i>versus</i> a eficiência de combustão modificada MCE.....	16
Figura 2.7 - Variação da concentração média (µg/m ³) do PM _{2.5} emitido ao longo do tempo de queima, nos experimentos realizados em 2010.	20
Figura 2.8 - Variação do diâmetro médio (µm) do PM _{2.5} emitido ao longo do tempo de queima, nos experimentos realizados em 2010.	21
Figura 3.1 - Localização da área de estudo, com destaque para as áreas de cana-de-açúcar colhidas com queima no estado de São Paulo em 2010 (AGUIAR et al., 2011).	28
Figura 3.2 - Áreas estimadas fornecidas pelo Projeto Canasat (RUDORFF et al., 2010). A categoria não colhida ou em reforma inclui as áreas ocupadas com a cana-de-açúcar, mas não colhidas.....	29
Figura 3.3 - Número de detecções de fogo em áreas produtoras de cana-de-açúcar, de 2006 a 2011, derivadas dos produtos AVHRR-NOAA, MODIS e WFABBA-GOES.....	32

Figura 3.4 - Exemplo de mapeamento anual de áreas de cana-de-açúcar disponíveis para a colheita no estado de São Paulo (ano safra 2010) fornecido pelo Projeto Canasat, baseado em imagens de sensoriamento remoto (RUDORFF et al., 2010).....	35
Figura 3.5 - Procedimento metodológico usado.....	36
Figura 3.6 - Estimativas de emissões de CO (kg/m ²) associadas à queima da cana-de-açúcar na pré-colheita, geradas pelo método tradicional (à esquerda) e pela nova metodologia (à direita), para o estado de São Paulo de 2006 a 2008.	43
Figura 3.6 (cont.) - O mesmo para o período de 2009 a 2011.	44
Figura 3.7 - Taxa de emissão diária de CO (kg/m ²) pela queima de cana-de-açúcar no estado de São Paulo de 2006 a 2011 obtida pelo 3BEM operando em seu modo tradicional.	45
Figura 3.8 - Emissões de CO (Gg / ano) pela queima da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo de 2006 a 2011, estimadas por meio da nova metodologia, e o total de cana-de-açúcar colhida durante o mesmo período. .	48
Figura 4.1 - Domínio da grade do modelo usada no experimento da América do Sul, com resolução espacial de 40 km.	57
Figura 4.2 - Domínio da grade do modelo usada no experimento do estado de São Paulo, com resolução espacial de 10 km.....	58
Figura 4.3 - Emissões pela queima de biomassa (a) e antropogênicas (b) estimadas pelo PREP-CHEM-SRC para o CO (1e-5 kg/m ²), no dia 25/08/2006.	60
Figura 4.4 - Emissões diárias do CO (kg/m ²) para o ano 2006 estimadas por meio do método tradicional do modelo 3BEM e curva gaussiana ajustada para estas emissões.....	60
Figura 4.5 - Emissões diárias do CO (kg/m ²) para o ano 2011 estimadas por meio do método tradicional do modelo 3BEM e curva gaussiana ajustada para estas emissões.....	61
Figura 4.6 - Ciclo diurno das emissões pela queima da palha da cana-de-açúcar acrescentado ao código do modelo 3BEM.	61
Figura 4.7 - Localização das estações de qualidade do ar da CETESB no interior do estado de São Paulo utilizadas neste estudo: (1) Ribeirão Preto, (2) Piracicaba, (3) Araraquara, (4) Bauru, (5) Jaú, (6) Catanduva, (7) São José do Rio Preto, (8) Araçatuba, (9) Marília e (10) Presidente Prudente.....	63
Figura 4.8 - Localização das estações meteorológicas de superfície (METAR, PCDs e SYNOP) (a), no domínio interno (em azul) usado na avaliação média dos resultados do modelo, e (b) consideradas na análise do ciclo diurno: (1) Barretos, (2) Bauru, (3) Lins, (4) Piracicaba e (5) Presidente Prudente.	64
Figura 4.9 - (a) Energia cinética turbulenta (m/s) em função da altitude (m) de 1 a 5 de julho de 2006 no ponto (21S, 48,2W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.3. (b) Razão de mistura de CO (ppbv) no 1º nível vertical do modelo atmosférico para o mesmo período e localidade.....	67
Figura 4.10 - Perfis verticais da razão de mistura do O ₃ na baixa troposfera (a) no ponto (23S, 50W, indicado em verde na Figura 4.21 (a)) em julho de 2006 e	

(b) no ponto (23S, 50W, indicado em verde na Figura 4.22 (a)) em julho de 2011. Médias mensais das 11h (cor preta) e 12h (cor verde), hora local.....	68
Figura 4.11 - Série temporal da razão de mistura de CO (ppbv) no 1º nível vertical do modelo atmosférico (aproximadamente 40 m),) para o período de inverno de 2006 no ponto (21S, 48,2W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.13 (a).....	69
Figura 4.12 - Série temporal da razão de mistura de CO (ppbv) no 1º nível vertical do modelo atmosférico (aproximadamente 40 m),) para o período de inverno de 2011 no ponto (21S, 48,2W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.13 (a).....	70
Figura 4.13 – Diferença entre os valores da razão de mistura de CO (ppbv) referente aos experimentos realizados com e sem a emissão da queima da palha da cana-de-açúcar nos primeiros 200m acima da superfície, em julho de 2006. Médias das (a) 00h, (b) 04h, (c) 08h, (d) 12h, (e)16h e (f) 20h (hora local).....	71
Figura 4.14 – Diferença entre os valores da razão de mistura de CO (ppbv) referente aos experimentos realizados com e sem a emissão da queima da palha da cana-de-açúcar nos primeiros 200m acima da superfície, em agosto de 2011. Médias das (a) 00h, (b) 04h, (c) 08h, (d) 12h, (e)16h e (f) 20h (hora local).....	72
Figura 4.15 – Seção de corte sobre a latitude 21,2S da diferença entre a razão de mistura do CO (ppbv) simulado no experimento com cana e no experimento sem cana, no primeiro nível atmosférico do modelo em julho de 2006 (à direita). O detalhe à esquerda indica a localização da seção de corte sobre a distribuição espacial da razão de mistura do CO (ppbv), média de julho de 2006.	73
Figura 4.16 - Razão de mistura do CO (ppbv) simulada pelo modelo no experimento com cana: (a) distribuição espacial às 21 horas local do dia 22 de setembro de 2006 e (b) série temporal de julho a 30 de setembro de 2006 em 21S e 48,2W, indicada em verde em (a).	74
Figura 4.17 - Incremento na razão de mistura de CO (ppbv) e vento médio (em m/s) na camada até 200 m, em agosto de 2011. Médias horárias às (a) 00 h, (b) 03 h, (c) 06 h e (d) 09 h – hora local.	75
Figura 4.18 - Incremento na razão de mistura de CO (ppbv) e vento médio (em m/s) na camada até 200 m, em setembro de 2011. Médias mensais às (a) 00 h, (b) 03 h, (c) 06 h e (d) 09 h – hora local.	76
Figura 4.19 - Série temporal da razão de mistura de O ₃ (ppbv) para o período de inverno de 2006 no ponto (23S, 50W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.21 (a).....	77
Figura 4.20 - Série temporal da razão de mistura de O ₃ (ppbv) para o período de inverno de 2011 no ponto (23S, 50W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.22 (a).....	78
Figura 4.21 - Razão de mistura do O ₃ (ppbv) estimada no cenário sem cana (isolinhas) e percentual da contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar na concentração de O ₃ (sombreado), na camada até 400m, em (a) julho e (b) agosto de 2006. Média mensal às 11h (hora local).....	79

Figura 4.22 - Razão de mistura do O ₃ (ppbv) estimada no cenário sem cana (isolinhas) e percentual da contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar na concentração de O ₃ (sombreado), na camada até 400m, em (a) julho e (b) agosto de 2011. Média mensal às 11h (hora local).....	80
Figura 4.23 - Razão de mistura do O ₃ (ppbv) estimada no cenário sem cana (isolinhas) e percentual da contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar na concentração de O ₃ (sombreado), na camada até 400m, em setembro de 2011. Média mensal às 11h (hora local).	81
Figura 4.24 - Campos de vento (em m/s) nos primeiros 400m acima da superfície, em julho de 2006. Médias mensais às (a) 03h, (b) 06 h, (c) 09 e (d) 12 h - hora local.....	82
Figura 4.25 - Campos de vento (em m/s) nos primeiros 400m acima da superfície, em setembro de 2011. Médias mensais às (a) 03h, (b) 06 h, (c) 09 e (d) 12 h - hora local.	83
Figura 4.26 - Razão de mistura do O ₃ (ppbv) simulada pelo modelo no experimento com cana: (a) distribuição espacial às 14 horas local do dia 14 de outubro de 2006 e (b) série temporal de 11 a 15 de outubro de 2006 em 22,6S e 50,8W (indicada por uma estrela verde em (a)).	83
Figura 4.27 - Total da deposição seca do O ₃ (em kg/m ²) estimado nos experimentos com cana realizados para 2006 (a) e 2011 (b).	85
Figura 4.28 - Diferença entre a deposição seca do O ₃ (em kg/m ²) estimada no experimento com cana e no experimento sem cana do ano 2006 (a) e de 2011 (b).....	86
Figura 4.29 - Média horária mensal da razão de mistura do NO _x (ppbv), em julho de 2011. Comparação entre os dados das estações da CETESB e os resultados do modelo CCATT-BRAMS. (Continua).....	88
Figura 4.29 - Conclusão.	89
Figura 4.30 - Média horária mensal da razão de mistura do O ₃ (ppbv), em julho de 2011. Comparação entre os dados das estações da CETESB e os resultados do modelo CCATT-BRAMS. (Continua).....	90
Figura 4.30 - Conclusão.	91
Figura 4.31 - Localização da estação de qualidade do ar de Catanduva. Destaca-se que um pixel da grade do modelo (10 km x 10 km, em vermelho) pode incorporar uma área ampla, o que dificulta a representação das emissões de algumas fontes locais captadas em estações. Fonte: Adaptado de Google Maps (2013).	92
Figura 4.32 - Viés da temperatura (K) estimado a partir da comparação entre os resultados do modelo e de 28 estações meteorológicas SYNOP localizadas na região sudeste (Figura 4.20), em março (a) e julho (b) de 2006.	93
Figura 4.33 - Viés da temperatura (K) estimado a partir da comparação entre os resultados do modelo e de (a) 41 estações meteorológicas METAR, 74 SYNOP e 98 PCDs do INMET em março, e de (b) 42 estações meteorológicas METAR, 74 SYNOP e 112 PCDs do INMET em setembro, de 2011.....	94
Figura 4.34 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Barretos (A7216), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias de julho, agosto e setembro de 2011.	96

Figura 4.35 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Bauru (A705), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias dos meses de julho, agosto e setembro de 2011..	97
Figura 4.36 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Lins (A727), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias dos meses de julho, agosto e setembro de 2011.	98
Figura 4.37 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Piracicaba (A726), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias de julho, agosto e setembro de 2011.	99
Figura 4.38 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Presidente Prudente (A707), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias de julho, agosto e setembro de 2011.	100

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 2.1 - Fatores de emissão (g kg^{-1} de biomassa seca queimada) e MCE.	17
Tabela 2.2 - Conteúdo de umidade do combustível.	20
Tabela 3.1 - Estimativas de emissão de CO anuais (Gg/ano) para o estado de São Paulo.	42
Tabela 3.2 - Estimativas de emissões anuais (Gg/ano) para o estado de São Paulo.	46
Tabela 3.3 - Fatores de emissão (g kg^{-1} de biomassa seca queimada).	46
Tabela 4.1 - Parâmetros biofísicos de classes de uso/cobertura do solo.	59

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

3BEM	<i>Brazilian Biomass Burning Emission Model</i>
AVHRR	<i>Advanced Very High Resolution Radiometer</i>
BATS	<i>Biosphere-Atmosphere Transfer Scheme</i>
CBERS-2 e -2B	<i>China-Brazil Earth Resources Satellite-2 and -2B</i>
CCATT-BRAMS	<i>Coupled Aerosol-Tracer Transport – Brazilian Regional Modeling System</i>
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
CTC	Centro de Tecnologia Canavieira
DSA	Divisão de Satélites Ambientais
FE	Fator de emissão
GEE	Gases de efeito estufa
GOES	<i>Geostationary Operational Environmental Satellite</i>
IAF	Índice de área foliar
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LCP	Laboratório Associado de Combustão e Propulsão
LEAF	<i>Ecosystem-Atmosphere Feedback</i>
LPG	<i>Liquefied Petroleum Gas</i>
MCE	Eficiência de combustão modificada, do inglês <i>Modified Combustion Efficiency</i>
MEGAN	<i>Modelo f Emissions of Gases and Aerosols from Nature</i>
MOCAGE	<i>MOdélisation de la Chimie Atmosphérique Grande Echelle</i>
MODIS	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
N ₂ O	Óxido nitroso
NASA	<i>US National Aeronautics and Space Administration</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NMHC	Hidrocarbonetos não-metanos; do inglês <i>non methane hydrocarbons</i>
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
NO _x	Óxidos de nitrogênio (= NO + NO ₂)
PM ₁₀	Material particulado grosso, de diâmetro aerodinâmico igual ou menor do que 10 mm
PM _{2,5}	Material particulado fino, de diâmetro aerodinâmico igual ou menor do que 2,5 mm
RELACS	<i>Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme</i>
RETRO	<i>REanalysis of TROpospheric chemical composition</i>

TKE	<i>Turbulent Kinetic Energy</i>
TM	<i>Thematic Mapper</i>
UHC	Hidrocarbonetos não queimados; do inglês <i>unburned hydrocarbons</i>
WFABBA	<i>Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm</i>
ZCAS	Zona de Convergência do Atlântico Sul

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 ESTIMATIVAS DE FATORES DE EMISSÃO DA QUEIMA DA PALHA DA CANA-DE-AÇÚCAR A PARTIR DE MEDIDAS DIRETAS	7
2.1. Introdução.....	7
2.2. Metodologia	9
2.3. Resultados e discussão.....	14
2.4. Conclusões parciais.....	22
3 INVENTÁRIOS DE EMISSÕES ASSOCIADAS À QUEIMA DA PALHA DA CANA-DE-AÇÚCAR NA PRÉ-COLHEITA	25
3.1. Introdução.....	25
3.2. Dados e metodologia.....	27
3.2.1. Área de estudo	27
3.2.2. Dados de sensoriamento remoto.....	29
3.2.3. Estimativas de emissão	35
3.3. Resultados e discussão.....	40
3.4. Conclusões parciais.....	48
4 IMPACTOS DA QUEIMA DA PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR NA QUALIDADE DO AR	51
4.1. Introdução.....	51
4.2. Métodos.....	52
4.2.1. O sistema CCATT-BRAMS.....	52
4.2.2. Configuração dos experimentos.....	56
4.2.3. Observações usadas na avaliação dos resultados do modelo CCATT-BRAMS	62
4.3. Resultados e discussão.....	64
4.3.1. Aspectos climáticos	64
4.3.2. Avaliação da qualidade do ar	66
4.4. Avaliação dos resultados do modelo	87
4.5. Conclusões parciais.....	101
5 CONCLUSÕES GERAIS E PERSPECTIVAS	103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	107

1 INTRODUÇÃO

Desde a última década, a demanda global pela produção de biocombustíveis tem aumentado a cada ano, devido ao crescimento da necessidade da segurança do suprimento de energia e da mitigação de gases de efeito estufa (GEE). Desde então, os biocombustíveis têm sido cada vez mais vistos e comercializados como uma alternativa "verde" aos combustíveis fósseis, aumentando-se a demanda global pela sua produção. Atualmente, o etanol de cana-de-açúcar é um dos biocombustíveis mais amplamente utilizados (TSAO et al., 2012). O Brasil, que já é o maior produtor mundial, tem um grande potencial para aumentar a produção de cana-de-açúcar, destinando cerca de 50% desta produção para a produção de etanol (RUDORFF et al., 2010; LEITE e LEAL, 2007). A cana-de-açúcar é cultivada principalmente nos estados das regiões Centro-Sul e Nordeste (RUDORFF et al., 2010). A região produtora do Centro-Sul compreende os estados de São Paulo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Paraná, além do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Figura 1.1), e, atualmente, é responsável por aproximadamente 90% do total da produção brasileira de cana-de-açúcar, sendo que somente o estado de São Paulo produz em torno de 60% deste total (CANASAT, 2013).

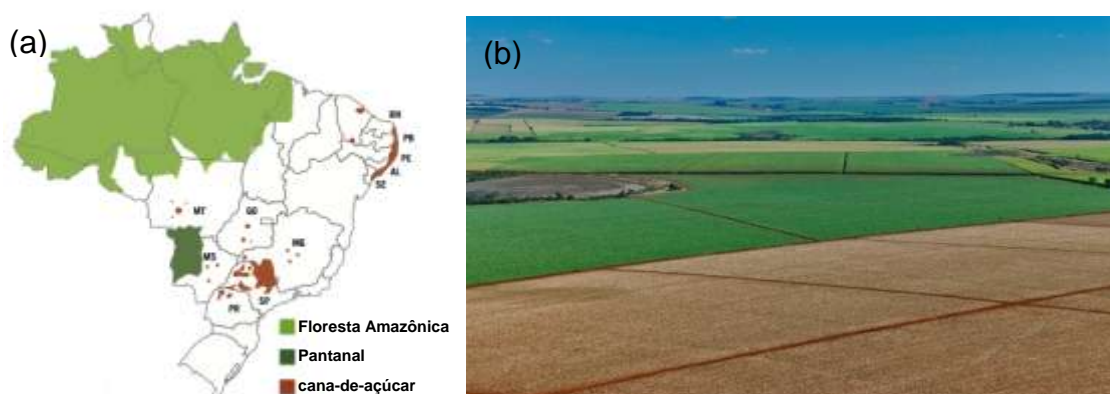


Figura 1.1 - (a) Mapa da área de plantio de cana-de-açúcar no Brasil em relação às áreas de floresta tropical e pantanal e (b) foto aérea de canaviais na região de Piracicaba (SP). Fonte: Adaptado de UNICA (2013a).

Os colmos da cana-de-açúcar são a matéria-prima usada na produção de açúcar ou etanol. A sua colheita pode ser realizada de forma mecanizada ou manual. Na primeira, as máquinas cortam a planta inteira acima do solo pela sua base e os colmos são mecanicamente separados das folhas, geralmente sem o uso do fogo (Figura 1.2). Enquanto que, quando a cana é colhida manualmente (Figura 1.3), as folhas precisam ser primeiramente eliminadas por meio da queima, caso contrário a colheita manual fica muito dificultada (FRANÇA et al., 2012). De 2006 a 2010, em torno de dois milhões de hectares foram colhidos anualmente com a prática da queima no estado de São Paulo (CANASAT, 2013).



Figura 1.2 - Imagens (a) do plantio de cana-de-açúcar e (b) da colheita mecanizada. Fonte: UNICA (2013b).

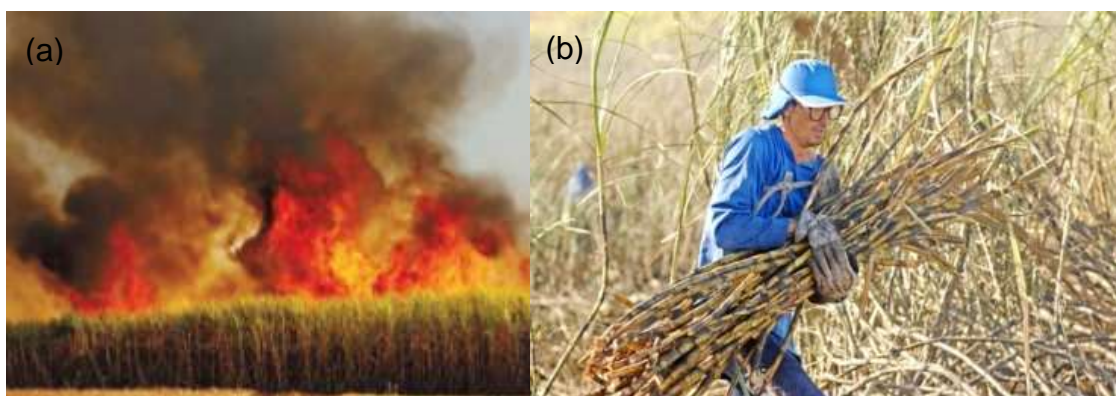


Figura 1.3 - Imagens (a) da queima da palha da cana-de-açúcar e (b) da colheita manual. Fonte: UNICA (2013b).

Muitos estudos têm destacado a importante contribuição da queima da palha da cana nas emissões do ciclo de vida da produção e do uso do etanol. Garcia e Sperling (2010), por exemplo, mostraram que as principais emissões de GEE nos estágios agrícola e industrial da cana para produção de etanol no estado de Minas Gerais ocorrem principalmente durante a queima da palha no campo. Durante um período de seis anos, desde 2006, a contribuição estimada das emissões de gases de efeito estufa (GEE) devido à queima da palha da cana de açúcar correspondeu a 28% do total, enquanto que as outras contribuições corresponderam a: 22% referente ao uso de combustíveis fósseis durante a colheita, o carregamento e o transporte, 22% devido ao N₂O liberado pelo solo (associado à adição de N no solo através de fertilizantes nitrogenados), 19% devido ao consumo de cal e fertilizante, 5% devido à produção de mudas, 2% devido ao uso de produtos químicos na fase industrial e 2% devido aos pesticidas.

Assim como no Brasil, em muitos outros países, tais como Guatemala, México e Costa Rica, a queima da palha da cana-de-açúcar no período da colheita é uma prática comum. Nos Estados Unidos e nas Filipinas, plantações de cana são queimadas antes ou depois da colheita, enquanto que na Índia, a maior parte dos resíduos desta cultura é geralmente queimada no campo apenas após a colheita em virtude da falta de técnicas de compostagem adequadas (BAUCUM e RICE, 2011; VEJAR-COTA et al., 2009; MOHAN e PONNUSAMY, 2011; REAP, 2011; INSIDECOSTARICA, 2011). Os problemas relacionados à prática da queima da palha no período da colheita são particularmente preocupantes no Brasil devido à extensão da área cultivada.

Durante a queima de biomassa são emitidos para atmosfera diversos gases e partículas de aerossóis, resultantes da combustão incompleta. Dentre os quais, gases do efeito estufa, como dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄), e precursores do ozônio (O₃) troposférico, como monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x) e hidrocarbonetos não-metano diversos. Na queima da palha da cana-de-açúcar, na colheita, a maioria da biomassa é consumida

durante a fase de chamas (do inglês, *flaming*), o que favorece, em especial, a emissão de espécies oxidadas, tais como o CO₂ e NO_x. Estes poluentes podem afetar a população que vive próxima às regiões produtoras, como também ser transportados pelas massas de ar, alcançando áreas mais remotas (FREITAS et al., 2005; FREITAS et al., 2007b; FREITAS et al., 2009; LONGO et al., 2010).

No Brasil, esta prática tem sido comum desde a década de 1960, a fim de facilitar a colheita manual, mas apenas recentemente foi reconhecida como dano ambiental e um problema de saúde pública (Figura 1.4). Lopes e Ribeiro (2006) constataram a existência de correlação entre os produtos das queimadas da palha de cana-de-açúcar e a incidência de problemas respiratórios nas regiões afetadas, no estado de São Paulo, por meio de técnicas de geoprocessamento. Neste estudo, observou-se uma maior incidência de doenças respiratórias nas regiões com a ocorrência desta prática. Do mesmo modo, Ribeiro (2008) verificou que uma grande parcela da população (sobretudo idosos, crianças e asmáticos) tem a sua saúde prejudicada pela queima da palha da cana-de-açúcar, demandando atendimento dos serviços de saúde e onerando-os, bem como as suas famílias. Além disso, como a direção e a intensidade dos ventos influenciam a dispersão dos poluentes atmosféricos, um maior número de pessoas pode estar sujeito aos seus efeitos, caso os ventos predominantes dirijam-se para áreas mais densamente povoadas (RIBEIRO e ASSUNÇÃO, 2002).

No estado de São Paulo, um protocolo de intenções denominado “Protocolo Etanol Verde” encontra-se em vigor desde 2007, visando eliminar a prática da queima no período da colheita até 2014, na maior parte das terras cultivadas com cana-de-açúcar. Consequentemente, a colheita mecanizada tem aumentado significativamente e, apesar da rápida expansão da produção de cana-de-açúcar nos últimos anos, a área colhida com queima não tem aumentado, devendo esta prática ser muito reduzida até 2016, conforme a tendência observada atualmente (AGUIAR et al., 2011). Do mesmo modo,

esforços para reduzir a prática da queima também têm sido adotados recentemente em outros estados da região Centro-Sul do Brasil, tais como Rio de Janeiro e Minas Gerais.

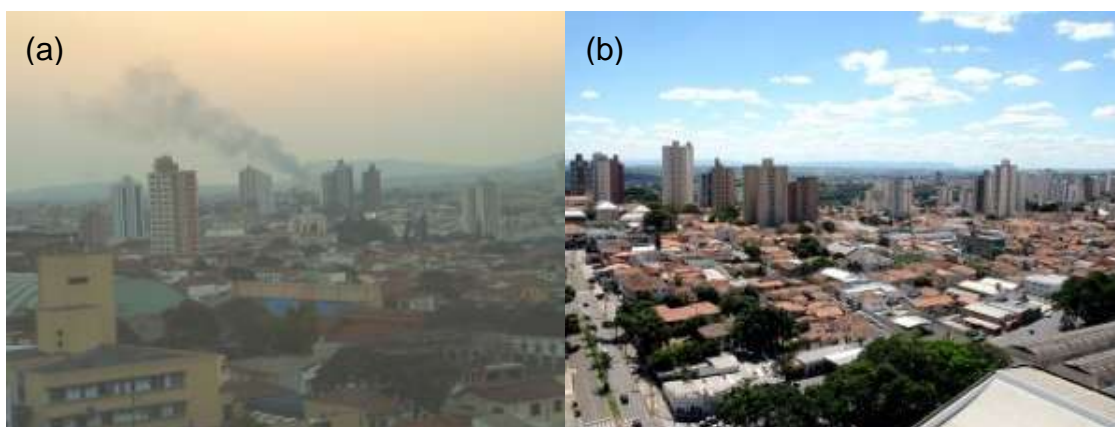


Figura 1.4 - Imagens da cidade de Piracicaba (a) sob o impacto da queima da palha durante a época da colheita da cana-de-açúcar e (b) fora do período da colheita. Fonte: Veiga Filho (2006); Globo (2012).

Os novos investimentos no cultivo de cana-de-açúcar para a produção de etanol levam em consideração a colheita mecanizada. Contudo, o uso do fogo na colheita provavelmente continuará sendo uma importante questão até a efetividade das medidas que levarão à eliminação desta prática. Assim, é necessário melhorar o conhecimento científico sobre os impactos da expansão da produção de cana-de-açúcar no Brasil, sobretudo, na qualidade do ar.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi quantificar as emissões de gases traço e aerossóis provenientes da queima da palha da cana-de-açúcar no estado de São Paulo e analisar seus impactos na qualidade do ar, por meio do uso integrado de sensoriamento remoto, medidas diretas e modelagem numérica. Especificamente, buscou-se: estimar fatores de emissão e combustão específicos para a cana-de-açúcar; gerar inventários de emissões associadas à queima da palha da cana, para o estado de São Paulo; e avaliar os impactos destas emissões na qualidade do ar do estado de São Paulo e vizinhanças.

Devido ao caráter multidisciplinar desta pesquisa, as suas principais etapas estão descritas a seguir na forma de capítulos, visando facilitar a sua compreensão. No capítulo 2, é descrita a etapa deste trabalho referente à estimativa de fatores de emissão a partir de medidas diretas. O capítulo 3 trata da geração de inventários de emissão, enquanto que a modelagem numérica da qualidade do ar é apresentada no capítulo 4. No capítulo 5, são mostradas as considerações finais e as perspectivas futuras.

2 ESTIMATIVAS DE FATORES DE EMISSÃO DA QUEIMA DA PALHA DA CANA-DE-AÇÚCAR A PARTIR DE MEDIDAS DIRETAS¹

2.1. Introdução

Os inventários de emissões para a queima de biomassa podem ser derivados da quantidade de biomassa queimada e de fatores de emissão. A estimativa da quantidade de biomassa queimada pode ser obtida se forem conhecidos a densidade da biomassa acima do solo, o fator de combustão (fração de biomassa que foi realmente queimada) e a área queimada (LONGO et al., 2009). Ao passo que o fator de emissão (FE) representa a quantidade de um composto emitido pela quantidade de combustível seco consumido (g kg^{-1}) (ANDREAE e MERLET, 2001).

Como os fatores de emissão de gases traço e materiais particulados dependem do tipo de biomassa e de combustão, é importante que fatores de emissão específicos sejam determinados e usados por cada espécie vegetal. Uma revisão da literatura acerca da informação disponível sobre emissões de queimadas para vários tipos de biomassa foi apresentada por Andreae e Merlet (2001). Este conhecimento tem sido atualizado em estudos mais recentes, tais como os de Christian et al. (2003), que foca queimadas de savana, Yokelson et al. (2007, 2008) e Soares Neto et al. (2009, 2011) que reúnem informações sobre queimadas em vegetação tropical associadas à manutenção de pastagens e ao desflorestamento, baseadas em experimentos de laboratório e campanhas de campo, e Akagi et al. (2011) que apresenta, dentre outras informações, fatores de emissão para quatorze tipos de vegetação.

Apesar de alguns estudos terem tratado da queima da palha da cana-de-açúcar sob diferentes aspectos (DA ROCHA et al., 2005; LARA et al., 2005;

¹ Esta etapa do trabalho foi publicada em: FRANÇA, D. A.; LONGO, K. M.; NETO, T. G. S.; SANTOS, J. C.; FREITAS, S. R.; RUDORFF, B. F. T.; CORTEZ, E. V.; ANSELMO, E.; CARVALHO, J. A. JR. Pre-harvest sugarcane burning: Determination of emission factors through laboratory measurements. *Atmosphere*, v. 3, n. 1, p. 164-180, 2012.

MACHADO et al., 2008; OPPENHEIMER et al., 2004; VASCONCELLOS et al., 2010), informação específica sobre fatores de emissão das espécies químicas emitidas durante a queima desta biomassa no Brasil, ainda é escassa. Deste modo, o uso de fatores de emissão para savana, pastagem ou resíduos agrícolas, tais como aqueles fornecidos por Andreae e Merlet (2001) e IPCC (2006), tem sido comum na modelagem para a estimativa de emissões associadas à queima da palha da cana-de-açúcar.

Apenas poucos estudos sobre a estimativa de fatores de emissão para a cana-de-açúcar foram publicados até o momento, como por exemplo: Le Canut et al. (1996) (medidas feitas por meio de avião, na África); Yokelson et al. (2008) (medidas em laboratório, nos Estados Unidos); e Lopes e Carvalho (2009) (medidas em laboratório, no Brasil). Contudo, as medidas disponíveis apresentam algumas limitações. Medidas de avião, tais como as do estudo de Le Canut et al. (1996) realizado na África, tendem a amostrar as emissões que estão associadas à combustão mais intensa da fase de chamas (YOKELSON et al., 2007 e 2008). Enquanto que as medidas realizadas em laboratório podem fornecer fatores de emissão mais altos em relação ao método mencionado anteriormente e ser influenciadas por fatores como o tipo de instrumento usado e calibrações. Este fato poderia resultar em valores distintos para o FE do mesmo tipo de biomassa. Por esta razão, é necessário comparar os resultados obtidos por diferentes medidas. No entanto, existem poucos estudos sobre fatores de emissão para a cana-de-açúcar, atualmente. Além disso, praticamente não há estimativa de fator de combustão para a queima da palha da cana-de-açúcar disponível para comparação. Deste modo, a modelagem da qualidade do ar em regiões afetadas pelas emissões da queima da palha da cana constitui-se um desafio, em virtude da falta de dados para este tipo de emissão.

Neste contexto, esta etapa do trabalho visou à determinação de fatores de emissão para os gases traço, tais como dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) e hidrocarbonetos

não queimados; (UHC, do inglês *unburned hydrocarbons*) emitidos durante a queima da palha da cana-de-açúcar, com base em medidas contínuas realizadas em condições controladas de laboratório, para contribuir na geração de inventários que incluam as emissões desta natureza. Medidas similares foram também realizadas a fim de estimar o fator de emissão para materiais particulados com diâmetro aerodinâmico igual ou menor do que 2,5 µm (PM_{2,5}) – partículas finas – emitidos pela queima da palha da cana-de-açúcar, em virtude do seu importante papel como um fator de risco para as doenças respiratórias (SILVA et al., 2010). Este estudo também visou melhorar o conhecimento sobre as fases do processo de combustão (fase de chamas (do inglês, *flaming*) e fase de incandescência (do inglês, *smoldering*)), incluindo as suas respectivas durações e emissões de espécies químicas, visto que este entendimento é importante para a melhoria das estimativas de emissões realizadas por meio de modelagem numérica e, conseqüentemente, para a previsão dos seus impactos ambientais (LONGO et al., 2009; SOARES NETO et al., 2009).

2.2. Metodologia

Esta etapa foi composta por duas fases. Na primeira, realizada em novembro de 2009, fatores de emissão para as espécies CO₂, CO, NO_x e UHC, emitidas pela queima da palha da cana-de-açúcar, foram estimados a partir de medidas contínuas das respectivas concentrações realizadas em condições controladas de laboratório. Enquanto que na segunda, realizada em dezembro de 2010, experimentos semelhantes foram realizados para a amostragem de materiais particulados com diâmetros iguais ou inferiores a 2,5 µm (PM_{2,5}) – particulado fino – e a estimativa do seu respectivo fator de emissão.

Na primeira fase, treze experimentos foram realizados. Para tal, nove amostras de cana-de-açúcar foram obtidas no Centro de Tecnologia Canavieira (CTC), localizado no município de Piracicaba – São Paulo (Figura 2.1). Estas

amostras, referentes a duas variedades de cana-de-açúcar, foram coletadas em um episódio de tempo seco e em talhões distintos, a fim de que a biomassa estivesse em condições ideais para a queima e uma boa representatividade com relação a sua diversidade fosse alcançada (Figura 2.2). Todos os cultivares de cana-de-açúcar usados neste trabalho corresponderam à espécie *Saccharum spp* (FLORENTINO et al., 2008).



Figura 2.1 - Localização do Centro de Tecnologia Canaveira (CTC).



Figura 2.2 - Aquisição das amostras de cana-de-açúcar.

Os experimentos foram realizados no Laboratório Associado de Combustão e Propulsão (LCP) do INPE. Os dispositivos para a queima de amostras de biomassa encontravam-se montados no interior de um contêiner (câmara de combustão), como mostrado na Figura 2.3. Esta estrutura corresponde ao mesmo aparato de queima utilizado por Soares Neto et al. (2011). Em cada experimento, uma amostra de biomassa de cana-de-açúcar com aproximadamente 2,5 a 7,2 kg foi depositada em uma bandeja de queima, com área equivalente a 1 m², posicionada no centro do contêiner sobre uma balança, para o registro da perda de massa. Esta bandeja, localizada a cerca de 0,30 m abaixo de uma coifa com 1,6 m de diâmetro acoplada à chaminé para a captura dos gases efluentes, foi mantida na posição horizontal e coberta por uma camada de solo. Enquanto que as amostras de biomassa representativas de cana-de-açúcar, queimadas em cada experimento, foram constituídas principalmente por palha, havendo também colmos cobertos por palha. Estas amostras foram colocadas em uma posição vertical na bandeja de queima numa tentativa de deixar as condições experimentais o mais próximo possível das condições de queima no campo (Figura 2.3).

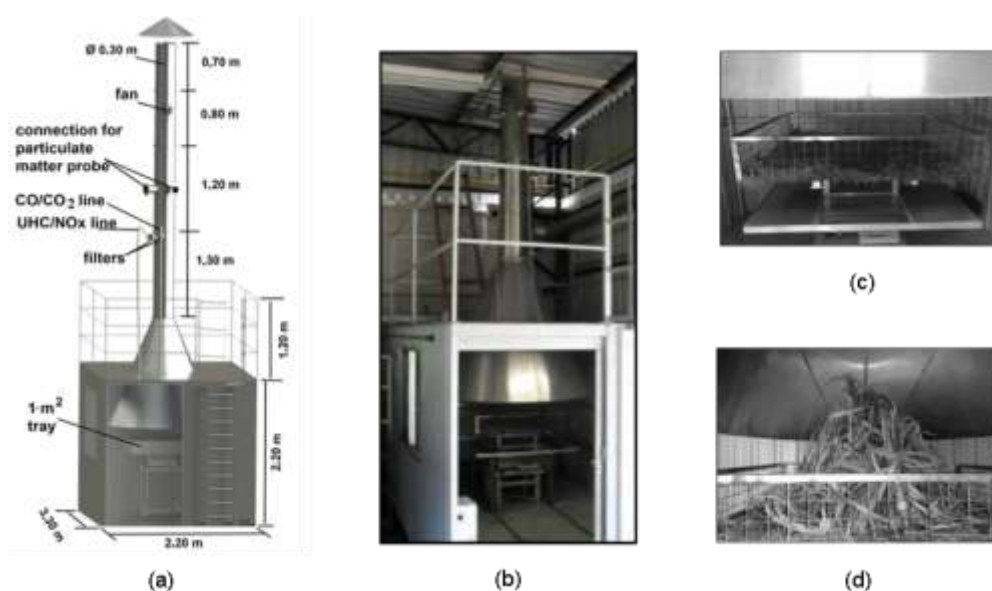


Figura 2.3 - Desenho ilustrativo da câmara de combustão (a) e interior da câmara de combustão (b), destacando a coifa acoplada à chaminé e a bandeja de queima posicionada acima da balança (adaptado de SOARES NETO et al., 2011); (c) solo colocado na bandeja de queima; (d) biomassa colocada na bandeja de queima.

Medidas quantitativas de umidade das amostras (combustível) foram realizadas. Em cada experimento, amostras representativas foram separadas e colocadas em uma estufa a 85 °C para a secagem até que alcançassem peso constante. Este procedimento permitiu a obtenção da umidade do combustível por meio da seguinte equação:

$$W = \frac{M_a}{P_i} 100 [\%] \quad (2.1)$$

em que: W = porcentagem de água da amostra; M_a = massa de água; $M_a = P_i - P_f$; P_i = peso inicial; P_f = peso final.

Um exaustor localizado na chaminé auxiliou a exaustão dos gases traço, especialmente na fase de incandescência. Os gases foram direcionados a um sistema de filtragem para a retenção de material particulado (>1 nm), água e alcatrão. Após este tratamento, as amostras de gases passaram por analisadores específicos (*Rosemount Analytical*) nos quais foram determinadas as concentrações de CO₂, CO, NO_x e UHC: modelo 880 A (infravermelho não dispersivo), faixa de 0 a 5%, calibrado com um padrão de 4,6% para o CO₂; modelo 880 A (infravermelho não dispersivo), faixa de 0 a 10.000 ppm (1%), calibrado com um padrão de 9.000 ppm para o CO; modelo 951A (quimioluminescência), de 0 a 250 ppm, calibrado com um padrão de 225 ppm para NO/NO_x; e modelo 880 A (FID), faixa de 0 a 1.000 ppm, calibrado com um padrão de metano de 900 ppm para UHC.

As medidas das concentrações destes gases e de outras variáveis foram registradas em um sistema de aquisição de dados com um intervalo de aproximadamente 1 segundo, no decorrer de cada experimento. Os dados registrados em cada experimento foram: tempo (s), massa (g), concentrações de CO₂, CO, NO_x e UHC (% e ppm), temperatura do gás na chaminé (°C) e vazão do gás na chaminé (m³ h⁻¹). Cada experimento teve duração de 2 a 7 minutos, desde a ignição ao término da fase de incandescência, dependendo

do conteúdo de umidade da amostra. A ignição foi realizada com um maçarico LPG (do inglês, *liquefied petroleum gas*). O período de ignição não foi considerado para evitar a influência do maçarico na concentração de CO₂.

O fator de emissão (FE_X) para as espécies químicas, em g kg⁻¹ (gramas da espécie X por kg de biomassa seca queimada), foi calculado de acordo com a Equação (2.2), em que: V_{Total chaminé} = volume total do gás que fluiu pela chaminé durante o experimento (m³); [X] = concentração média da espécie X (fração molar); M_X = peso molecular da espécie X (g mol⁻¹); m_{(combustível(base seca))} = quantidade de combustível seco consumido (kg); e V_X = volume molar do gás (m³) em condições padrão de temperatura e pressão (=0,0224 m³).

$$FE_X = \frac{V_{Total\ chaminé}}{m_{combustível\ (base\ seca)}} \frac{[X] M_X}{V_X\ (1\ mol\ a\ 1\ atm\ e\ 0^\circ C)} \left[\frac{g\ X}{kg\ combustível\ (base\ seca)} \right] \quad (2.2)$$

No segundo estágio deste trabalho, a amostragem de materiais particulados com diâmetros iguais ou inferiores a 2,5 µm (PM_{2,5}) foi realizada por meio do monitor de material particulado denominado DataRAM 4 (modelo DR-4000), incorporado à estrutura para medições previamente citada. Este equipamento foi instalado sobre o teto do container, a fim de que uma sonda fosse anexada à chaminé e, dessa forma, pudesse coletar amostras da fumaça emitida durante a queima para a medição da concentração (µg/m³) e do diâmetro do material particulado (µm), bem como da temperatura e umidade relativa do ar.

As amostragens foram obtidas em torno de 3m10s a 4m30s. A estimativa do fator de emissão para PM_{2,5}, em g kg⁻¹ (gramas da espécie X por kg de biomassa seca queimada), foi calculada por meio da Equação (2.3):

$$FE_X = \frac{[X] V_{Total}}{m_{combustível\ (base\ seca)}} \left[\frac{g\ X}{kg\ combustível\ (base\ seca)} \right] \quad (2.3)$$

em que: [X] = concentração total da espécie X (mg/m³), com base nas medidas de cada 10s; V_{Total} = volume total da amostra do gás que fluiu pela chaminé

durante o experimento (m^3), baseado nas medidas de cada 10s; m = massa do combustível consumido em base seca (kg).

2.3. Resultados e discussão

As fases do processo de combustão foram registradas em cada experimento. Em geral, foi reproduzido o padrão típico do processo de combustão, composto pela fase de chamas seguida pela fase de incandescência, nas quais foram produzidas fumaças com composições químicas inerentes a cada uma delas. Neste padrão, inicialmente, as emissões são provenientes da fase de chamas, durante a qual ocorre o maior consumo de biomassa e é gerada uma maior quantidade de compostos como CO_2 e NO_x . Ao passo que os compostos oxidados de forma incompleta, tais como CO e UHC, são gerados com maior concentração na fase de incandescência, conforme o exemplo mostrado na Figura 2.4. Contudo, em alguns casos, observou-se a alteração deste padrão em virtude do maior conteúdo de umidade da amostra utilizada no experimento. Neste caso, a fase de incandescência precedeu a fase de chamas, voltando a ocorrer novamente no final do processo de combustão, o que geralmente acarreta a menor duração da fase de chamas e maior duração de todo o processo de combustão, como exemplificado na Figura 2.5.

No experimento apresentado na Figura 2.4, que exemplifica o padrão típico do processo de combustão, o percentual de biomassa consumida na fase de chamas correspondeu a cerca de 60% do total. Enquanto que no experimento apresentado na Figura 2.5, que mostra o processo de combustão de biomassa com maior teor de umidade, o percentual de biomassa consumida na fase de chamas correspondeu a cerca de 22% do total.

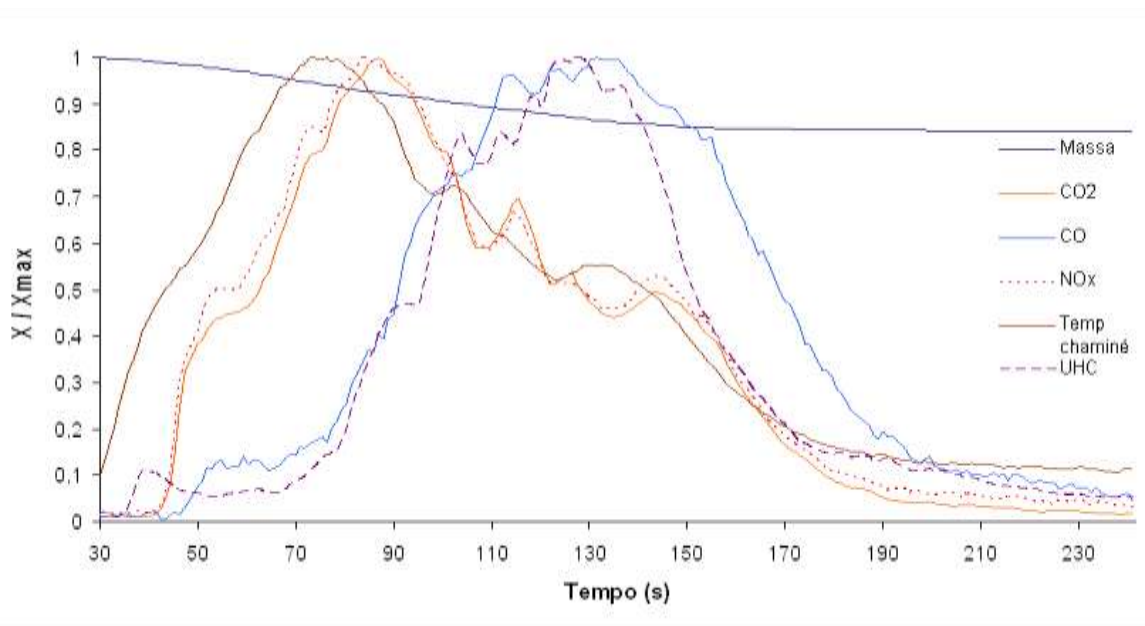


Figura 2.4 - Exemplo de padrão típico do processo de combustão observado em um dos experimentos realizados em laboratório. Dados normalizados, em função do tempo: emissões dos gases e sua relação com as fases da combustão.

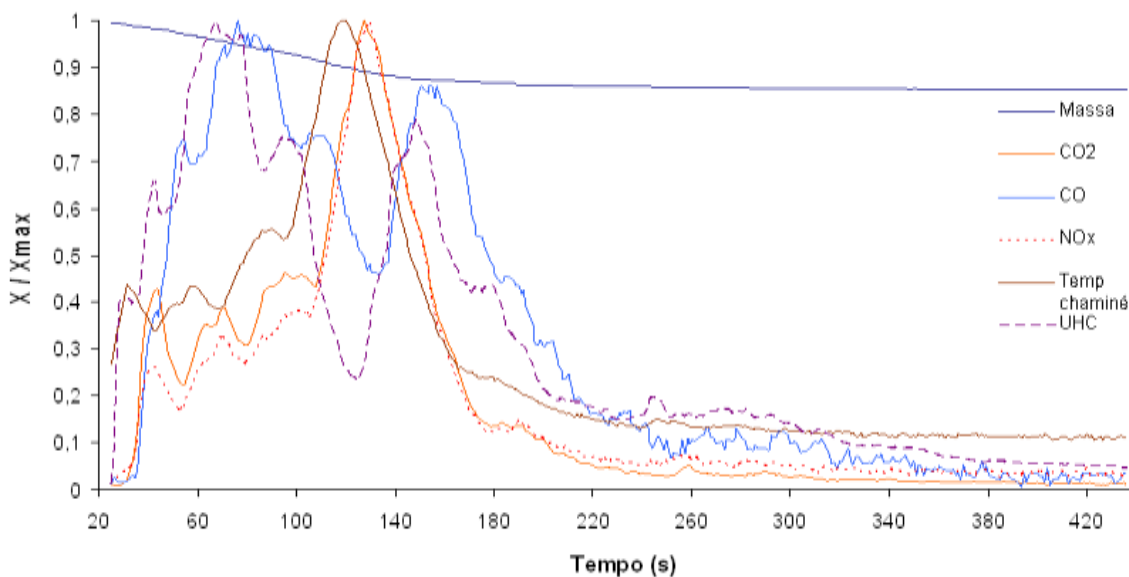


Figura 2.5 - Padrão observado no processo de combustão da amostra com o maior teor de umidade registrado. Dados normalizados, em função do tempo: emissões dos gases e sua relação com as fases da combustão.

A eficiência de combustão modificada (MCE, do inglês *Modified Combustion Efficiency*), que corresponde à razão entre o carbono emitido como CO₂ e o carbono emitido como CO₂ + CO ($MCE = \Delta CO_2 / \Delta CO_2 + \Delta CO$), foi estimada para a queima da palha da cana-de-açúcar. O valor médio estimado da MCE (0,928) aponta para a predominância da fase de chamas durante o processo de combustão. Na Figura 2.6, é representada a relação entre os fatores de emissão dos compostos *versus* a eficiência de combustão modificada, que indica a quantidade relativa da fase de chama e da fase de incandescência do processo de combustão. Observa-se uma boa correlação entre os fatores de emissão e a MCE estimados, sendo que uma correlação positiva para os compostos produzidos na fase de chamas do processo de combustão (há aumento nos valores dos FEs de CO₂ e NO_x conforme a MCE é aumentada) e uma correlação negativa para aqueles liberados na fase de incandescência (ocorre o decréscimo nos valores dos FEs de CO e UHC conforme a MCE é aumentada).

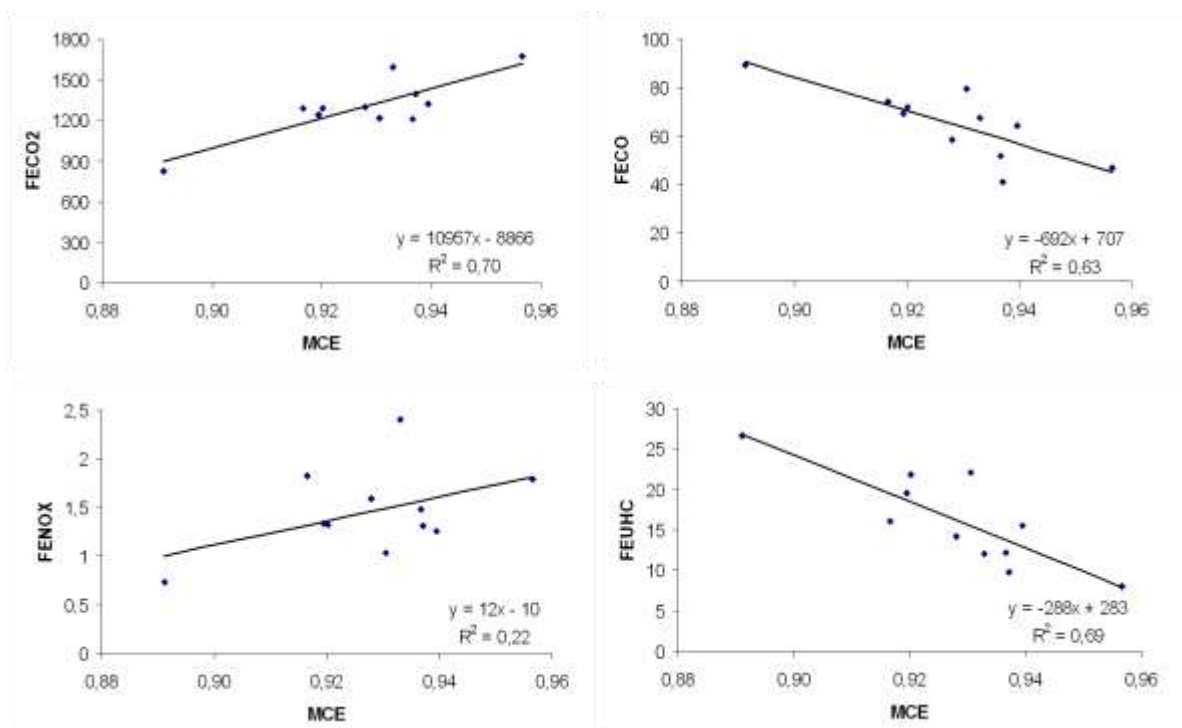


Figura 2.6 - Representação gráfica dos fatores de emissão (FE) de CO₂, CO, NO_x e UHC *versus* a eficiência de combustão modificada MCE.

Os valores médios dos fatores de emissão (g kg^{-1} de biomassa seca queimada) estimados correspondem a 1303 ± 218 para CO_2 , 65 ± 14 para CO , $1,5 \pm 0,4$ para NO_x , 16 ± 6 para UHC e $2,6 \pm 1,6$ para $\text{PM}_{2.5}$. A Tabela 2.1 apresenta a comparação dos resultados deste trabalho com outros dados disponíveis na literatura. As informações fornecidas por Yokelson et al. (2008) e Lopes e Carvalho (2009) também foram obtidas em experimentos realizados em laboratório que envolveram a medição das emissões pela queima da palha da cana-de-açúcar. Por outro lado, os dados fornecidos por Le Canut et al. (1996) foram registrados durante um voo através de plumas de fumaça sobre canaviais. Todos os estudos sobre a cana-de-açúcar mostrados na Tabela 2.1 focaram a prática da queima da palha da cana na pré-colheita.

Tabela 2.1 - Fatores de emissão (g kg^{-1} de biomassa seca queimada) e MCE.

Tipos de biomassa	CO_2	CO	NO_x	UHC	$\text{PM}_{2.5}$	MCE	Referência
Cana-de-açúcar	1303 ± 218	65 ± 14	$1,5 \pm 0,4$	16 ± 6	-	0,928	Presente Trabalho ^{a,b}
Cana-de-açúcar	-	-	-	-	$2,6 \pm 1,6$	-	Presente Trabalho ^{b,c}
Cana-de-açúcar	1288 ± 167	28 ± 3	-	-	-	-	Lopes e Carvalho (2009) ^b
Cana-de-açúcar	1838	28.3	-	-	2,17	0,976	Yokelson et al. (2008) ^b
Cana-de-açúcar	-	-	-	-	2,8	0,965	Le Canut et al. (1996) ^d
Resíduos Agrícolas	1515 ± 177	92 ± 84	$2,5 \pm 1,0$	-	3,9	0,943 ^e	Andreae and Merlet (2001)
Resíduos Agrícolas	1585 ± 100	102 ± 33	$3,11 \pm 1,57$	-	$6,26 \pm 2,36$	0,940 ^e	Akagi et al. (2011)

^a primeiros experimentos; ^b medidas em laboratório; ^c experimentos posteriores; ^d medidas de avião; ^e MCE estimado através dos FEs de CO_2 e de CO reportados.

O valor de MCE estimado neste estudo (0,928) é mais baixo do que os valores de 0,976 e 0,965 obtidos por Yokelson et al. (2008) e Le Canut et al. (1996), respectivamente, podendo estar relacionado à ocorrência do valor mais alto do fator de emissão do CO estimado aqui em relação aos de outros estudos (Tabela 2.1). Em alguns experimentos, a ocorrência da fase de incandescência foi significativa, sobretudo, devido ao maior teor de umidade da amostra utilizada, o que pode explicar o valor mais baixo de MCE e o valor mais

elevado do FE médio estimado para o CO. Um teor de umidade elevado tende a diminuir a eficiência de combustão, reduzir a fase de chamas e ocasionar uma fase de incandescência antes da ignição. Além disso, resulta no aumento dos fatores de emissão de espécies resultantes de oxidação incompleta, como CO (CHEN et al., 2010).

Yokelson et al. (2008) explicaram que uma alta MCE foi obtida em suas medidas realizadas em laboratório, na medida em que os valores estimados neste tipo de medida costumam ser mais altos do que aqueles que normalmente são obtidos a partir de medidas para a queima de biomassa no campo. Assim, o valor de MCE para uma queima típica de palha da cana-de-açúcar é provavelmente inferior. No estudo de Yokelson et al. (2008), as amostras de biomassa usadas na bandeja de queima corresponderam a folhas, galhos e ramos com diâmetros inferiores a 30 mm e não incluíram troncos com maior diâmetro, que influenciam as emissões medidas em campanhas de campo. Talvez o uso da bandeja de queima coberta por uma camada de solo, no presente trabalho, bem como de amostras de biomassa representativas de cana constituídas de palha e de colmos cobertos com palha em cada experimento, resultaram em condições experimentais mais próximas das condições reais de queima no campo. Além disso, o teor de umidade das amostras usadas aqui (Tabela 2.2) foi mais alto do que o das amostras usadas por Yokelson et al. (2008) – cerca de 9% – o que pode resultar em uma menor eficiência de combustão e, conseqüentemente, em diferentes estimativas para fatores de emissão e MCE em comparação com as obtidas por estes autores.

A partir da massa consumida (base seca, em kg) em cada experimento, o fator de combustão (fração de biomassa que foi realmente queimada) foi também estimado para a cana-de-açúcar. O valor estimado foi aproximadamente 0,09 para amostras de biomassa compostas por palha e de colmos cobertos com palha, em uma tentativa de tornar as condições experimentais mais próximas das condições reais de queima no campo, onde os caules não são afetados

pela queima, isto é, apenas as folhas secas que os cobrem são queimadas durante um fogo intenso, mas rápido.

Os resultados da amostragem de material particulado mostraram que o mesmo foi gerado em ambas as fases do processo de combustão: chamas e incandescência. A variabilidade da concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e do diâmetro (μm) do $\text{PM}_{2,5}$ emitido/produzido durante a queima da palha da cana-de-açúcar, registrada nos diversos experimentos realizados em 2010, pode ser observada nas Figuras 2.7 e 2.8. O nível mais alto da concentração média do $\text{PM}_{2,5}$ foi aproximadamente $110.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante um dos experimentos realizados, em 2010. Houve um aumento significativo na concentração de particulado fino, visto que foram registrados valores de *background* em torno de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, antes do início da queima. A demora no aumento da concentração de material particulado emitido, nos experimentos 7 e 8, deve-se ao maior teor de umidade de suas respectivas amostras, que ocasionou o retardamento do início da fase de chamas, em ambos os experimentos. Ao contrário, os combustíveis secos queimam com maior facilidade, como mostra a curva do teste 2 cuja amostra continha o menor teor de umidade dentre as demais (cerca de 17%, enquanto o teor de umidade das outras amostras foi superior a 26%, sendo a maioria em torno de 30% e 40% (Tabela 2.2)).

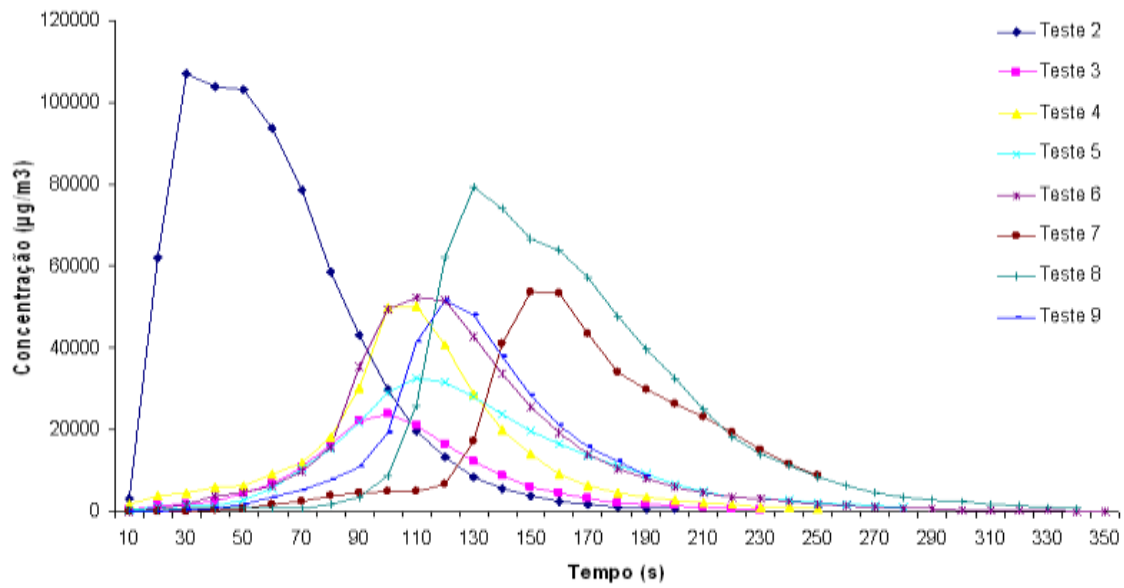


Figura 2.7 - Variação da concentração média ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) do $\text{PM}_{2.5}$ emitido ao longo do tempo de queima, nos experimentos realizados em 2010.

Tabela 2.2 - Conteúdo de umidade do combustível.

Amostras	Teor de umidade (%)
Teste 2	16,60
Teste 3	33,84
Teste 4	37,04
Teste 5	34,59
Teste 6	37,37
Teste 7	49,37
Teste 8	43,32
Teste 9	26,23

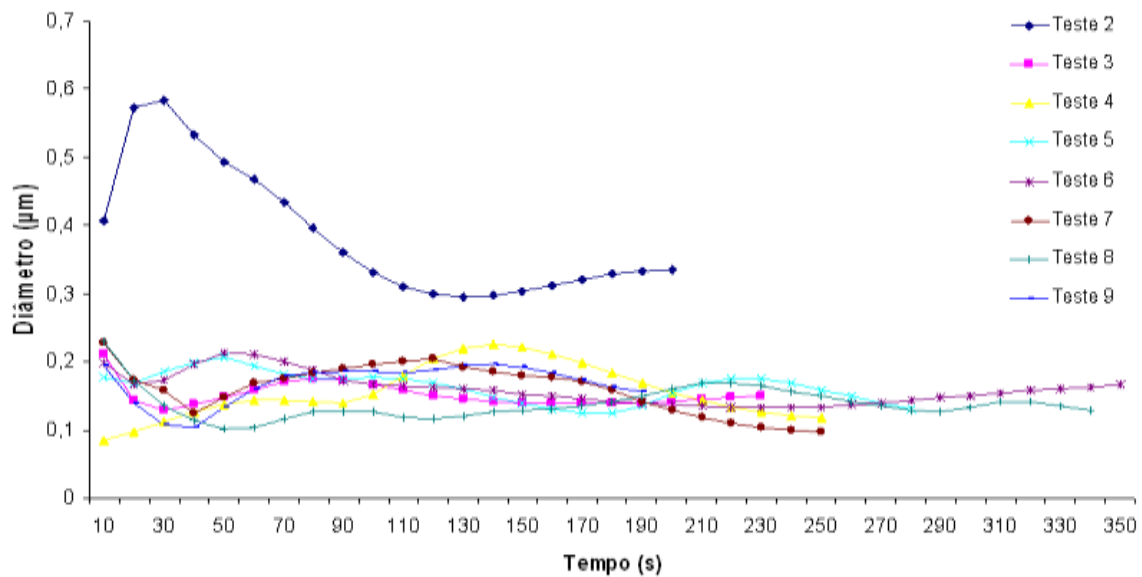


Figura 2.8 - Variação do diâmetro médio (μm) do $\text{PM}_{2.5}$ emitido ao longo do tempo de queima, nos experimentos realizados em 2010.

Registraram-se, em média, partículas com diâmetros entre 0,08 e 0,23 μm (Figura 2.8). Nota-se uma diferença significativa nos valores do diâmetro médio do material particulado registrados durante o teste 2 em relação aos demais. O maior tamanho das partículas, cujo pico se deu na fase de chamas, deve estar relacionado ao fato de que o teor de umidade da amostra usada neste teste foi bem menor do que o teor de umidade das demais.

A produção de partículas maiores e em maior concentração no teste 2, sobretudo na fase de chamas, pode estar relacionada ao fato de que neste teste a queima foi muito intensa, devido ao baixo teor de umidade da amostra utilizada. Apesar de, em muitos casos, partículas maiores e concentrações mais altas estarem associadas a uma baixa eficiência de combustão, na ocorrência de fogo muito intenso, partículas maiores podem ser emitidas na fase de chama (HOBBS et al., 1996; REID et al., 2005). Neste caso, devido à alta temperatura e maiores taxas de combustão, uma ampla perda de oxigênio ocorre na fase de chama, evitando a oxidação do combustível e resultando na emissão de partículas mais irregulares (REID et al., 2005).

2.4. Conclusões parciais

Neste trabalho, foram estimados os fatores de emissão de gases traço e material particulado e o fator de combustão para a queima da palha da cana-de-açúcar e obtidas informações importantes acerca da duração e da emissão de espécies químicas durante as diferentes fases do processo de combustão (chama e incandescência). Os valores médios estimados para os fatores de emissão (g kg^{-1} de biomassa seca queimada) foram 1.303 ± 218 para CO_2 , 65 ± 14 para CO, $1,5 \pm 0,4$ para NO_x , 16 ± 6 para UHC e $2,6 \pm 1,6$ para $\text{PM}_{2,5}$.

Em geral, uma boa concordância entre os resultados obtidos neste estudo e os dados encontrados na literatura foi observada, especialmente em relação aos valores de FE estimados para CO_2 e $\text{PM}_{2,5}$. O elevado valor médio do MCE estimado neste estudo (0,928) indica a predominância da fase de chamas durante o processo de combustão. Todavia, o maior conteúdo de umidade de algumas das amostras utilizadas pode ter resultado em valores mais baixos do MCE estimado neste estudo em relação a outros estudos mostrados aqui, visto que combustíveis com alto teor de umidade tendem a reduzir a eficiência de combustão. O conteúdo de umidade mais alto destas amostras também pode ter resultado na obtenção de um valor médio estimado de FE mais alto para o CO neste estudo em relação a outros estudos mostrados aqui, devido à adição da emissão de CO na fase de incandescência, que precede a fase de chamas em cada um daqueles experimentos. A ocorrência de fogo muito intenso, em virtude do baixo conteúdo de umidade da amostra, influenciou a distribuição do tamanho do material particulado fino e a sua concentração. Deste modo, o conteúdo de umidade das amostras tem uma importante influência no processo de combustão da palha da cana-de-açúcar, uma vez que o mesmo foi capaz de afetar a intensidade e a duração das fases de chama e de incandescência, tão bem quanto a concentração e o diâmetro do material particulado emitido durante a combustão.

Os experimentos permitiram a extração de informação importante a respeito da queima de biomassa representativa da palha da cana-de-açúcar. Assim, espera-se que os resultados obtidos neste estudo sejam úteis para a geração de inventários de emissão mais realísticos e, conseqüentemente, a melhoria dos resultados da modelagem da qualidade do ar.

3 INVENTÁRIOS DE EMISSÕES ASSOCIADAS À QUEIMA DA PALHA DA CANA-DE-AÇÚCAR NA PRÉ-COLHEITA

3.1. Introdução

O etanol combustível tem fornecido uma importante contribuição para a redução da poluição do ar, especialmente nos grandes centros urbanos. Contudo, a sua produção no Brasil tem ocasionado paralelamente um declínio na qualidade do ar das regiões produtoras de cana-de-açúcar, sobretudo devido à prática da queima da palha nos canaviais, durante o período da colheita (ARBEX et al., 2004; ARBEX et al., 2010; CANÇADO et al., 2006). As emissões diárias de material particulado e monóxido de carbono, por exemplo, devido à queima da palha da cana no estado de São Paulo na época de colheita são comparáveis ao total de emissões da região metropolitana de São Paulo (CANÇADO, 2003; CETESB, 1997). Assim, esta prática pode prejudicar a saúde da população residente nas imediações, tornando-a mais suscetível a doenças, sobretudo as respiratórias (ARBEX et al., 2007; CANÇADO et al., 2006; LOPES e RIBEIRO, 2006; RIBEIRO, 2008; URIARTE et al., 2009).

O aumento nas emissões de aerossóis, gases de efeito estufa e precursores de ozônio para a atmosfera, pode também levar a impactos climáticos. A composição do material particulado atmosférico associada à queima da palha da cana-de-açúcar inclui partículas finas ácidas, tais como nitratos secundários, sulfatos e espécies orgânicas (ALLEN et al., 2004) e *black carbon*² (LARA et al., 2005). O forçamento do aerossol pode induzir a mudanças no balanço radiativo. Por exemplo, os aerossóis de sulfato podem refletir a luz solar de volta para o espaço antes que alcançasse a superfície da Terra e consequentemente contribuir para o resfriamento da baixa atmosfera, enquanto o *black carbon* desempenha um importante papel na absorção da radiação solar e, em concentrações elevadas, pode aumentar o aquecimento

² Espécies de carbono particulado que absorvem eficientemente a radiação. O termo criado em português para *black carbon* corresponde a “negro de fumo”. No entanto, adotou-se o termo em inglês, que é a forma comumente encontrada na literatura.

atmosférico. Estes efeitos dos aerossóis podem resultar em implicações climáticas, tais como alterações no ciclo hidrológico devido a modificações na temperatura atmosférica e na estrutura das nuvens. Os efeitos climáticos dos gases de efeito estufa e dos aerossóis são ainda importantes na escala global (FREITAS et al., 2009; RAMANATHAN et al., 2001; RAMANATHAN e FENG, 2009). Além disso, precursores do ozônio troposférico, tais como monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio (NO_x), têm um efeito indireto no Efeito Estufa, visto que o ozônio troposférico é o terceiro mais importante gás de efeito estufa (DERWENT et al., 2006).

As políticas públicas voltadas para o meio ambiente são essenciais para o controle das emissões de poluentes e para garantir padrões de qualidade do ar recomendados. Neste sentido, os inventários de emissões correspondem a ferramentas muito úteis para o desenvolvimento de políticas públicas adequadas a respeito da redução de emissões de GEE. Além disso, são de grande importância para a modelagem numérica da qualidade do ar, que pode fornecer uma contribuição relevante aos estudos sobre os impactos dos poluentes atmosféricos, tanto em áreas locais quanto remotas (ALONSO et al., 2010; LONGO et al., 2010; LONGO et al., 2013). Embora alguns inventários de emissões oficiais do governo brasileiro (MCT, 2004; MCT, 2010) tenham indicado a prevalência das emissões da queima da palha da cana no total das emissões de resíduos agrícolas, informação específica sobre as emissões de gases e material particulado durante a queima da palha da cana para a colheita ainda é escassa no Brasil. Recentemente, alguns esforços têm sido feitos para estimar as emissões de GEE associadas com o cultivo da cana-de-açúcar e o ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar, tais como os inventários de emissões do Estado de São Paulo (CETESB, 2011; FUNCATE e CETESB, 2012) e os estudos realizados por Macedo et al. (2008) e Tsao et al. (2012).

O estudo e o monitoramento dos impactos da queima da palha da cana-de-açúcar são fundamentais para ajudar na formulação de políticas públicas voltadas para reduzir ou eliminar esta prática agrícola, bem como consolidar os

benefícios ambientais do etanol gerado a partir desta cultura. Neste contexto, esta etapa do trabalho teve como objetivo a geração de inventários de emissão para diversos poluentes atmosféricos liberados pela queima da palha da cana no Estado de São Paulo, de 2006 a 2011, por meio do uso integrado de produtos de sensoriamento remoto e ferramentas numéricas.

3.2. Dados e metodologia

3.2.1. Área de estudo

A área escolhida para este estudo corresponde ao estado de São Paulo, que está localizado no sudeste do Brasil entre as latitudes 19° 50'S e 24° 30'S e longitudes 44° 00'W e 53° 30'W, ocupando uma área em torno de 250.000 km² (Figura 3.1). O estado de São Paulo é o maior produtor de cana-de-açúcar no Brasil, bem como o mais populoso, possuindo cerca de 41.260.000 habitantes (IBGE, 2012), e com a maior densidade populacional do país (SEADE, 2012). A área cultivada com esta cultura tem crescido rapidamente na última década, no estado de São Paulo, atingindo 5,4 Mha em 2011. Durante os últimos seis anos, cerca de 2 milhões de hectares foram colhidos anualmente com a prática da queima (CANASAT, 2013, Figura 3.2). Mudanças na qualidade do ar e no microclima podem afetar um grande número de pessoas no referido estado, visto que tanto as áreas cultivadas com cana quanto as usinas de etanol e bioeletricidade se encontram relativamente próximas às áreas urbanas.

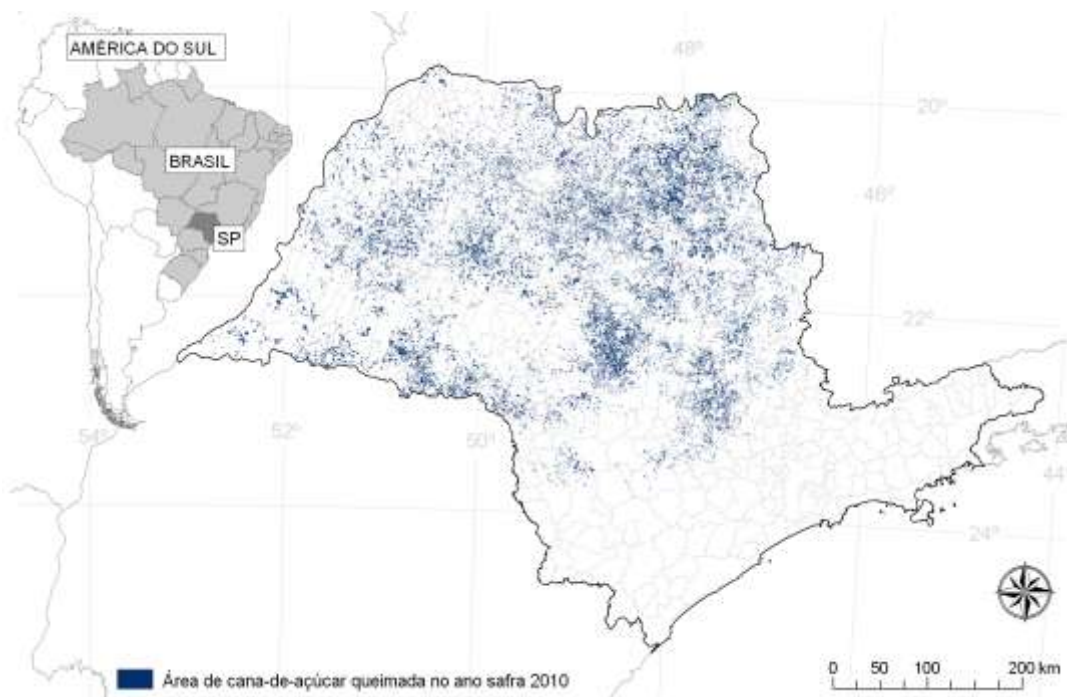


Figura 3.1 - Localização da área de estudo, com destaque para as áreas de cana-de-açúcar colhidas com queima no estado de São Paulo em 2010 (AGUIAR et al., 2011).

O clima do estado de São Paulo é muito favorável ao crescimento e ao desenvolvimento da cultura da cana-de-açúcar. De acordo com o Sistema de Classificação Climática de Köppen (PEEL et al., 2007), os tipos de clima dominantes neste estado são o **Cwa**, na porção central, e o **Aw**, nas regiões mais quentes norte e noroeste. O **Cwa** é caracterizado como um clima subtropical úmido, com a ocorrência de chuvas no verão e seca no inverno, no qual a temperatura média excede os 22° C no mês mais quente. Enquanto que o **Aw** é caracterizado como um clima de savana tropical, com inverno seco e temperatura média superior a 18° C durante o mês mais frio (CEPAGRI, 2012).

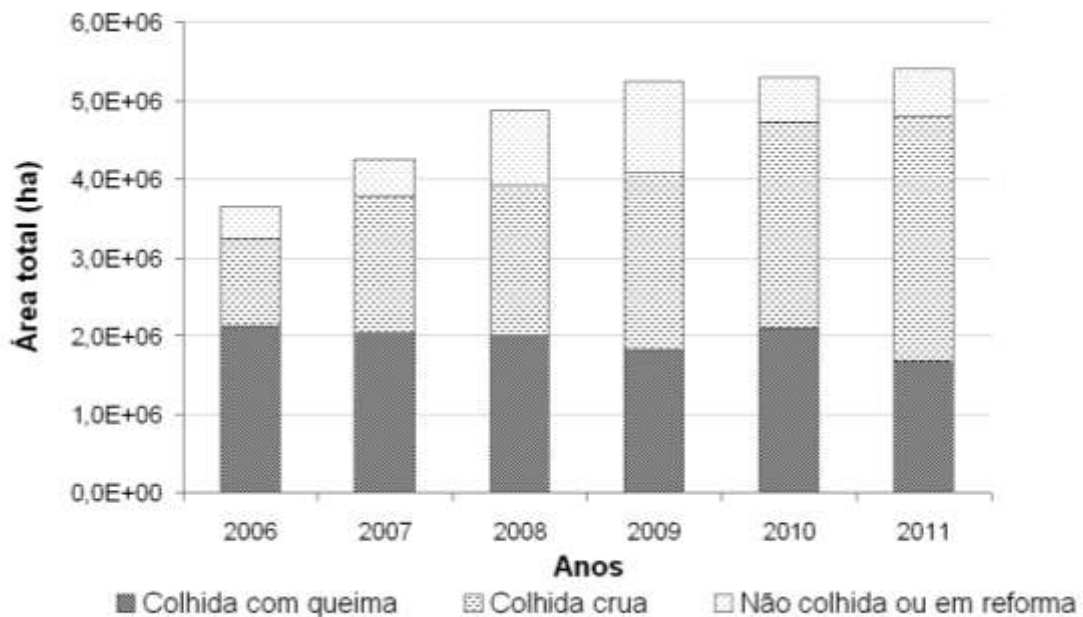


Figura 3.2 - Áreas estimadas fornecidas pelo Projeto Canasat (RUDORFF et al., 2010). A categoria não colhida ou em reforma inclui as áreas ocupadas com a cana-de-açúcar, mas não colhidas.

3.2.2. Dados de sensoriamento remoto

Nesta etapa do trabalho, utilizaram-se diferentes dados provenientes de sensoriamento remoto, tais como produtos de fogo ativo e mapeamentos de cana-de-açúcar.

- **Produtos de fogo**

O banco de dados de produtos de detecção de fogo ativo foi composto por: produtos WFABBA (*Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm*, <http://wfabba.ssec.wisc.edu/>; PRINS et al., 1998) baseado no GOES (*Geostationary Operational Environmental Satellite*); produtos de fogo do Sistema para o Monitoramento de Queimadas do INPE (<http://www.inpe.br/queimadas/>; SETZER e PEREIRA, 1991) baseados no

AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) a bordo de satélites da série NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*); e produtos de fogo do MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) da NASA (*US National Aeronautics and Space Administration*) (<http://modis-fire.umd.edu/>; GIGLIO et al., 2003).

O algoritmo de detecção de fogo WFABBA utiliza bandas no infravermelho de ondas curtas (SWIR; centrada em 4 μm) e no infravermelho termal (TIR; centrada em 11 μm) para localizar pixels com fogo. Isto é baseado na sensibilidade mais alta da banda do SWIR para as anomalias de alta temperatura sub-pixel em comparação à menor sensibilidade do comprimento de onda mais longo das bandas TIR, particularmente a centrada em 11 μm . Quando um pixel com fogo é localizado pelo WFABBA, dados auxiliares são incorporados ao processo a fim de separar os falsos alarmes e corrigir a atenuação do vapor d'água, a emissividade da superfície, a refletividade solar e as nuvens, e métodos numéricos são usados para resolver o tamanho do fogo sub-pixel e a temperatura média do fogo (PRINS e MENZEL, 1994; PRINS et al., 1998). Este algoritmo corresponde a uma versão expandida de uma técnica desenvolvida originalmente por Matson e Dozier (1981) para os dados AVHRR-NOAA. Os produtos WFABBA são baseados nos dados do satélite GOES, que estão disponíveis com alta frequência temporal e resolução espacial nominal de 4x4 km no nadir. Este estudo fez uso de produtos WFABBA da América do Sul, baseados no GOES-12 (de 2006 a 2009) e no GOES-13 (de 2010 e 2011) com uma resolução temporal de trinta minutos.

O algoritmo de detecção do MODIS também utiliza as temperaturas de brilho derivadas das bandas centradas T4 e T11 centradas em 4 μm e 11 μm , respectivamente. O instrumento MODIS tem duas bandas centradas em 4 μm (21 e 22). A banda 21 satura em torno de 500 K, enquanto a banda 22 satura em 331 K. Assim, T4 é geralmente derivada a partir da banda 22 uma vez que esta banda de baixa saturação é menos ruidosa e tem um menor erro de quantização. No entanto, quando esta banda satura ou tem dados faltantes é

substituída pela banda de saturação elevada, visando obter T4. Por sua vez, T11 é calculada a partir da banda 31 centrada em 11 μm , que satura em aproximadamente 400 K para o MODIS Terra e 340 K para o MODIS Aqua (GIGLIO et al., 2003).

A banda 32 centrada em 12 μm é usada para mascarar nuvens, enquanto as bandas no vermelho e no infravermelho próximo (centradas em 0,65 μm e 0,86 μm , respectivamente), com 250 m de resolução espacial, além de mascarar nuvens, são usadas para rejeitar falsos alarmes. A banda com 500 m de resolução espacial e centrada em 2,1 μm , por sua vez, é usada para rejeitar tanto reflexão da radiação solar em corpos d'água (em inglês, *sun-glint*) quanto falsos alarmes costeiros (GIGLIO et al., 2003). A base de dados utilizada dos produtos de fogo ativo do MODIS, com 1 km de resolução espacial, foi composta de localizações combinadas de fogos ativos diários a partir do produto MCD14ML do MODIS Aqua e Terra (Coleção 5, Versão 1) para cada ano.

Ao passo que o sistema de monitoramento de fogos em vegetação utiliza dados de vários satélites com sensores óticos operando na banda termal centrada em 4 μm , tais como os satélites da série NOAA e os satélites Terra e Aqua da NASA, de órbita polar, e os de órbita geoestacionária das séries GOES e METEOSAT, que têm sido processados operacionalmente na Divisão de Satélites Ambientais (DSA) do INPE. Os produtos da DSA são o resultado do processamento diário de mais de uma centena de imagens para detectar queimadas. Neste estudo, utilizaram-se apenas os produtos do AVHRR-NOAA, nos quais a detecção do fogo é realizada, sobretudo, na banda 3 (3,55 a 3,93 μm) (PEREIRA e SETZER, 1993). A base de dados do AVHRR foi composta de dados disponíveis para a América do Sul dos satélites: NOAA-12, NOAA-14, NOAA-15, NOAA-17 e NOAA-18, em 2006; NOAA-12 (até agosto), NOAA-14 (até maio), NOAA-15, NOAA-17 e NOAA-18, em 2007; NOAA-15, NOAA-16 (de outubro), NOAA-17 e NOAA-18, em 2008; NOAA-15, NOAA-16, NOAA-17 e NOAA-18, em 2009; NOAA-15, NOAA-16, NOAA-17 (até setembro), NOAA-18

e NOAA-19 (de fevereiro), em 2010; NOAA-15, NOAA-16, NOAA-18 e NOAA-19, em 2011.

As maiores contagens de focos nas áreas produtoras de cana-de-açúcar foram proporcionadas pelos produtos de fogo ativo da DSA (AVHRR-NOAA) e do MODIS. Por outro lado, os produtos WFABBA-GOES ofereceram a mais baixa contribuição durante o período focado (Figura 3.3). Este fato mostra a importância da resolução espacial mais alta dos sensores dos satélites para a detecção de focos ativos em canaviais que são relativamente pequenos. Além disso, o algoritmo de detecção de fogo WFABBA-GOES realiza uma análise de persistência que remove qualquer pixel de fogo detectado inicialmente que é identificado apenas uma vez em um período de 12 horas. Este recurso tem o potencial de reduzir falsos alarmes, mas também pode eliminar os pixels com focos de curta duração (SCHROEDER et al., 2008; XU et al., 2010) típicos de queima da palha da cana.

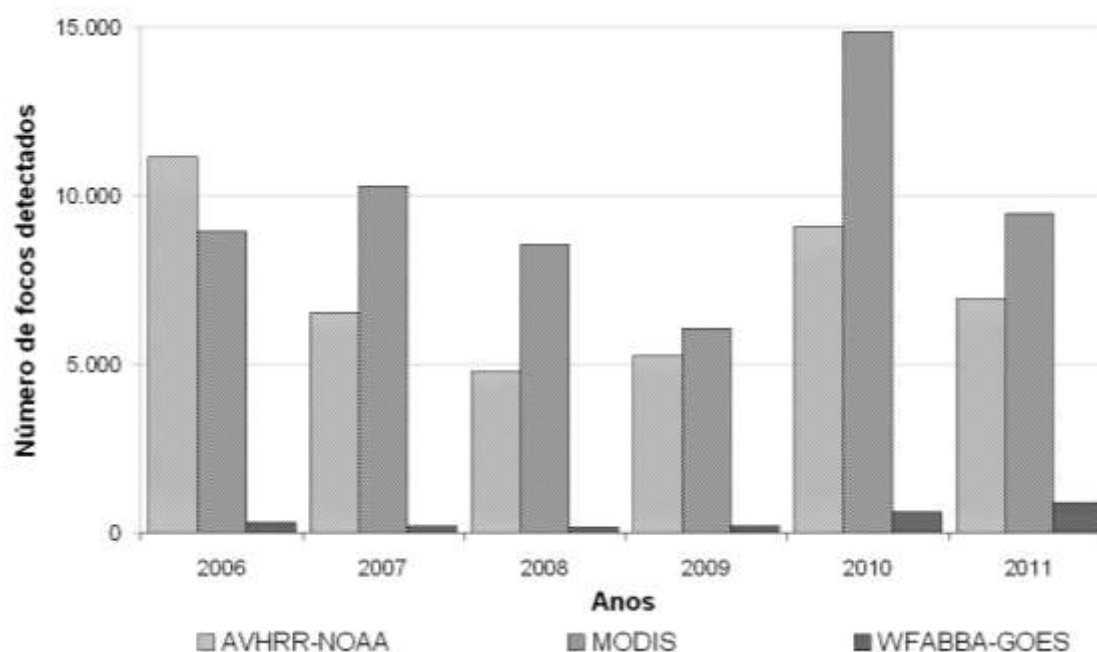


Figura 3.3 - Número de detecções de fogo em áreas produtoras de cana-de-açúcar, de 2006 a 2011, derivadas dos produtos AVHRR-NOAA, MODIS e WFABBA-GOES.

Em relação ao padrão intra-anual da queima da palha da cana-de-açúcar, as detecções de fogo mostraram que esta prática é dominante no período de abril a novembro, que é o período da colheita desta cultura no estado de São Paulo. Os meses mais secos (junho a agosto), geralmente concentram as maiores quantidades de focos de fogo em áreas de cana-de-açúcar. Isto ocorre porque neste período a colheita é mais intensa e também devido à ocorrência de fogos acidentais e criminosos.

▪ **Mapeamentos de cana-de-açúcar**

Dois tipos de mapeamento de cana-de-açúcar foram usados neste trabalho: mapas anuais das áreas cultivadas com cana-de-açúcar e mapas anuais da colheita da cana com e sem queima da palha do estado de São Paulo, de 2006 a 2011 (AGUIAR et al., 2011; RUDORFF et al., 2010). Estes mapas foram produzidos no contexto do Projeto Canasat (ADAMI et al., 2012; RUDORFF et al., 2010), que visava o mapeamento anual da área de cana-de-açúcar disponível para a colheita e também da área colhida com e sem a prática da queima da palha. Para tal, imagens do tipo Landsat foram visualmente interpretadas com base em cor, textura, tonalidade e forma, a fim de identificar e mapear as áreas cultivadas com cana-de-açúcar disponíveis para a colheita, assim como o tipo de prática usado na colheita (com ou sem o emprego do fogo). A principal fonte de informações usada correspondeu às imagens provenientes do sensor Thematic Mapper (TM) a bordo do satélite Landsat-5. Entretanto, outras imagens, como aquelas obtidas pelo sensor CCD a bordo do CBERS-2 e -2B (*China-Brazil Earth Resources Satellite-2 and -2B*), também foram usadas visando preencher lacunas em decorrência da presença de nuvens nas imagens Landsat-5.

Os mapas gerados pelo Projeto Canasat apresentam a área total de cana-de-açúcar disponível para a colheita no início da estação de colheita, incluindo as seguintes três subclasses: soca (cana-de-açúcar disponível para colheita a partir da brota após o primeiro corte ou cortes subsequentes), expansão (novas

áreas cultivadas com cana) e renovada (canaviais que foram submetidos à renovação durante o ano safra anterior), além das áreas em renovação com cana de ano e meio que não são colhidas no ano safra em questão. Por outro lado, os mapas anuais do monitoramento da colheita da cana-de-açúcar são baseados na área total de cana-de-açúcar disponível para a colheita, fornecidos pelo Projeto Canasat e representam as áreas colhidas sem queima ou com a prática da queima, bem como aquelas não colhidas até o final do período de colheita, ou seja, as áreas de cana que podiam ser colhidas, mas por algum motivo não o foram, passando à denominação de cana visada.

Neste estudo, mapas anuais com a área total de cana-de-açúcar disponível para a colheita no início da estação da colheita (Figura 3.4) e mapas anuais contendo apenas as áreas nas quais a cana foi colhida com queima (Figura 3.1) foram usados em diferentes métodos de estimativa de emissões. Em alguns casos, a prática da queima da palha da cana-de-açúcar pode ocorrer mesmo em áreas onde a colheita mecanizada é realizada com maquinário mais simples e corresponde a cerca de 10% da área colhida no estado. Deste modo, os mapas do modo de colheita da cana usados neste estudo apontam as áreas nas quais houve a queima da palha, sem levar em consideração se os talhões foram colhidos manualmente ou mecanicamente. Todos os mapas foram reamostrados da resolução espacial de 30 m para 1 km além de terem sido convertidos da projeção Policônica e *datum* SAD69 para a projeção LATLONG e *datum* WGS84, por meio do software SPRING (CÂMARA et al., 1996), a fim de que fossem usados na etapa de modelagem descrita a seguir.

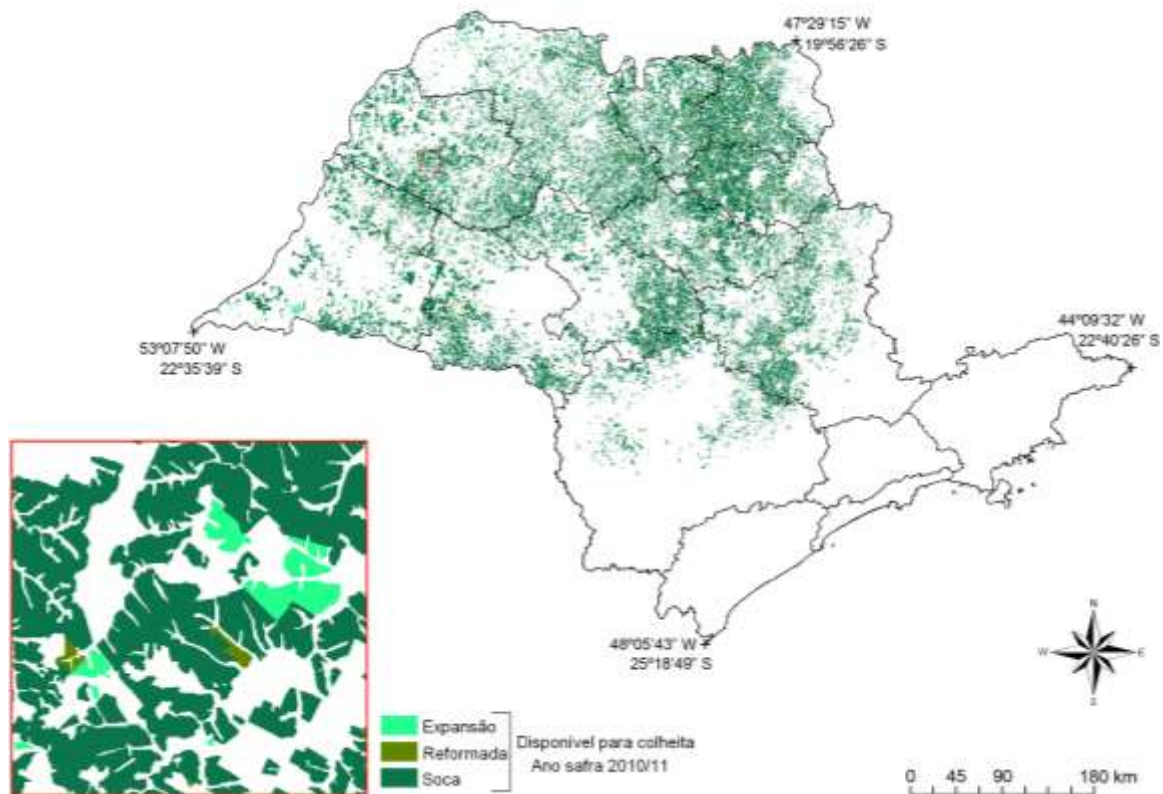


Figura 3.4 - Exemplo de mapeamento anual de áreas de cana-de-açúcar disponíveis para a colheita no estado de São Paulo (ano safra 2010) fornecido pelo Projeto Canasat, baseado em imagens de sensoriamento remoto (RUDORFF et al., 2010).

3.2.3. Estimativas de emissão

Os inventários anuais de emissão para a queima da palha da cana-de-açúcar foram gerados para o estado de São Paulo, de 2006 a 2011, por meio de duas abordagens distintas. O procedimento metodológico empregado nesta etapa do trabalho está esquematizado na Figura 3.5.

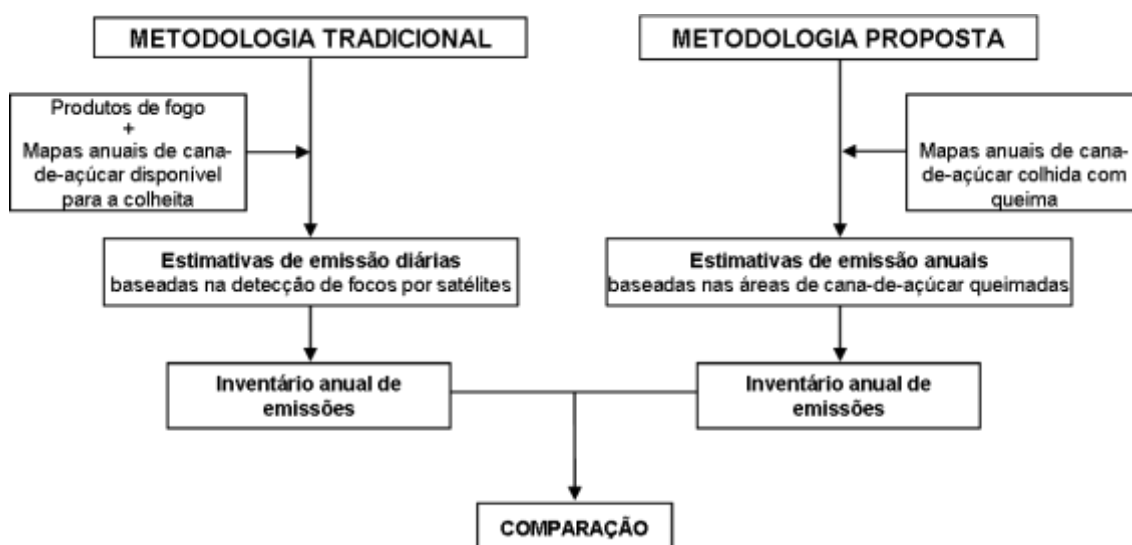


Figura 3.5 - Procedimento metodológico usado.

Inventários de emissões para a queima de biomassa podem ser derivados a partir da quantidade de biomassa queimada e um fator de emissão. Uma estimativa da quantidade de biomassa queimada pode ser obtida se a densidade de biomassa acima do solo, o fator de combustão (fração da biomassa que foi realmente queimada) e a área queimada forem conhecidos (LONGO et al., 2009). O fator de emissão, por sua vez, representa a quantidade de um composto emitido por quantidade de combustível consumido seco (g kg^{-1}) (ANDREAE e MERLET, 2001).

Neste estudo, os inventários foram gerados por meio do pré-processador de emissões PREP-CHEM-SRC, o qual é uma ferramenta abrangente que providencia campos de emissões de gases traço e aerossóis de fontes urbano-industriais, biogênicas, queima de biomassa, vulcânicas, uso de biocombustíveis e queima de resíduos agrícolas para modelos de transporte regional e global (FREITAS et al., 2011). A geração dos inventários de emissões de gases traço e partículas de aerossóis associadas à queima de biomassa no sistema PREP-CHEM-SRC é desempenhada pelo modelo de emissões 3BEM (*Brazilian Biomass Burning Emission Model*, LONGO et al., 2010). Esta ferramenta numérica foi usada de duas maneiras distintas, visando

fornecer produtos de emissões decorrentes da queima da palha de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, no período de 2006 a 2011.

Na primeira, o 3BEM foi usado em seu modo tradicional que é comumente empregado em modelos operacionais de qualidade do ar, no qual a área queimada é estimada através de focos de incêndios detectados por satélites. Para tal, o 3BEM utilizou o banco de dados de produtos de fogo descrito na seção anterior. Estes produtos foram combinados através de um algoritmo de filtro, a fim de evitar a dupla contagem do mesmo fogo, eliminando focos adicionais dentro de um círculo de raio igual a 1 km (FREITAS et al., 2011). Esta combinação é usada para minimizar a perda de focos detectados por sensoriamento remoto. Os mapas de detecção de fogo obtidos por sensoriamento remoto foram combinados a um mapa de vegetação com 1 km de resolução espacial. Cada tipo de biomassa queimada é associado a parâmetros específicos, tais como fatores de emissão e de combustão (baseados em Andreae e Merlet (2001) e Longo et al. (2009)), através de uma *look-up-table*. Para cada pixel de fogo detectado, a massa do traçador emitido é calculada pela seguinte equação:

$$M_{[\eta]} = \alpha_{veg} \cdot \beta_{veg} \cdot E_{veg}^{[\eta]} \cdot a_{fire} \quad (3.1)$$

em que: $M_{[\eta]}$ = emissão da espécie η ; α_{veg} = fração de biomassa acima do solo disponível para a queima; β_{veg} = fator de combustão (fração de biomassa que foi efetivamente queimada); $E_{veg}^{[\eta]}$ = fator de emissão para cada espécie η ; a_{fire} = área queimada.

A área queimada dos focos detectados do produto WF_ABBA-GOES foi estimada a partir do tamanho instantâneo do fogo para cada pixel de fogo não saturado e sem cobertura de nuvens, do qual é possível obter as características subpixel do fogo. Para os focos do WF_ABBA-GOES que não continham informação a respeito do tamanho instantâneo do fogo, uma média

diária dos tamanhos instantâneos dos focos foi usada. Enquanto que para aqueles focos detectados pelos sensores MODIS e AVHRR um valor médio de 0,20 km² de área queimada foi empregado (L. Paes, comunicação pessoal, 28 de novembro de 2011).

Para cada ano estudado, um mapa da área cultivada com cana disponível para colheita foi adicionado ao mapa de vegetação original do modelo 3BEM. Este procedimento permitiu a estimativa das emissões baseada nos focos detectados em áreas cultivadas com cana-de-açúcar, nesta primeira abordagem.

O código do 3BEM foi também atualizado com informações específicas para a cana-de-açúcar, como as que se seguem: fatores de emissão de diferentes espécies químicas; fator de combustão; e biomassa acima do solo (kg m⁻²). Os fatores de emissão e combustão de França et al. (2012) foram utilizados, bem como fatores de emissão para outras espécies apresentados no trabalho de Yokelson et al. (2008). Já a biomassa acima do solo (kg m⁻²) para a cana-de-açúcar foi estimada com base em dados de produtividade de Ripoli et al. (2004) e IBGE (2010).

Contudo, os sensores a bordo dos satélites possuem limitações no que se refere à detecção e ao monitoramento de queimadas de cana-de-açúcar, devido à baixa resolução espacial e temporal, que pode resultar na subestimativa das áreas queimadas. A prática da queima da palha da cana-de-açúcar ocorre tipicamente no período noturno (entre 20h e 6h) conforme previsto pela legislação ambiental e, apesar de intenso, o fogo tem curta duração, podendo ainda ocorrer em áreas não muito extensas. Apesar de esta prática ser aplicada em talhões com tamanhos muito variados, algumas áreas são extremamente pequenas podendo ter menos de 1 hectare, conforme reportado em comunicados de queima oficiais (AFOCAPI, 2012; UDOP, 2012). Zancul (1998) e Roseiro e Takayanagui (2004) destacaram a pouca duração deste tipo de queima: de 20 a 30 minutos de acordo com o tamanho do talhão.

Ainda, dependendo de fatores como condições meteorológicas e da biomassa, uma área de 5 hectares, por exemplo, pode ser queimada em cerca de 10 minutos (L. Clarete, comunicação pessoal, 24 de maio de 2012). Estas características podem dificultar a detecção das queimadas em canaviais por sensores com baixa resolução espacial, comumente utilizados com esta finalidade, tais como aqueles a bordo do GOES ou de satélites não-geoestacionários, como os da série NOAA e as plataformas TERRA e AQUA.

Deste modo, uma nova metodologia está sendo proposta neste estudo, a fim de reduzir as incertezas de estimativas de áreas queimadas com base nos focos de calor obtidos por sensoriamento remoto, particularmente no que se refere à omissão de informações sobre a queima da palha da cana quanto a sua extensão e/ou duração. Nesta nova abordagem, mapeamentos anuais das áreas nas quais houve colheita de cana-de-açúcar com a prática da queima no Estado de São Paulo de 2006 a 2011, também gerados no contexto do Projeto Canasat, foram inseridos no mapa de vegetação original do 3BEM. O modelo de emissões fez o cálculo das emissões com base na área cultivada com cana-de-açúcar que foi queimada no respectivo ano, representada nestes mapas, ao invés de calculá-las com base na área queimada estimada por meio dos focos de calor detectados por satélite.

Visando verificar se a esta segunda metodologia resultou na melhoria das estimativas de emissões pela queima da palha da cana-de-açúcar, os inventários gerados nesta metodologia foram comparados àqueles gerados pelo 3BEM operando em seu modo tradicional, para cada ano correspondente.

Em ambos os casos, o código do 3BEM também foi atualizado com informações específicas para a cana-de-açúcar, tais como: fatores de emissão de diferentes espécies químicas, fator de combustão e biomassa acima do solo (kg m^{-2}). Fatores de emissão e combustão de França et al. (2012), assim como fatores de emissão para outras espécies apresentadas por Yokelson et al.

(2008) foram utilizados nesta abordagem. Enquanto que a biomassa acima do solo (kg m^{-2}) foi estimada com base em Ripoli et al. (2004) e IBGE (2010).

3.3. Resultados e discussão

A comparação entre as emissões estimadas pelo 3BEM usando a contagem de focos dentro das áreas cultivadas com cana como dado de entrada e usando a nova metodologia com base no mapeamento das áreas de cana-de-açúcar colhidas com a prática da queima, mostrou diferenças significativas, conforme apresentado na Tabela 3.1 e na Figura 3.6. Enquanto os resultados indicaram limitações da metodologia tradicional para queimadas em canaviais, devido às características inerentes a este tipo de queima de biomassa, a nova metodologia obteve valores mais elevados para as emissões e é provável que estas estejam mais próximas da realidade, uma vez que foram estimativas com base em todas as áreas de cana efetivamente queimadas (Tabela 3.1).

Os dados gerados pelo 3BEM em seu modo convencional sugerem que os sensores a bordo de satélites têm limitações no que diz respeito à detecção e ao monitoramento de queimadas em cultivo de cana, devido à sua baixa resolução espacial e temporal que pode resultar em uma subestimativa da área queimada. O campo de visada instantâneo do GOES no nadir é 4 km x 4 km, o que é realmente muito grande quando comparado com o tamanho das áreas de cana queimadas gradativamente ao longo do período de colheita que são tipicamente muito menores do que isso e muitas vezes ainda menores do que os campos de visada instantâneos do AVHRR e do MODIS no nadir, de 1 km x 1 km.

A prática da queima da palha da cana-de-açúcar ocorre normalmente à noite (entre 20hs e 6hs – hora local), conforme exigido pela legislação ambiental do estado de São Paulo. Além disso, apesar de muito intensos, estes incêndios são de curta duração. De acordo com Zancul (1998) e Roseiro e Takayanagui

(2004), uma queimada em canavial tem duração muito curta, que dependerá principalmente do tamanho do talhão. Dependendo de vários outros fatores, dentre eles as condições do tempo e da biomassa, uma área de cinco hectares pode ser queimada até mesmo em cerca de 10 minutos (L. Clarete, comunicação pessoal, 24 de maio de 2012). Há muito poucos horários de passagem de satélites coincidindo com o período favorável para a observação da prática da queima da palha. Os satélites Terra e Aqua passam sobre o Brasil aproximadamente às 11hs e à meia-noite, bem como às 14hs e 1h (hora local) a cada dia, respectivamente. Os horários de passagem do NOAA-12 e do NOAA-15 são em torno das 3hs e 18hs, assim como às 7hs e 18hs, respectivamente, enquanto uma das passagens do NOAA-18 é 2hs (hora local) (DPI, 2012). Apesar de o GOES possuir a melhor resolução temporal comparada aos demais, fornecendo dados ao menos a cada 30 minutos, a sua baixa resolução espacial representa uma limitação. Estas características limitam a detecção de fogo nos canaviais pelos sensores a bordo desses satélites.

Alguns estudos também analisaram as limitações do uso de produtos de fogo de sensoriamento remoto para estimar as emissões, no caso específico da queima da cana. Tsao et al. (2012) também apontou que as queimadas em canaviais não estão totalmente contabilizadas nos dados obtidos por satélites, devido às áreas tipicamente pequenas dos fogos individuais. As suas estimativas de emissões foram superiores às estimativas pré-existentes obtidas por meio de abordagens que usam a detecção de focos por satélites, que tendem a subestimar a área de cana que foi efetivamente queimada. Segundo eles, os satélites podem subestimar a área queimada, uma vez que esta queima ocorre em uma menor escala espacial de incêndios individuais.

Assim, nesta etapa do trabalho, foi proposto o uso dos mapeamentos anuais de cana-de-açúcar de 2006 a 2011, no modelo 3BEM, a fim de reduzir as incertezas sobre as áreas queimadas estimadas com base na detecção de focos de calor obtida por sensoriamento remoto, particularmente com respeito

à omissão de informações sobre o comprimento e / ou a duração da queima da palha, como mostrado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Estimativas de emissão de CO anuais (Gg/ano) para o estado de São Paulo.

Método	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Proposto	1.330	1.165	1.178	1.038	1.187	883
Tradicional	155	152	119	102	224	130

Por outro lado, ambas as metodologias possibilitaram a identificação do aumento das emissões no ano-safra de 2010, devido ao aumento da ocorrência de queima em áreas produtoras de cana-de-açúcar resultante da menor precipitação, entre outros motivos, durante a época da colheita, como relatado por Aguiar et al. (2011). A concentração das emissões em regiões tradicionais de cultivo de cana, como Ribeirão Preto e Jaú, bem como a redução das emissões devido à conversão de áreas colhidas com queima para áreas colhidas sem queima são evidentes nos resultados gerados através das duas metodologias (Figura 3.6).

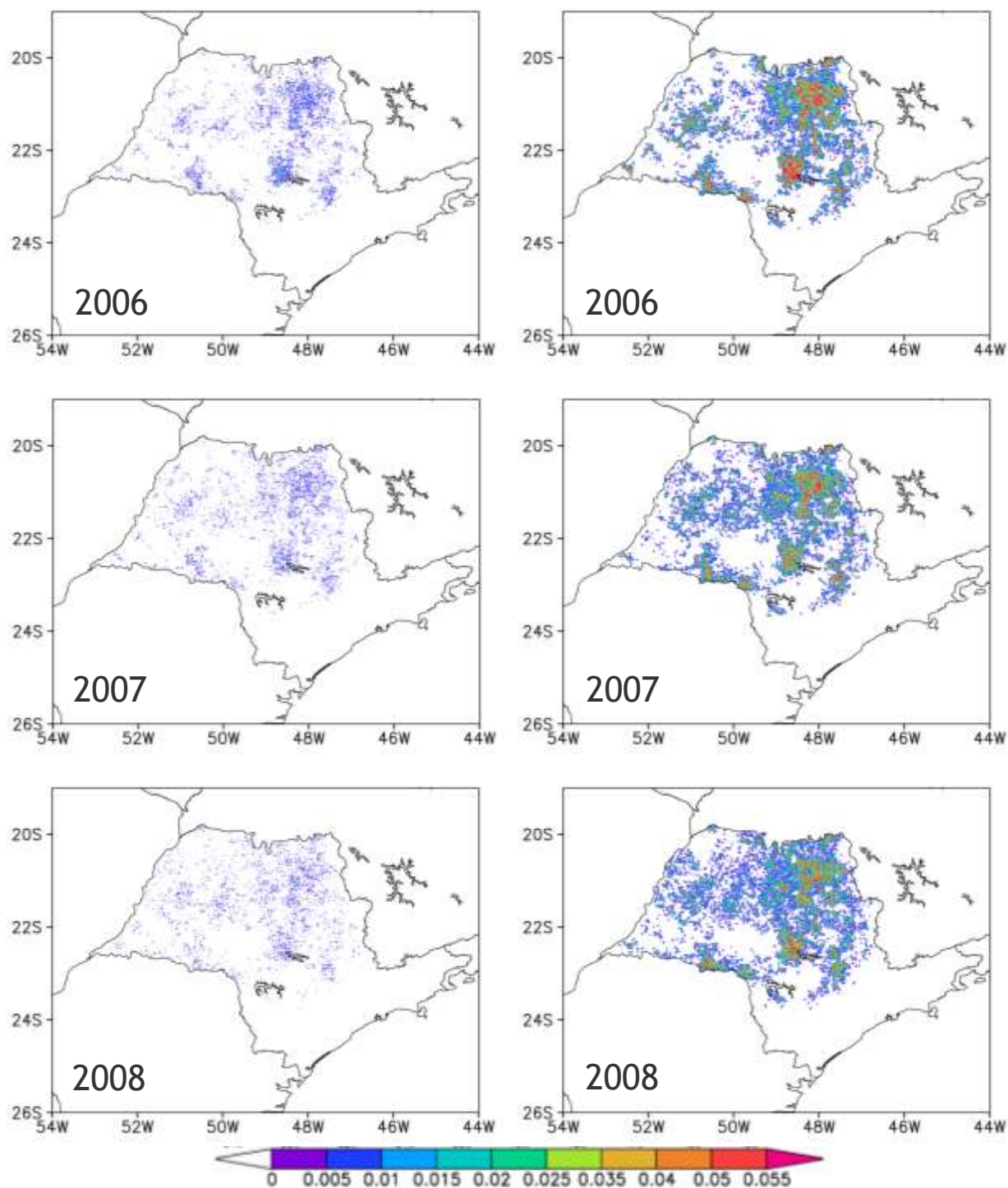


Figura 3.6 - Estimativas de emissões de CO (kg/m²) associadas à queima da cana-de-açúcar na pré-colheita, geradas pelo método tradicional (à esquerda) e pela nova metodologia (à direita), para o estado de São Paulo de 2006 a 2008.

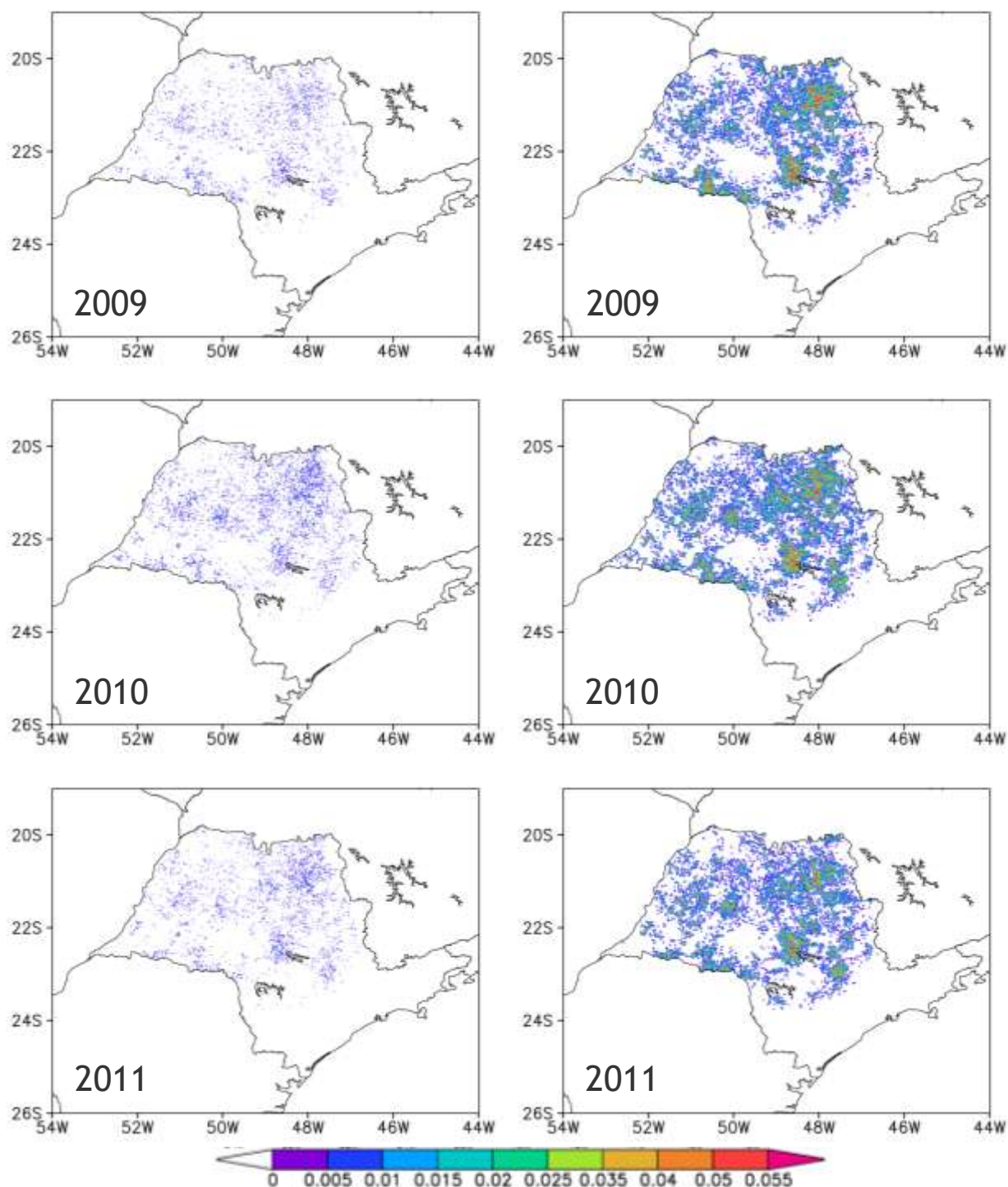


Figura 3.6 (cont.) - O mesmo para o período de 2009 a 2011.

Contudo, as estimativas de emissões geradas pelo método tradicional oferecem informação importante sobre o ciclo anual das emissões (Figura 3.7), uma vez que nesta metodologia as estimativas são geradas diariamente a partir dos focos detectados. Por exemplo, estas informações podem ser usadas no 3BEM operando com o método proposto neste trabalho, a fim de possibilitar a representação de emissões diárias ou mensais mesmo com o uso do mapa anual de cana colhida com queima. Isto pode ser vantajoso para sistemas de previsão diária da qualidade do ar.

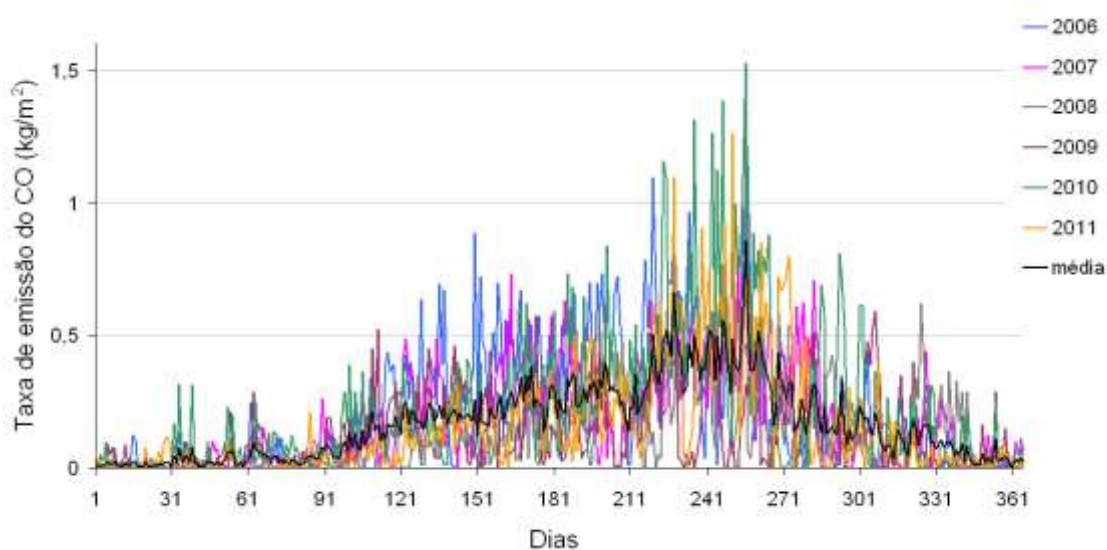


Figura 3.7 - Taxa de emissão diária de CO (kg/m^2) pela queima de cana-de-açúcar no estado de São Paulo de 2006 a 2011 obtida pelo 3BEM operando em seu modo tradicional.

Os valores médios das estimativas de emissões (Gg/ano) emitidas pela queima da palha da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, de 2006 a 2011, foram 1130 ± 152 para CO, 26 ± 4 para NO_x , 16 ± 2 para CH_4 , 45 ± 6 para PM_{25} , 120 ± 16 para PM_{10} , 22657 ± 3056 para CO_2 , 2 para N_2O , e 154 ± 21 para NMHC. As estimativas anuais das emissões destes gases de efeito estufa, materiais particulados e precursores do ozônio são mostradas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Estimativas de emissões anuais (Gg/ano) para o estado de São Paulo.

Período	CO	NO _x	CH ₄	PM _{2,5}	PM ₁₀	CO ₂	N ₂ O	NMHC ^a
2006	1.330	30,7	19,1	53,2	141	26.665	2,05	181
2007	1.165	26,9	16,7	46,6	124	23.355	1,79	158
2008	1.177	27,2	16,9	47,1	125	23.613	1,81	160
2009	1.038	23,9	14,9	41,5	110	20.811	1,60	141
2010	1.186	27,4	17,0	47,5	126	23.792	1,83	161
2011	883	20,4	12,7	35,3	94	17.703	1,36	120

^a NMHC = hidrocarbonetos não-metanos.

As estimativas de emissões para CO e N₂O (Gg/ano) deste trabalho foram similares às reportadas pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), em 2011. No entanto, as estimativas para CH₄ e NO_x foram significativamente diferentes, provavelmente devido ao fato de que foi utilizada uma metodologia diferente pela CETESB (2011), incluindo o uso de fatores de emissão padrões do IPCC, como mostrado na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Fatores de emissão (g kg⁻¹ de biomassa seca queimada).

CO	NO _x	CH ₄	N ₂ O	Referência
65 ^a	1,5 ^a	0,933 ^b	0,10 ^c	Usados neste estudo
59	5	2,8	0,14	IPCC (1996)
92	2,5	2,7	0,07	IPCC (2006)

^a França et al. (2012), ^b Yokelson et al. (2008) e ^c FE médios de resíduos agrícolas baseados em Zhuang et al. (1996) e Smith et al. (2000).

Os resultados obtidos com a nova metodologia aplicada ao modelo de emissões 3BEM também indicaram que, apesar da produção de cana-de-açúcar ter aumentado nos últimos anos, atualmente há uma tendência de redução das emissões de poluentes provenientes da queima da palha da cana no estado de São Paulo. Uma redução de cerca de 34% é estimada entre os anos de 2006 e 2011, como exemplificado na Figura 3.8. Resultados recentes do Projeto Canasat também apresentaram uma redução significativa na área de campos de cana-de-açúcar colhida com queima na safra de 2012/2013 (Canasat, 2013). Esta é uma indicação de que as metas do Protocolo “Etanol Verde” para o estado de São Paulo poderão ser alcançadas nos próximos anos.

Além disso, os resultados mostraram que as emissões estão relacionadas ao regime de colheita, o qual também pode ser diretamente afetado pelas variações climáticas. O segundo semestre de 2009 foi caracterizado pelo excesso de chuva na região sudeste do Brasil (ALVES et al., 2009), contribuindo para a redução da colheita da cana-de-açúcar em 2009. Por outro lado, a chuva acima da média durante este período também acarretou no melhor desenvolvimento da cultura da cana-de-açúcar e no consequente aumento da sua colheita no ano seguinte. Em paralelo, a precipitação esteve abaixo da média, em 2010, e o tempo mais seco também contribuiu para o aumento da colheita neste ano (CONAB, 2010). Por fim, conforme mostrado por Conab (2011), o ano 2011 apresentou uma queda na produtividade de cana-de-açúcar que pode ter sido também influenciada por fatores como a seca em 2010, a ocorrência de geadas no Estado de São Paulo e o florescimento em excesso de grande parte desta cultura devido às condições climáticas.

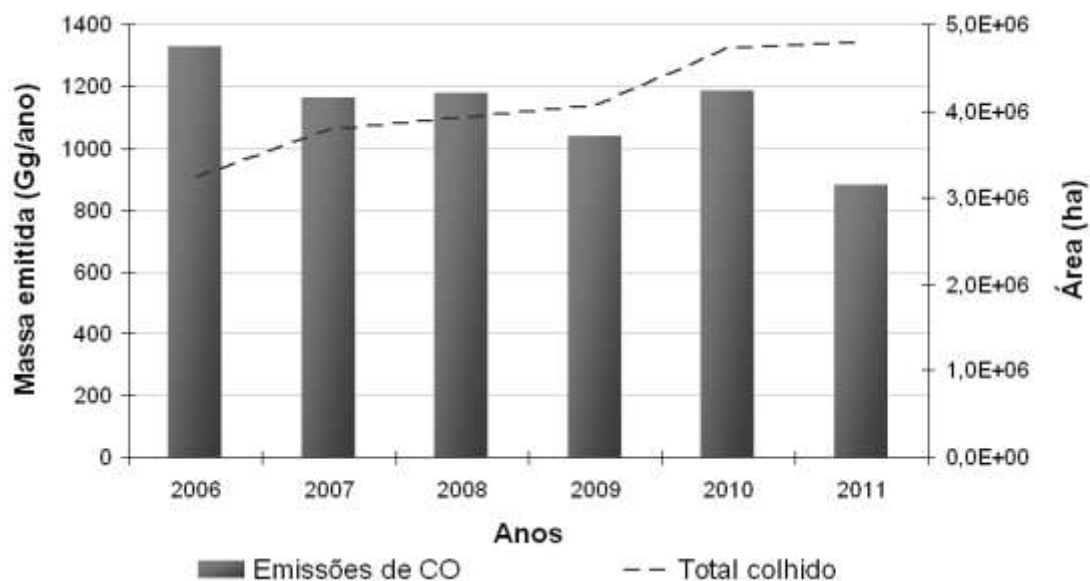


Figura 3.8 - Emissões de CO (Gg / ano) pela queima da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo de 2006 a 2011, estimadas por meio da nova metodologia, e o total de cana-de-açúcar colhida durante o mesmo período.

3.4. Conclusões parciais

A comparação das estimativas de emissão obtidas pelo modelo 3BEM, usando a detecção de focos de queimadas como dados de entrada e por meio da nova metodologia empregada, mostrou diferenças significativas entre os resultados gerados por estes dois métodos. A nova metodologia permitiu a geração de emissões que devem ser mais realistas, visto que suas estimativas foram baseadas nas áreas que foram realmente queimadas. Enquanto que os resultados obtidos a partir do modo convencional do 3BEM apontaram limitações dos sensores a bordo de satélites com respeito à detecção e ao monitoramento das queimadas em vegetação de cana-de-açúcar, em virtude de suas baixas resoluções espaciais ou temporais. Por outro lado, apesar da subestimativa de emissões do método tradicional, a abordagem baseada nas detecções de focos por satélites pode oferecer informação importante acerca da variabilidade intra-anual e sazonal das emissões pela queima desta

biomassa, permitindo também a observação de eventos isolados, porém expressivos.

Na metodologia proposta pelo presente trabalho, as emissões anuais associadas à prática da queima da cana-de-açúcar no período da colheita no estado de São Paulo foram estimadas com base em mapeamentos das áreas de cana-de-açúcar queimadas, elaborados a partir de imagens obtidas por satélites, e em fatores de emissão e combustão específicos para a queima da cana-de-açúcar. Os valores médios estimados (Gg/ano) para as emissões no estado de São Paulo de 2006 a 2011 foram 1130 ± 152 para CO, 26 ± 4 para NO_x, 16 ± 2 para CH₄, 45 ± 6 para PM_{2,5}, 120 ± 16 para PM₁₀, $22,657 \pm 3056$ para CO₂, 2 para N₂O e 154 ± 21 para NMHC. Os resultados também indicaram que a expansão do cultivo de cana-de-açúcar neste estado não tem acarretado no aumento das emissões de poluentes para a atmosfera, nos últimos anos, uma vez que a queima da palha da cana-de-açúcar tem sido reduzida apesar da expansão em área desta cultura. É provável que isso seja uma indicação de que os objetivos do Protocolo “Etanol Verde” para o estado de São Paulo deverão ser alcançados se a tendência de redução da área colhida com queima continuar se materializando nos próximos três anos safra (2012/13, 2013/14 e 2014/15). Resultados recentemente publicados do projeto Canasat mostraram que para a safra 2012/13 uma nova redução significativa (360 mil hectares) na área colhida com queima foi observada, o que acarreta uma redução proporcional das emissões de poluentes conforme relatado nesta pesquisa (CANASAT, 2013).

4 IMPACTOS DA QUEIMA DA PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR NA QUALIDADE DO AR

4.1. Introdução

A queima de biomassa corresponde à principal fonte de emissões antrópicas de gases de efeito estufa e aerossóis para a atmosfera, na América do Sul (ANDREAE, 1991; ARTAXO et al., 2002, FREITAS et al., 2009; LONGO et al., 2009). No Brasil, atividades relacionadas à agricultura e à pecuária extensiva contribuem significativamente para as emissões de gases traços e material particulado para a atmosfera, em função da utilização da queimada como ferramenta de manejo da terra e de modificações nos padrões de emissões naturais, relacionadas às mudanças de uso e cobertura da terra. Um exemplo de atividade agrícola que ainda emprega a queimada como ferramenta de manejo corresponde à produção de cana-de-açúcar. Neste caso, a prática da queima é realizada na época da colheita para facilitar o corte manual da cana.

Estas queimadas emitem material particulado, gases de efeito estufa e precursores do ozônio troposférico para a atmosfera (por exemplo, CO, NO_x e hidrocarbonetos). O ozônio é um poluente secundário, pois não é emitido diretamente para a atmosfera. Forma-se a partir da ação da luz solar e de oxidações fotoquímicas (JACOB, 2000) e, quando presente na troposfera, constitui-se um dos poluentes com maior impacto na saúde pública devido à possibilidade de redução da capacidade respiratória.

Neste capítulo, são apresentados os resultados provenientes das simulações numéricas realizadas com o modelo CCATT-BRAMS, para os anos 2006 e 2011, com o intuito de avaliar a influência da queima da palha da cana-de-açúcar na qualidade do ar do estado de São Paulo e vizinhanças, com enfoque para as razões de mistura do CO, NO_x e O₃, antes e depois de o Protocolo “Etanol Verde” entrar em vigor no estado de SP.

4.2. Métodos

4.2.1. O sistema CCATT-BRAMS

O estudo das emissões e da composição química da atmosfera na região de São Paulo foi realizado por meio do modelo CCATT-BRAMS (*Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System*, FREITAS et al., 2005), utilizado operacionalmente pelo INPE como ferramenta de previsão da qualidade do ar. O CCATT é um modelo de transporte Euleriano, com a componente de química da atmosfera incluída, e encontra-se acoplado à versão brasileira do modelo RAMS (BRAMS) (WALKO et al., 2000).

Este modelo integrado corresponde a uma ferramenta apropriada para o estudo do transporte atmosférico de emissões pela queima de biomassa, bem como de seus impactos no tempo e na qualidade do ar. O modelo resolve, simultaneamente, o sistema de equações fundamentais para a atmosfera (4.1) – que compreende as equações de movimento, conservação de massa, 1ª lei da termodinâmica, lei de conservação do constituinte água, além da equação do estado – e equações da continuidade de massa para os gases/aerossóis (4.2), sendo que o sistema de equações fundamentais usa a solução do sistema de equações da continuidade de massa para os gases/aerossóis (FREITAS, 1999; FREITAS et al., 2009).

$$\left. \begin{aligned}
\frac{\partial \vec{v}}{\partial t} &= -\vec{v} \cdot \nabla \vec{v} - \frac{1}{\rho_a} \nabla p - g\vec{k} - 2\bar{\Omega} \times \vec{v} + \vec{F}_{visc} & (4.1.1) \\
\frac{\partial \rho_a}{\partial t} &= -\nabla \cdot \rho_a \vec{v} & (4.1.2) \\
\frac{\partial \theta}{\partial t} &= -\vec{v} \cdot \nabla \theta + Q_\theta & (4.1.3) \\
\frac{\partial r_n}{\partial t} &= -\vec{v} \cdot \nabla r_n + Q_{r_n} & (4.1.4) \\
\frac{\partial s_{[n]}}{\partial t} &= -\vec{v} \cdot \nabla s_{[n]} + Q_{s_{[n]}} & (4.2)
\end{aligned} \right\} (4.1)$$

A equação de movimento (4.1.1) constitui a evolução temporal da velocidade do fluido atmosférico (\vec{v}), em função do gradiente de pressão (p), da força gravitacional, da força de Coriolis (força inercial, associada com o referencial) e da viscosidade (força interna de atrito entre as camadas do fluido). É a lei de movimento de Newton. A equação da conservação da massa do ar (4.1.2) é descrita em termos de densidade de massa (ρ_a). A equação (4.1.3) corresponde à 1ª lei da termodinâmica, em que θ é a temperatura potencial do ar e Q_θ constitui os vários processos físicos que aquecem ou resfriam a atmosfera (por exemplo, convergência de radiação, mudanças de fase da água e processos térmicos associados a reações químicas). A equação (4.1.4) expressa matematicamente a conservação de massa de água em todas as fases, onde r_n refere-se à razão de mistura da água na fase n (sólida, líquida ou gasosa) e Q_m expressa os processos físicos de transformação de fase da água, bem como perda ou ganho por precipitação nas fases sólida e líquida. Na Equação da Continuidade de Massa para os gases/aerossóis (4.2), $s_{[n]}$ corresponde à razão de mistura do constituinte n e $Q_{s_{[n]}}$ representa processos como emissão, remoção, transformação química e deposição associados ao constituinte n .

A equação geral da continuidade de massa para os traçadores (espécies químicas introduzidas na atmosfera, existentes em quantidades muito

pequenas em relação à massa total de ar) resolvida pelo modelo CCATT-BRAMS, na forma de equação de tendência (LONGO et al., 2009), é:

$$\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} = \left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{adv} + \left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{PBL_{turb}} + \left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{deep_{conv}} + \left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{shallow_{conv}} + W + R + Q_{plume_{rise}} + \left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{chem_{react}} \quad (4.3)$$

(1) (2) (3) (4) (5) (6) (7) (8) (9)

em que: (1) é o termo de tendência local da razão de mistura média do traçador em um ponto de grade, que corresponde à soma de termos de tendência local referentes a (2) advecção pelo vento à escala de grade, (3) transporte turbulento na Camada Limite Planetária, na escala de subgrade, (4) transporte por convecção profunda e (5) transporte por convecção rasa, em subgrade, e termos forçantes, como: (6) remoção pela chuva (deposição úmida) e (7) deposição seca de partículas de aerossóis e gases, (8) emissões e (9) transformações químicas.

Do mesmo modo que os demais modelos de transporte atmosférico, regionais e globais, o modelo CCATT-BRAMS necessita de inventários de emissões para simular o transporte de gases traço e material particulado na atmosfera. Para tal, foram utilizados os campos de emissões de gases traço e aerossóis gerados pelo pré-processador PREP-CHEM-SRC (FREITAS et al., 2011), descrito no Capítulo 3, o qual é uma ferramenta numérica robusta para a geração destes campos para uso em modelos de transporte atmosférico. Este pré-processador permite a preparação de campos de emissões associados a diversas fontes, como: urbano-industrial, biogênica, queima de biomassa, vulcânica, uso de biocombustíveis e queima de resíduos agrícolas. Inclui, ainda, o modelo de levantamento de plumas quentes (do inglês, *plume rise*) para a estimativa da altura da fumaça das emissões provenientes da queima de biomassa (FREITAS et al., 2007a, 2010).

O modelo BRAMS possui, ainda, como um componente o modelo LEAF (do inglês, *Land Ecosystem-Atmosphere Feedback*) (LEE, 1992; LEE e MIELKE

JR., 1995). O LEAF corresponde a uma representação das características da superfície (como solo, vegetação, lagos, oceanos e cobertura de neve), bem como de suas interações entre si mesmas e com a atmosfera. Este modelo contém equações para prognósticos de temperatura e umidade do solo em múltiplas camadas, temperatura e superfície d'água da vegetação (incluindo orvalho e chuva interceptada, massa da cobertura de neve e energia termal para múltiplas camadas), assim como da temperatura e razão de mistura do vapor d'água do ar adjacente à vegetação e influenciado pela mesma (*canopy air*). As condições de troca nestas equações incluem: trocas turbulentas, condução de calor, difusão e percolação de água no solo e em áreas cobertas com neve, transferência radiativa de onda curta e onda longa, transpiração e precipitação (WALKO et al., 2000; WALKO e TREMBACK, 2005). O modelo original LEAF passou por mudanças, ganhando novas características, como a representação em subdivisões de uma célula de grade da superfície em múltiplas áreas (do inglês, *patches*), o prognóstico da cobertura de neve, o congelamento e descongelamento do solo e o escoamento local da água proveniente de chuvas e derretimento da neve, que fazem parte da versão LEAF-2 utilizada por alguns anos. O LEAF-2 usa as classes de vegetação do BATS (*Biosphere-Atmosphere Transfer Scheme*) (DICKINSON et al., 1986) para definir muitos de seus parâmetros, como: índice de área foliar, fração de cobertura, rugosidade e albedo. Recentes melhorias na representação de parâmetros da vegetação, como o índice de área foliar (IAF) e a fração de cobertura, que foram implementados no modelo biofísico SiB2 (SELLERS et al., 1996) foram também adotados no LEAF, gerando uma nova versão denominada LEAF-3. Esta melhora foi realizada por meio do emprego de dados de satélite sobre o vigor da vegetação, representado pelo NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (WALKO e TREMBACK, 2005).

4.2.2. Configuração dos experimentos

Neste trabalho, foram realizados experimentos para a América do Sul, visando à geração das condições iniciais e de contorno, e experimentos para o estado de São Paulo. Realizaram-se dois conjuntos de experimentos para o estado de São Paulo, representativos dos anos 2006 e 2011. No primeiro conjunto, foram incluídas todas as emissões: as de origem antrópica (urbana e queima de biomassa, inclusive queima da palha da cana-de-açúcar seguindo a metodologia descrita no Capítulo 3) e as biogênicas. Enquanto que, no segundo conjunto de experimentos, as emissões associadas à queima da palha da cana-de-açúcar foram excluídas.

Na realização dos experimentos para a América do Sul, a grade do modelo foi configurada com 360 x 326 pontos em longitude e latitude e espaçamento de 40 km entre os pontos de grade nas duas direções, cobrindo a região situada entre as latitudes de 63,521S a 13,504N e longitudes de 110,563W a 0,709W (Figura 4.1). Visando evitar efeitos de borda sobre o estado de São Paulo, nas simulações atmosféricas, a grade usada em seus respectivos experimentos (com resolução espacial de 10 km) foi configurada com 165 pontos em X e 111 pontos em Y, compreendendo uma região mais abrangente localizada entre as coordenadas 27,036 S a 17,246 S e 56,834 W a 41,582 W, conforme ilustrado na Figura 4.2. No presente trabalho, serão apresentados os resultados dos experimentos realizados para o estado de São Paulo, objeto de estudo deste trabalho.

Foram realizadas simulações numéricas de janeiro a dezembro de 2006 e de janeiro a dezembro de 2011. Para o domínio da América do Sul, utilizaram-se como condições iniciais e de contorno atmosféricas as saídas do modelo global do CPTEC/INPE (T126 e T213). Enquanto que as análises para o continente sul-americano do modelo global MOCAGE (*MOdélisation de la Chimie Atmosphérique Grande Echelle*, PEUCH et al., 1999) do Météo-France, para o ano 2011, bem como a climatologia mensal destas análises para o ano 2006,

foram usadas como condições iniciais e de contorno químicas. Para o domínio do estado de São Paulo, foram utilizados os resultados das simulações realizadas com o CCATT-BRAMS para a América do Sul, a fim de alimentar as condições de fronteira e iniciais tanto meteorológicas quanto de química da atmosfera. O mecanismo químico usado neste estudo, para a inclusão dos processos químicos que ocorrem na atmosfera, correspondeu ao RELACS (*Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme*, CRASSIER et al., 2000), o qual possui 37 espécies e 128 equações.

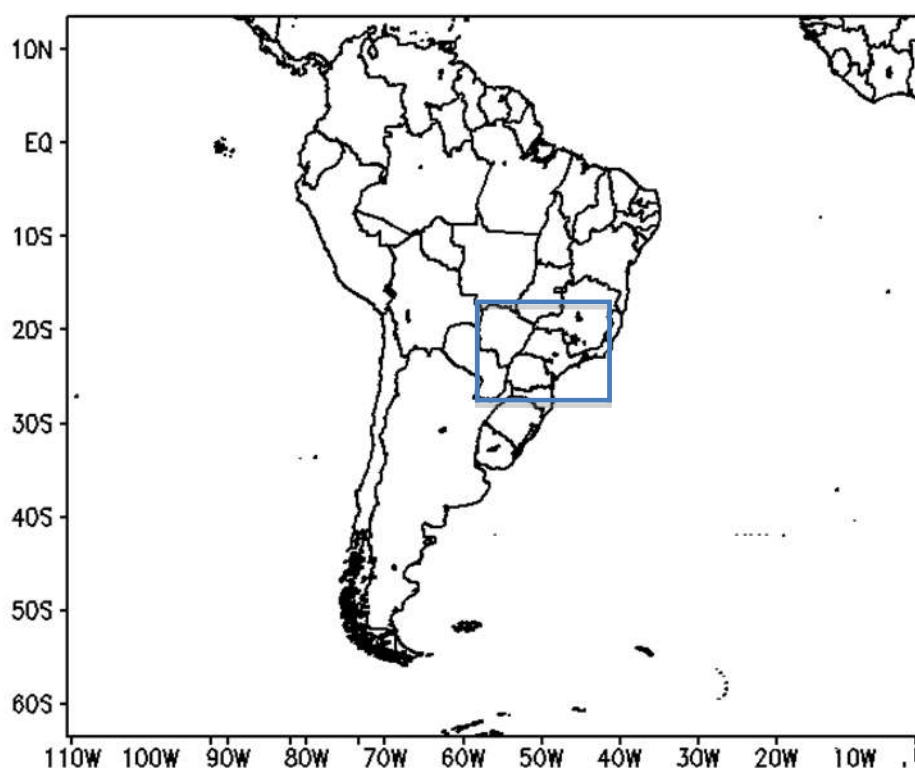


Figura 4.1 - Domínio da grade do modelo usada no experimento da América do Sul, com resolução espacial de 40 km.

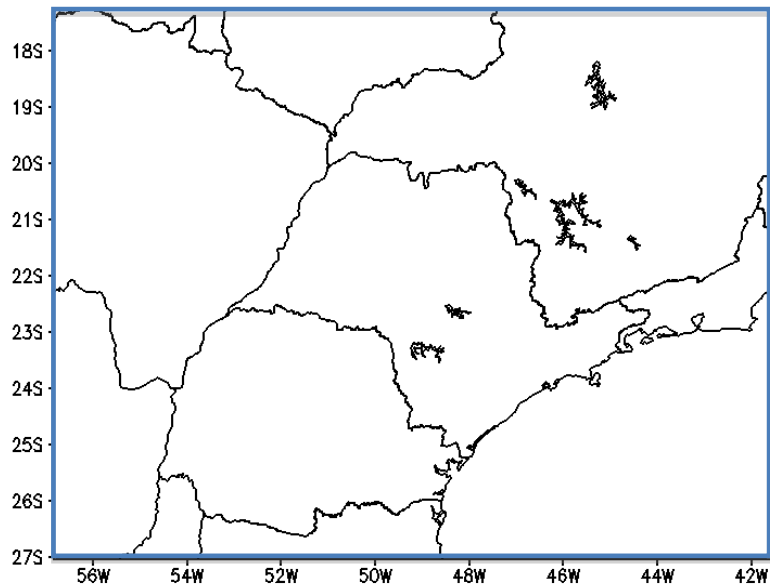


Figura 4.2 - Domínio da grade do modelo usada no experimento do estado de São Paulo, com resolução espacial de 10 km.

Como condições iniciais de superfície no modelo usaram-se os arquivos de topografia, uso e cobertura da terra e porcentagem de terra e água, cuja resolução é de aproximadamente 1 km, fornecidos com o código fonte do modelo. Mapas elaborados no contexto do Projeto Canasat contendo apenas a classe cana-de-açúcar no estado de São Paulo, de 2006 e 2011, foram incorporados ao mapa de vegetação original do modelo, com a mesma resolução espacial, para a realização das simulações dos respectivos anos.

Em cada ano, as características do terreno, como topografia, porcentagem de terra e tipos de uso e cobertura do solo, por exemplo, mantiveram-se constantes durante todo o período de simulação. Parâmetros biofísicos específicos para a cana-de-açúcar (ARAÚJO, 2010) foram introduzidos no código do modelo de superfície LEAF-3, acoplado ao BRAMS. Entretanto, para aqueles parâmetros para os quais nenhuma referência foi encontrada, utilizaram-se os mesmos valores da classe “mato alto”. Na Tabela 4.1, são apresentados os exemplos de parâmetros biofísicos adotados para algumas classes de uso/cobertura do solo presentes no mapa de vegetação do modelo.

Tabela 4.1 - Parâmetros biofísicos de classes de uso/cobertura do solo.

Tipos de uso/ cobertura do solo	Albedo	Índice de área foliar (LAI) máximo	Fração de vegetação	Altura da vegetação (m)
uso urbano	0,20	3,6	0,74	6,0
reflorestamento	0,14	8,0	0,80	20,0
cultura/pastagem	0,22	5,0	0,85	1,0
cana	0,20	5,0	0,80	3,0
mata	0,12	6,5	0,90	32,0
cerrado/outros	0,16	7,0	0,80	22,0
áreas úmidas	0,18	5,0	0,80	1,1
solo exposto	0	0	0	0

A adição das características da cana-de-açúcar à parametrização de superfície do LEAF, além do uso do seu mapeamento para o estado de São Paulo em cada ano, visou tornar mais realistas as simulações realizadas pelo modelo CCATT-BRAMS, nos experimentos considerando a presença desta classe. Deste modo, foram determinadas condições de superfície particulares a cada um dos experimentos (2006 com cana, 2006 sem cana, 2011 com cana e 2011 sem cana).

No PREP-CHEM-SRC, como dados de entrada para as emissões industriais e urbanas, utilizou-se o inventário global RETRO (*REanalysis of TROpospheric chemical composition over the past 40 years*, SCHULTZ et al., 2007), bem como o banco de dados de emissões antrópicas para a América do Sul, descrito em Alonso et al. (2010), que possui uma distribuição mais detalhada das emissões urbanas (Figura 4.3). As estimativas de emissões biogênicas foram obtidas a partir dos dados do MEGAN (*Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature*, GUENTHER et al., 2006). Enquanto que a estimativa das emissões pela queima de biomassa (Figura 4.3) foi realizada por meio das duas metodologias descritas no Capítulo 3, usadas simultaneamente. A nova abordagem foi empregada na estimativa das emissões pela queima da palha da cana, enquanto que a metodologia tradicional foi usada para o cálculo das emissões associadas a queimadas de outros tipos de vegetação.

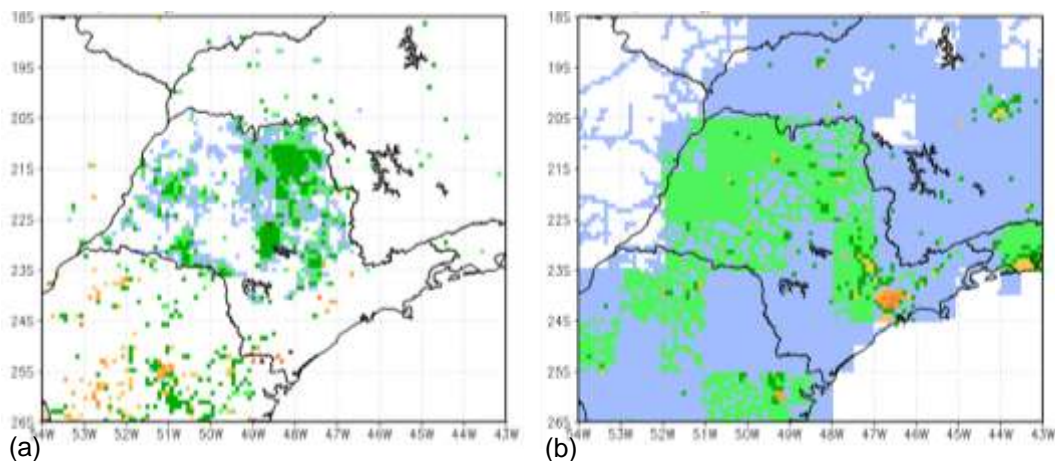


Figura 4.3 - Emissões pela queima de biomassa (a) e antropogênicas (b) estimadas pelo PREP-CHEM-SRC para o CO ($1\text{e-}5 \text{ kg/m}^2$), no dia 25/08/2006.

A partir das emissões diárias associadas à queima da palha da cana-de-açúcar estimadas por meio do método tradicional do 3BEM (Figura 3.7), funções gaussianas distintas para os anos 2006 e 2011 foram ajustadas (Figuras 4.4 e 4.5). Estas curvas foram incorporadas ao código do modelo a fim de representar o ciclo anual das emissões, quando usado o mapeamento anual contendo as áreas colhidas com queima.

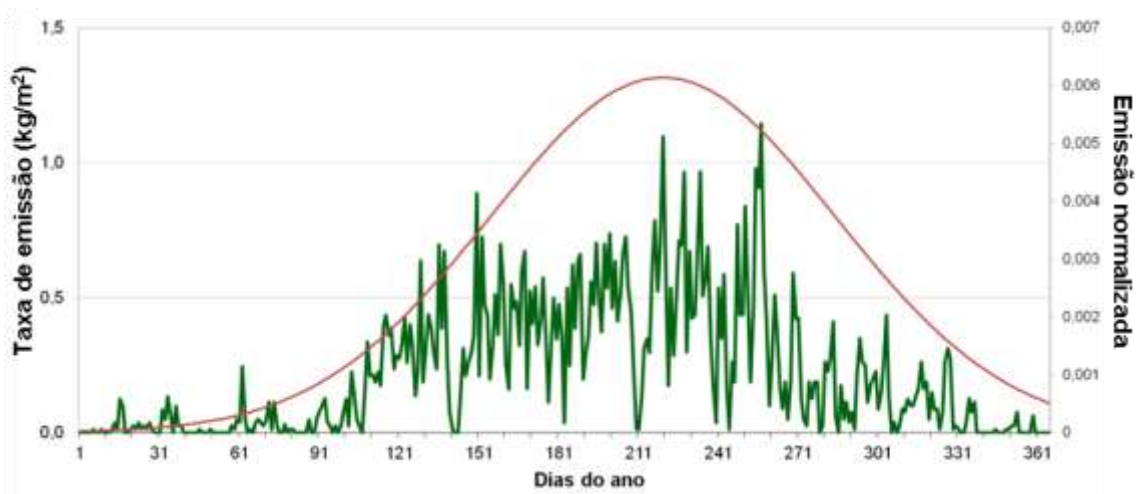


Figura 4.4 - Emissões diárias do CO (kg/m^2) para o ano 2006 estimadas por meio do método tradicional do modelo 3BEM e curva gaussiana ajustada para estas emissões.

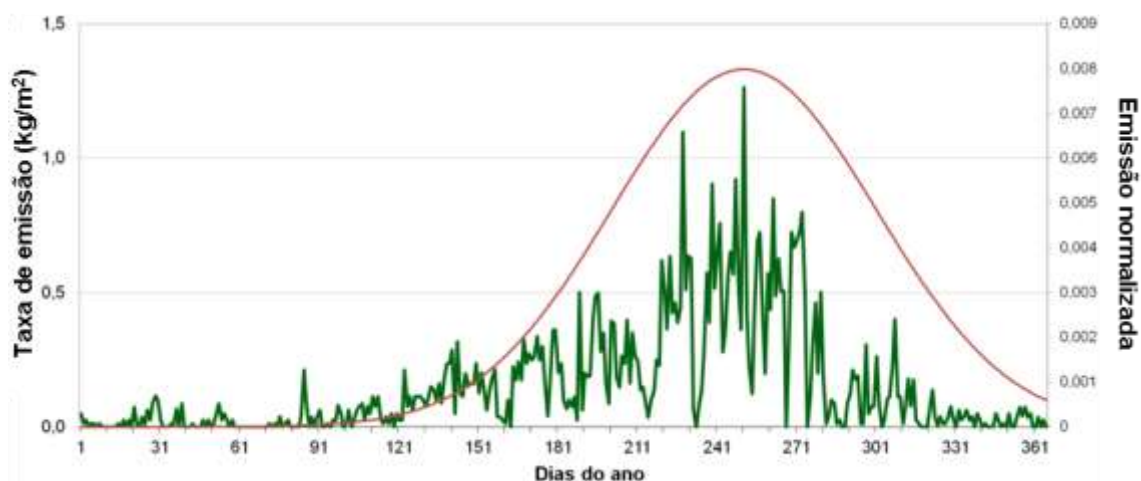


Figura 4.5 - Emissões diárias do CO (kg/m^2) para o ano 2011 estimadas por meio do método tradicional do modelo 3BEM e curva gaussiana ajustada para estas emissões.

Além disso, o ciclo diurno das emissões pela queima da palha da cana-de-açúcar foi acrescentado ao código do modelo 3BEM, no PREP-CHEM-SRC, para que fossem iniciadas após as 20hs e tivessem um pico em torno de meia-noite, a fim de que as simulações realizadas pelo CCATT-BRAMS representassem de forma mais realista a variação diurna dos poluentes emitidos por esta prática para a atmosfera (Figura 4.6).

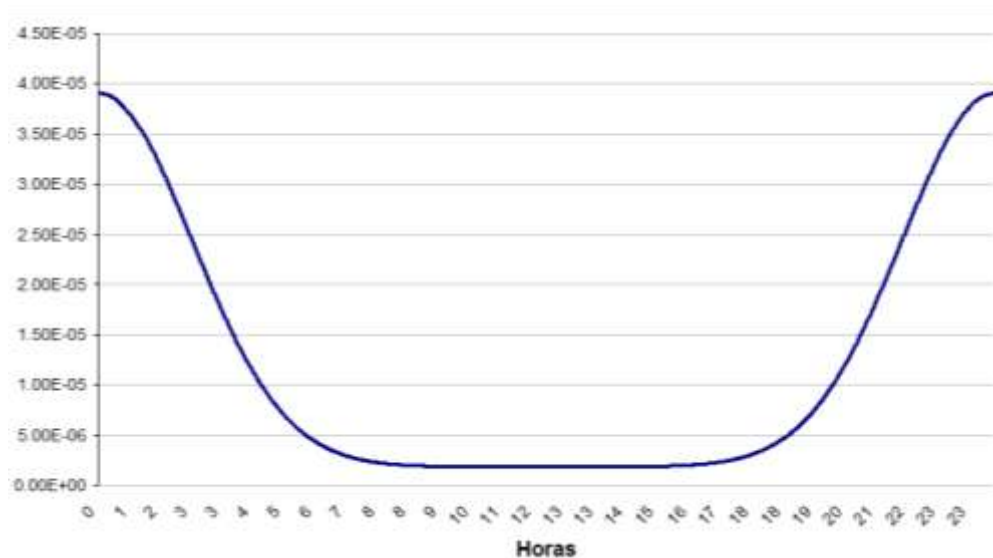


Figura 4.6 - Ciclo diurno das emissões pela queima da palha da cana-de-açúcar acrescentado ao código do modelo 3BEM.

Após a definição dos dados de entrada do modelo CCATT-BRAMS, iniciou-se o processo de modelagem, no qual foram realizadas simulações numéricas para os anos de 2006 e 2011. O modelo foi inicializado às 00 UTC do 1º dia do ano correspondente, sendo geradas análises a cada hora (de 00Z as 23Z) até o último dia do ano. Usou-se uma ferramenta do modelo que permite que o mesmo recupere a simulação inicial do estado da atmosfera para variáveis usadas pelo CCATT (por exemplo, CO e material particulado), a fim de que esta informação seja usada para as simulações das horas subsequentes (*Recycle-Tracers*). Neste procedimento, em cada dia, o modelo gera análises para 36 horas (24 horas do dia corrente + 12 horas de previsão). Em seguida, são descartadas as primeiras 12 horas do dia corrente (00Z às 12Z), aproveitando-se a previsão gerada no dia antecedente.

As variáveis analisadas neste trabalho foram: CO, NO_x e O₃. Sua análise foi feita, principalmente, com base em médias mensais horárias e em eventos significativos obtidos a partir dos resultados das simulações. As diferenças entre os experimentos com cana e sem cana, de 2006, e entre os experimentos com cana e sem cana, de 2011, também foram realizadas visando avaliar a contribuição das emissões pela queima da palha da cana-de-açúcar, no estado de São Paulo.

4.2.3. Observações usadas na avaliação dos resultados do modelo CCATT-BRAMS

Uma avaliação do desempenho do modelo CCATT-BRAMS foi realizada através da comparação de seus resultados com dados observados das estações de qualidade do ar e meteorológicas de superfície. Os resultados do modelo gerados para o ano 2011 foram comparados com dados de 10 estações de qualidade do ar da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) localizadas no interior do estado de São Paulo (Figura 4.7). Nesta avaliação, foram comparadas as médias horárias mensais e desvios

padrões das variáveis NO_x , O_3 e temperatura. A comparação dos resultados do modelo com os dados provenientes da CETESB não foi realizada para o ano 2006, em virtude da indisponibilidade de dados para este ano, uma vez que a rede de monitoramento da referida instituição foi ampliada para o interior de São Paulo a partir dos anos 2008 e 2009.

Algumas variáveis meteorológicas do CCATT-BRAMS também foram comparadas com informações provenientes de estações meteorológicas de superfície instaladas em aeroportos (METAR), bem como estações automáticas (PCDs) e convencionais (SYNOP) mantidas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizações indicadas na Figura 4.8 (a). Nesta avaliação, utilizou-se o sistema de intercomparação de modelos da Divisão de Operações (DOP), do CPTEC-INPE, o qual permite a comparação do erro médio quadrático e do viés de modelos diversos. Em um primeiro momento, foram avaliadas as médias das estações localizadas na região sudeste do país, incluídas no domínio indicado na Figura 4.8 em azul. Posteriormente, algumas estações deste domínio foram avaliadas individualmente (Figura 4.8 (b)).

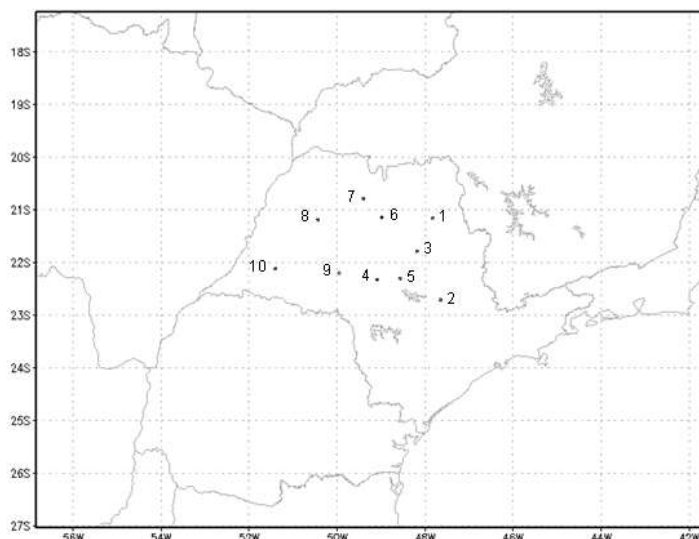


Figura 4.7 - Localização das estações de qualidade do ar da CETESB no interior do estado de São Paulo utilizadas neste estudo: (1) Ribeirão Preto, (2) Piracicaba, (3) Araraquara, (4) Bauru, (5) Jaú, (6) Catanduva, (7) São José do Rio Preto, (8) Araçatuba, (9) Marília e (10) Presidente Prudente.

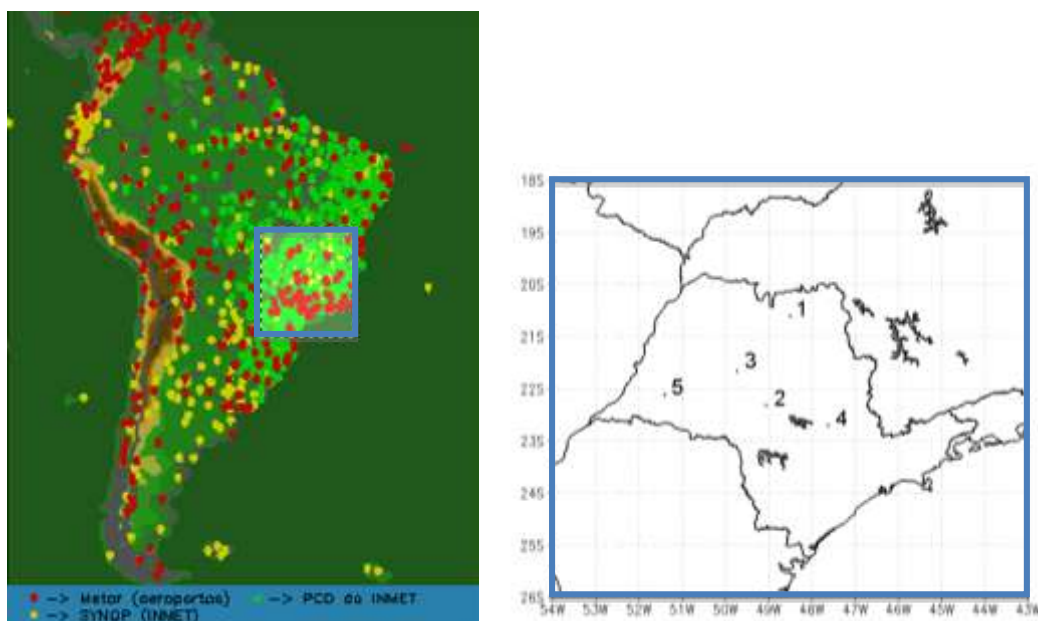


Figura 4.8 - Localização das estações meteorológicas de superfície (METAR, PCDs e SYNOP) (a), no domínio interno (em azul) usado na avaliação média dos resultados do modelo, e (b) consideradas na análise do ciclo diurno: (1) Barretos, (2) Bauru, (3) Lins, (4) Piracicaba e (5) Presidente Prudente.

4.3. Resultados e discussão

A seguir, são apresentados os resultados das simulações numéricas realizadas para os anos de 2006 e 2011, na região de São Paulo. A análise dos resultados foi realizada com enfoque para os meses de inverno, em ambos os anos, visto que durante este período do ano ocorrem as principais emissões associadas à queima da palha da cana-de-açúcar.

4.3.1. Aspectos climáticos

Em 2006, o início do inverno foi caracterizado pela baixa ocorrência de chuvas na Região Sudeste do Brasil, devido à pequena atuação de sistemas frontais (destacam-se os níveis de precipitação abaixo da média histórica no estado de São Paulo, inferiores a 100 mm). Contudo, no mês de julho, a ocorrência de

chuva ficou próxima à normalidade em grande parte do sudeste, destacando-se os desvios positivos que ocorreram na capital e no nordeste do estado de São Paulo, em virtude da passagem do primeiro sistema frontal. No mês de agosto, choveu pouco em praticamente toda a Região Sudeste. Enquanto que o fim do inverno foi marcado por ventos fortes e ocorrência de granizo no sudeste do Brasil, devido à atuação de um ciclone extratropical. Salienta-se a passagem de uma frente fria pela região e a formação da zona de convergência do Atlântico Sul (ZCAS) que ocasionaram chuvas acima da média histórica em Minas Gerais, norte do Espírito Santo, Rio de Janeiro e extremo norte do estado de São Paulo. As temperaturas máximas e mínimas, no inverno de 2006, permaneceram acima da média histórica na maior parte do Brasil. Em São Paulo, os valores de temperatura média variaram entre 16°C e 22°C, com desvios positivos entre 0,5°C e 1°C, destacando-se neste período a ocorrência de anomalias positivas de até 3°C no sudeste deste estado (BOLETINS CLIMANÁLISE, 2013).

O inverno de 2011 foi marcado por baixos acumulados de precipitação na Região Sudeste do Brasil. Em junho, os acumulados de chuvas observadas estiveram próximos aos valores climatológicos na maior parte desta região, chovendo um pouco acima da média no norte do estado de São Paulo. No decorrer da estação, o período de estiagem permaneceu, e a maior parte da Região Sudeste apresentou chuvas próximas e ligeiramente abaixo da média histórica, com exceção do sudeste do estado de São Paulo, onde os totais mensais excederam a climatologia em mais que 50 mm. Climatologicamente, os acumulados de chuva costumam ser inferiores a 100 mm na maior parte da Região Sudeste. Contudo, em alguns períodos, a atividade frontal amenizou a situação de estiagem em cidades de São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e nos setores sul e sudeste de Minas Gerais. O fim do inverno foi marcado pelo término da estiagem, sendo caracterizado pelo predomínio de chuvas mais acentuadas em São Paulo, no leste de Minas Gerais, no norte do Rio de Janeiro e no Espírito Santo, como resultado da formação de regiões de

convergência de umidade. As anomalias positivas de precipitação ocorreram em quase toda a Região Sudeste (BOLETINS CLIMANÁLISE, 2013).

No início do inverno de 2011, as temperaturas máximas e mínimas permaneceram abaixo da média nos setores central e sul do Brasil, como resultado da entrada de massas mais intensas de ar frio. No estado de São Paulo, a temperatura média mensal variou entre 12°C e 22°C, com anomalias positivas entre 1°C e 3°C nos setores norte e em parte do Vale do Paraíba. Enquanto que, no decorrer da estação, a escassez de chuva favoreceu o aumento das temperaturas máximas em quase todo o país, o que fez com que os valores médios mensais de temperatura excedessem a climatologia. As temperaturas mínimas também se apresentaram acima da média, na maior parte do Brasil. No Estado de São Paulo, a temperatura média mensal variou entre 14°C e 24°C, com predominância de anomalias positivas de até 4°C na região do Vale do Paraíba. No fim desta estação, as temperaturas ocorreram próximas à média na maior parte do Brasil. No estado de São Paulo, a temperatura média mensal foi mais baixa no setor leste, onde variou entre 16°C e 22°C, porém, com anomalias positivas que excederam 2°C no setor nordeste, na região do Vale do Paraíba (BOLETINS CLIMANÁLISE, 2013).

4.3.2. Avaliação da qualidade do ar

As emissões associadas à prática da queima da palha da cana-de-açúcar ocorrem principalmente no período noturno, quando a altura do topo da camada limite no interior do estado de São Paulo está tipicamente abaixo de 200 m, durante o inverno. Conforme ilustrado na Figura 4.9 (a), que contem o gráfico da série temporal da energia cinética turbulenta (TKE, do inglês, *Turbulent Kinetic Energy*) em função da altitude. Estes resultados são para a primeira semana de julho de 2006, porém representativos do período de inverno na região. O ciclo diurno da concentração dos poluentes pouco reativos fotoquimicamente, por exemplo, o monóxido de carbono (CO), varia em função do ciclo de evolução da altura da camada limite e horário das emissões (Figura

4.9 (b)). Portanto, na análise deste poluente são considerados os dois primeiros níveis verticais do modelo atmosférico (desde a superfície até cerca de 130 m).

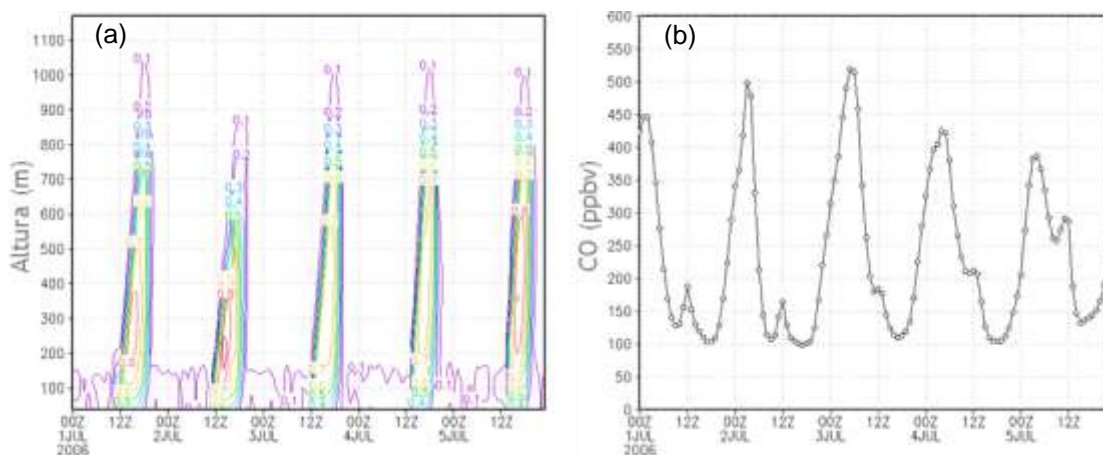


Figura 4.9 - (a) Energia cinética turbulenta (m/s) em função da altitude (m) de 1 a 5 de julho de 2006 no ponto (21S, 48,2W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.3. (b) Razão de mistura de CO (ppbv) no 1º nível vertical do modelo atmosférico para o mesmo período e localidade.

A queima da palha da cana-de-açúcar no estado de São Paulo também ocasiona aumento nas concentrações de ozônio (O_3), através da emissão de seus precursores (como NO, NO_2 , CO e hidrocarbonetos) para a atmosfera e posterior cadeia de reações fotoquímicas.

A análise dos resultados do modelo para o O_3 , obtidos para os anos de 2006 e 2011, foi realizada com enfoque nos quatro primeiros níveis verticais do modelo (até cerca de 400m), visto que os valores mais altos para a razão de mistura do ozônio ocorreram abaixo dos 400 m de altitude, como exemplificado na Figura 4.10. Isso ocorre porque o pico das concentrações de O_3 coincide, tipicamente, com o máximo da disponibilidade de radiação solar, horário que o topo da camada limite está entre 600 e 800m nesta região, durante o período de estudo.

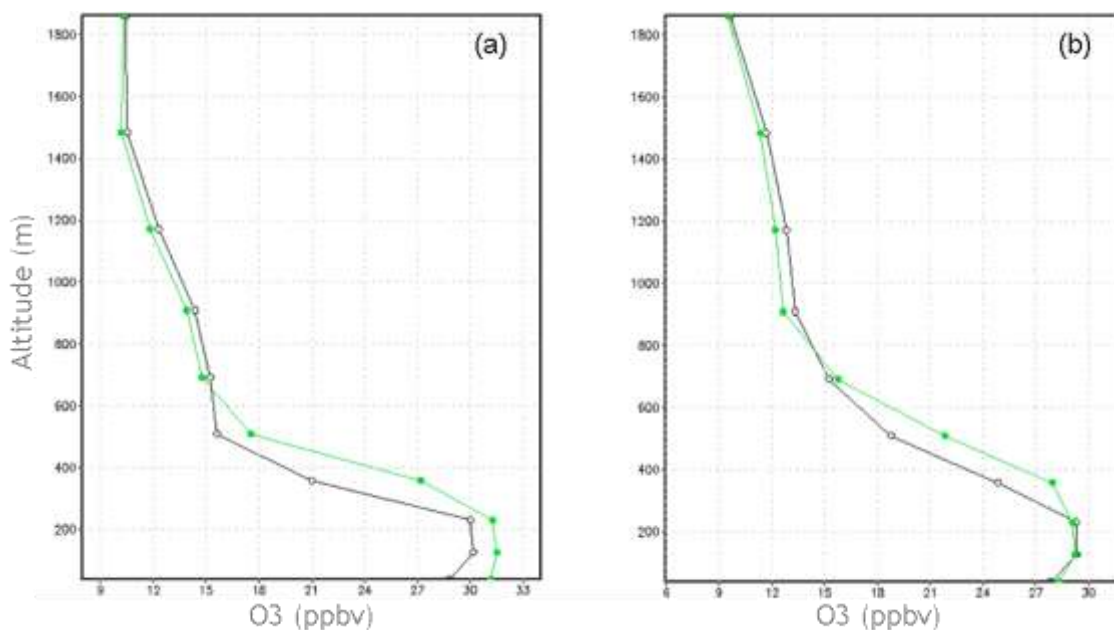


Figura 4.10 - Perfis verticais da razão de mistura do O₃ na baixa troposfera (a) no ponto (23S, 50W, indicado em verde na Figura 4.21 (a)) em julho de 2006 e (b) no ponto (23S, 50W, indicado em verde na Figura 4.22 (a)) em julho de 2011. Médias mensais das 11h (cor preta) e 12h (cor verde), hora local.

4.3.2.1. Monóxido de carbono (CO)

Nas Figuras 4.11 e 4.12, são mostrados os gráficos das séries temporais da razão de mistura do CO para os meses de julho a setembro de 2006 e 2011, respectivamente, no ponto (21S, 48,2W), resultados das simulações realizadas com a inclusão das emissões da queima da palha de cana-de-açúcar. Este ponto refere-se a uma localidade fora da área urbana, em uma região fortemente afetada pelas emissões das queimadas de canaviais na região de Ribeirão Preto. Nesta região, durante o período da colheita, os valores da razão de mistura de CO são, tipicamente, superiores a 100 ppbv durante o dia e variam entre 300 e 800 ppbv durante o período noturno.

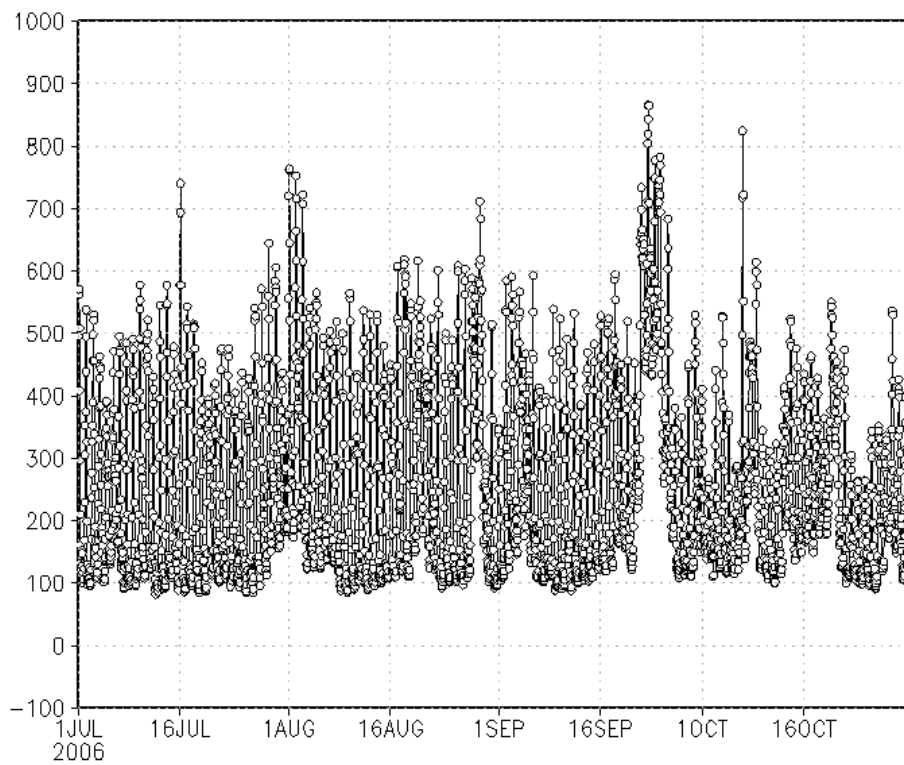


Figura 4.11 - Série temporal da razão de mistura de CO (ppbv) no 1º nível vertical do modelo atmosférico (aproximadamente 40 m), para o período de inverno de 2006 no ponto (21S, 48,2W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.13 (a).

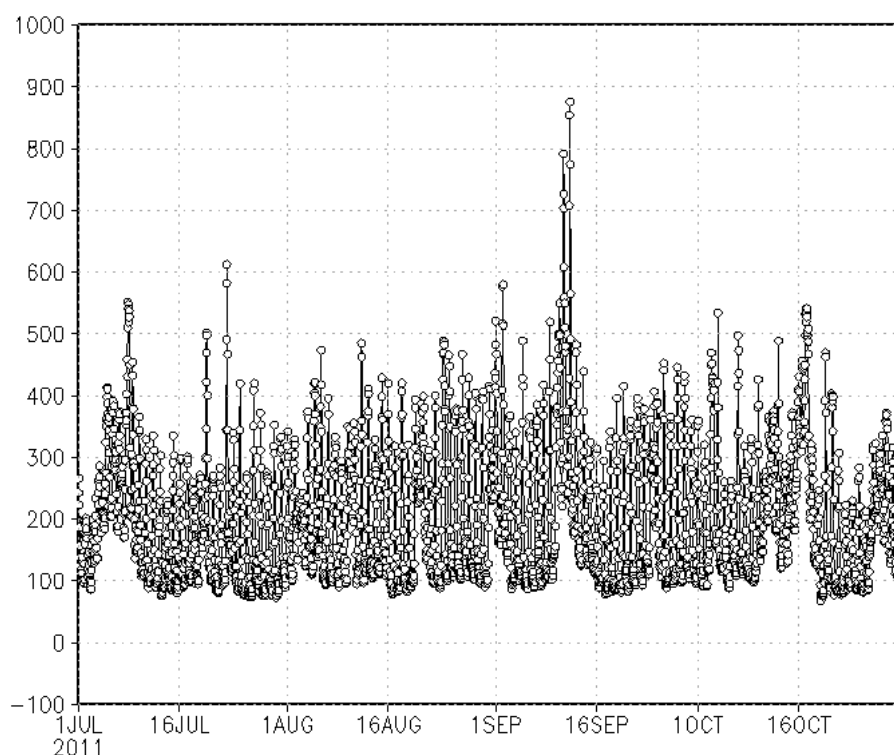


Figura 4.12 - Série temporal da razão de mistura de CO (ppbv) no 1º nível vertical do modelo atmosférico (aproximadamente 40 m), para o período de inverno de 2011 no ponto (21S, 48,2W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.13 (a).

Tipicamente, os valores das concentrações de CO para o ano de 2011 são mais baixos em relação aos de 2006. Conforme discutido anteriormente, as emissões da queima de canaviais têm reduzido gradativamente e é esperado que os níveis de poluentes na região impactada também tenham reduzido.

A distribuição espacial da contribuição das emissões da queima de cana para as concentrações de CO é ilustrada nas Figuras 4.13 e 4.14, as quais mostram a diferença entre os resultados do experimento realizado com cana-de-açúcar e os resultados do experimento realizado sem cana-de-açúcar (médias mensais às 00h, 04h, 08h, 12h, 16h e 20h – hora local), nos meses de julho de 2006 e agosto de 2011, quando os resultados do modelo indicaram as maiores contribuições para os níveis de CO da prática da queima da palha da cana.

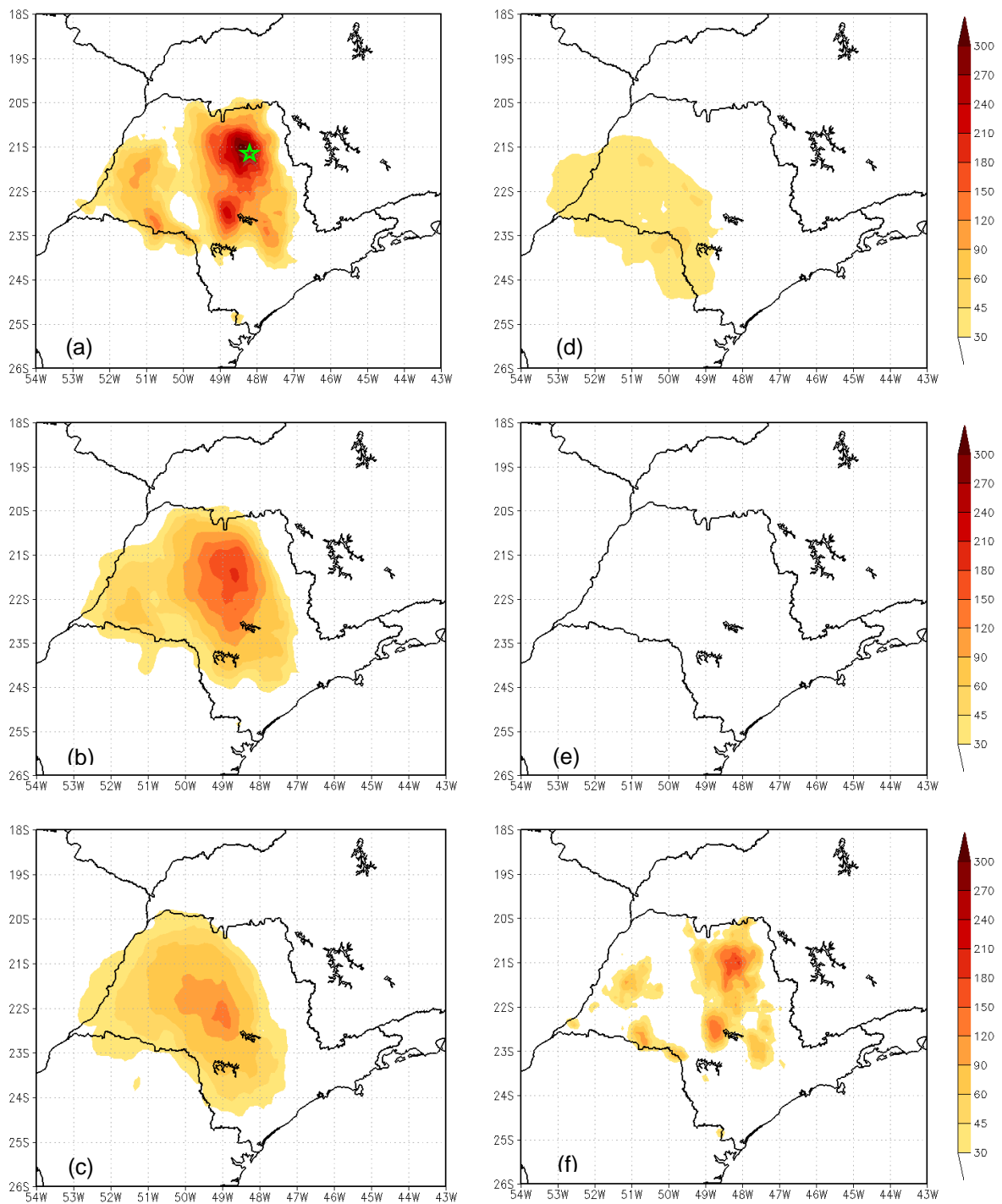


Figura 4.13 – Diferença entre os valores da razão de mistura de CO (ppbv) referente aos experimentos realizados com e sem a emissão da queima da palha da cana-de-açúcar nos primeiros 200m acima da superfície, em julho de 2006. Médias das (a) 00h, (b) 04h, (c) 08h, (d) 12h, (e)16h e (f) 20h (hora local).

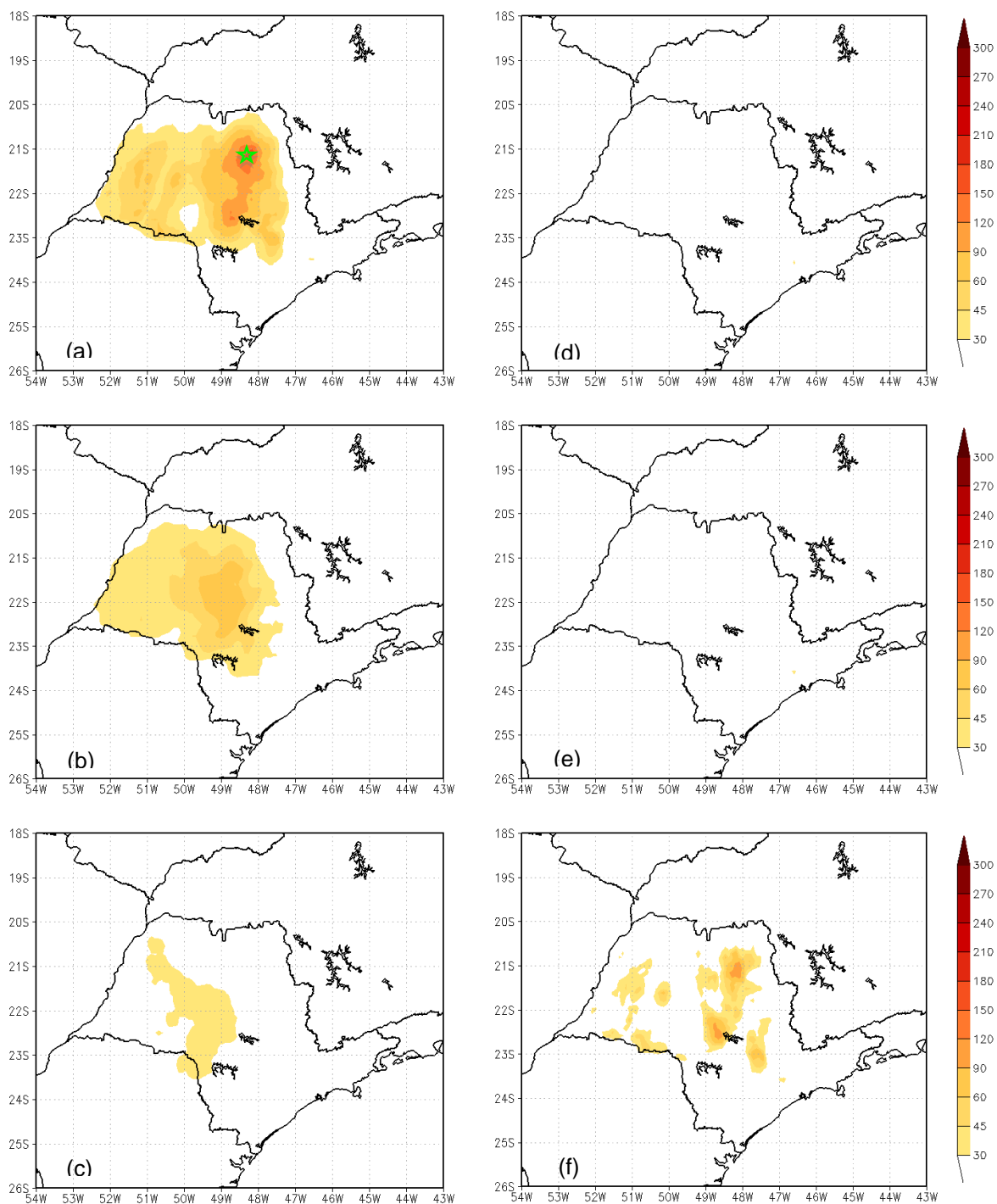


Figura 4.14 – Diferença entre os valores da razão de mistura de CO (ppbv) referente aos experimentos realizados com e sem a emissão da queima da palha da cana-de-açúcar nos primeiros 200m acima da superfície, em agosto de 2011. Médias das (a) 00h, (b) 04h, (c) 08h, (d) 12h, (e) 16h e (f) 20h (hora local).

O ciclo diurno dos valores das concentrações de CO está intimamente ligado à dinâmica da prática da queima da palha da cana, que ocorre geralmente à noite, entre 20hs e 6hs, conforme exigido pela legislação ambiental deste estado (SMA, 2012). Deste modo, os maiores valores das razões de mistura do CO ocorreram nos horários predominantes de queima em canaviais (no final da noite e de madrugada), sendo o seu pico em torno de 00h (hora local). Este é o padrão das emissões, sobretudo, nos meses de abril a novembro – principal período de colheita da cana-de-açúcar (Figura 3.7).

Os resultados do modelo indicam uma contribuição das queimadas superior a 300 ppbv para julho de 2006 às 00h, em grande parte do interior de São Paulo, em especial nas proximidades Ribeirão Preto (Figura 4.15), onde ocorreram as mais elevadas emissões associadas à queima da palha da cana-de-açúcar no estado de SP. Nesta região, em termos absolutos, houve períodos durante o mês de julho de 2006 cujo incremento relativo às emissões de queima da palha da cana na concentração de CO ultrapassou 500 ppbv, conforme mostrado na Figura 4.15.

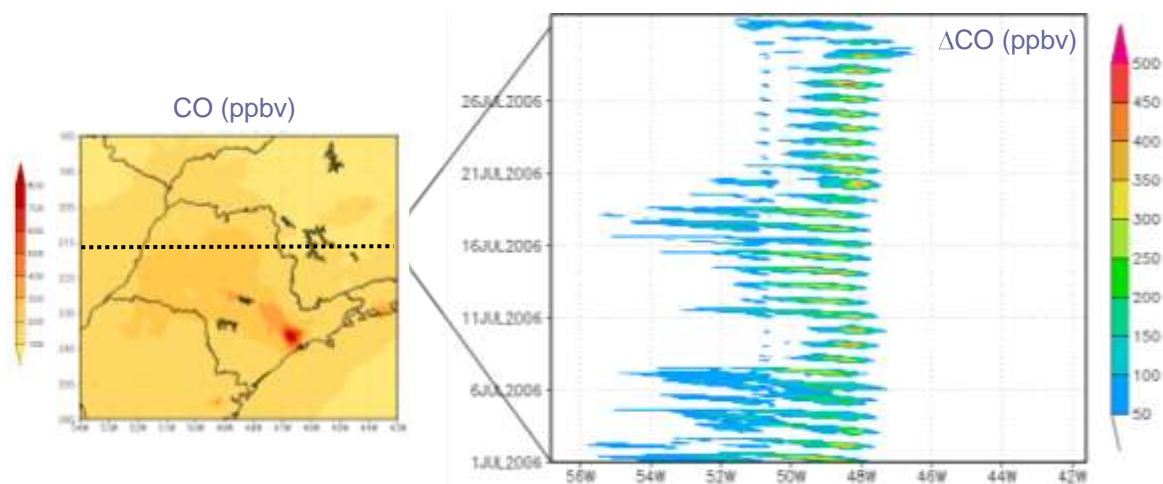


Figura 4.15 – Seção de corte sobre a latitude 21,2S da diferença entre a razão de mistura do CO (ppbv) simulado no experimento com cana e no experimento sem cana, no primeiro nível atmosférico do modelo em julho de 2006 (à direita). O detalhe à esquerda indica a localização da seção de corte sobre a distribuição espacial da razão de mistura do CO (ppbv), média de julho de 2006.

Também nesta região, o modelo indicou a ocorrência de outro evento extremo durante o mês de setembro de 2006 (indicado em vermelho na Figura 4.11), quando a razão de mistura de CO atingiu valores da ordem de 800 ppbv, o que equivale a uma contribuição das queimadas superior a 500 ppbv (Figura 4.16). Além de esta ser uma área com ampla ocorrência de queima da palha da cana-de-açúcar, conforme ilustrado na Figura 3.6, ventos mais fracos dificultaram a dispersão dos poluentes neste período.

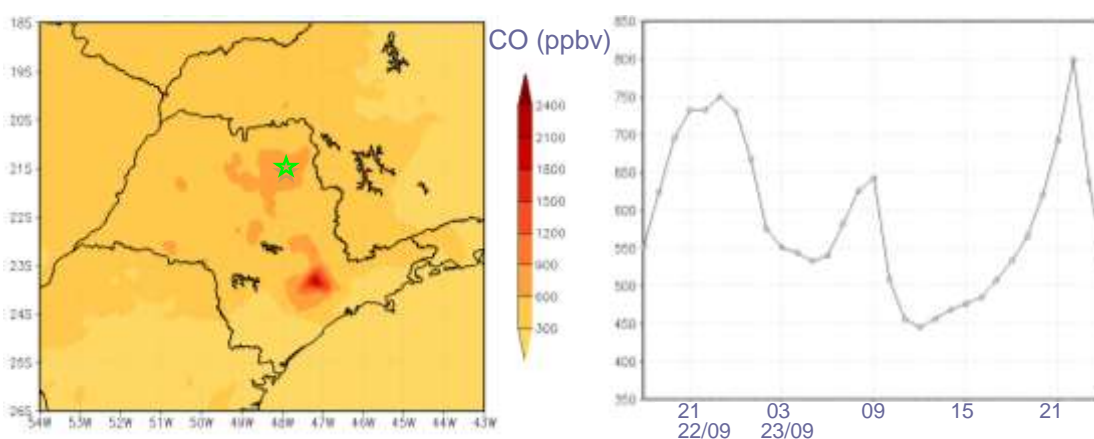


Figura 4.16 - Razão de mistura do CO (ppbv) simulada pelo modelo no experimento com cana: (a) distribuição espacial às 21 horas local do dia 22 de setembro de 2006 e (b) série temporal de julho a 30 de setembro de 2006 em 21S e 48,2W, indicada em verde em (a).

Quanto à distribuição espacial do monóxido de carbono, os resultados do modelo indicaram uma maior contribuição das emissões pela queima da palha da cana nas concentrações deste poluente próximo às fontes emissoras (indicadas na Figura 3.6), assim como o seu transporte para regiões mais afastadas – adentrando até mesmo os estados vizinhos Mato Grosso do Sul, Paraná e Minas Gerais – devido à atuação de sistemas de vento em baixos níveis. Isto se deve ao tempo de vida longo do CO (superior a 30 dias) e ao fato de que, nesta escala de tempo, o mesmo corresponde a um traçador passivo na atmosfera. As Figuras 4.17 e 4.18, a seguir, ilustram as distribuições espaciais do CO incrementado à atmosfera considerando as emissões da queima da cana (médias horárias), influenciada por padrões

diferentes de circulação em agosto e em setembro de 2011. Ventos fracos em baixos níveis, no mês de agosto, resultaram em uma fraca dispersão deste poluente (Figura 4.17). Ao passo que, a ocorrência de ventos de maior magnitude sobre o estado de São Paulo, no mês de setembro, acarretou no transporte mais eficiente de CO para regiões mais remotas, como municípios localizados no leste do estado do Mato Grosso do Sul (Figura 4.18).

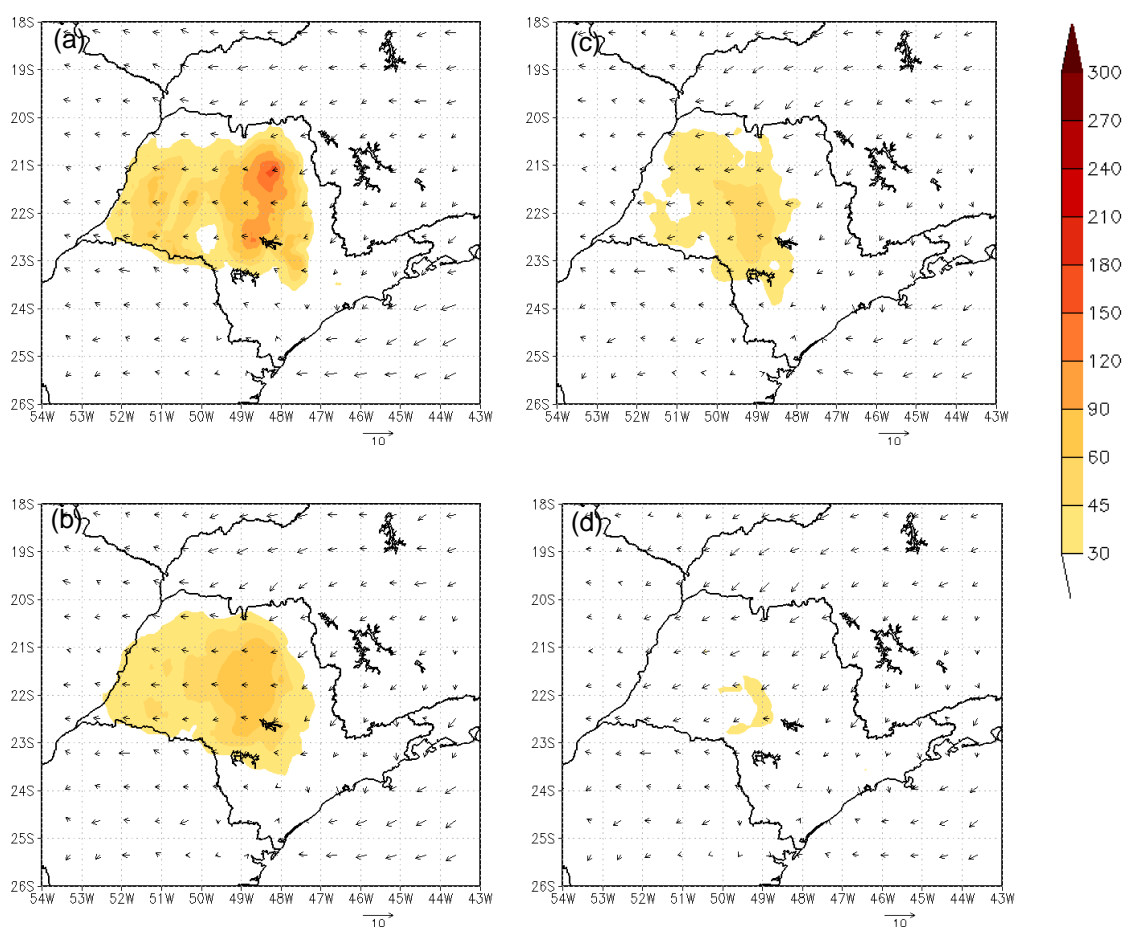


Figura 4.17 - Incremento na razão de mistura de CO (ppbv) e vento médio (em m/s) na camada até 200 m, em agosto de 2011. Médias horárias às (a) 00 h, (b) 03 h, (c) 06 h e (d) 09 h – hora local.

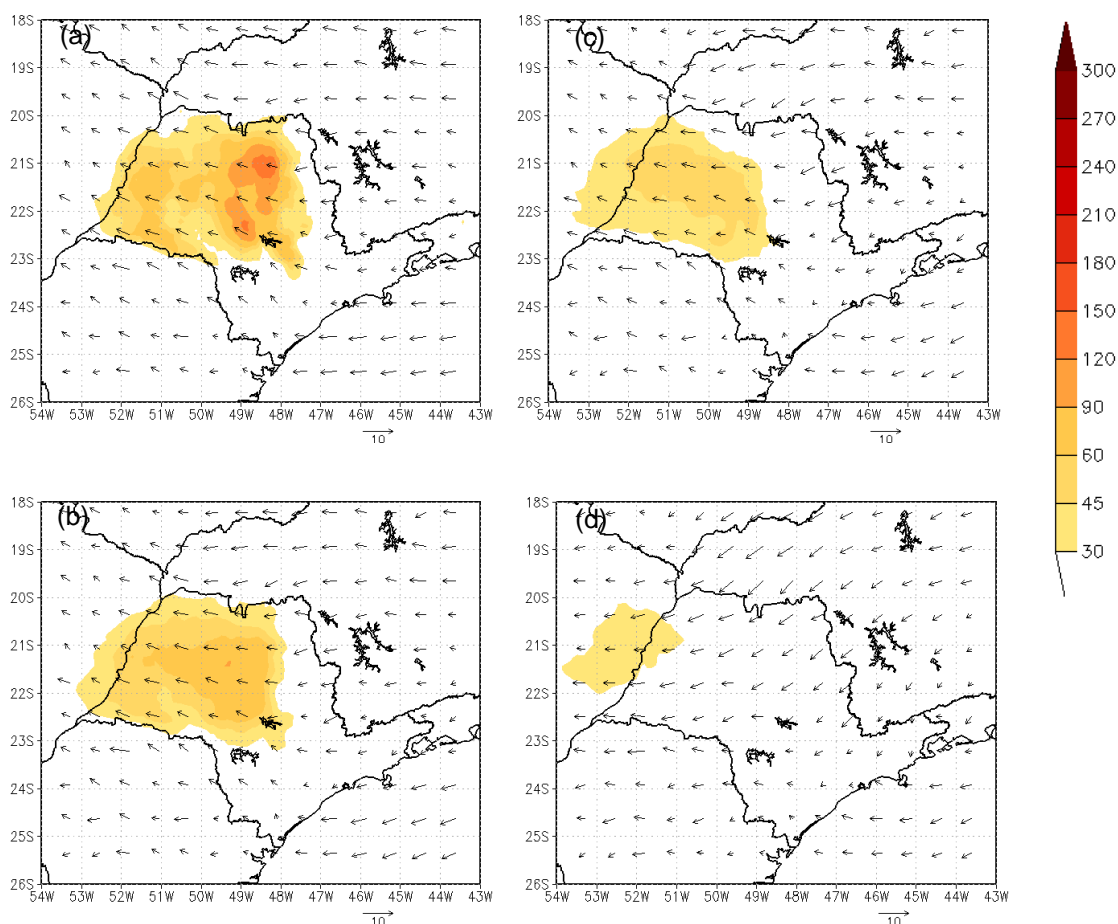


Figura 4.18 - Incremento na razão de mistura de CO (ppbv) e vento médio (em m/s) na camada até 200 m, em setembro de 2011. Médias mensais às (a) 00 h, (b) 03 h, (c) 06 h e (d) 09 h – hora local.

4.3.2.2. Ozônio (O₃)

Nas Figuras 4.19 e 4.20, são mostrados os gráficos das séries temporais da razão de mistura do O₃ no ponto (23S, 50W), para os meses de julho a outubro de 2006 e 2011, respectivamente, resultados das simulações realizadas com a inclusão das emissões da queima da palha de cana-de-açúcar. Este ponto refere-se a uma localidade fora da área urbana, em uma região fortemente afetada pela produção de O₃ ao longo do transporte de massas de enriquecidas com as emissões das queimadas de canaviais no interior de São Paulo. Nesta região, durante o período da colheita de 2006, os valores da

razão de mistura de O_3 variaram entre 10 e 20 ppbv durante o período noturno e são, quase sempre, superiores a 30 ppbv durante o dia, chegando a atingir picos de 70 ppbv. Em 2011, os valores foram significativamente inferiores, em relação aos de 2006, quando os picos não ultrapassaram 50 ppbv.

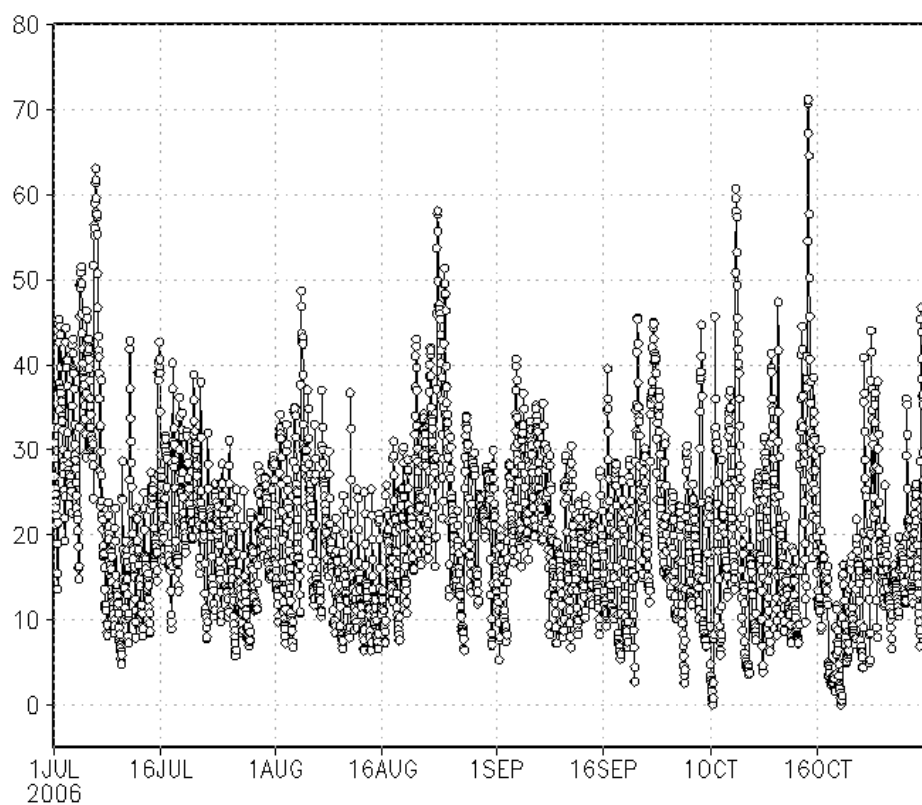


Figura 4.19 - Série temporal da razão de mistura de O_3 (ppbv) para o período de inverno de 2006 no ponto (23S, 50W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.21 (a).

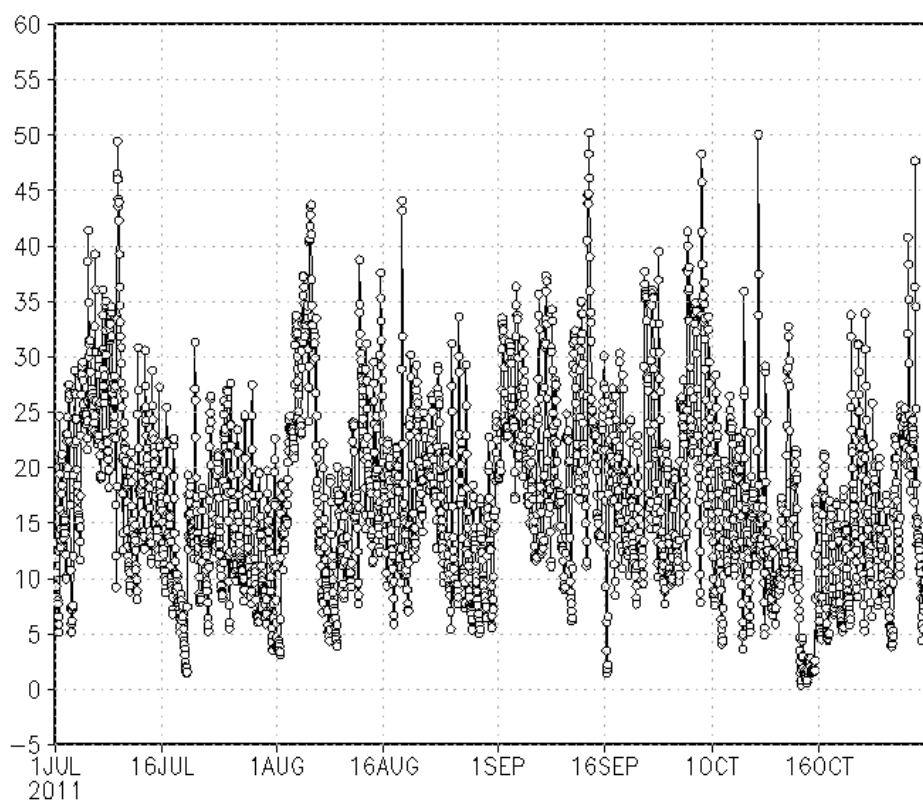


Figura 4.20 - Série temporal da razão de mistura de O₃ (ppbv) para o período de inverno de 2011 no ponto (23S, 50W), localidade indicada por uma estrela verde na Figura 4.22 (a).

As Figuras 4.21 a 4.22, mostradas a seguir, indicam que a distribuição espacial do ozônio incrementado à atmosfera em decorrência da queima da palha da cana-de-açúcar foi influenciada pelos padrões de circulação sobre a região de São Paulo, que podem atuar no transporte de seus precursores emitidos para a atmosfera (como NO, NO₂, CO e hidrocarbonetos) durante a combustão desta biomassa.

De modo geral, o pico das concentrações de O₃ ocorre entre 12h e 15h (hora local), e os resultados do modelo indicam que a maior contribuição da prática da queima da palha da cana-de-açúcar no que concerne ao incremento de ozônio ocorre, principalmente, às 11h, conforme ilustrado nas Figuras 4.21 e 4.22 para os meses de julho e agosto de 2006 e 2011, respectivamente.

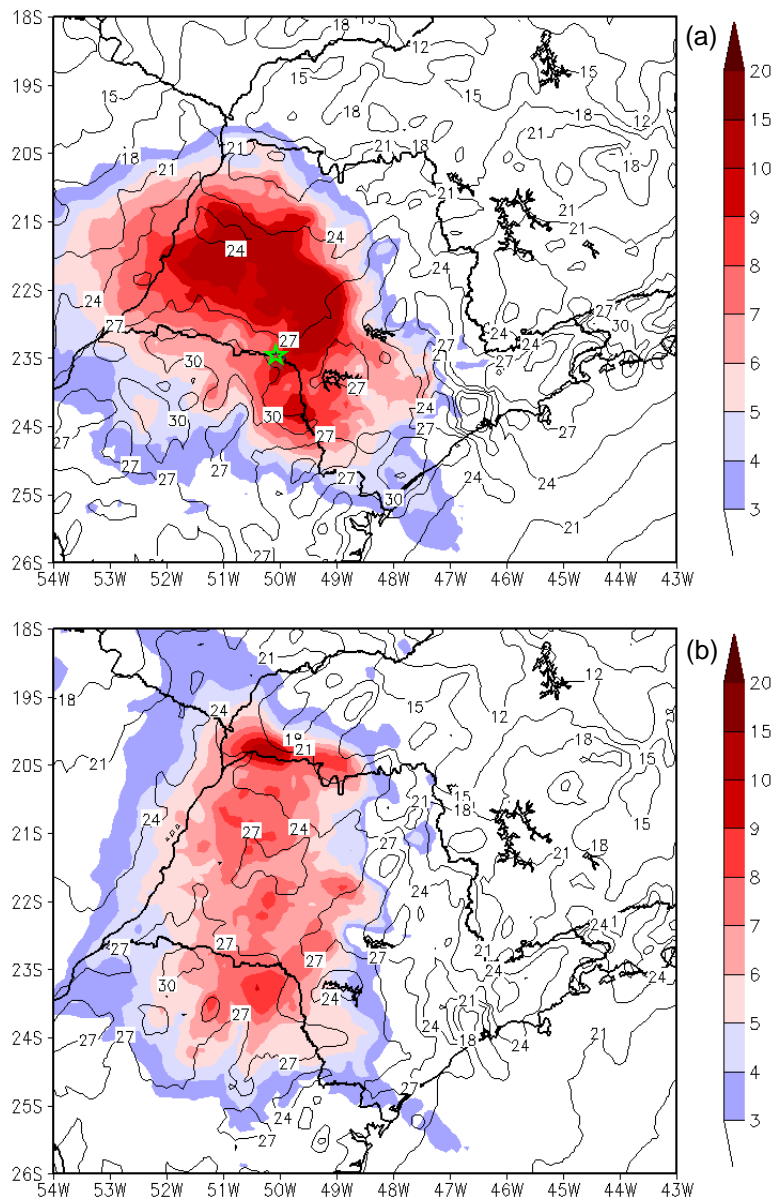


Figura 4.21 - Razão de mistura do O_3 (ppbv) estimada no cenário sem cana (isolinhas) e percentual da contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar na concentração de O_3 (sombreado), na camada até 400m, em (a) julho e (b) agosto de 2006. Média mensal às 11h (hora local).

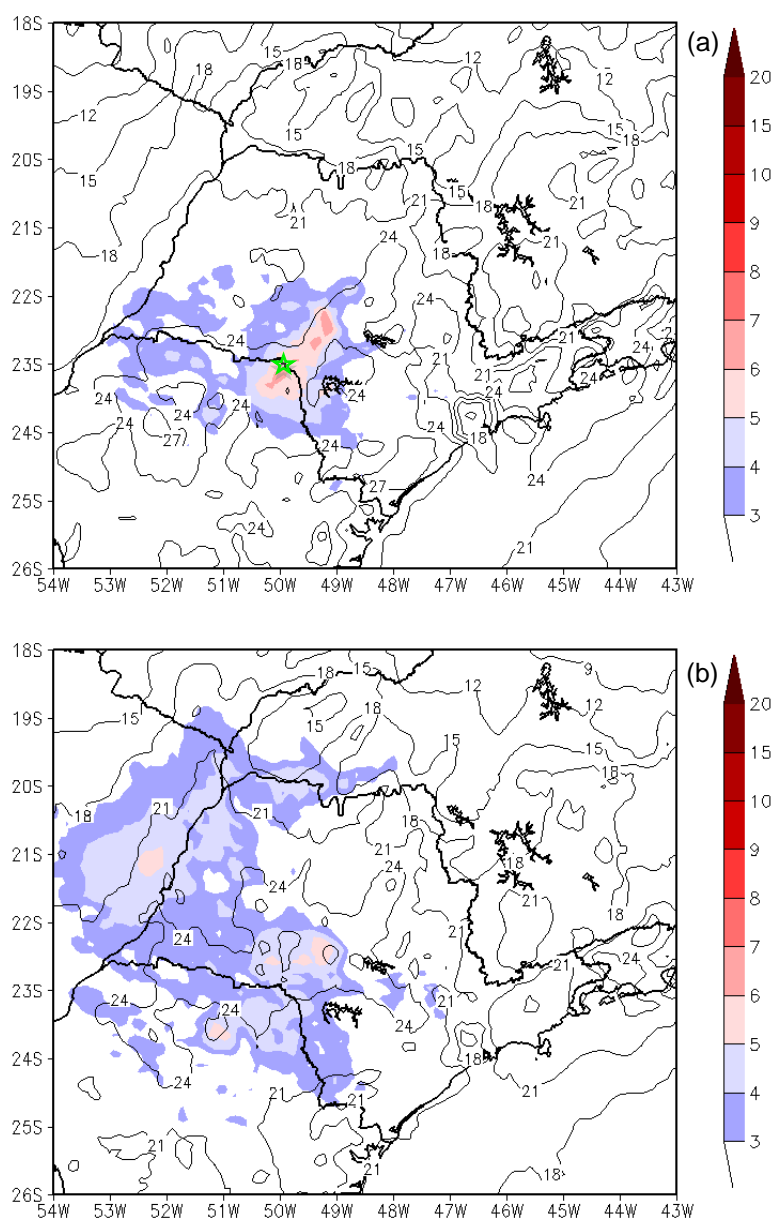


Figura 4.22 - Razão de mistura do O_3 (ppbv) estimada no cenário sem cana (isolinhas) e percentual da contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar na concentração de O_3 (sombreado), na camada até 400m, em (a) julho e (b) agosto de 2011. Média mensal às 11h (hora local).

Em 2011 (Figura 4.22), a percentagem de contribuição da queima da cana para as concentrações de O_3 apresentou-se inferior em relação ao ano de 2006 (Figura 4.21). Ainda, um padrão diferente foi apresentado no mês de setembro, no qual o maior incremento coincidiu com os horários de pico da razão de

mistura do O₃ (Figura 4.23). Neste mês, o percentual desta contribuição manteve-se mais elevado nos estados vizinhos de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, como mostrado na Figura 4.23.

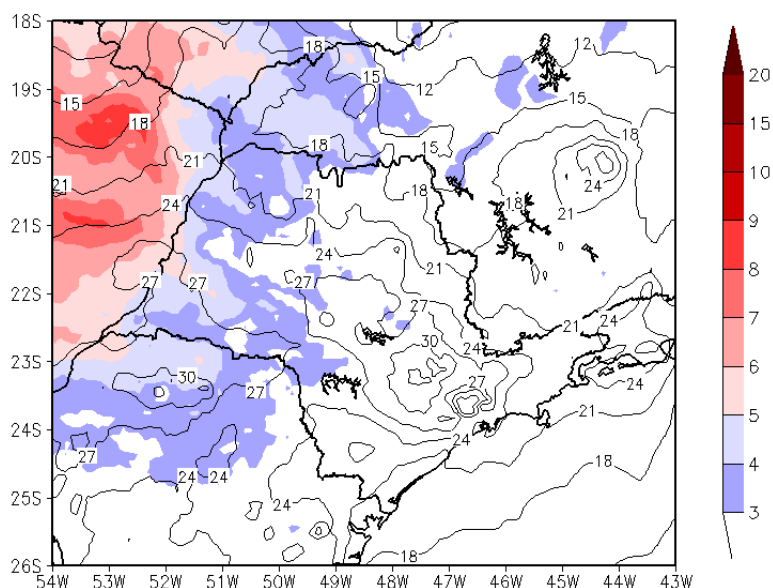


Figura 4.23 - Razão de mistura do O₃ (ppbv) estimada no cenário sem cana (isolinhas) e percentual da contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar na concentração de O₃ (sombreado), na camada até 400m, em setembro de 2011. Média mensal às 11h (hora local).

Os campos de vento gerados para o mês de julho de 2006, nos primeiros 400m acima da superfície, indicam a predominância de ventos de baixa magnitude em direção ao sudoeste do estado, no final da noite, assim como a ocorrência de ventos em direção ao sul durante a madrugada, que podem ter influenciado na distribuição espacial de precursores do ozônio nestas localidades (Figura 4.24).

Do mesmo modo, o predomínio de ventos de maior magnitude seguindo a orientação E-W no final da noite e nas primeiras horas da manhã do mês de setembro de 2011, mostrado na Figura 4.25, favoreceu o transporte de precursores do O₃ em direção ao Mato Grosso do Sul, resultando na maior

contribuição da queima da palha da cana na concentração deste poluente sobre esta região.

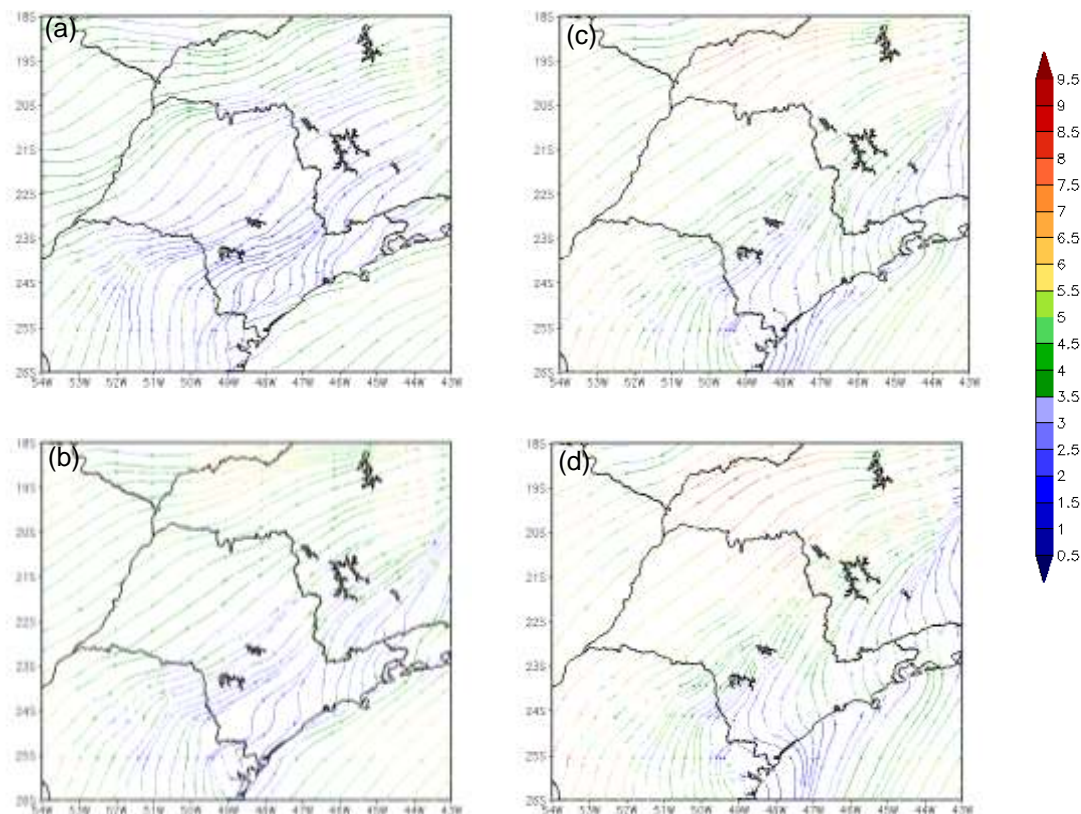


Figura 4.24 - Campos de vento (em m/s) nos primeiros 400m acima da superfície, em julho de 2006. Médias mensais às (a) 03h, (b) 06 h, (c) 09 e (d) 12 h - hora local.

Um episódio com altas concentrações do O_3 , ocorreu em torno das 14 horas e 15 horas (local) do dia 14 de outubro de 2006, na região oeste de São Paulo, conforme ilustrado na Figura 4.26. Neste horário, foram estimados valores superiores a 70 ppbv para a razão de mistura de O_3 , na região localizada nas coordenadas 22,6S e 50,8W. É importante ressaltar que, apesar de esta ter sido uma área com frequente ocorrência de elevadas razões de mistura para o O_3 , no período focado neste trabalho, não possui, atualmente, monitoramento da qualidade do ar.

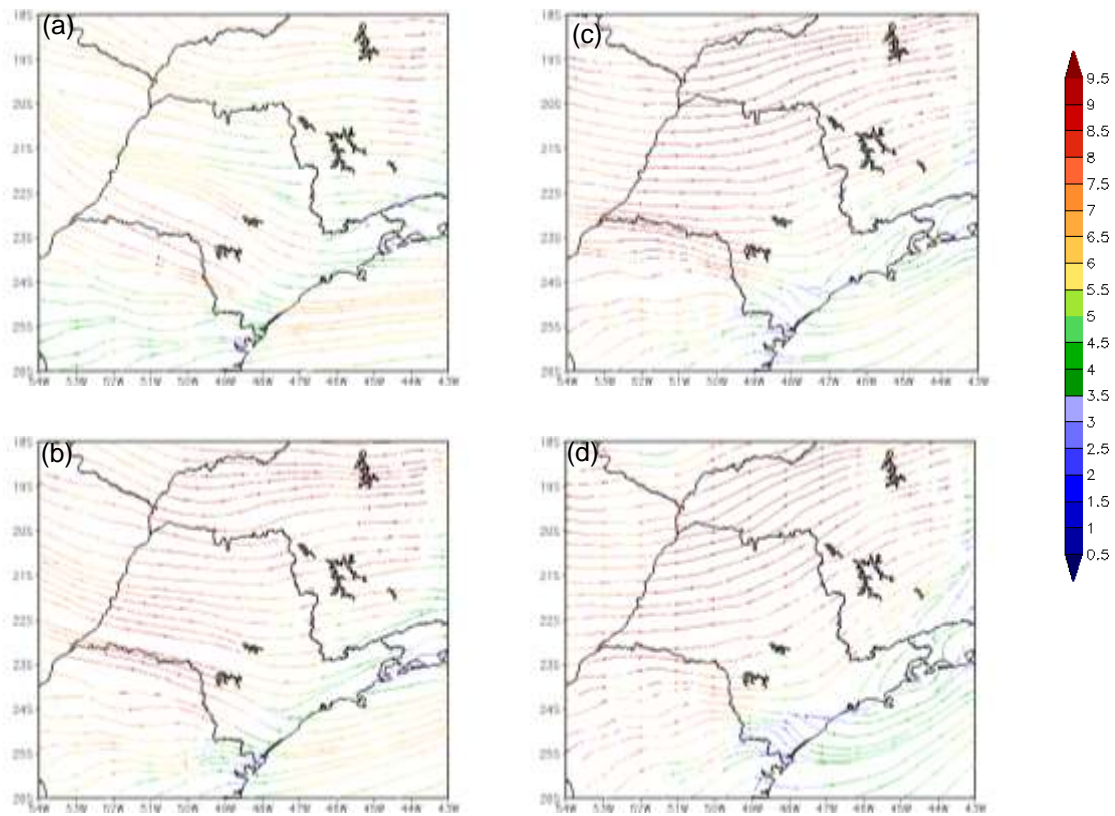


Figura 4.25 - Campos de vento (em m/s) nos primeiros 400m acima da superfície, em setembro de 2011. Médias mensais às (a) 03h, (b) 06 h, (c) 09 e (d) 12 h - hora local.

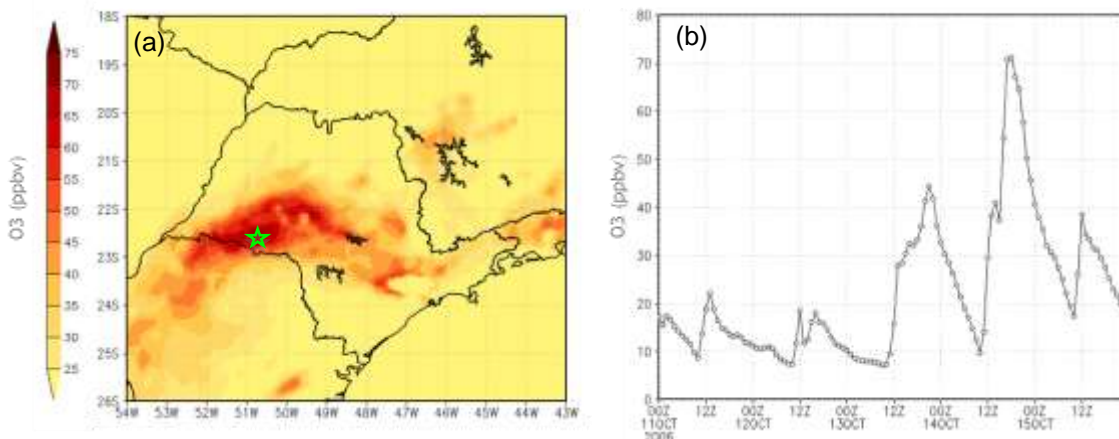


Figura 4.26 - Razão de mistura do O₃ (ppbv) simulada pelo modelo no experimento com cana: (a) distribuição espacial às 14 horas local do dia 14 de outubro de 2006 e (b) série temporal de 11 a 15 de outubro de 2006 em 22,6S e 50,8W (indicada por uma estrela verde em (a)).

4.3.2.3. Deposição seca de O₃

A contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar na deposição seca de O₃ também foi estimada para os anos 2006 e 2011. A deposição seca de gases corresponde ao seu transporte da atmosfera para a superfície, o qual é controlado por fatores como a turbulência atmosférica, as propriedades químicas das espécies e a natureza da superfície receptora (FREITAS et al., 2009).

A figura 4.27 mostra o total da deposição seca do ozônio estimada no cenário com cana e o total da deposição seca do ozônio estimada no cenário sem cana (em kg/m²), nos anos 2006 e 2011, respectivamente. Houve uma significativa contribuição da queima da palha da cana-de-açúcar neste processo, que pode ser observada na Figura 4.28. A diferença entre o experimento com cana e o experimento sem cana resultou em uma contribuição de 25% da queima da palha da cana, por exemplo, na área localizada em 21,3S e 50,9W. A deposição seca do O₃ associada à queima da palha da cana se deu principalmente próximo às fontes emissoras de precursores. Contudo, esta deposição estendeu-se aos estados vizinhos de São Paulo (a oeste, norte e sul), devido ao padrão de circulação atuante na região.

As maiores taxas de deposição seca do O₃ próximo às fontes de emissão indicam que a influência da mudança de uso/cobertura da terra (e consequente alteração nos parâmetros biofísicos) do cenário sem cana para o cenário com cana foi dominante neste processo, em relação ao transporte, na medida em que as características da superfície são capazes de afetar a magnitude da resistência desta superfície à deposição e a velocidade de deposição do ozônio, conforme mostrado por Wesely e Hicks (2000).

A constatação da extensão da deposição seca do O₃ aos estados vizinhos de São Paulo também constitui um dado importante, visto que, como o ozônio contribui para a degradação da vegetação (LONGO et al., 2009), é possível

que este processo traga prejuízos às atividades florestais e agrícolas das áreas atingidas.

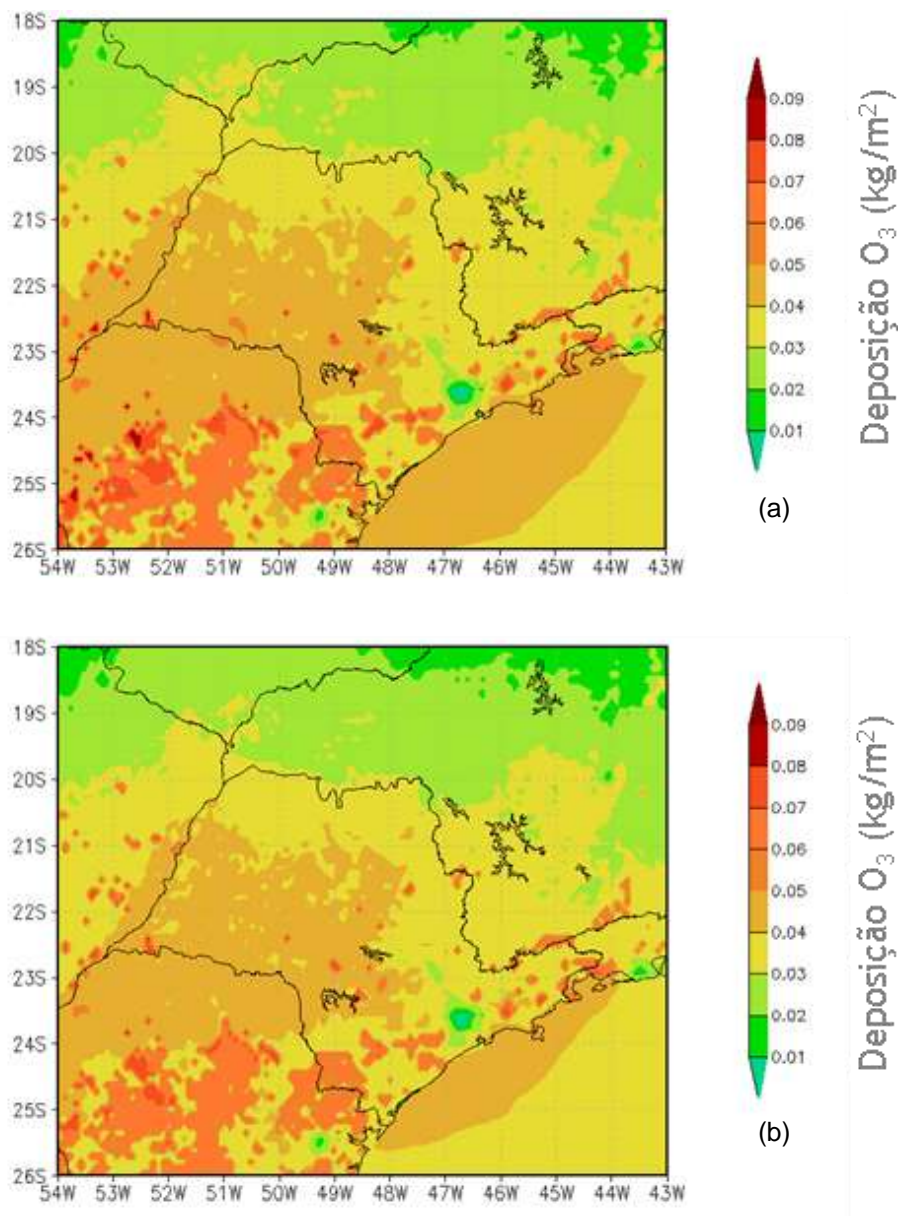


Figura 4.27 - Total da deposição seca do O_3 (em kg/m^2) estimado nos experimentos com cana realizados para 2006 (a) e 2011 (b).

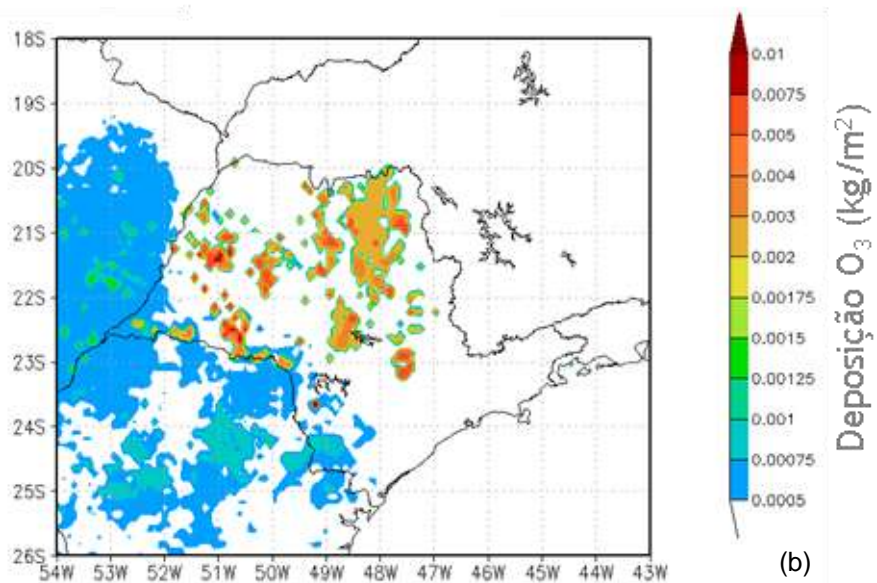
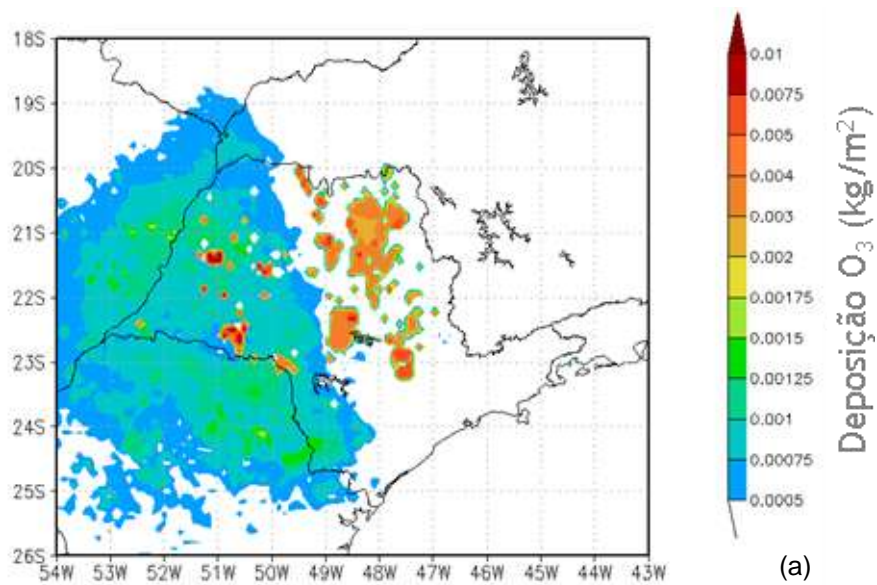


Figura 4.28 - Diferença entre a deposição seca do O_3 (em kg/m^2) estimada no experimento com cana e no experimento sem cana do ano 2006 (a) e de 2011 (b).

4.4. Avaliação dos resultados do modelo

A comparação entre os resultados do modelo e as observações de algumas das estações de qualidade do ar da CETESB, localizadas no interior do estado de São Paulo, é exemplificada nas Figuras 4.29 e 4.30. A Figura 4.29 apresenta o ciclo diurno médio mensal da razão de mistura do NO_x e a Figura 4.30 mostra o ciclo diurno médio mensal da razão de mistura do O_3 , em seis localidades no interior de SP, no mês de julho de 2011. Estas figuras representam o padrão típico observado, sobretudo, nos meses de inverno.

De um modo geral, as primeiras horas do ciclo diurno do NO_x foram bem representadas nos resultados do modelo. Por outro lado, os valores noturnos da razão de mistura do NO_x mostraram-se subestimados, porém ainda dentro do desvio padrão da média. Os resultados indicaram que a presença de fontes locais de emissão significativa de NO_x (provavelmente veiculares), no final da tarde, influenciou os resultados das medidas em diferentes estações da CETESB. Contudo, não foi representada com êxito nas simulações numéricas, principalmente em virtude da resolução espacial de 10 km empregada, conforme ilustra a Figura 4.31. Entretanto, nota-se uma exceção no que se refere aos resultados de Piracicaba, os quais mostram que o modelo representou satisfatoriamente o ciclo diurno de NO_x nesta localidade, inclusive à noite (Figura 4.29).

Apesar de estimadas adequadamente no período noturno pelo modelo, em geral, as razões de mistura do O_3 foram subestimadas no horário de pico (Figura 4.30). Provavelmente, isto ocorreu devido à insuficiente representação de algumas fontes locais de NO_x , no modelo, como indicado na comparação dos resultados alcançados para o NO_x .

Ressalta-se, ainda, que na maioria dos casos em que os valores modelados das razões de mistura de NO_x e O_3 foram subestimados ou superestimados, os mesmos se encontravam dentro dos desvios padrões dos dados observados das estações de qualidade do ar.

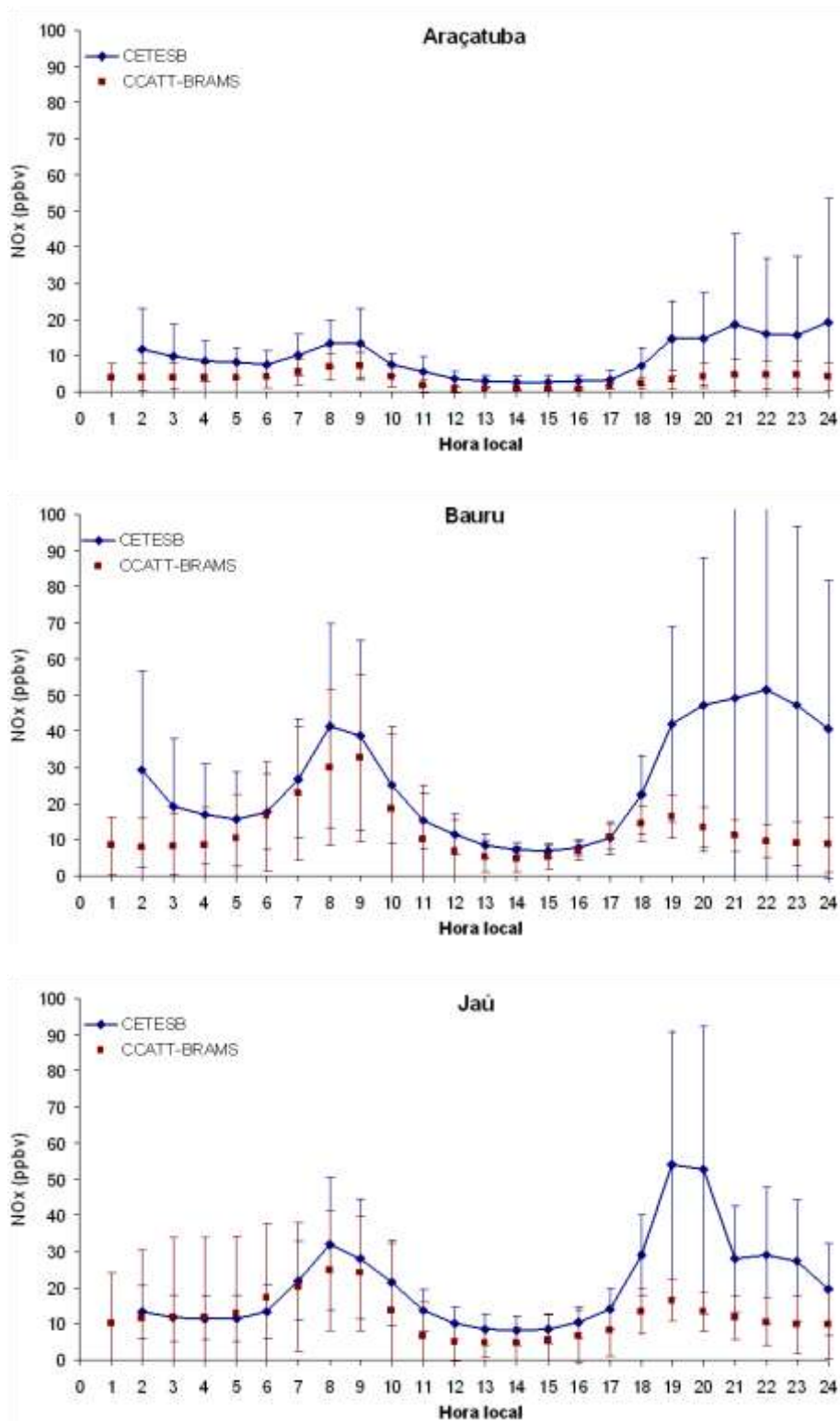


Figura 4.29 - Média horária mensal da razão de mistura do NO_x (ppbv), em julho de 2011. Comparação entre os dados das estações da CETESB e os resultados do modelo CCATT-BRAMS. (Continua)

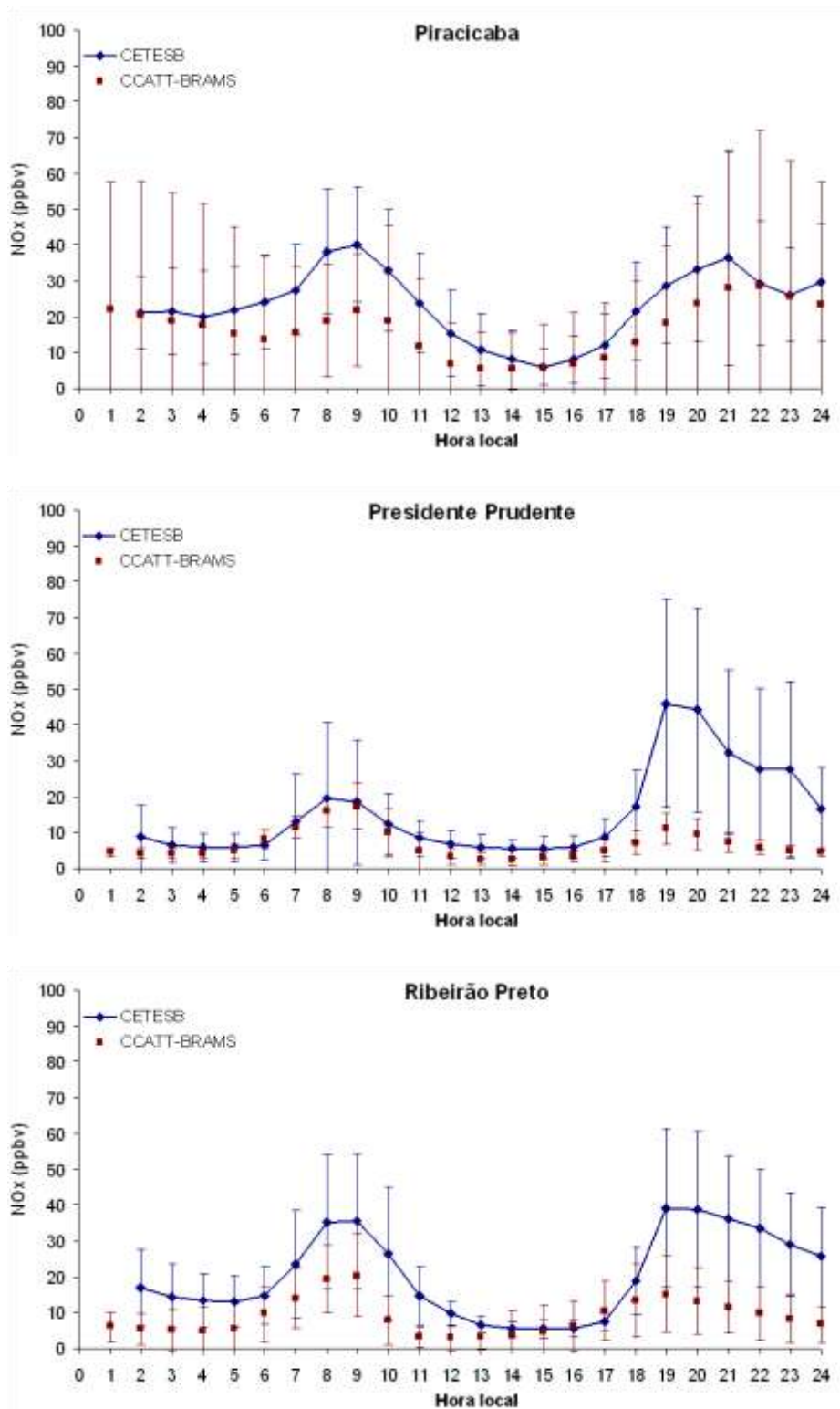


Figura 4.29 - Conclusão.

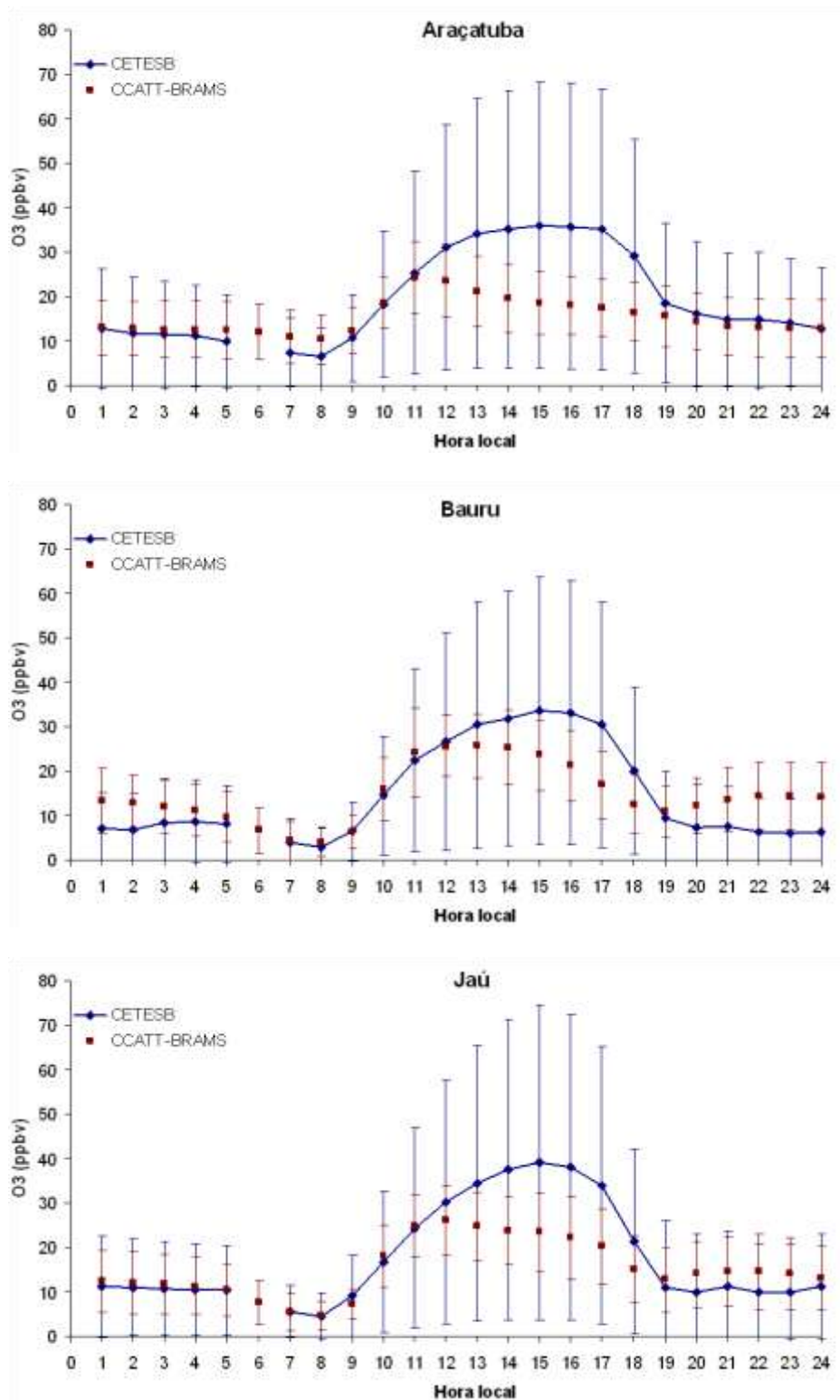


Figura 4.30 - Média horária mensal da razão de mistura do O₃ (ppbv), em julho de 2011. Comparação entre os dados das estações da CETESB e os resultados do modelo CCATT-BRAMS. (Continua)

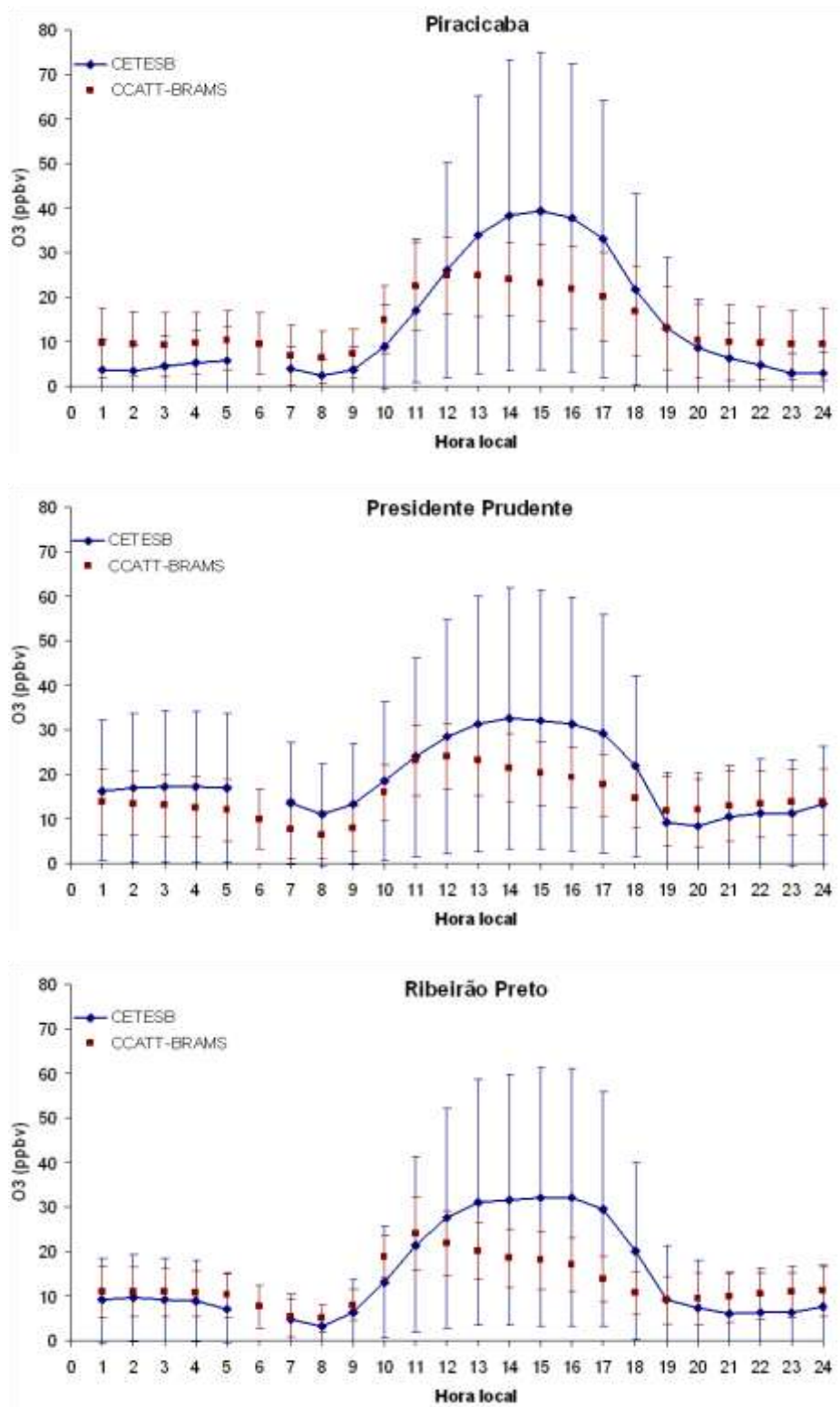


Figura 4.30 - Conclusão.

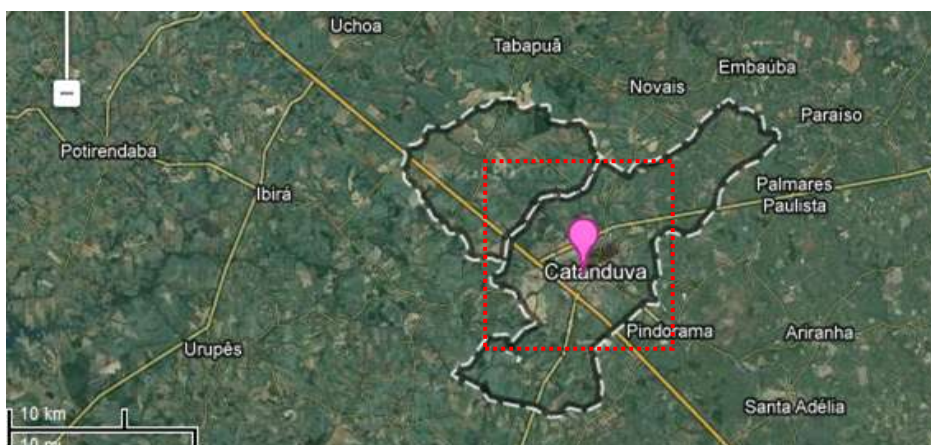


Figura 4.31 - Localização da estação de qualidade do ar de Catanduva. Destaca-se que um pixel da grade do modelo (10 km x 10 km, em vermelho) pode incorporar uma área ampla, o que dificulta a representação das emissões de algumas fontes locais captadas em estações. Fonte: Adaptado de Google Maps (2013).

Observa-se que as estações de qualidade do ar são medidas pontuais e, não necessariamente, representativas de uma dada região. Assim, a escolha da sua localização possui fundamental importância, visto que algumas fontes (como, por exemplo, vias) podem influenciar significativamente as medidas das concentrações de poluentes registradas nestas estações, em especial para o NO_x . Ainda, a resolução espacial de 10 km empregada neste estudo é adequada para estudos representativos da média. Contudo, recomenda-se uma resolução mais fina para estudos nos quais as informações pontuais podem impactar consideravelmente suas análises.

A comparação realizada entre os resultados do modelo obtidos para os anos 2006 e 2011 e os dados das estações meteorológicas de superfície (METAR, PCDs e SYNOP), localizadas na região sudeste do Brasil, é exemplificada nas Figuras 4.32 e 4.33. A Figura 4.32 mostra o viés da temperatura (K) estimado para os meses de março e julho de 2006. Enquanto que a Figura 4.33 mostra o viés da temperatura (K) estimado para os meses de março e setembro de 2011. Foi considerada a temperatura a 2 metros da superfície estimada pelo modelo. De um modo geral, o erro médio da diferença entre os valores

modelados e valores observados, mensalmente, apresentou uma subestimativa em torno de 1 K. Padrão semelhante foi observado em outros meses, tanto em 2006 quanto em 2011. As maiores diferenças ocorridas em alguns locais podem estar associadas à umidade solo inicial usada pelo modelo, bem como à caracterização dos parâmetros biofísicos dos biomas da região.

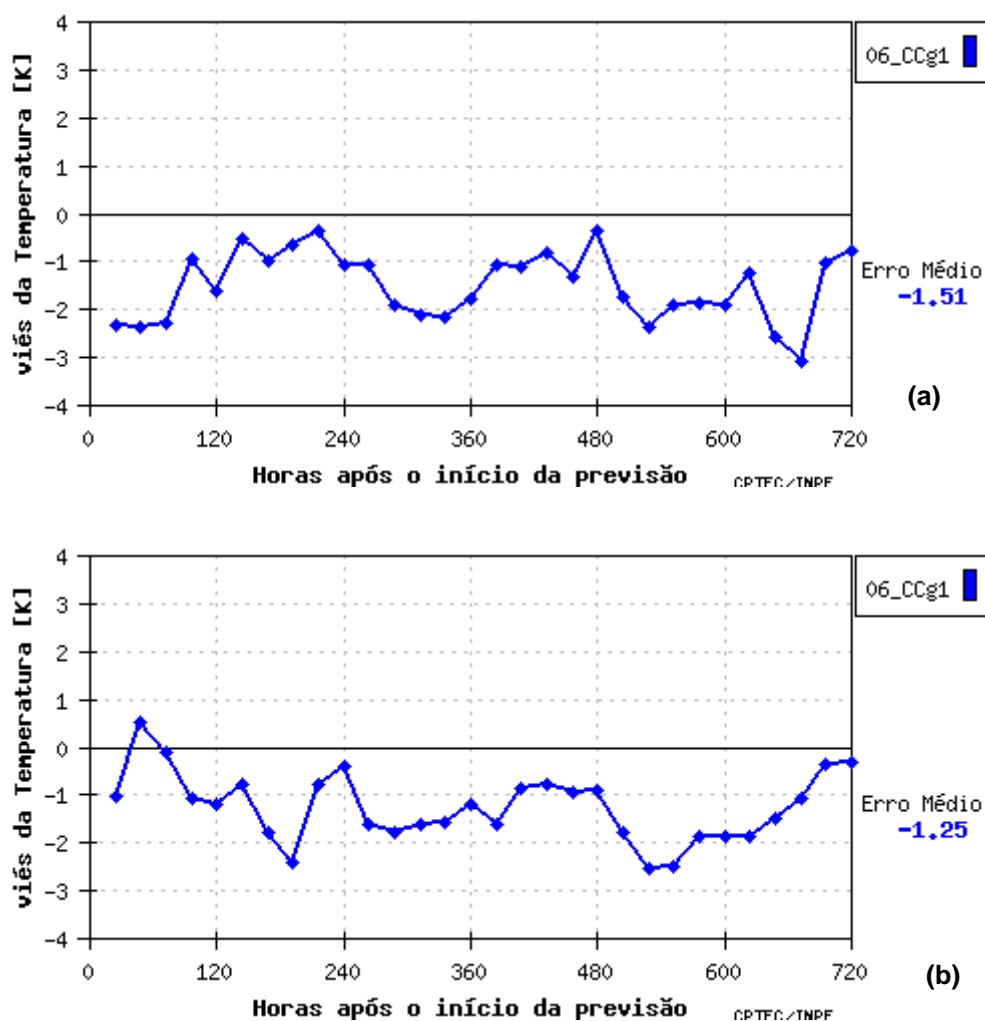


Figura 4.32 - Viés da temperatura (K) estimado a partir da comparação entre os resultados do modelo e de 28 estações meteorológicas SYNOP localizadas na região sudeste (Figura 4.20), em março (a) e julho (b) de 2006.

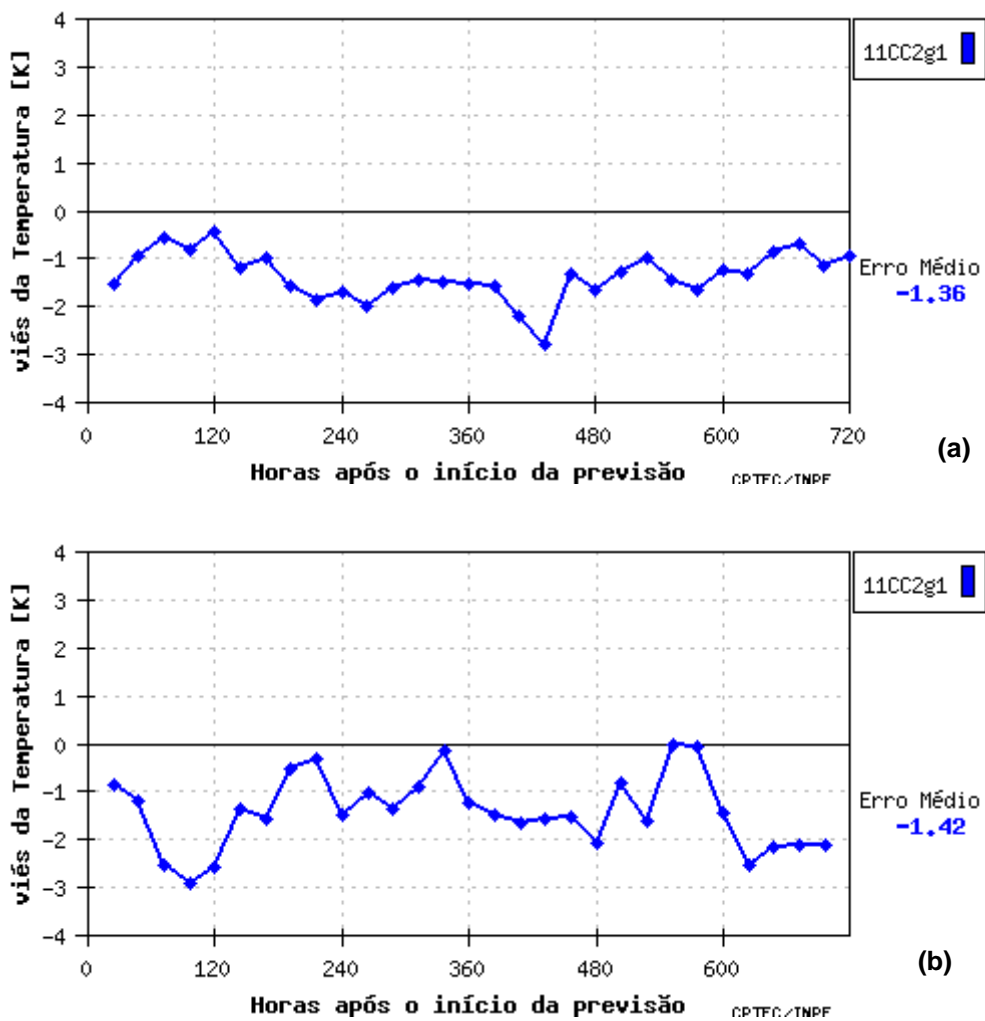


Figura 4.33 - Viés da temperatura (K) estimado a partir da comparação entre os resultados do modelo e de (a) 41 estações meteorológicas METAR, 74 SYNOP e 98 PCDs do INMET em março, e de (b) 42 estações meteorológicas METAR, 74 SYNOP e 112 PCDs do INMET em setembro, de 2011.

Realizou-se, também, a comparação entre os resultados do modelo e os dados observados em algumas estações localizadas no interior do estado de São Paulo, no que se refere ao ciclo diurno da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) nos meses de julho, agosto e setembro de 2011 (Figuras 4.34 a 4.38). Observa-se que a variação do ciclo diurno da temperatura foi bem representada pelo modelo. Além disso, em geral, o erro médio da diferença entre os valores observados e os valores modelados apresentou uma subestimativa em torno de 1°C .

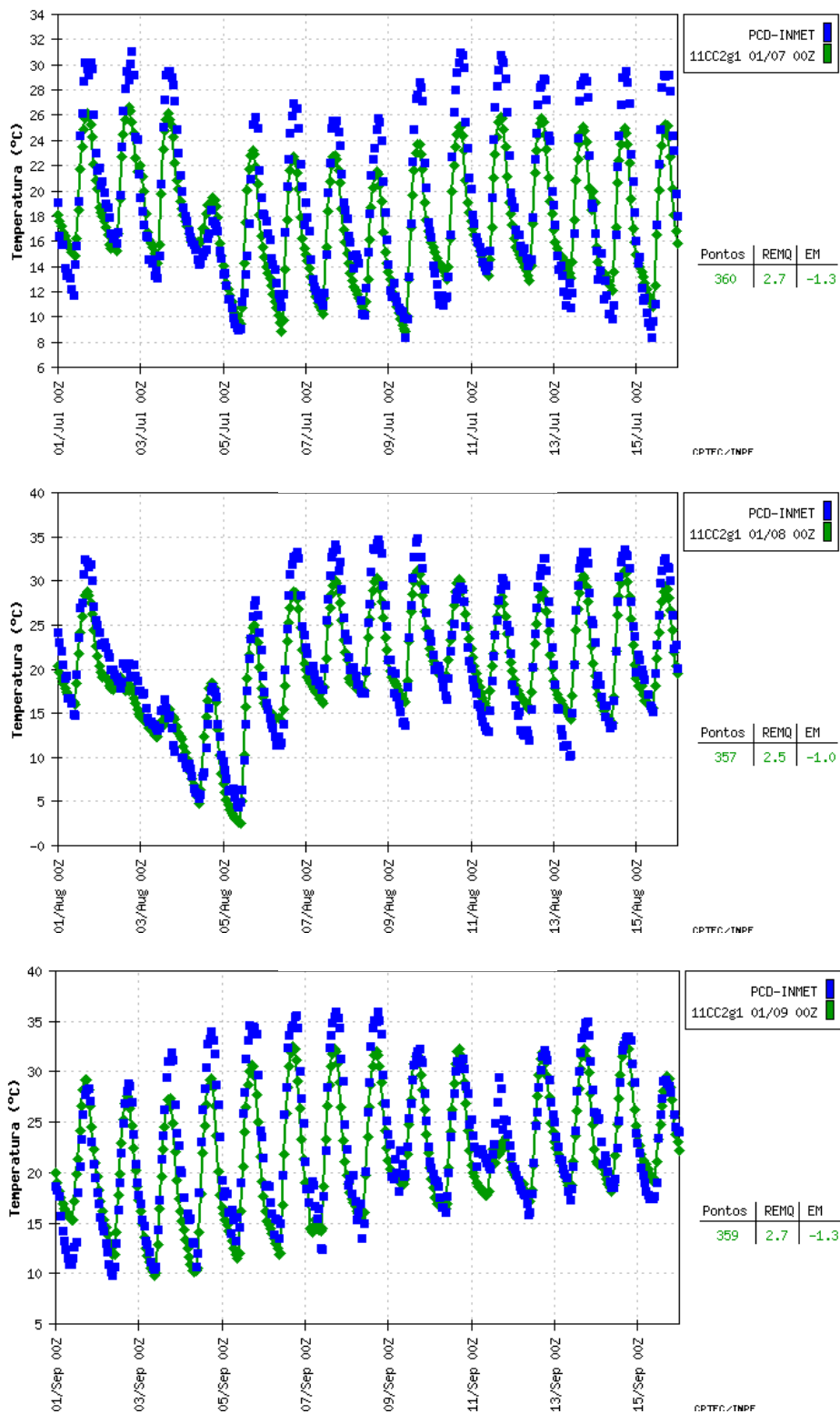


Figura 4.34 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Barretos (A7216), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias de julho, agosto e setembro de 2011.

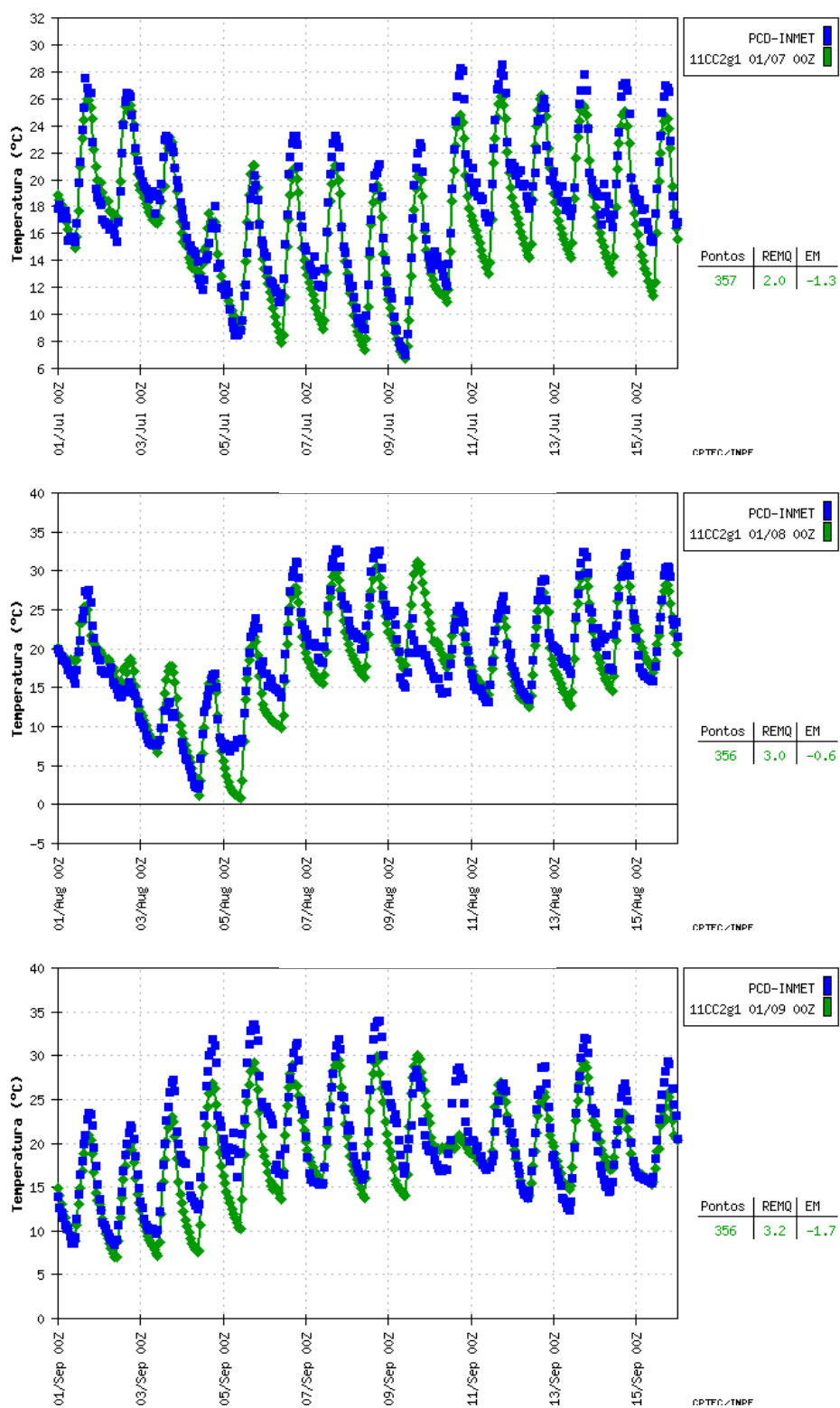


Figura 4.35 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Bauru (A705), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias dos meses de julho, agosto e setembro de 2011.

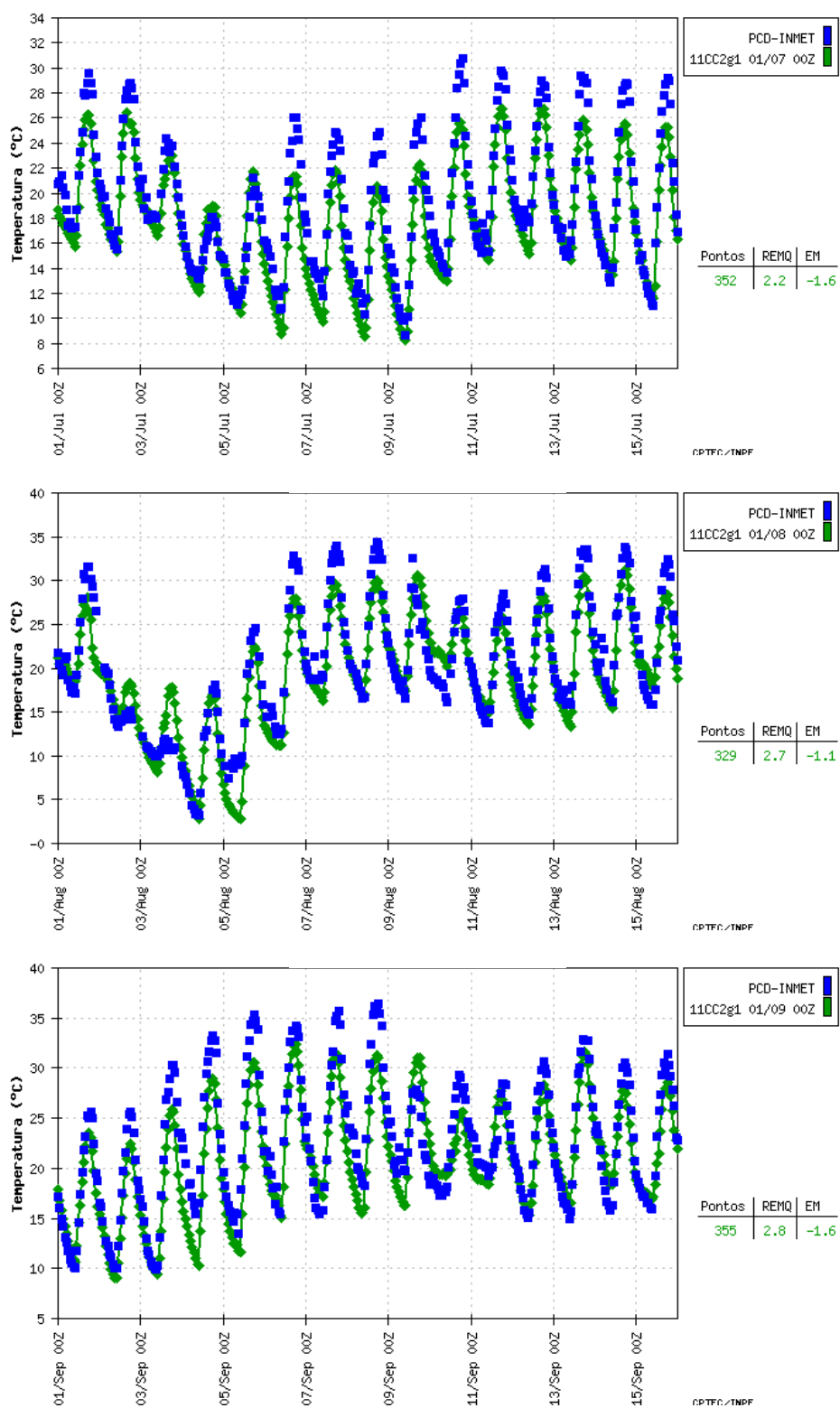


Figura 4.36 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Lins (A727), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias dos meses de julho, agosto e setembro de 2011.

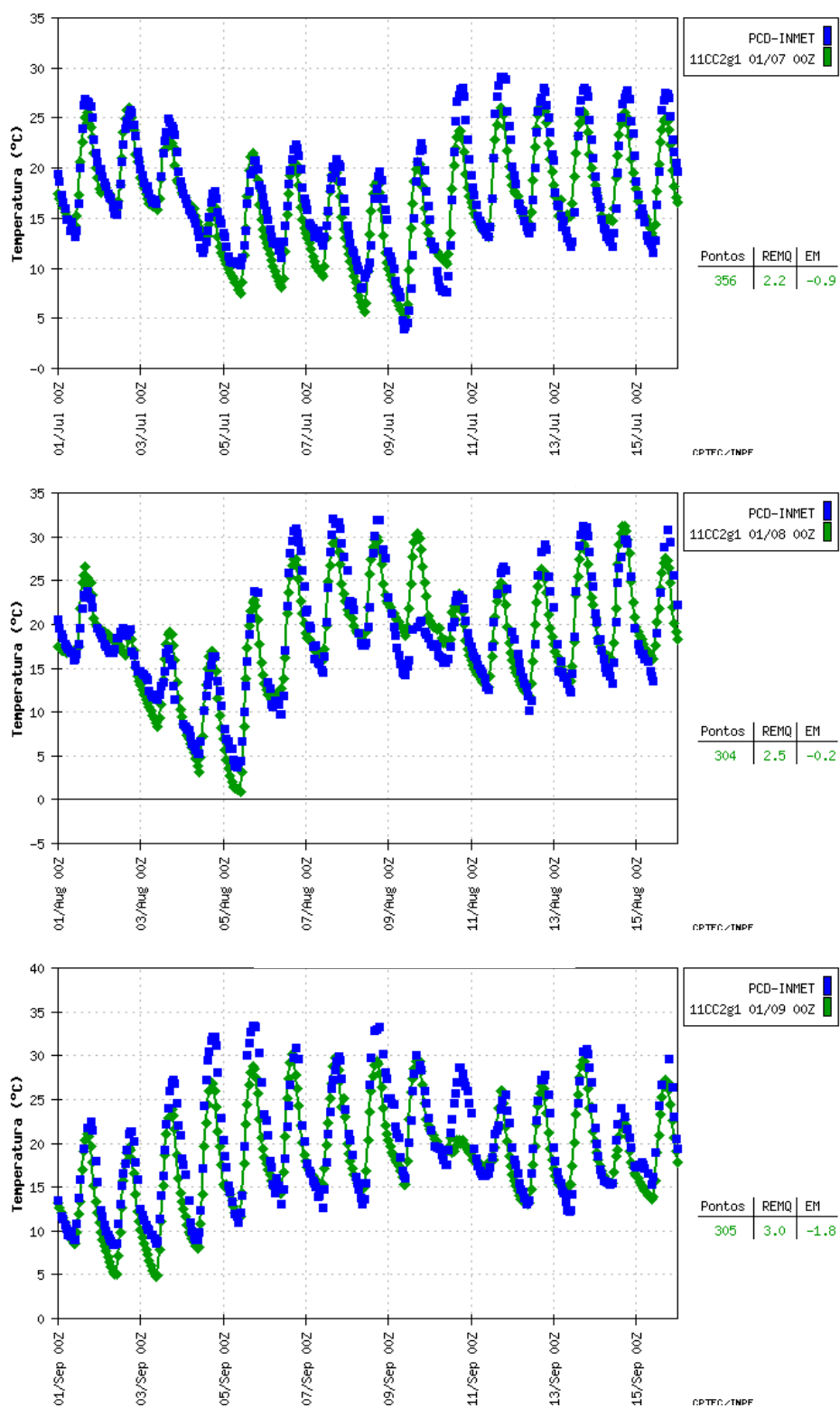


Figura 4.37 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Piracicaba (A726), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias de julho, agosto e setembro de 2011.

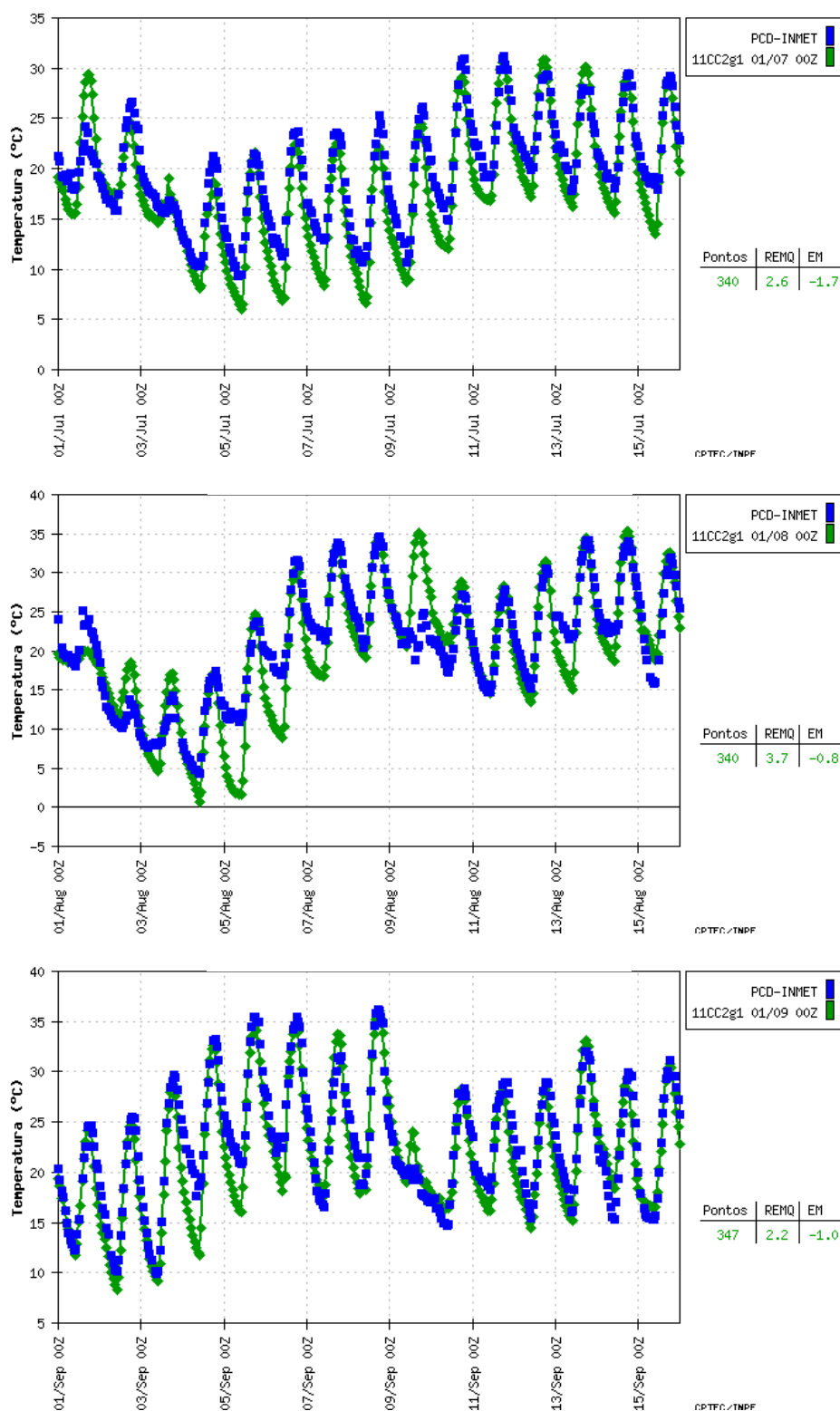


Figura 4.38 - Comparação entre os resultados do modelo, em verde, e da estação meteorológica de Presidente Prudente (A707), em azul, para a temperatura do ar (°C), nos primeiros 15 dias de julho, agosto e setembro de 2011.

4.5. Conclusões parciais

Os resultados do modelo CCATT-BRAMS mostraram que, com uma configuração de grade com 10 km de resolução espacial, é possível simular consistentemente o ciclo diurno e a variabilidade mensal dos principais poluentes considerados neste trabalho: CO, NO_x e O₃. Entretanto, as observações de NO_x realizadas, em geral, próximas de vias com intensa circulação de veículos automotores não são representativas da região de estudo, devido a sua alta reatividade química. Portanto, a resolução espacial de 10 km empregada neste estudo é adequada para estudos representativos da média espacial nesta escala de análise e sua correspondente média temporal. Contudo, recomenda-se uma resolução mais fina para estudos nos quais as informações pontuais podem impactar consideravelmente as análises.

Os padrões de circulação atmosférica sobre o estado de São Paulo são fatores determinantes na formação e na distribuição espacial do ozônio incrementado à atmosfera em decorrência da queima da palha da cana-de-açúcar, por atuarem no transporte dos seus precursores emitidos para a atmosfera durante a combustão desta biomassa. Salienta-se que a maior parte das localidades com frequente ocorrência de razões de mistura elevadas para o O₃, no interior de SP, ainda não possuem estações para o monitoramento da qualidade do ar.

Os resultados desta etapa do trabalho indicaram, ainda, que os efeitos das emissões associadas à prática da queima da palha da cana-de-açúcar podem exceder a escala local e afetar também a composição química da atmosfera em estados vizinhos, em especial, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná. Todavia, apontaram um decréscimo da contribuição da queima da palha da cana na concentração de poluentes na atmosfera no ano 2011 em relação a 2006, compatível com a diminuição das emissões decorrente da redução da prática da colheita com queima no estado de São Paulo.

5 CONCLUSÕES GERAIS E PERSPECTIVAS

O Brasil é o segundo maior produtor de etanol do mundo, usando a cana-de-açúcar como principal matéria-prima. No entanto, os impactos das emissões de poluentes para a atmosfera associadas às práticas de manejo utilizadas na produção desta cultura sobre a qualidade do ar ainda são insuficientemente explorados. Neste sentido, o uso de inventários de emissões é uma ferramenta fundamental na avaliação destes impactos. Contudo, até o momento, este tipo de informação para emissões em plantações de cana-de-açúcar era escasso no Brasil. Esta pesquisa buscou colaborar para o preenchimento desta lacuna e as informações geradas correspondem a uma importante contribuição para a avaliação destes impactos.

Os fatores de emissões de gases traço e material particulado e o fator de combustão para a queima da palha da cana-de-açúcar, estimados neste trabalho, bem como as informações acerca do processo de combustão, mostraram-se de grande importância para a estimativa de emissões pela queima desta biomassa. Os valores médios dos fatores de emissão (g kg^{-1} de biomassa seca queimada) estimados correspondem a 1303 ± 218 para CO_2 , 65 ± 14 para CO, $1,5 \pm 0,4$ para NO_x , 16 ± 6 para UHC e $2,6 \pm 1,6$ para $\text{PM}_{2.5}$. Nas queimas da palha da cana-de-açúcar realizadas em laboratório, observou-se a forte predominância da fase de chamas em relação à fase de brasas, entretanto com a emissão de NO_x da ordem de 50% inferior as emissões relativas à queima de resíduos agrícolas. Finalmente, demonstrou-se a importância do fator umidade das amostras da biomassa no processo de combustão (com destaque para o uso de amostras com teor de umidade mais baixo, inferior a 20%, e de amostras com teor de umidade próximo a 50%), com impactos na duração absoluta e relativa das fases de chama e brasas, e emissões associadas. Pretende-se com estas informações, geradas em experimentos que pretenderam aproximar tanto quanto possível das condições de queima em campo, contribuir para a geração de inventários de emissões, a

fim de que se sejam mais realísticos e, conseqüentemente, resultem na melhoria dos resultados da modelagem da qualidade do ar.

Os inventários de emissões anuais (de 2006 a 2011) para a queima da palha da cana-de-açúcar, no estado de São Paulo, gerados neste trabalho por meio de abordagens distintas com o uso integrado de sensoriamento remoto e modelagem numérica, mostraram que os sensores a bordo de satélites possuem limitações no que diz respeito à detecção e ao monitoramento de focos de queimadas em plantações de cana, em virtude das características inerentes a este tipo de queima de biomassa, que podem acarretar na subestimativa da área queimada. Por outro lado, a nova metodologia proposta, a qual faz uso de mapeamentos gerados a partir de sensoriamento remoto, permitiu a geração de emissões mais realísticas com estimativas baseadas nas áreas efetivamente queimadas. Os valores médios estimados (Gg/ano) para as emissões no estado de São Paulo de 2006 a 2011 foram 1.130 ± 152 para CO, 26 ± 4 para NO_x, 16 ± 2 para CH₄, 45 ± 6 para PM_{2,5}, 120 ± 16 para PM₁₀, 22.657 ± 3056 para CO₂, 2 para N₂O e 154 ± 21 para NMHC.

Os resultados deste trabalho mostraram, ainda, que a expansão do cultivo de cana-de-açúcar, no estado de São Paulo, não resulta no aumento das emissões de poluentes para a atmosfera, nos últimos anos, visto que a queima da palha da cana-de-açúcar tem sido reduzida apesar da expansão em área desta cultura. Ao contrário, a redução na área colhida com queima no período entre 2006 e 2011, resultou em uma redução da ordem 34% das emissões de poluentes associadas a esta prática. Os resultados dos estudos de modelagem numérica realizados nesta pesquisa para os anos de 2006 e 2011 indicaram um impacto importante na melhora da qualidade no ar, relativo à redução das emissões, na circunvizinhança dos canaviais para os poluentes primários e, regionalmente, para poluentes secundários como o O₃.

Resultados recentes do projeto Canasat mostram uma nova redução significativa para a safra 2012/13 (da ordem 360 mil hectares – CANASAT,

2013) na área colhida com queima foi observada, o que trás perspectivas muito positivas quanto à redução das emissões. Há, portanto, um indicativo claro de que as medidas tomadas pelo governo, por meio do Protocolo “Etanol Verde”, para reduzir as emissões da queima da palha de cana no estado de São Paulo estejam se tornando eficazes.

Os resultados alcançados neste trabalho indicam que a implementação do Protocolo “Etanol Verde” e sua adesão pelos produtores estão se tornando eficazes na redução das emissões da queima da palha de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. Contudo, o etanol de cana-de-açúcar tem recebido cada vez mais atenção como uma alternativa aos combustíveis derivados do petróleo, no setor de transportes, havendo ainda um grande potencial para a expansão da produção desta cultura no Brasil. Deste modo, existe a necessidade de se monitorar a efetividade das políticas para a mitigação das queimadas em canaviais, sobretudo na qualidade do ar. Neste sentido, um exemplo de uma importante perspectiva para este trabalho corresponde à geração de cenários de emissões de gases traço e material particulado, associadas à produção e ao uso do etanol de cana-de-açúcar, sobretudo para o estado de São Paulo e vizinhanças, com enfoque para as emissões provenientes do consumo de combustíveis e da queima da palha da cana-de-açúcar, para os próximos anos.

Além de fornecer informações que poderão auxiliar no conhecimento dos impactos das emissões pela queima da palha da cana-de-açúcar na qualidade do ar, espera-se que os resultados deste trabalho e seus desdobramentos possam beneficiar os estudos no campo da saúde pública e impactos na produtividade agrícola. Deste modo, mais uma importante perspectiva para este trabalho corresponde à geração e aplicação de produtos, como os gerados no presente estudo, que possam ser usados em mapeamentos e análises de risco, por exemplo, a fim de identificar os municípios mais atingidos e mais prejudicados no que se refere aos impactos da qualidade do ar na vida

dos habitantes e impactos na produção agrícola, servindo como um subsídio à tomada de decisões.

Finalmente, a metodologia adotada neste trabalho para a estimativa de emissões, com base em mapeamentos das áreas efetivamente queimadas, poderá ser também empregada em estudos que não dispõem de uma base de dados de produtos de fogo como, por exemplo, aqueles que visam à geração de cenários futuros de emissões de poluentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMI, M.; MELLO, M. P.; AGUIAR, D. A.; RUDORFF, B. F. T.; SOUZA, A. F. A web platform development to perform thematic accuracy assessment of sugarcane mapping in south-central Brazil. **Remote Sensing**, v. 4, p. 3201-3214, 2012.

AGUIAR, D. A.; RUDORFF, B. F. T.; SILVA, W. F.; ADAMI, M.; MELLO, M. P. Remote sensing images in support of environmental protocol: Monitoring the sugarcane harvest in São Paulo State, Brazil. **Remote Sensing**, v. 3, p. 2682-2703, 2011.

AKAGI, S.K.; YOKELSON, R.J.; WIEDINMYER, C.; ALVARADO, M.J.; REID, J.S.; KARL, T.; CROUNSE, J.D.; WENNERBERG, P.O. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 11, p. 4039-4072, 2011.

ALLEN, A. G.; CARDOSO, A. A.; DA ROCHA, G. O. Influence of sugar cane burning on aerosol soluble ion composition in southeastern Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 5025-5038, 2004.

ALONSO, M. F.; LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; FONSECA, R. M.; MARÉCAL, V.; PIRRE, M.; KLENNER, L. G. An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modeling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 5072-5083, 2010.

ALVES, L. M.; COELHO, C. A. S.; MELO, A. B. C.; PESQUERO, J. F. **Síntese climática anual: condições climáticas observadas no Brasil em 2009**. Cachoeira Paulista: CPTEC-INPE, 2009, 13 p. Disponível em: <<http://clima1.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 24 fev. 2012.

ANDREAE, M.O. Biomass burning: Its history, use and distribution and its impact on environmental quality and global climate. In: LEVINE, J. S., (ed.). **Global biomass burning: atmospheric, climatic and biospheric implications**. Cambridge, MA, USA: MIT Press, 1991. p. 3-21.

ANDREAE, M.O.; MERLET, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global Biogeochemistry Cycles**, v. 15, p. 955-966, 2001.

ARAÚJO, R. D. **Modelagem das mudanças no uso do solo em áreas de cultivo de cana-de-açúcar**. 2010. 114 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2010.

ARBEX, M. A.; CANÇADO, J. E. D.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F.; SALDIVA, P. H. N. Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 30, n. 2, p. 158-175, 2004.

ARBEX, M. A.; MARTINS, L. C.; OLIVEIRA, R. C.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, F. F.; CANÇADO, J. E. D.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F. Air pollution from biomass burning and asthma hospital admissions in a sugar cane plantation area in Brazil. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 61, p. 395-400, 2007.

ARBEX, M. A.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. Impact of outdoor biomass air pollution on hypertension hospital admissions. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 64, n. 7, p. 573-579, 2010.

ARTAXO, P.; MARTINS, J.; YAMASOE, M.; PROCÓPIO, A.; PAULIQUEVIS, T.; ANDRAE, M.; GUYON, P.; GATTI, L.V.; LEAL, A.M.C. Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry season in Rondônia, Amazonia. **J. Geophys. Res.**, v. 107, p. 8081-8095, 2002.

ASSOCIAÇÃO DOS FORNECEDORES DE CANA DE PIRACICABA (AFOCAPI). **Comunicado de Queima**. Disponível em: <<http://www.cana.com.br/afocapi/ComunicadoQueima12.asp>>. Acesso em: 30 abr. 2012.

BAUCUM, L. E.; RICE, R. W. **An overview of Florida sugarcane**. Gainesville, FL, USA: University of Florida IFAS Extension, 1992 (SS-AGR-232).

BOLETINS CLIMANÁLISE – CPTEC/INPE. 2013. Disponível em: <<http://www6.cptec.inpe.br/revclima/boletim/>>. Acesso em: 23 jan. 2013.

CÂMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J. Spring: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v. 20, p. 395-403, 1996.

CANASAT. **Sugarcane crop monitoring in Brazil by Earth observing satellite images**. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/en/>>. Acesso em: 30 jan. 2013.

CANÇADO, J. E. D. **A poluição atmosférica e sua relação com a saúde humana na região canavieira de Piracicaba - SP**. 2003. 201 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo (USP), São Paulo. 2003.

CANÇADO, J. E. D.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; LARA, L. B. L. S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L. A.; ARBEX, M. A.; ZANOBETTI, A.; BRAGA, A. L. F. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. 5, p. 725-729, 2006.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA (CEPAGRI). **Clima dos municípios paulistas**. Campinas.

Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 15 out. 2012.

CHEN, L.W.A.; VERBURG, P.; SHACKELFORD, A.; ZHU, D.; SUSFALK, R.; CHOW, J.C.; WATSON, J.G. Moisture effects on carbon and nitrogen emission from burning of wildland biomass. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 10, p. 6617-6625, 2010.

CHRISTIAN, T.J.; KLEISS, B.; YOKELSON, R.J.; HOLZINGER, R.; CRUTZEN, P.J.; HAO, W.M.; SAHARJO, B.H.; WARD, D.E. Comprehensive laboratory measurements of biomass-burning emissions: 1. Emissions from Indonesian, African, and other fuels. **J. Geophys. Res.**, v. 108, p. 4719-4732, 2003.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo, 1996**. São Paulo, 1997.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Estimativa de emissão dos gases de efeito estufa na queima de resíduos agrícolas no Estado de São Paulo: 1990 a 2008**. São Paulo, 2011, 25 p.

Disponível em:

<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/mudancasclimaticas/geesp/file/docs/consulta/relatorios/residuos_agricolas.pdf>. Acesso em: 15 out. 2012.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar (segundo levantamento)**. Brasília, 2010, 15 p.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar (segundo levantamento)**. Brasília, 2011, 21 p.

CRASSIER, V.; SUHRE, K.; TULET, P.; ROSSET, R. Development of a reduced chemical scheme for use in mesoscale meteorological models. **Atmos. Environ.**, v. 34, p. 2633-2644, 2000.

DA ROCHA, G. O.; ALLEN, A. G.; CARDOSO, A. A. Influence of agricultural biomass burning on aerosol size distribution and dry deposition in Southeastern Brazil. **Environ. Sci. Technol.**, v. 39, p. 5293-5301, 2005.

DERWENT, R.; SIMMONDS, P.; O'DOHERTY, S.; MANNING, A.; COLLINS, W.; STEVENSON, D. Global environmental impacts of the hydrogen economy. **International Journal of Nuclear Hydrogen Production and Applications**, v. 1, n. 1, 2006.

DICKINSON, R. E.; HENDERSON-SELLERS, A.; KENNEDY, P. J.; WILSON; M. F. **Biosphere-atmosphere transfer scheme for the NCAR community**

climate model. Boulder, CO: NCAR Technical Report, 1986. 69p. (NCAR/TN-275+STR) 1986.

DIVISÃO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS (DPI). **Queimadas – vegetation fires.** Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas/ajuda1.html>>. Acesso em: 15 out. 2012.

FLORENTINO, H. O.; MORENO, E. V.; SARTORI, M. M. P. Multiobjective optimization of economic balances of sugarcane harvest biomass. **Sci. Agric.**, v. 65, p. 561-564, 2008.

FRANÇA, D. A.; LONGO, K. M.; NETO, T. G. S.; SANTOS, J. C.; FREITAS, S. R.; RUDORFF, B. F. T.; CORTEZ, E. V.; ANSELMO, E.; CARVALHO, J. A. JR. Pre-harvest sugarcane burning: Determination of emission factors through laboratory measurements. **Atmosphere**, v. 3, n. 1, p. 164-180, 2012.

FREITAS, S. R. **Modelagem numérica do transporte e das emissões de gases traços e aerossóis de queimadas no cerrado e floresta tropical da América do Sul.** 1999. 204p. Tese (Doutorado em Física Aplicada) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

FREITAS, S. R.; LONGO, K.; SILVA DIAS, M.; SILVA DIAS, P.; CHATFIELD, R.; PRINS, E.; ARTAXO, P.; GRELL, G.; RECUERO, F. Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. **Environmental Fluid Mechanics**, v. 5, p. 135-167, 2005.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; CHATFIELD, R.; LATHAM, D.; SILVA DIAS, M. A. F.; ANDREAE, M. O.; PRINS, E.; SANTOS, J. C.; GIELOW, R.; CARVALHO Jr., J. A. Including the sub-grid scale plume rise of vegetation fires in low resolution atmospheric transport models. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 7, p. 3385-3398, 2007a.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; SILVA DIAS, M.; CHATFIELD, R.; SILVA DIAS, P.; ARTAXO, P.; ANDREAE, M. O.; GRELL, G.; RODRIGUES, L. F.; FAZENDA, A. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) - Part 1: Model description and evaluation. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, v. 7, p. 8525-8569, 2007b.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; RODRIGUES, L. F. Modelagem numérica da composição química da atmosfera e seus impactos no tempo, clima e qualidade do ar. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, p. 188-207, 2009.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; TRENTMANN, J.; LATHAM, D. Technical Note: Sensitivity of 1-D smoke plume rise models to the inclusion of environmental wind drag. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 10, p. 585-594, 2010.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; ALONSO, M. F.; PIRRE, M.; MARECAL, V.; GRELL, G.; STOCKLER, R.; FONSECA, R. M.; GÁCITA, M. S. PREP-CHEM-SRC – 1.0: a preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. **Geoscientific Model Development**, v. 4, p. 419-433, 2011.

FUNDAÇÃO DE CIÊNCIA, APLICAÇÕES E TECNOLOGIA ESPACIAIS (FUNCATE); COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Emissões do setor de uso da terra, mudança do uso da terra e florestas**: relatório de referência. São Paulo: CETESB, 2012. 120p.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (SEADE). **População e estatísticas vitais**. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/>>. Acesso em: 15 out. 2012.

GARCIA, J. C. C.; SPERLING, E. V. Emissão de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol: estimativa nas fases de agricultura e industrialização em Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 217-222, 2010.

GIGLIO, L.; DESCLOITRES, J.; JUSTICE, C. O.; KAUFMAN, Y. J. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, p. 273-282, 2003.

GLOBO. **Portal G1: Piracicaba e Região**, 17 out. 2012. Disponível em: <<http://g1.globo.com/sp/piracicaba-regiao/noticia/2012/10/numero-de-pessoas-casadas-em-piracicaba-supera-media-nacional.html>> Acesso em: 20 maio 2013.

GUENTHER, A.; KARL, T. HARLEY, P.; WIEDINMER, 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.

HOBBS, P.V.; REID, J.S.; HERRING, J.A.; NANCE, J.D.; WEISS, R.E.; ROSS, J.L.; HEGG, D.A.; OTTMAR, R.D.; LIOUSSE, C. Particle and trace-gas measurements in smoke from prescribed burns of forest products in the Pacific Northwest. In: LEVINE, J. S. (Ed.). **Biomass Burning and Global Change**. New York, NY, USA: MIT Press, 1996. v. 1, p. 697-715.

INSIDECOSTARICA. **Sugar Cane Burning Bothers Alajuela Neighbours**, 11 April 2011. Disponível em: <<http://insidecostarica.com/dailynews/2011/april/11/costarica11041103.htm>> Acesso em: 04 dez. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Indicadores**. Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/home/mapa_site/mapa_site.php#indicadores>. Acesso em: 02 jun. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estados@**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat>>. Acesso em: 15 out. 2012.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Revised IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: reference manual. Bracknell: IPCC, 1996. 3 v.

EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006.

JACOB, D. Heterogeneous chemistry and tropospheric ozone. **Atmospheric Environment**, v. 34, n. April 1998, 2000.

LARA, L. L.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B.; VICTORIA, R. L.; FERRAZ, E. S. B. Properties of aerosols from sugar-cane burning emissions in Southeastern Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 4627-4637, 2005.

LE CANUT, P.; ANDREAE, M.O.; HARRIS, G.W.; WIENHOLD, F.G.; ZENKER, T. Airborne studies of emissions from savanna fires in southern Africa: 1. Aerosol emissions measured with a laser optical particle counter. **J. Geophys. Res.**, v. 101, p. 23615-23630, 1996.

LEE, T. J. **The impact of vegetation on the atmospheric boundary layer and convective storms**. Fort Collins: Atmospheric Science Paper, n. 509, 137 p. 1992.

LEE, T. J.; MIELKE JR., P.W. Modeling the clear-sky surface energy budget during FIFE87. **J. Geophys. Res.**, n. 100, p. 25585-25593. 1995.

LEITE, R. C. C.; LEAL, M. R. L. V. O biocombustível no Brasil. **Novos Estudos CEBRAP**, v. 78, p. 15-21, 2007.

LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; ANDREAE, M. O.; YOKELSON, R.; ARTAXO, P. Biomass burning in Amazonia: Emissions, long-range transport of smoke and its regional and remote impacts. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; SILVA DIAS, P. (Ed.). **Amazonia and global change**. Washington, DC, USA: American Geophysical Union, 2009.

LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; ANDREAE, M. O.; SETZER, A.; PRINS, E.; ARTAXO, P. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS)

– Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, p. 5785-5795, 2010.

LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; PIRRE, M.; MARÉCAL, V.; RODRIGUES, L. F.; PANETTA, J.; ALONSO, M. F.; ROSÁRIO, N. E.; MOREIRA, D. S.; GÁCITA, M. S.; ARTETA, J.; FONSECA, R.; STOCKLER, R.; KATSURAYAMA, D. M.; FAZENDA, A.; BELA, M. The chemistry CATT–BRAMS model (CCATT–BRAMS 4.5): a regional atmospheric model system for integrated air quality and weather forecasting and research. **Geosci. Model Dev. Discuss.**, v. 6, p. 1173-1222, 2013.

LOPES, F. S.; RIBEIRO, H. Mapeamento de internações hospitalares por problemas respiratórios e possíveis associações à exposição humana aos produtos da queima da palha de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 9, p. 215-225, 2006.

LOPES, M. L. A.; CARVALHO, L. R. F. Estimativas de Emissão de Gases Provenientes da Queima de cana-de-açúcar em Escala Regional. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 32, 2009, Fortaleza, Brasil. **Proceedings...** Fortaleza, 30 mai. - 2 jun., 2009.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. A. R. Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, p. 582-595, 2008.

MACHADO, C.M.D.; CARDOSO, A.A.; ALLEN, A.G. Atmospheric emission of reactive Nitrogen during biofuel Ethanol production. **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, p. 381-385, 2008.

MATSON, M.; DOZIER, J. Identification of subresolution high temperature sources using a thermal IR sensor. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 47, p. 1311-1318, 1981.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). **Comunicação nacional inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima**. Brasília: Coordenação Geral de Mudanças Globais de Clima, Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), 2004. 271 p.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). **Segundo inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases do efeito estufa**. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2010. 43 p.

MOHAN, P.; PONNUSAMY, D. Addressing the Challenges of Sugarcane Trash Decomposition through Effective Microbes. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON FOOD ENGINEERING AND BIOTECHNOLOGY, 2011, Bangkok, Thailand. **Proceedings...** Singapore: IPCBEE, 2011, v. 9, p. 229-233.

OPPENHEIMER, C.; TSANEV, V.I.; ALLEN, A.G.; Mc GONIGLE, A.J.S.; CARDOSO, A.A.; WIATR, A.; PATERLINI, W.; DIAS, C.M. NO₂ Emissions from agricultural burning in São Paulo, Brazil. **Environ. Sci. Technol.**, v. 38, p. 4557-4561, 2004.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.

PEREIRA, M. C.; SETZER, A. W. Spectral characteristics of deforestation fires in NOAA/AVHRR images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 3, p. 583-597, 1993.

PEUCH, V. H.; AMODEI, M.; BARTHET, T.; CATHALA, M. L.; JOSSE, B.; MICHOU, M.; SIMON, P. **MOCAGE**: modèle de chimie a grande echelle in AMA 1999. Toulouse, France: CNRM, Météo-france, 1999.

PRINS, E. M.; MENZEL, W. P. Trends in South American biomass burning detected with the GOES VAS from 1983 to 1991. **Journal of Geophysical Research**, v. 99, n. 16, p. 719-735, 1994.

PRINS, E.; FELTZ, J.; MENZEL, W.; WARD, D. An overview of GOES-8 diurnal fire and smoke results for SCAR-B and 1995 fire season in South America. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, n. D24, p. 31821-31835, 1998.

RAMANATHAN, V.; CRUTZEN, P. J.; KIEHL, J. T.; ROSENFELD, D. Aerosols, Climate, and the Hydrological Cycle. **Science**, v. 294, p. 2119-2124, 2001.

RAMANATHAN, V.; FENG, Y. Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 37-50, 2009.

RESOURCE EFFICIENT AGRICULTURAL PRODUCTION (REAP-Canada). **Ecological sugarcane farming**: from sugarcane monoculture to agro-ecological village. Disponível em: <http://www.reap-canada.com/international_dev_4_3_3.htm>. Acesso em: 12 dez. 2011.

REID, J.S.; KOPPMANN, R.; ECK, T.F.; ELEUTERIO, D.P. A review of biomass burning emissions part II: Intensive physical properties of biomass burning particles. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 5, p. 799-825, 2005.

RIBEIRO, H. Queimadas de cana-de-açúcar no Brasil: efeitos à saúde respiratória. **Revista de Saúde Pública**, v. 42, p. 370-376, 2008.

RIBEIRO, H.; ASSUNÇÃO, J. V. Efeitos das queimadas na saúde humana. **Estud. Av.**, v. 16, p. 125-148, 2002.

RIPOLI, T. C. C.; RIPOLI, M. L. C. **Biomassa de cana-de-açúcar: colheita, energia e ambiente**. Piracicaba: Barros & Marques Editoração Eletrônica, 2004. 302p.

ROSEIRO, M. N.; TAKAYANAGUI, A. M. Meio ambiente e poluição atmosférica: o caso da cana-de-açúcar. **Saúde**, v. 30, n. 1-2, p. 76-83, 2004.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, p. 1057-1076, 2010.

SCHROEDER, W.; PRINS, E.; GIGLIO, L.; CSISZAR, I.; SCHIMDT, C.; MORISETTE, J.; MORTON, D. Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM+ data. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 2711-2726, 2008.

SCHULTZ, M.G.; BACKMAN, L.; BALKANSKI, Y.;BJOERNDALSAETER, S.; BRAND, R.; BURROWS, J.P.; DALSOEREN, S.; VASCONCELOS, M. DE; GRODTMANN, B.; HAUGLUSTAINE, D.A.; HEIL, A.; HOELZEMANN, J.J.; ISAKSEN, I.S.A.; KAUROLA, J.; KNORR, W.; LADSTAETTERWEIßENMAYER, A.; MOTA, B.; OOM, D.; PACYNA, J.; PANASIUK, D.; PEREIRA, J.M.C.; PULLES, T.; PYLE, J.; RAST, S. , RICHTER, A.; SAVAGE, N.; SCHULZ, M.; SPESSA, A.; STAEHELIN, J.; SUNDET, J.K.; SZOPA, S., THONICKE, K.; VAN HET BOLSCHER, M.; VAN NOIJE, T.; VAN VELTHOVEN, P.; VIK, A.F.; WITTROCK, F. **REanalysis of the TROpospheric chemical composition over the past 40 years (RETRO)** – a long-term global modeling study of tropospheric chemistry. Hamburg: Institute for Meteorology, 2007. Final Report. Report no. 48/2007 in the series Reports on Earth System Science, Max Planck.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE (SMA). **Resolução SMA nº 32, de 17 de maio de 2012**. Disponível em: <http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Repositorio/24/Documentos/Resolucao%20SMA%2032_170512.pdf>. Acesso em: 15 out. 2012.

SELLERS, P. J.; RANDALL, D. A.; COLLATZ, G. J.; BERRY, J. A.; FIELD, C. B.; DAZLICH, D. A.; ZHANG, C.; COLLELO, G. D.; BOUNOUA, L. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part I: Model formulation. **Journal of Climate**, v. 9, p. 676-705. 1996.

SETZER, A.; PEREIRA, M. Amazonia biomass burnings in 1987 and an estimate of their tropospheric emissions. **Ambio**, v. 20, p. 19-22, 1991.

SILVA, A.M.C.; MATTOS, I.E.; FREITAS, S.R.; LONGO, K.M.; HACON, S.S. Material particulado (PM_{2.5}) de queima de biomassa e doenças respiratórias no sul da Amazônia brasileira. **Rev. Bras. Epidemiol.**, v. 13, p. 337-351. 2010.

SMITH, K. R.; UMA, R.; KISHORE, V. V. N.; ZHANG, J.; JOSHI, V.; KHALIL, M. A. K. Greenhouse implications of household stoves: an analysis for India. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 25, p. 741-763, 2000.

SOARES NETO, T.G.S.; CARVALHO, J.A., Jr.; VERAS, C.A.G.; ALVARADO, E.C.; GIELOW, R.; LINCOLN, E.N.; CHRISTIAN, T.J.; YOKELSON, R.J.; SANTOS, J.C. Biomass consumption and CO₂, CO and main hydrocarbon gas emissions in an Amazonian forest clearing fire. **Atmos. Environ.**, v. 43, p. 438-446, 2009.

SOARES NETO, T.G.S.; CARVALHO, J.A., Jr.; CORTEZ, E.V.; AZEVEDO, R.G.; OLIVEIRA, R.A.; FIDALGO, W.R.R.; SANTOS, J.C. Laboratory evaluation of Amazon forest biomass burning emissions. **Atmos. Environ.**, v. 45, p. 7455-7461, 2011.

TSAO, C-C.; CAMPBELL, J. E.; MENA-CARRASCO, M.; SPAK, S. N.; CARMICHAEL, G. R.; CHEN, Y. Increased estimates of air-pollution emissions from Brazilian sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 1, p. 53-57, 2012.

UNIÃO DOS PRODUTORES DE BIOENERGIA (UDOP). **Destilaria Malosso: Comunicado de Queima**. Disponível em: <<http://www.udop.com.br/associadas/malosso.php>>. Acesso em: 14 nov. 2012.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **Setor sucroenergético**. 2013a. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/setor-sucroenergetico.php>>. Acesso em: 13 maio 2013.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **Documentos**. 2013b. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/documentos.php>>. Acesso em: 13 maio 2013.

URIARTE, M.; YACKULIC, C. B.; COOPER, T.; FLYNN, D.; CORTES, M.; CRK, T.; CULLMAN, G.; MCGINTY, M.; SIRCELY, J. Expansion of sugarcane production in Sao Paulo, Brazil: Implications for fire occurrence and respiratory health. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 132, p. 48-56, 2009.

VASCONCELLOS, P. C.; SOUZA, D. Z.; SANCHEZ-CCOYLLO, O.; BUSTILLOS, J. O. V.; LEE, H.; SANTOS, F. C.; NASCIMENTO, K. H.; ARAÚJO, M. P.; SAARNIO, K.; TEINILÄ, K. Determination of anthropogenic and biogenic compounds on atmospheric aerosol collected in urban, biomass burning and forest areas in São Paulo, Brazil. **Sci. Total Environ.**, v. 408, p. 5836-5844, 2010.

- VEIGA FILHO, A. A. **Comentários sobre aspectos técnicos e políticos das queimadas de cana**. 2006. Disponível em: <http://www.infobibos.com/artigos/queimadas_cana/index.htm>. Acesso em: 20 maio 2013.
- VEJAR-COTA, G.; RODRIGUEZ-DEL-BOSQUE, L.A.; CARO, A. Impact of sugarcane burning on the stalkborer *diatraea considerate* (Lepidoptera: Crambidae) and its parasitoid *macrocentrus prolificus* (Hymenoptera: Braconidae) in Western Mexico. **Southwest Entomol.**, v. 34, p. 213-217, 2009.
- WALKO R.; BAND L.; BARON J.; KITTEL F.; LAMMERS R.; LEE T.; OJIMA D.; PIELKE R.; TAYLOR C.; TAGUE C.; TREMBACK C.; VIDALE P. Coupled Atmosphere-Biophysics-Hydrology Models for Environmental Modeling, **J. Appl. Meteorol.**, v. 39, n. 6, p. 931-944, 2000.
- WALKO, R. L.; TREMBACK, C. J. **Modifications for the Transition from LEAF-2 to LEAF-3**. Colorado: ATMET Technical Note, n. 1, 13 p. 2005.
- WESELY, M. L.; HICKS, B. B. A review of the current status of knowledge on dry deposition. **Atmospheric Environment**, v. 34, p. 2261-2282, 2000.
- XU, W.; WOOSTER, M. J.; ROBERTS, G.; FREEBORN, P. New GOES imager algorithms for cloud and active fire detection and fire radiative power assessment across North, South and Central America. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 1876-1895, 2010.
- YOKELSON, R.J.; KARL, T.G.; ARTAXO, P.; BLAKE, D.R.; CHRISTIAN, T.J.; GRIFFITH, D.W.T.; GUENTHER, A.; HAO, W.M. The tropical forest and fire emissions experiment: Overview and airborne fire emission factor measurements. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 7, p. 5175-5196, 2007.
- YOKELSON, R. J.; CHRISTIAN, T. J.; KARL, T. G.; GUENTHER, A. The tropical forest and fire emissions experiment: Laboratory fire measurements and synthesis of campaign data. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, p. 3509-3527, 2008.
- ZANCUL, A. **O efeito da queimada de cana-de-açúcar na qualidade do ar da região de Araraquara**. 1998. 96 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo (USP), São Carlos. 1998.
- ZHUANG, Y.; CAO, M.; WANG, X.; YAO, H. Spatial distribution of trace-gas emissions from burning crop residue in China. In: LEVINE, J. S. (Ed.). **Biomass burning and global change**. Cambridge, MA – USA: MIT Press, 1996. v. 2, p. 764-770.

